

GUÍA PARA LA REALIZACIÓN DE PLANES DE VIGILANCIA AMBIENTAL INTEGRADOS DE CULTIVOS MARINOS INSTALADOS EN LA ZONA TERRESTRE DE LA FRANJA LITORAL DE LA COSTA DE GALICIA



ESTRATEGIA
GALLEGA
ACUICULTURA

GUÍA PARA LA REALIZACIÓN DE PLANES DE VIGILANCIA AMBIENTAL INTEGRADOS DE CULTIVOS MARINOS INSTALADOS EN LA ZONA TERRESTRE DE LA FRANJA LITORAL DE LA COSTA DE GALICIA



ESTRATEGIA
GALLEGA
ACUICULTURA



Edita: Consellería del Mar
Lugar: Santiago de Compostela
Año: 2021

Autores: Dr. Carlos Brais Carballeira Braña
Escuela de Ciencias del Mar
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. Chile
Dr. Alejo Carballeira Ocaña
Ecotoxicología. Área de Ecología
Facultad de Biología
Universidad de Santiago de Compostela

Impresión: Tórculo Comunicación Gráfica, S.A.

Depósito Legal: C 1313-2021

“ Nos gustaría que esta guía pudiera contribuir a dar solidez a la evidencia de que la acuicultura marina puede ser una fuente sostenible de producción de alimentos seguros y saludables y de generación de empleo y riqueza en las comunidades costeras como Galicia. ”

Agradecimientos

Queremos agradecer a la numerosas personas que contribuyeron de alguna manera a la realización de esta guía (e.g. fotografías), y especialmente a los siguientes investigadores por la revisión del texto:

Dr. Javier Cremades Ugarte

Grupo de Investigación en Biología Costera (BioCost)
Laboratorio de Algas Marinas. Área de Botánica
Departamento de Biología Animal, Biología vegetal y Ecología
Facultad de Ciencias
Universidad de A Coruña

Dr. Rubén Villares Pazos

Grupo de Investigación en Ecotoxicología (ECOTOX)
Área de Ecología. Departamento de Biología Celular y Ecología
Escuela Politécnica Superior. Campus de Lugo
Universidad de Santiago de Compostela

Dr. Ignacio Bárbara Criado

Grupo de Investigación en Biología Costera (BioCost)
Laboratorio de Algas Marinas. Área de Botánica
Departamento de Biología Animal, Biología vegetal y Ecología
Facultad de Ciencias
Universidad de A Coruña

Dr. Carlos Real Rodríguez

Grupo de Investigación en Ecotoxicología (ECOTOX)
Área de Ecología. Departamento de Biología Celular y Ecología
Escuela Politécnica Superior. Campus de Lugo
Universidad de Santiago de Compostela

Índice

Acrónimos y palabras clave	13
Índice de figuras y tablas	17
Prólogo	23
I. Introducción	25
Importancia de una acuicultura sostenible	27
Antecedentes sobre los PVA de las actividades acuícolas	29
Criterios metodológicos.....	31
Desarrollo de la propuesta del PVA.....	32
Bibliografía	36
II. Características del cultivo intensivo de especies marinas en instalaciones terrestres	41
Características de los efluentes	44
Contaminación por residuos metabólicos y pienso excedente.....	44
Residuos disueltos.....	45
Sólidos en suspensión	45
Contaminación por productos químicos.....	45
Antibióticos y pesticidas.....	46
Desinfectantes y detergentes.....	47
Otros contaminantes químicos.....	47
Contaminación biológica.....	48
Bibliografía	49
III. Impactos ambientales potenciales de la piscicultura marina en instalaciones terrestres	53
Efectos sobre el medio.....	56
Efectos sobre la calidad del agua.....	57
Efectos sobre las características geoquímicas del sedimento	58
Efectos sobre organismos y comunidades.....	58

Efectos sobre los productores primarios y los descomponedores.....	58
Efectos sobre las comunidades bentónicas.....	60
Efectos sobre los hábitats sensibles.....	61
Efectos sobre las poblaciones de peces y aves.....	64
Efectos de los compuestos químicos manejados en maricultura.....	65
Bibliografía.....	67
IV. Importancia de la selección del sitio y de la gestión en los impactos ecológicos.....	75
Importancia de la Selección del sitio.....	77
Importancia de la gestión.....	81
Bibliografía.....	84
V. Compartimentos y zonas del medio a considerar en los planes de vigilancia.....	87
Zona de influencia potencial (ZIP).....	89
Zona de Mezcla (ZM).....	90
Zona de Efectos Permitidos (ZEP).....	91
Bibliografía.....	92
VI. Perturbaciones no deseadas y objetivos de calidad.....	95
Perturbaciones no deseadas.....	97
En el sistema pelágico.....	97
En el sistema bentónico.....	97
Objetivos de calidad.....	98
Bibliografía.....	98
VII. Metodología integrada de evaluación del impacto ambiental.....	99
Aproximación conceptual: El peso de la evidencia.....	101
Exposición a los contaminantes.....	102
Análisis fisicoquímico de los vertidos y del medio.....	102
Contaminantes asociados a las granjas instaladas en Galicia.....	103
Análisis de marcadores de exposición a los vertidos.....	105
La señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ como marcador de exposición a los vertidos.....	105
Utilidad de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ para delimitar la Zona de Influencia Potencial (ZIP) y la Zona de Mezcla (ZM).....	108
Delimitación de la Zona de Efectos Permitidos (ZEP).....	108
Toxicidad de los vertidos.....	110

Bioensayos de toxicidad	111
Selección de bioensayos	111
Bioensayos estándar o versiones reducidas (microbiotest).....	112
Batería mínima de bioensayos.....	112
Muestreo y procesado de las muestras de los efluentes	113
Degradabilidad y persistencia de los efluentes acuícolas	114
Parámetros e índices ecotoxicológicos	117
Diseño de las pruebas de toxicidad	117
Criterios de ecotoxicidad del efluente	118
Índices de ecotoxicidad.....	120
Índice PEEP (Potential Ecotoxic Effects Probe)	122
Integridad ecológica	123
Concepto de integridad ecológica	123
Medida de la integridad ecológica	124
Bioensayos ecotoxicológicos <i>in situ</i>	124
Biomarcadores en organismos nativos.....	128
Estudio de poblaciones y comunidades nativas	129
Parámetros macroscópicos estructurales y funcionales.....	130
Concepto de suficiencia taxonómica	131
Métodos de caracterización del estrés o la perturbación.....	131
Ensayos de colonización de sustratos artificiales.....	133
Otros métodos alternativos	135
Toxicidad de los vertidos versus Integridad ecológica del medio receptor.....	140
Causas de confusión	141
Factores de confusión.....	144
Relevancia ecológica de los resultados obtenidos en las líneas de evidencia.....	144
Bibliografía	145
VIII. Selección de las variables indicadoras de impacto ambiental.....	159
Criterios generales para la selección de las variables indicadoras.....	161
Variables de la vigilancia visual.....	163
Variables de la vigilancia metódica	165
Variables explicativas.....	165

Caracterización de los vertidos.....	165
Biodegradabilidad de los vertidos de granjas marinas instaladas en tierra en la zona litoral.....	169
Batería mínima de bioensayos para la evaluación de la toxicidad de los vertidos.....	171
Variables de estado.....	175
Variables de estado de productores primarios y secundarios.....	175
Variables de estado de cada tipo de hábitat.....	178
Fondos rocosos.....	180
Fondos de maërl.....	183
Costas sedimentarias.....	185
Praderas de fanerógamas marinas.....	186
Bibliografía.....	187
IX. Diseño experimental y criterios de calidad ambiental.....	195
Diseño experimental.....	197
Justificación del diseño propuesto.....	197
Diseño de la toma de muestras.....	197
Variables explicativas.....	197
Variables de estado.....	198
Interpretación de resultados: Criterios de calidad ambiental.....	204
Análisis fisicoquímico de los vertidos.....	205
Análisis toxicológico de los vertidos.....	206
Análisis del medio receptor.....	209
Evaluación de la exposición a contaminantes.....	210
Evaluación de la integridad ecológica.....	212
Criterios de calidad de los hábitats sensibles.....	212
Bibliografía.....	214
X. Diseño adaptativo del plan de vigilancia ambiental.....	217
Nivel y periodicidad de la vigilancia.....	219
Bibliografía.....	222
Glosario.....	223
Anexos.....	239
ANEXO I.....	241

Normas nacionales e internacionales y legislación de referencia.....	241
Normativa de referencia para la aplicación de los métodos/normas	241
Legislación de referencia.....	243
Estrategias marinas (Legislación estatal).....	244
Evaluación ambiental de proyectos (legislación estatal).....	244
Evaluación de la incidencia ambiental de actividades (legislación autonómica).....	244
Aguas	244
Sanidad Animal	245
ANEXO II.....	246
Formularios para el muestreo y desarrollo de bioensayos	246
Identificación del plan de vigilancia ambiental	246
Datos identificativos de la granja	246
Análisis fisicoquímico in situ e in vitro del Influyente (I) y del Efluente (E).....	252
Bioensayos toxicológicos: Influyente (I) y Efluente (E).....	257
Integración de los resultados de los bioensayos toxicológicos.....	258
Ecosistema receptor: Gradiente de exposición.....	259
Ecosistema receptor: Gradiente de exposición.....	260
Ecosistema receptor: Gradiente de exposición.....	261
Ecosistema receptor: Gradiente de exposición.....	262
Ecosistema receptor: Gradiente de exposición.....	263
Ecosistema receptor: Hábitats sensibles o comunidades singulares	264
Ecosistema receptor: Fondo de Maërl.....	265
Ecosistema receptor: Pradera de fanerógamas.....	266
Ecosistema receptor: Pradera de fanerógamas.....	267
Ecosistema receptor: Hábitats sensibles o comunidades singulares	268
ANEXO III.....	269

Acrónimos y palabras clave

ANOVA:	Análisis de la varianza (<i>Analysis of variance</i>) es una colección de modelos estadísticos usados para analizar las diferencias entre grupos	$\delta^{15}\text{N}$:	Señal isotópica del ^{15}N
ASTM:	American Society for Testing and Materials	DQO:	Demanda química de oxígeno
Antifouling:	Compuestos químicos antiincrustantes	ECx:	Concentración eficaz o subletal para un porcentaje x de los individuos ensayados (<i>Effective Concentration</i>)
BACI:	Diseño experimental óptimo para estudios ambientales que considera el muestreo antes y después de comenzar un impacto, teniendo en cuenta localidades control (<i>Before–After–Control–Impact</i>)	ECETOC:	European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals
CCAA:	Comunidad Autónoma	EDAR:	Estación Depuradora de Aguas Residuales
CCME:	Canadian Council of Ministers of the Environment	e.g.:	por ejemplo (<i>exempli gratia</i>)
CETGA:	Centro Tecnológico Gallego de Acuicultura	EIA:	Evaluación de impacto ambiental
Chla:	Clorofila-a	EsIA:	Estudio de impacto ambiental
COT:	Carbono orgánico total	EPA:	Environmental Protection Agency
DBO:	Demanda biológica de oxígeno	ESGA:	Estrategia gallega de acuicultura
DMA:	Directiva Marco Europea del Agua	EM:	Estación de muestreo
		EOEG:	Aceite esencial de <i>Eucalyptus globulus</i> .
		FA:	Factor de extrapolación

FAD:	Artilugios de agregación de peces (<i>Fish Aggregation Devices</i>)	CCA:	Criterio de calidad ambiental
FAO:	Organización para la alimentación y la agricultura de las Naciones Unidas (<i>Food and Agriculture Organization UN</i>)	LOE:	Líneas de evidencia (<i>Lines Of Evidence</i>)
FC:	Factor de Contaminación	LOEC:	La concentración más baja a la que se observa un efecto significativo respecto control (<i>Lowest Observed Effect Concentration</i>)
GESAMP:	Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino (<i>Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection</i>)	NOEC:	La concentración más alta a la que no se observa un efecto significativo respecto al control (<i>No Observed Effect Concentration</i>)
HCx:	Concentración peligrosa para un porcentaje x de las especies ensayadas (<i>Hazard concentration</i>)	NF:	Nivel de Fondo o de referencia de un contaminante en organismos o en el medio
ICES:	Consejo Internacional para la Exploración del Mar (<i>International Council for the Exploration of the Sea</i>)	NOFIMA:	Instituto noruego para la investigación en alimentación, pesca y acuicultura (Norwegian Institute of Food, Fisheries and Aquaculture Research)
i.e.:	<i>Isto es</i> (en esencia, en otras palabras)	NTU:	Unidad Nefelométrica de Turbidez del agua (<i>Nefelometric Turbidity Unit</i>)
IMTA:	Sistemas Multitróficos Integrados (<i>Integrated Multi-Trophic Aquaculture</i>)	OCDE:	<i>Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos</i>
ISO:	Normativa internacional (Organización Internacional de Normalización)	op.cit.:	Cita bibliográfica anterior
IUCN:	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (<i>International Union for Conservation of Nature</i>)	OSPAR:	<i>Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic</i>
JACUMAR:	Junta Nacional Asesora de Cultivos Marinos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente	PDAL:	Plan Director de Acuicultura del Litoral de Galicia
LCx:	Concentración letal para un porcentaje x de los individuos ensayados (<i>Letal Concentration</i>)	PAH:	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (<i>Polycyclic Aromatic Hydrocarbons</i>)
MO:	Contenido en materia orgánica	PCB:	Bifenilos policlorados (<i>PolyChlorinated Biphenyls</i>)

PEEP:	Índice de integración de datos de toxicidad que resume el potencial ecotóxico de un vertido (<i>Potential Ecotoxic Effects Probe</i>)	TU:	Unidad tóxica (<i>Toxic Unit</i>)
PFF:	Piscicultura de precisión (<i>Precision Fish Farming</i>)	UAV:	Vehículos aéreos no tripulados (<i>Unmanned Aerial Vehicle</i>)
pH:	Potencial de hidrógeno o concentración de hidrogeniones (H+) en el agua	UM:	Unidad de muestreo
PnD:	Perturbación no Deseada	UNE:	Acrónimo de Una Norma Española, son un conjunto de normas, normas experimentales e informes (estándares) creados en los Comités Técnicos de Normalización (CTN) de la Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR)
ppm:	Partes por millón (10 ⁻⁶)	UNE-EN:	Una Norma Española-European Norm. Normas AENOR que son estándares europeos
ppb:	Partes por billón americano (10 ⁻⁹)	UNE-EN-ISO:	Una Norma Española-European Norm-International Standardization Organization. Normas AENOR que son estándares europeos e internacionales
PVA:	Plan de Vigilancia Ambiental	USEPA:	<i>Agencia para la Protección Ambiental de los estados Unidos (United States Environmental Protection Agency)</i>
QSAR:	Relación cuantitativa entre la estructura química de un compuesto y su actividad biológica (<i>Quantitative Structure Activity Relation</i>)	VLE:	Valor límite de emisión
SM:	Métodos de análisis para aguas y aguas residuales	WB:	Banco mundial (<i>World Bank</i>)
SS:	Sólidos en Suspensión	IPD:	Índice ponderado de daño histopatológico
SSPO:	Organización escocesa de productores de salmón (<i>Scottish Salmon Producers Organisation</i>)	XUNTA:	Xunta de Galicia
UNEP:	Programa ambiental de las Naciones Unidas (<i>United Nations Environment Programme</i>)	ZEP:	Zona de efectos permitidos
WOE:	Peso de la evidencia (<i>Weight Of Evidence</i>)	ZIP:	Zona de influencia potencial
TBT:	Tri-butil estaño (<i>Tri-Butyl Tin</i>)	ZM:	Zona de mezcla
TRC:	Cloro residual total (<i>Total Residual Chlorine</i>)		

Índice de figuras y tablas

Figuras

- Figura 1.1.** La acuicultura europea se considera líder mundial en la producción de especies de alto valor y contribuye perceptiblemente al desarrollo de la acuicultura con transferencia del conocimiento y de tecnología (Tomado de FAO, 2000)..... 27
- Figura 1.2.** Situación, superficie y producción de las granjas marinas instaladas en tierra de la zona litoral de Galicia (datos correspondientes al año 2010). 29
- Figura 1.3.** Impactos ecológicos potenciales sobre el medio marino de la acuicultura marina instalada en tierra en la zona litoral..... 33
- Figura 1.4.** Localización de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral de Galicia dónde se realizaron los estudios piloto (Todas funcionan en circuito abierto menos la VIII que dispone de sistemas de recirculación).... 33
- Figura 1.5.** Esquema metodológico para la realización de los Planes de Vigilancia Ambiental Integrados de los cultivos marinos instalados en tierra de la zona litoral..... 34
- Figura 2.1.** Representación del balance de materiales de una piscifactoría marina instalada en tierra de la franja litoral.... 43
- Figura 2.2.** Síntomas de eutrofia en localizaciones cercanas al punto de descarga de los vertidos acuícolas (A, B, C). Fouling establecido en una bandeja de cultivo de moluscos después de 45 días de exposición a los vertidos (D) 44
- Figura 3.1.** Diferente respuesta de los productores primarios marinos a la carga de nutrientes en aguas poco profundas (Purvaja et al., 2018). 59
- Figura 3.2.** Localización de la primera Reserva de Interés Pesquero creada en el 2007 en la costa atlántica de la península Ibérica (Lira-Carnota, A Coruña). Tomado de <http://maraoxeito.blogspot.com.es/2012/03/os-minarzos-royal.html> (14/02/2017). 62
- Figura 4.1.** Sistemas multitróficos integrados (IMTA) dentro (*indoor*) o fuera (*outdoor*) de una piscifactoría marina instalada en tierra en la zona litoral. 80
- Figura 4.2.** Diseño experimental de un biofiltro emparejado de ulva-perifiton para la eliminación de formas de N oxidadas de los desechos de peces. El sistema consta de tres tanques de cultivo de peces (A), suministrados con agua fresca (B) a una tasa de renovación diaria del 50%. Los efluentes de los estanques de peces se transfieren primero a un estanque de sedimentación (C). Una porción del agua superior de este estanque se enriqueció con nutrientes de un tanque de reserva (D) y se transfirió a los biofiltros (E), cada uno de los cuales consiste en un biofiltro de ulva aguas arriba (F) y un biofiltro de perifiton aguas abajo (G). Tomado de Gutman et al. (2019). 81

Figura 7.1.	Esquema conceptual del método de vigilancia ambiental integrado aplicado. El método integrado consta de tres líneas de evidencia (LOE) y está basado en la aproximación del peso de la evidencia (WOE).....	101
Figura 7.2.	Las tres líneas de evidencia, y los estudios que componen cada una de ellas, propuestas para el Plan de Vigilancia Ambiental Integrado de los cultivos marinos intensivos instalados en tierra de la zona litoral de Galicia....	102
Figura 7.3.	Concentración corporal de Hg (ppb) en <i>Anemonia sulcata</i> recolectada en el área de influencia de dos piscifactorías marinas instaladas en tierra del litoral gallego	105
Figura 7.4.	Rango de referencia regional de la relación isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en el biomonitor piloto <i>Fucus vesiculosus</i> . Tomado de Carballeira (2013)	106
Figura 7.5.	Representación de un caso hipotético de determinación de las zonas de mezcla (ZM), de influencia potencial máxima (ZIP) y de efectos permitidos (ZEP)	109
Figura 7.6.	Esquema sobre el procesado de las muestras de vertidos de las piscifactorías marinas previo a la realización de los bioensayos de ecotoxicidad	115
Figura 7.7.	Concentración de amonio en el agua de entrada (azul) y en el vertido de 5 granjas intensivas de rodaballo instaladas en el litoral gallego (Carballeira et al., 2018)	116
Figura 7.8.	Esquema del dispositivo utilizado por Carballeira (2013) para la realización de múltiples bioensayos in situ para la vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral de Galicia...	123
Figura 7.9.	Dispositivo de trasplante, consistente en un bastidor de metacrilato, con cuatro cámaras para la incubación de discos de macroalgas, del que cuelgan cuatro bolsas de diálisis, protegidas con malla de nylon amarilla, y que contienen muestras de la comunidad fitoplanctónica nativa (Izquierda). Gradiente de exposición a los vertidos de una piscifactoría marina instalada en Lira (A Coruña) donde se situaron los dispositivos experimentales (Derecha)	124
Figura 7.10.	Trasplante de <i>Fucus vesiculosus</i> . Se fija el pie del alga al lastre con adhesivo de poliuretano rápido y se protege con una malla de plástico. Foto de R. García Seoane.....	125
Figura 7.11.	Cámara de metacrilato cilíndrica con cierres de malla de 1mm de poro para la exposición de discos algales (Izquierda). Obtención de los discos con sacabocados y procesado después de su exposición (determinación de biomasa, análisis pigmentario y fluorescencia clorofílica) (Derecha). Foto de C. Carballeira Braña.	125
Figura 7.12.	Bandeja con discos de <i>Ulva</i> spp. normales y discos “fantasma” antes de su disgregación total	126
Figura 7.13.	Efecto de los efluentes de una piscifactoría marina instalada en tierra sobre el crecimiento de discos de <i>Ulva</i> spp. y su relación con la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ corporal	126
Figura 7.14.	Fotografía del dispositivo para la realización de bioensayos in situ esquematizado en la figura 7.7. Bandeja de exposición de crías (< 1cm) y adultos (> 3 cm) de almeja (<i>Venerupis corrugata</i> o <i>V. pullastra</i>). Órganos diseccionados sobre hielo para el análisis de biomarcadores moleculares	127

Figura 7.15.	Los biomarcadores histopatológicos (A: Fagocitosis hemocítica; B: Exfoliación branquial) y moleculares, cuantificados en mejillones nativos (<i>Mytilus galloprovincialis</i>) expuestos a los vertidos de granjas marinas, se pueden utilizar como indicadores de integridad ecológica del sistema receptor.....	129
Figura 7.16.	Respuestas de las comunidades colonizadoras de sustratos artificiales a los vertidos de piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral. I/ Variación de los parámetros macroscópicos de la comunidad colonizadora en función del tiempo y del grado de exposición. II/ Ejemplos de perfiles ecológicos, de especies colonizadoras sensibles y resistentes, en función de la distancia al foco del vertido. Tomado de Carballeira (2013).....	133
Figura 7.17.	Bioensayo de descomposición. - Evolución de la pérdida de peso (ML) y de la tensión de ruptura (TSL), en % respecto al control, en función del tiempo de exposición (días) para una temperatura media de 22 °C. Nivel de significación (a: 0.1; b: 0.05; c: 0.01). Datos no publicados	137
Figura 7.18.	Representación gráfica das situacións ambientais termo da metodoloxía integrada de vixilancia ambiental (Adaptado de Chapman, 1990).....	140
Figura 7.19.	Ejemplos de curvas dosis-respuesta.	143
Figura 8.1.	Ejemplo de disposición espacial de los transectos de muestreo a lo largo del eje principal de la pluma de dispersión de los vertidos para la vigilancia visual de una hipotética granja marina instalada en tierra	164
Figura 8.2.	Dispositivo para la aireación, durante el período de degradación, de los vertidos procedentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra de la zona litoral ...	170
Figura 8.3.	Microplaca estándar de 96 pocillos de 300 µl (arriba) y agitador con cultivos de <i>Isochrysis galbana</i> (abajo), cuyo inóculo fue suministrado por el grupo de investigación ACUIBIOTEC- USC.....	173
Figura 8.4.	Criterios de toxicidad establecidos en función de las deformidades observadas en larvas de erizo expuestas a los vertidos de las piscifactorías marinas instaladas en tierra de la zona litoral. Tomado de Carballeira et al. (2012d).....	174
Figura 8.5.	Análisis satelital de la zona de influencia de una granja instalada en Lira (A Coruña). El perfil de Clorofila a presenta valores elevados hasta los 700 m del foco, a partir de este punto desciende hasta los 2000 m. [Imagen del satélite Landsat 8 OLI; programa de código abierto SEADAS 7.3, algoritmo L2GEN]. Realizada por Jaime Aguilera en el Laboratorio de Oceanografía Satelital (Pontificia Universidad Católica de Valparaiso-Chile).....	176
Figura 9.1.	Exposición de trasplantes de organismos dispuestos en gradiente frente al efluente de una piscifactoría marina instalada en Lira (A Coruña)	198
Figura 9.2.	Ejemplo de disposición espacial de la malla regular con las estaciones (EM, submareal) y transectos trasversales con unidades (UM, intermareal) de muestreo para la descripción del estado cero del entorno de una hipotética granja marina instalada en tierra en la zona litoral antes de iniciar su actividad. La detección de un hábitat o población sensible, localizada en o cerca de la zona de influencia	

	potencial estimada, exige un deslinde preciso y el estudio pormenorizado de su estado de conservación mediante el diseño de una red de muestreo adecuada a su tamaño	201
Figura 9.3.	Localización de la entrada y la salida de agua de las piscifactorías marinas instaladas en Merexo y Quilmás (A Coruña).....	202
Figura 9.4.	Variación anual de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ determinada en macroalgas recolectadas en la zona control y en la zona de influencia de tres piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral de Galicia. Tomado de Carballeira et al. (2014).....	204
Figura 9.5.	Perfiles ecotoxicológicos de los vertidos procedentes de ocho piscifactorías marinas instaladas en tierra de la zona litoral de Galicia. Tomado de Carballeira et al. (2012b).....	207
Figura 9.6.	Relación entre la producción de peces planos (t. año^{-1}) y el caudal (t. año^{-1}) e o caudal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) bombeado en piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral de Galicia	207
Figura 9.7.	Variación del índice de daño histológico ponderado (IDP) observado en mejillones nativos y almejas trasplantadas en función del grado de exposición a los vertidos de una granja. En abscisas, la exposición o distancia al foco se representa como la señal isotópica ($\delta^{15}\text{N}$) medida en macroalgas. Adaptado de Carballeira et al. (2011b)	209

Tablas

Tabla 1.1.	Incrementos (Salida-Entrada) máximos autorizados del vertido al mar en relación con las aguas de entrada a la granja marina instalada en tierra (Augas de Galicia, XUGA)	30
Tabla 2.1.	Enfermedades más frecuentes del cultivo de rodaballo, organismos que las provocan y medidas para su control	45
Tabla 7.1.	Valores representativos (media e intervalo de confianza del 95%) de los parámetros utilizados en el control rutinario de los vertidos procedentes de las granjas marinas instaladas en tierra en el litoral de Galicia	103
Tabla 7.2.	Factores de extrapolación (FA) para la protección ambiental en función de la información ecotoxicológica disponible y según La Directiva Marco del Agua (DMA).....	119
Tabla 7.3.	Situaciones ambientales descritas por la metodología integrada de vigilancia ambiental. [Se corroboró (+) o no (-) la presencia de contaminantes, de toxicidad en los bioensayos o de alteración de la integridad ecológica]. (Adaptado de Chapman, 1990)	141
Tabla 8.1.	Calificación de los impactos visuales según la frecuencia de contactos negativos obtenidos en la franja intermareal o el porcentaje interceptado en los transectos realizados en la franja submareal	163
Tabla 8.2.	Calificación global de la inspección visual	163
Tabla 8.3.	Valores medios e intervalo de confianza de los parámetros fisicoquímicos del agua de entrada (E) y de salida (S), máximos incrementos permitidos (MIP) y objetivos de calidad ecológicos (OCE) de las piscifactorías marinas intensivas instaladas en tierra	

en la zona litoral de Galicia. [E: agua de entrada; S: vertido; S-E: Diferencia Salida-Entrada; E-S: Diferencia Entrada-Salida]. Tomado de Carballeira et al. (2012f)..... 167

Tabla 8.4. Diferencias entre el protocolo para la degradación de vertidos según Costan et al. (1993) y el método propuesto en este estudio..... 171

Tabla 8.5. Diferencias entre el bioensayo con *Vibrio fischeri* estandarizado y el modificado para la evaluación de vertidos piscícolas..... 172

Tabla 8.6. Lista de especies marinas incluidas en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas 180

Tabla 9.1. Criterios de calidad fisicoquímicos de los vertidos de granjas marinas instaladas en tierra de la zona litoral..... 205

Tabla 9.2. Criterios de calidad ecotoxicológica del agua de salida de las piscifactorías marinas instaladas en tierra de la zona litoral..... 208

Tabla 9.3. Criterios de calidad para la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ (‰) utilizada como descriptor del grado de exposición al vertido 210

Tabla 9.4. Criterios de calidad genéricos para los factores de contaminación (FC).....211

Tabla 9.5. Criterios de calidad de la integridad ecológica del medio receptor afectado por las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral [Δ = incremento; IDP = índice de daño histológico ponderado] 212

Tabla 10.1. Niveles de vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral..... 221

Cuadros

Cuadro 9.1. Diseño experimental para la vigilancia de una granja marina instalada en tierra en la zona litoral 202

Prólogo

Con la vista puesta en 2030 y la orientación de la necesidad de disponer de proteína marina de calidad que tanto la FAO como la Unión Europea nos vienen señalando, tomaba forma en Galicia la *Estrategia Galega de Acuicultura (ESGA)*. Esta planificación nos convierte en la primera región europea en disponer de un instrumento de desarrollo de esta actividad y abogaba por seguir manteniendo a futuro un modelo de desarrollo dinámico, sostenible, equilibrado y de calidad en los aspectos ambientales, sociales y económicos, así como por retomar el relanzamiento de la acuicultura de forma que ésta crease empleo y riqueza de una forma equilibrada con respeto a la integración ambiental.

Queríamos y queremos desarrollar y relanzar esta actividad de una manera sostenible en todos los términos, y así hemos trabajado todo este tiempo.

En lo ambiental, trabajando para que el respeto al entorno y al mantenimiento de la calidad del medio siguiese siendo una constante, de forma que la propia producción acuícola fuera un elemento de equilibrio. En este sentido, ejemplos como el de una de las mayores plantas acuícolas en convivencia con la primera reserva marina de interés pesquero gallega sirve para mostrar esa posible y deseable compatibilidad y sostenibilidad.

En lo social, haciendo que la acuicultura generase cada vez un empleo de mayor calidad, especialmente en zonas costeras no urbanas. Que entre 2017 y 2019 esta actividad en tierra aumentase en un 16% su volumen de empleo es un buen ejemplo de ese avance posible y deseable.

En lo económico, articulando colaboraciones para que esta actividad fuese un complemento y diversificación de las economías marítimo-pesqueras, y que pudiese acercar mayor valor añadido a sus productos, cuestión que se ejemplifica en los casi 140.000 euros por ocupado que genera en su dimensión terrestre, elevando la facturación por encima de los 100 millones de euros.

Pero Galicia no quería mantener el liderazgo acuícola europeo a cualquier precio. La línea diseñada para 2030 quería y quiere seguir los pasos de los ya desarrollados y mantener la dirección correcta de la sostenibilidad, alejándose de ejemplos donde los aspectos ambientales, los sociales o los económicos quedasen solapados entre sí o con respecto a otros parámetros.

Todo avance debe sumar, por lo que esta fórmula solo puede ir adelante si sus términos se presentan y ejecutan de forma compatible con las actividades y contornos preexistentes. Integrarse en el paisaje, emplear los recursos de forma sostenible, contribuir a los mercados con productos de calidad y diversificados... todos son puntos que deben cumplirse si queremos llevar la actividad por ese buen rumbo.

Volvemos a dar avante y lo hacemos de nuevo yendo un paso por delante. Primero pusimos los pies firmemente en el suelo y desarrollamos un estudio previo sobre la optimización del control de vertidos. Como resultado de este estudio se elaboró esta guía que servirá de orientación y apoyo al sector para desarrollar los correspondientes planes de vigilancia ambiental (PVA) aplicados a los establecimientos de cultivos marinos en zona terrestre.

Por tanto, la sostenibilidad y el mantenimiento de la calidad genera la necesidad de un control ambiental de la actividad que garantice el mantenimiento de unas condiciones óptimas para el cultivo de las especies sin detrimento de los servicios que el ecosistema le proporciona al resto de usuarios del dominio público, ni amenazar la sustentabilidad de esta actividad o de las preexistentes.

Nuevamente vamos un paso más allá tanto en los contenidos del proceso de control, en los que participaron activamente desde el ámbito universitario y desde el sector acuícola gallego, como de la normativa, ya que esta herramienta a disposición de la administración no solo quiere asegurar su

observancia, si no que se avanza en el establecimiento de las medidas de protección y correctivas necesarias, en caso de serlo.

Por tanto, tenemos esta nueva herramienta a disposición de una actividad que forma parte de nuestra economía, de nuestra sociedad y de nuestro entorno natural costero. Una herramienta fabricada aquí y apta para la actividad acuícola gallega. Una herramienta que acerca lo mejor de nuestra

administración, nuestro sector y nuestras universidades para lograr el mejor y más sostenible futuro para nuestra tierra y para nuestro entramado marítimo-pesquero. Esa es nuestra voluntad, la del sector y la de los autores y está a disposición de Galicia.

ROSA QUINTANA CARBALLO
Conselleira do Mar

I. Introducción

Lugar de vertido de cabo Vilán. Foto: C. Carballeira



“ La acuicultura parece ser la principal opción para alcanzar en el futuro un significativo incremento en la producción de alimentos, pero es necesario que su expansión se realice sin dejar una huella ambiental por encima de lo esencialmente necesario. El rápido crecimiento de la acuicultura debería ser acompañado de un incremento proporcional del conocimiento sobre todos los temas relacionados tanto con el cultivo como con sus efectos ambientales.”

Importancia de una acuicultura sostenible

La acuicultura es un sector de producción de alimentos de origen animal con un crecimiento muy acelerado y representa a nivel global casi el 50% de todo el pescado destinado al consumo humano (FAO, 2010). Se estima que la piscicultura proveerá cerca de dos tercios del consumo mundial de pescado en 2030 (World Bank, 2013), más concretamente, se prevé que la producción acuícola mundial superará los 100 millones de toneladas por primera vez en 2025 (OECD/FAO, 2017). Además de las cifras de producción, de valor y de consumo, y de su rápido avance, la acuicultura tiene un fuerte componente social y económico en las zonas en las que se ubica más allá de la ganancia que supone para las propias empresas. Sin ir más lejos, la Política Pesquera Común tiene como finalidad lograr una pesca y acuicultura sostenibles desde un punto de vista económico, medioambiental y también social, creando nuevas oportunidades de empleo y de crecimiento de las zonas litorales rurales. Siempre que se habla de acuicultura se trata de no olvidar este importante aspecto: *la generación de beneficios para las poblaciones y localidades en las que la actividad acuícola se realiza*. En general, no suelen darse cifras concretas más allá de los empleos que genera la actividad y que es solo una parte de los beneficios que aporta a aquellas comunidades en las que se desarrolla. El Informe Económico realizado por la Organización de Productores de Salmón de Escocia (SSPO, 2016) pone de manifiesto que la acuicultura puede ser un pilar en la generación de beneficios sociales en muchas localidades y regiones. Además de las inversiones de capital y el empleo una acuicultura moderna puede obtener otros beneficios, por ejemplo, suministrando nuevos productos, servicios y tecnologías, que a su vez generan empleo de calidad. Además, las empresas acuícolas pueden contribuir con las comunidades locales apoyando actividades cívicas, culturales, comunitarias y financieras.

España se encuentra situada entre los principales productores europeos y la piscicultura europea se considera líder mundial en la producción de especies de alto valor (salmónidos, bacalao europeo, lubina, dorada, rodaballo, lenguado...) (figura 1.1), contribuyendo perceptiblemente al desarrollo global de la acuicultura con transferencia del conocimiento y de tecnología (FAO, 2000). La estrategia de la Comunidad Europea ha sido recientemente renovada para el desarro-

llo sustentable de la acuicultura que le permita enfrentar los desafíos del crecimiento y de la competitividad, fortaleciendo al sector y asegurando su crecimiento sostenible, mejorando su imagen y gobernabilidad. Recientemente (mayo de 2018) la Secretaría General de Pesca y la Red de Experimentación Marina de Acuicultura, dependiente de la Asociación Empresarial de Acuicultura de España (APROMAR), han suscrito un acuerdo para promover el impulso del **crecimiento azul** a través de la innovación y la investigación científica y tecnológica en acuicultura. Un nuevo espacio de conocimiento en torno a la acuicultura, actividad que está llamada a tener un protagonismo cada vez mayor en el suministro de productos pesqueros. En dicho acuerdo se recoge la identificación de nuevas oportunidades y sinergias para el desarrollo de la acuicultura, así como en la compatibilización con otros usos en el espacio marítimo español.

A nivel internacional se han establecido principios y objetivos sobre la sostenibilidad de la acuicultura. La UNEP (2011) en su último informe propone una serie de medidas respecto a la acuicultura, tales como:



Figura 1.1. La acuicultura europea se considera líder mundial en la producción de especies de alto valor y contribuye perceptiblemente al desarrollo de la acuicultura con transferencia del conocimiento y de tecnología (Tomado de FAO, 2000).

- Establecer un plan ambiental para asegurar la mínima degradación ambiental
- Parar la producción de peces carnívoros hasta que existan fuentes de alimento alternativas a la explotación pesquera
- Adoptar tecnologías integradas que sean autónomas y autosuficientes
- Desarrollar sistemas de gestión que desemboquen en actividades respetuosas con el medio



Las instalaciones acuícolas en tierra, cada día más innovadoras, permiten un control óptimo del proceso productivo y pueden ser más respetuosas con el medio ambiente. En enero de 2018, la filial de EEUU de Nordic Aquafarms Inc. anunció la construcción y solicitó los permisos para construir en la población costera de Belfast (Maine) la mayor planta mundial en tierra para producir salmón atlántico, con la intención de alcanzar las 33.000 toneladas anuales (Foto, <https://www.superiorfresh.com/our-farm>). Existe una creciente tendencia a realizar cultivos marinos en instalaciones en tierra, incluso lejos de la zona litoral. En 2017 la compañía Superior Fresh abrió el centro de acuaponía más grande del mundo en Northfield (Wisconsin), a 1.000 millas del Océano Atlántico. Este sistema de acuicultura en recirculación de interior cría salmónidos (50 t. año⁻¹) y nutre con sus residuos más de 1 ha de verduras cultivadas en hidroponía.

Actualmente se reconoce ampliamente que el desarrollo de la acuicultura debe ser una actividad planificada y gestionada de manera responsable para minimizar los impactos ambientales y sociales negativos en la medida de lo posible. Para poder garantizar su perpetuidad y establecer un plan ambiental que asegure el mínimo impacto en el ecosistema es necesario que la piscicultura sea sostenible y esté integrada en el área y en las poblaciones donde se ubique. Con este fin, la FAO (2010) ha desarrollado una serie de principios básicos:

- El desarrollo y la gestión de la acuicultura ha de tener en cuenta todas las funciones y servicios del ecosistema. Esto implica definir los límites de perturbación del ecosistema mediante el estudio de su capacidad de asimilación y de carga y la futura adaptación de las instalaciones acuícolas
- La acuicultura ha de aumentar el bienestar del hombre y garantizar la igualdad entre las partes involucradas
- La acuicultura ha de seguir un desarrollo integrado e interactuar con otros sectores de producción para promocionar el reciclado de materiales y hacer un uso óptimo de los recursos

El Plan Estratégico Plurianual de la Acuicultura Española contempla 37 acciones nacionales cuya implementación se realizó durante el período 2014-2020. Una acción fue la Coordinación del proceso de homogeneización de las normas relativas a la Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) y homogeneización de criterios y parámetros de los **Planes de Vigilancia Ambiental (PVA)**. La idea era elaborar documentación técnica de carácter ambiental de utilidad para los distintos subsectores acuícolas. En concreto, la *Guía para la realización de protocolos de vigilancia ambiental y propuesta de homogeneización*, toma como modelo la propuesta metodológica realizada por Aguado et al. (2013) desarrollada en el contexto de los Planes Nacionales de Cultivos Marinos de JACUMAR y que fue adaptada al caso de Galicia por Carballeira y Carballeira (2018). Se propone dentro de esta acción la realización de un ejercicio similar para la acuicultura continental y la acuicultura de moluscos, de forma que existan propuestas de protocolos de vigilancia

ambiental adaptadas a cada tipo de acuicultura y en función del tipo de cultivo del que se trate. En este contexto puede incluirse esta guía ya que sigue, en la medida que fue posible, el esquema propuesto.

Otras acciones estratégicas del plan nacional se encaminan hacia *el impulso de la acuicultura ecológica, la obtención de certificaciones ambientales y de calidad o el refuerzo de las interacciones positivas de la acuicultura en la Red Natura 2000*. A pesar de que el número de empresas y productos certificados se encuentra en aumento, dentro de sector, es necesario apoyarlas hacia la obtención o el mantenimiento de los sellos acreditativos, incluidas las certificaciones ambientales, donde la implementación y el grado de cumplimiento de un PVA integrado debería ser una de las medidas a tener en consideración.

Antecedentes sobre los PVA de las actividades acuícolas

El rápido crecimiento de la producción acuícola debería ser acompañado de un incremento proporcional del conocimiento sobre todos los temas relacionados tanto con el cultivo como con sus efectos ambientales, pero esto no ha ocurrido porque esta actividad se ha presentado habitualmente en los medios como una industria no contaminante. Sin embargo, como ocurre con otras industrias de producción animal intensiva, esta actividad es contaminante debido al elevado volumen de productos residuales que generan y que a menudo terminan en ríos, estuarios y mares, con potenciales efectos tróficos o tóxicos que perjudican a los organismos y ecosistemas acuáticos. Entre estos efectos se encuentran: la alteración de las características físicas, químicas y biológicas de la columna de agua y de los fondos marinos, la atracción de especies oportunistas, la alteración de la composición y estructura de las comunidades receptoras, etc. No obstante, la acuicultura ha de ser *per se* respetuosa con el medio ambiente para garantizar su sostenibilidad, porque necesita de una buena calidad del medio del cual obtiene los recursos naturales (Roque D'Orbcastel et al., 2004).

Aunque existen bases de datos fisicoquímicos y toxicológicos y propuestas de guías metodológicas para la vigilancia ambiental, creadas por agencias medioambientales (Roque D'Orbcastel et al., 2004; Lazard et al., 2010), la ausencia de un

enfoque ecotoxicológico a la hora de estudiar las repercusiones de esta actividad en el medio dificultan el correcto control del impacto ambiental generado por la acuicultura (BurrIDGE et al., 2010; Crane et al., 2007). Esta cuestión se agrava en el caso de las granjas marinas intensivas instaladas en tierra sobre las que se dispone de escasa información ambiental y no existe ninguna propuesta de PVA integral adaptado a sus características. Esto es debido a que los cultivos marinos se han desarrollado tradicionalmente en jaulas flotantes o corrales situados en zonas protegidas o de hidrodinamismo moderado, debido principalmente al bajo coste de estas instalaciones (Halwart et al., 2007). Por el contrario, las granjas marinas instaladas en tierra se ubican a escasos metros de costas expuestas o semi expuestas, con una buena capacidad dispersiva. Aunque ambos tipos de cultivo presentan grandes similitudes en su gestión, la determinación del impacto que éstos tienen en el medio puede diferir de forma considerable. Un aspecto común para la elaboración del PVA de ambos tipos de cultivos es que han de ser adecuados para cada tipo de granja (Macías et al., 2005; Martí et al., 2005) sin desembocar en numerosos o complicados controles y han de seleccionarse variables que sean descriptores de procesos ecológicos y no solamente meros descriptores de situaciones locales (Underwood, 1997). En este sentido, para que un PVA sea viable, práctico y funcional deberá considerar variables que se anticipen al impacto medioambiental y con distintos niveles de actuación, cuyo desarrollo dependerá del incumplimiento de los niveles inferiores o básicos. De este modo, el PVA comenzará con un pequeño número de variables a determinar y si los valores obtenidos en éstas se encuentran fuera del rango natural u óptimo del medio

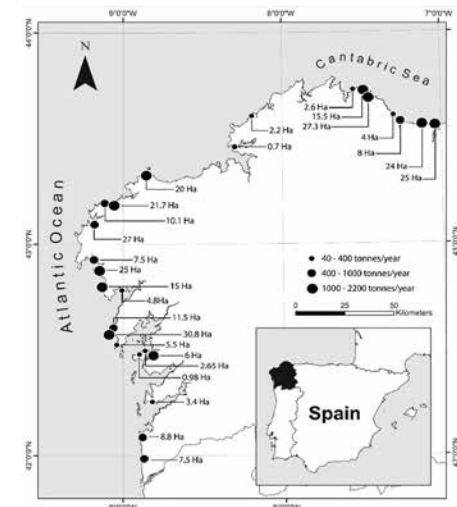


Figura 1.2. Situación, superficie y producción de las granjas marinas instaladas en tierra de la zona litoral de Galicia (datos correspondientes al año 2010) (Carballeira et al., 2012f).

Parámetro	Incremento Salida-Entrada (mg. L ⁻¹)	Periodicidad
Sólidos en Suspensión	<5	Trimestral
Nitritos	< 0,05	Trimestral
Fosfatos	<0,2	Trimestral
Carbono Orgánico Total	<0,5	Trimestral

Tabla 1.1. Incrementos (Salida-Entrada) máximos autorizados del vertido al mar en relación con las aguas de entrada a la granja marina instalada en tierra (Augas de Galicia, XUNTA).

La comunidad gallega ha sido pionera en este tipo de acuicultura siendo uno de los pocos lugares en Europa con instalaciones terrestres para el cultivo intensivo de especies marinas, principalmente peces planos como el rodaballo (*Scophthalmus maximus*) y el lenguado (*Solea senegalensis*) (figura 1.2). En la actualidad el rodaballo es apreciado y conocido por toda Europa y sus pesquerías están casi agotadas. Con un mercado muy amplio constituye una auténtica oportunidad para los cultivos de Galicia, ya que la costa gallega reúne unas condiciones oceanográficas únicas en toda Europa. El valor de la producción española de rodaballo y de lenguado fue de 53.406.800 € y 3.759.356 €, respectivamente en 2013. A pesar de que los últimos años la producción piscícola marina en España no ha crecido las producciones de rodaballo y lenguado aumentaron el 13,5 y 9 % en el año 2017. De acuerdo con la FAO (2000) el cultivo de rodaballo es reconocido por su responsabilidad y respeto con el medio ambiente e instan a otros productores europeos a seguir el mismo código de conducta para el futuro y la sostenibilidad de esta actividad. Sin embargo, no existen prácticamente estudios de impacto ambiental de este tipo de granjas ni disponibilidad de emplazamientos óptimos, que aseguren un impacto mínimo en el medio y una buena calidad del agua de cultivo. La disponibilidad de agua limpia

se realizará la determinación de los parámetros del siguiente nivel y así sucesivamente.

El incumplimiento de los niveles inferiores supondrá, además de determinaciones complementarias, cambios en la periodicidad de los controles; a mayor número de parámetros a determinar, mayor frecuencia de los controles que los determinan.

es un factor muy importante para obtener una buena producción. Por este motivo, la elección de emplazamientos, como los encontrados en nuestra costa, debe seguir un procedimiento preciso con la finalidad de garantizar una explotación sostenible y rentable económicamente.

A pesar de todo lo dicho, actualmente no se dispone de un PVA integral aplicable a las granjas marinas intensivas instaladas en tierra. Según la ley 23/1984, de 25 de junio, de cultivos marinos, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación puede proponer planes nacionales de cultivo, delegando la responsabilidad de éstos sobre las comunidades autónomas. Augas de Galicia, es el organismo responsable de la vigilancia ambiental de ríos y costas gallegas y aplica a las piscifactorías un control basado en *Normas sobre Calidad del Vertido*. Este control se centra en regular trimestralmente los incrementos máximos autorizados de sólidos en suspensión, nitritos, fosfatos y carbono orgánico total, de los vertidos al mar en relación con las aguas de entrada a la granja marina (tabla 1.1). En cuanto al control del medio receptor se realiza anualmente el análisis de agua, en el que se añade además la determinación de nitrógeno amoniacal, en cinco puntos de muestreo establecidos:

- En la salida directa del vertido, en la superficie de las aguas
- A 50 m del foco siguiendo la dirección de las corrientes dominantes
- En la zona marisquera más próxima
- En la zona de baño más próxima
- En la zona de no afección, que será considerado como valor de fondo

Los parámetros descritos para el control del medio receptor no se adecuan a todo tipo de explotaciones y, además, se ven fuertemente afectados por las condiciones hidrodinámicas del día u hora de muestreo y por la elevada dilución de la contaminación, propia de los lugares donde se localizan los cultivos.

El PVA integral y dinámico que se propone en esta guía pretende responder al primero de los principios de la UNEP (2011): *Establecer un plan ambiental para asegurar la mínima degradación ambiental*. El establecimiento de un PVA es una medida preventiva cuyo objetivo es garantizar durante la vida de la explotación el cumplimiento de la legislación vigente de aplicación en materia medio ambiental, así como de las medidas protectoras y correctoras correspondientes. Supone un avance importante en la gestión de las granjas marinas instaladas en tierra ya que, hasta el momento, nunca se habían determinado los posibles impactos que pueden ocasionar en el medio ambiente, ni se habían seleccionado las variables específicas para determinar dichos impactos. Desde una perspectiva ecotoxicológica, la vigilancia del posible impacto que pueden ocasionar los vertidos requiere de la medición de múltiples parámetros, que adquiridos de manera adecuada y en cantidad suficiente permitan extraer conclusiones robustas a través de un análisis estadístico correcto (Carballeira et al., 2012f). Desde un punto de vista económico, solamente se tendrán en cuenta aquellos parámetros que sean relevantes para el seguimiento, valorando la relación entre el coste de adquisición y la información que aportan a la vigilancia (Borja, 2002). En resumen, un PVA integral debe ser estandarizado y ajustado a una serie de condiciones locales que permitan anticiparse a un impacto crónico mediante el establecimiento de controles periódicos de los parámetros de mayor importancia.

Hemos de señalar que los PVA deberán evolucionar a la vista de los resultados que se vayan obteniendo en la práctica diaria y con el progreso del conocimiento. Son muchos los aspectos que necesitan investigarse para mejorar el diseño de los PVA, como: el conocimiento de las condiciones del medio acuático en cuanto a su capacidad dispersiva y de sus interacciones con los organismos y ecosistemas, el conocimiento de la biología de las especies acuáticas receptoras de impacto, el desarrollo tecnológico de la acuicultura (alimentación, terapia, depuración...) o el propio desarrollo de métodos y sistemas de vigilancia ambiental.

Criterios metodológicos

La piscicultura marina es una actividad en situación de concurrencia por los recursos naturales y, por lo tanto, ha de ser competente y respetuosa con

otras actividades que se desenvuelven en el litoral. Es una actividad que ha de respetar el medio ambiente ya que necesita para su desarrollo disponer de una buena calidad del medio que la rodea. Además, la población juega un papel muy importante en el desarrollo de esta actividad al considerar, por lo general, que cualquier nueva instalación supondrá una degradación del medio ambiente, independientemente de que el PVA asociado haya sido optimizado para este tipo de acuicultura y garantice un desarrollo sostenible. Así, para garantizar su perpetuidad y sostenibilidad necesitará también ser económicamente viable y socialmente aceptada.

Por ello, es esencial integrar la piscicultura entre las actividades importantes y legítimas en las estrategias de desarrollo, planificación y gestión del litoral. De ahí surge la necesidad de un control ambiental de la actividad que garantice el mantenimiento de unas condiciones óptimas para el cultivo de las especies sin detrimento de los servicios que el ecosistema proporciona al resto de usuarios del dominio público. La herramienta administrativa que permite el control ambiental de las actividades productivas es el PVA. Un PVA ha de establecerse con anterioridad al comienzo de la producción acuícola para detectar con mayor fiabilidad los posibles impactos generados por la granja en el futuro. El PVA ha de ser diseñado durante el Estudio de Impacto Ambiental (EslA) y se pone en marcha cuando comienza la producción. Ambos pasos, EslA y PVA, dentro del procedimiento administrativo de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), se encuentran íntimamente relacionados, siendo uno la continuación del otro en el tiempo que dura la actividad. Los EslA tienen como finalidad pronosticar y valorar la incidencia de una determinada actividad en su entorno, y los PVA comprobar que dichos pronósticos se cumplen. De esta forma los PVA permiten corregir deficiencias de futuros EslA y realizar predicciones más ajustadas, a la vez que su ejecución suministra información valiosa que permite profundizar en el conocimiento sobre las interacciones entre las actividades productivas y el medio ambiente. Obviamente un PVA o su adaptación, también puede ser implementado en una instalación que ya estuviera en fase operativa.

La información requerida en un PVA debe de respetar el *Principio de Proporcionalidad*, es decir:

- Debe de estar relacionado con el riesgo que supone la explotación y con los impactos potenciales que pudiese generar en el ambiente.
- Las prescripciones deben estar justificadas a la vista de los riesgos y que sean posibles de ejecutar desde el punto de vista técnico y económico.
- Debe fijar los diferentes análisis a realizar, intensidad y periodicidad de cada uno de ellos.
- Debe considerar los medios financieros, técnicos y personales que son necesarios para su aplicación, puesto que el PVA es financiado directamente por el promotor (*autovigilancia*).

Además, para asegurar la viabilidad y continuidad de un PVA este ha de ser fácil de ejecutar, estadísticamente robusto, estandarizado, dinámico con relación a la evolución del medio y lo menos oneroso posible. El PVA ha de ser realizado por entidades acreditadas para dicho fin y encargadas de su plena ejecución. Esta obligatoriedad no exime a las administraciones competentes de la comprobación periódica del grado de cumplimiento requerido. Además, deberían aplicar prácticas de gestión de calidad, promover procedimientos de intercalibración y de formación del personal para que los resultados de los PVA puedan ser comparados y avanzar en su diseño.

Se discute sobre quién debería reposar la responsabilidad de ejecución de los PVA, si directamente sobre la autoridad ambiental o que ésta delegue en el promotor bajo su supervisión y auditoría. En principio son planes de autovigilancia ambiental y aunque la responsabilidad y financiación son del promotor deben ser desarrollados por expertos acreditados, siendo la autoridad ambiental quien debe fijar los detalles de cada PVA y de su adaptación en el tiempo. Por el contrario, en algunos países la autoridad ambiental asume directamente la ejecución de la vigilancia de todo el sector, siendo los promotores los que la financian en función de la capacidad productiva. Esta opción es muy atractiva por su menor coste, mejor confección y mayor credibilidad, al ser realizado el PVA por un equipo acreditado y con mayor disponibilidad

tecnológica. Además, con los resultados obtenidos, dotados de un alto grado de estandarización metodológica, de uniformidad de formatos y de la posibilidad de realizar investigaciones para dar respuesta a las cuestiones que vayan surgiendo, se facilitaría la mejora y la adaptación continua de los PVA.

Desarrollo de la propuesta del PVA

El desarrollo de esta propuesta de PVA se basó, en primer lugar, en la realización de una revisión bibliográfica sobre los estudios de impacto ambiental de las piscifactorías marinas instaladas en las costas atlánticas de las latitudes medias. En dicha revisión bibliográfica y documental se incluyeron los EsIA, PVA y auditorías ambientales concernientes a las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la costa de Galicia y la revisión de protocolos de PVA internacionales que pudieran ayudar a desarrollar esta guía, pionera para este tipo de granjas. En la figura 1.3 se recogen los principales impactos ambientales potenciales que pueden producir este tipo de instalaciones sobre el medio marino. El impacto de la estructura de las instalaciones en el medio marino es despreciable y el impacto sobre el medio terrestre ya fue objeto de estudio y publicado (XUNTA, 2013) bajo el título: *Guía de criterios de sostenibilidad e integración paisajística de los establecimientos de acuicultura litoral*, dentro de la misma colección que esta guía.

En segundo lugar, se realizó un amplio estudio piloto en ocho granjas marinas distribuidas por todo el litoral gallego (figura 1.4), para desarrollar las bases científicas subyacentes al diseño del PVA. Este estudio se desarrolló en el contexto del proyecto JACUMAR “Selección de indicadores, determinación de valores de referencia, diseño de programas y protocolos de métodos y medidas para estudios ambientales en acuicultura marina” (2008–2011). Posteriormente se desarrollaron otras investigaciones complementarias (e.g. estudio de la persistencia de la toxicidad de los vertidos, realizado bajo convenio con la Consellería do Mar, XUNTA). Gran parte de los resultados obtenidos en estos estudios fueron publicados en revistas especializadas de prestigio internacional y difundidos en congresos especializados (Carballeira y Carballeira, 2009; 2012a; 2013; 2014; 2018; De Orte et al., 2009; 2013; Rey-Asensio et al., 2009; 2010; Carballeira, 2013; Carballeira et al., 2010a; 2010b; 2010c; 2010d;



Figura 1.3. Impactos ecológicos potenciales sobre el medio marino de la acuicultura marina instalada en tierra en la zona litoral.

2011a; 2011b; 2011c; 2011d; 2011e; 2012a; 2012b; 2012c; 2012d; 2012e; 2012f; 2013a; 2013b; 2013c; 2014; 2018; Martínez-García et al., 2011; Viana et al., 2010a; 2010b).

Los resultados experimentales y la información bibliográfica permitieron seleccionar y optimizar las herramientas y estrategias que mejor describen la influencia de estas granjas en el ecosistema receptor y diseñar la propuesta metodológica del PVA que aquí se presenta. Se seleccionaron las variables de vigilancia ambiental y sus umbrales ajustados al caso concreto de las piscifactorías instaladas en tierra en la costa gallega. Igualmente se adecuó el diseño de muestreo (esfuerzo, temporalidad...) a las singularidades de estas granjas. Por último, se examinaron otros aspectos de interés como: la importancia de la selección del sitio, la delimitación de la zona de efectos permitidos o la vigilancia del área de influencia potencial (Carballeira et al., 2012f).

Por otro lado, el diseño metodológico sigue el mismo esquema que el desarrollado para los PVA de los cultivos marinos instalados en jaulas flotantes en Galicia (Carballeira y Carballeira, 2018). En el esquema presentado en la figura 1.5, se distingue como medida preventiva la importancia clave de la selección del sitio antes de instalar una granja de este tipo. Una vez identificados compartimentos, organismos y sistemas, como potenciales receptores de impacto, se procede a la identificación, selección y métodos de medida de las variables indicadoras de impacto. En el diseño experimental del PVA se incluyen los procedimientos de muestreo e interpretación de las variables de estado o predictivas de impacto. A continuación, se establecen los objetivos y los criterios de calidad deseados, reconociendo una zona de



Figura 1.4. Localización de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral de Galicia dónde se realizaron los estudios piloto (Todas funcionan en circuito abierto menos la VIII que dispone de sistemas de recirculación) (Carballeira et al., 2012b).

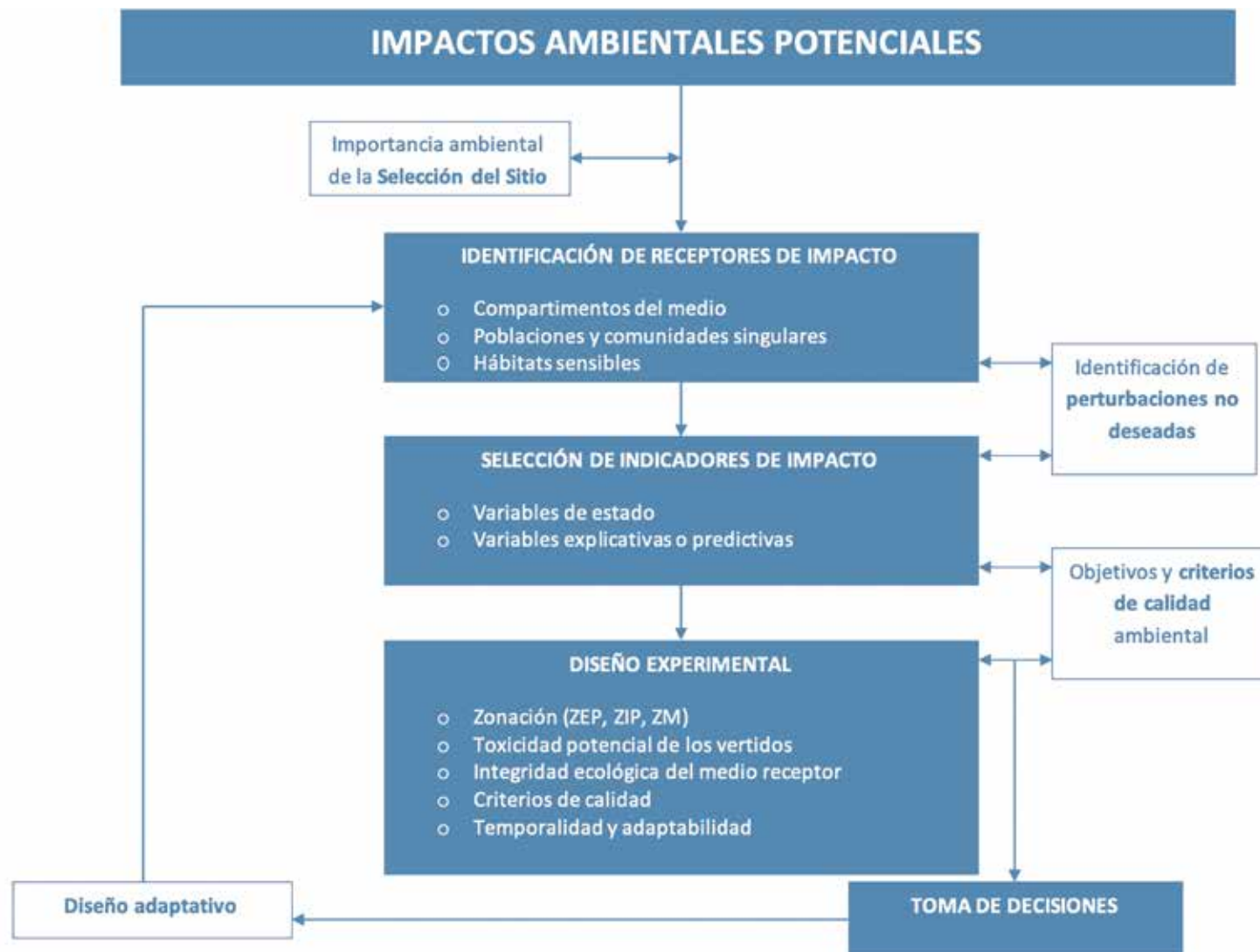


Figura 1.5. Esquema metodológico para la realización de los Planes de Vigilancia Ambiental Integrados de los cultivos marinos instalados en tierra de la zona litoral.

efectos permitidos pero limitados. A medida que la vigilancia ambiental vaya suministrando datos se tomarán las decisiones correspondientes hacia una mejora en la gestión de la granja y de la adecuación del PVA.

En resumen, el objetivo de esta guía es proponer recomendaciones para que gestores y productores desarrollen una acuicultura responsable y sostenible con el medio ambiente, minimizando las posibles perturbaciones o efectos secundarios sobre el ecosistema receptor. Para ello, se suministran criterios que pueden ser utilizados de manera objetiva a la hora de evaluar la adecuación del sitio de un cultivo actual o futuro. Es necesario destacar que una buena selección del sitio acompañada de una gestión responsable es la mayor garantía de sostenibilidad de esta actividad. La guía recoge desde una perspectiva general los efectos potenciales de esta actividad, pero haciendo especial hincapié en el tipo de hábitats que se encuentran en nuestras costas. Se indica cómo llevar adelante un PVA desde el cómo, dónde y cuándo deben ser tomadas las muestras del medio y de organismos, que parámetros es necesario determinar y cómo interpretar los resultados obtenidos.

La aplicación de un PVA va dirigida a establecer los motivos que faciliten la toma de decisiones, de actuar o no actuar. La toma de decisiones, por la importancia de las acciones oportunas, se debe realizar en base al conocimiento científico. Sin embargo, un PVA como todo trabajo científico es incompleto, sea observacional o experimental, y tiene posibilidades de ser alterado o modificado por el avance de los conocimientos. Aun así, no se han de ignorar los conocimientos que ya poseemos o de posponer las acciones que puedan requerirse en el momento oportuno (Hill, 1965).

En esta guía se propone el uso de técnicas de vigilancia ambiental desde las más convencionales como los análisis fisicoquímicos de efluentes y del agua del medio receptor hasta otras avanzadas como las firmas isotópicas estables, biomarcadores moleculares, bioensayos de procesos *in situ*... Sin embargo, es necesario seguir avanzando hacia enfoques más rentables y eficientes en el tiempo, desde la instalación de *sensores inalámbricos* para conseguir una monitorización continua de los parámetros fisicoquímicos frente a las técnicas de muestreo puntual tradicionales hasta la adaptación de técnicas de monito-

rización basadas en la teledetección con vehículos no tripulados, capaces de obtener una información más precisa que los dispositivos actuales (e.g. Landsat Thematic Mapper), para el seguimiento de plumas de contaminación, la estima de parámetros de calidad del agua o el inventariado de organismos de la franja intermareal. También se puede profundizar en la *monitorización bioquímica* tanto para rastrear los desechos del sistema acuícola como para evaluar el impacto ambiental causado (Signa et al, 2015). En este sentido son muy prometedores los métodos basados en el análisis de los códigos de barras (*metabarcoding*) del ADN ambiental (eDNA) (Garlapati et al., 2019; Ruppert et al., 2019). Los métodos actuales basados en la identificación taxonómica bajo el microscopio (e.g. diatomeas, macroinvertebrados) consumen mucho tiempo y son extremadamente caros, pues requiere de especialistas altamente entrenados. La tecnología de *metabarcoding*, aplicada a diferentes tipos de comunidades (e.g. diatomeas, foraminíferos), puede suministrar información menos costosa, más rápida, confiable y fácil de estandarizar que las aproximaciones taxonómicas clásicas para evaluar el impacto de las industrias como la acuicultura marina (Visco et al., 2015; Pawlowski et al, 2016; Apotheloz et al., 2017). Mientras las prometedoras herramientas metagenómicas ambientales no se hayan desarrollado a nivel práctico, la alteración de los *perfiles fisiológicos de las comunidades microbianas* (CLPP, del inglés Community Level Physiological Profiles) (Weber y Legge, 2010) afectadas por los efluentes de las granjas es una aproximación viable a considerar en la evaluación de posibles impactos ambientales. Los microorganismos, en general, son los primeros organismos en reaccionar a los cambios ambientales. De esta forma la alteración de la comunidad microbiana puede ser considerada como un detector precoz de los cambios espacio-temporales en la salud y la viabilidad del medio ambiente en su conjunto. Existen test comerciales reducidos (e.g. Ecoplates, BiologTM) para estimar la diversidad funcional de la comunidad microbiana heterotrófica, basados en la capacidad de oxidación de numerosas fuentes de carbono (carbohidratos, ácidos carboxílicos, aminas, aminoácidos y polímeros), que podrían aplicarse a muestras tomadas de los efluentes o del hábitat afectado (aguas libres, sedimentos, sustratos epilíticos...) (Tiquia, 2010; Jałowiecki et al. 2016; Perujo et al., 2016; 2020). Las métricas CLPP fueron utilizadas para monitorizar la función de la comunidad microbiana en la acuicultura porque juegan un papel fundamental en la productividad del estanque y el éxito de la producción de peces (Kurten and Barkoh, 2015).

Bibliografía

- Apotheloz-Perret-Gentil, K., Cordonier, A., Straub, F., Iseli, J., Esling, P., Pawlowski, J. 2017. Taxonomy-free molecular diatom index for high-throughput eDNA biomonitoring. *Molecular Ecology Resources* 17, 1231–1242.
- APROMAR. 2017. Informe: La Acuicultura en España 2017. Disponible desde: <http://bit.ly/2u5b1WV>
- Burridge, L., Weis, J.S., Cabello, F., Pizarro, J., Bostick, K. 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306: 7-23.
- Carballeira, C., Carballeira, A. 2009. Consideraciones para un plan integral de vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas instaladas en tierra, En: M. Rey Méndez, J.F.C., M. Izquierdo Rodríguez y A. Guerra Díaz (ed) XII Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 101–126.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010a. Vigilancia de la ecotoxicidad de los efluentes de las piscifactorías marinas instaladas en Tierra. En: Rey-Méndez M. LC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) XIV Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 191-199.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2010b. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: bioensayos con embriones de erizo. En: Rey-Méndez M. LC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIII. O Grove, pp. 177–184.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2010c. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: bioensayos in situ de fertilidad. En: Rey-Méndez MLC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIII. USC, O Grove, pp. 181–189.
- Carballeira, A., Espinosa, J., Carballeira, C. 2011a. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: alteraciones histológicas en moluscos nativos y trasplantados. XIII Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 191-199.
- Carballeira, C., Espinosa, J., Carballeira, A. 2011b. Linking $\delta^{15}\text{N}$ and histopathological effects in molluscs exposed in situ to effluents from land-based marine fish farms. *Marine Pollution Bulletin* 62:2633–2641.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2011c. Optimization of fertilization and larval development toxicity tests using two marine sea urchin species: Study of salinity influence. *Marine Environmental Research* 72(4):196–203.
- Carballeira, A., Ramos-Gomez, J., Carballeira, C. 2011d. Diseño de un Plan de Integral para la Vigilancia Ambiental de las Piscifactorías Marinas Instaladas en Tierra. XIII Congreso Nacional de Acuicultura. Barcelona, pp. 42-43.
- Carballeira, A., Texeira, J.M., González, N., Gairin, I., Aguado-Giménez, F., Sánchez-Jerez, P. 2011e. Utilización de perfiles ecológicos para la selección de variables geoquímicas de los sedimentos marinos como indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto. XIII Congreso Nacional de Acuicultura. Barcelona, pp. 41-42.

- Carballeira, C., Carballeira, A., Aguado-Giménez, F., González, N., Sánchez-Jerez, P., Teixeira, J.M., Gairin, J., García-García, B., Fernández-González, V., Carreras, J., Macías, J.C., Acosta, D. 2012a. Determinación de los umbrales, de las variables geoquímicas de sedimento, indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto mediante la técnica de gradientes ambientales. En: Rey-Méndez MLC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIV. O Grove, pp. 207–214.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2012b. Implementation of a minimal set of biological tests to assess the ecotoxic effects of effluents from land-based marine fish farms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78: 148–161.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Del Valls, T.A., Carballeira, A. 2012c. Assessing the toxicity of Chemicals compounds associated with land-based marine fish-farms: the sea-urching embryo bioassay with *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63: 249–261.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2012d. Identification of specific malformations of sea urchin larvae for toxicity assessment: Application to marine pisciculture effluents. *Marine Environmental Research* 77: 12-22.
- Carballeira, C., Ramos-Gómez, J., Carballeira, A. 2012e. Plan integrado para la vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas instaladas en Tierra. En: Rey-Méndez MLC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIV. O Grove, pp. 325-331.
- Carballeira, C., Ramos-Gómez, J., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A., Carballeira, A. 2012f. Designing an integrated environmental monitoring plan for land-based marine fish farms located at exposed and hard bottom coastal areas. *Journal of Environmental Monitoring* 14: 1305–1316.
- Carballeira, C. 2013. Bases científicas para el diseño de un plan de vigilancia ambiental para las piscifactorías marinas instaladas en tierra. Universidad de Cádiz, Puerto Real, pp. 342.
- Carballeira, C., Carballeira, A. 2013. An Environmental Monitoring Plan Adapted to Land-Based Marine Fish Farms Located at Exposed and Hard Bottom Coastal Areas. *Aquaculture conference: Celebrating 40 years of aquaculture*. Gran Canaria.
- Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2013a. Vigilancia del potencial de eutrofización de los vertidos de la acuicultura marina intensiva terrestre mediante trasplantes de *Ulva* sp. XIX Simposio Botánica Criptogámica. Gran Canaria, pp. 113.
- Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2013b. $\delta^{15}\text{N}$ values in macroalgae as an indicator of the potential impact of waste disposal from land-based marine fish farms. *Journal of Applied Phycology* 25 (1): 97–107.
- Carballeira, A., Viana, I.G., De Orte, M., Carballeira, C. 2013c. Toxicity Evaluation of Commonly Used Biocides in Land Based Marine Fish Farms Using a Miniaturized Bioluminescence Test with *Vibrio fischeri*. *Aquaculture conference: Celebrating 40 years of aquaculture*. Gran Canaria.
- Carballeira, A., Carballeira, C. 2014. Guía para la realización de Planes de Vigilancia Ambiental de cultivos marinos en jaulas flotantes instaladas en las costas de Galicia. XVII Foro dos recursos mariños e da acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 101–126.
- Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2014. Interannual changes in ^{15}N values in *Fucus vesiculosus* L.. *Marine Pollution Bulletin* 85(1): 141-145.

- Carballeira, C., Cebro, A., Villares, R., Carballeira, A. 2018. Assessing changes in the toxicity of effluents from intensive marine fish farms over time by using a battery of bioassays. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 12739–12748.
- Carballeira A., Carballeira, C.B. 2018. Guía para la realización de planes de vigilancia ambiental de cultivos marinos en jaulas flotantes instaladas en las costas de Galicia. *Estratexia galega da acuicultura*. Ed. Xunta de Galicia Consellería do Medio Rural e do Mar. Santiago de Compostela, pp. 206.
- Crane, M., Burton, A., Culp, J.M., Greenberg, M.S., Munkittrick, K.R., Ribeiro, R., Salazar, M.H., St-Jean, S.D. 2007. Review of aquatic *in situ* approaches for stressor and effect diagnosis. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3(2): 234-245.
- De Orte, M.R., Carballeira, C., Carballeira, A. 2009. Desarrollo de un bioensayo miniaturizado de microalgas para evaluar la ecotoxicidad de vertidos marinos: aplicación a piscifactorías marinas instaladas en tierra. En: XVII Simpósio de botânica criptogâmica. Lisboa, pp. 47-48.
- De Orte, M.R., Carballeira, C., Viana, I., Carballeira, A. 2013. Assessing the toxicity of chemical compounds associated with marine land-based fish farms: the use of mini-scale microalgal toxicity tests. *Chemistry and Ecology* 29(6): 554–563.
- FAO. 2000. Aquaculture development beyond 2000: The Bangkok declaration an strategy. Conference on Aquaculture Development in the Third Millennium 20-25 February 2000, Bangkok, pp. 42.
- FAO. 2010. The state of world fisheries and aquaculture. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, pp. 218.
- Garlapati, D., Charankumar, B., Ramu, K., Madeswaran, P. 2019. A review on the applications and recent advances in environmental DNA (eDNA) metagenomics. *Reviews on Environmental Science and Biotechnology* 18:389–411.
- Hill, A.B. 1965. The environment and disease: association or causation? *Proceedings of the Royal Society of Medicine* 58:295-300.
- Halwart, M., Soto, D., Arthur, J.R. 2007. Cage aquaculture: regional reviews and global overview. Ed. FAO Fisheries Technical Paper nº 498. Roma, pp. 241.
- Jałowiecki, L., Chojniak, J.M., Dorgeloh, E., Hegedusova, B., Ejhed, H., Magnér, J., Płaza, G.A. 2016. Microbial Community Profiles in Wastewaters from Onsite Wastewater Treatment Systems Technology. *PLoS ONE* 11(1): e0147725.
- Kurten, G., Barkoh, A. 2015. Community-level Physiological Profiling Assessment for Monitoring Microbial Community Function in Aquaculture Ponds. *North American Journal of Aquaculture* 78(1): 34-44.
- Lazard, J., Baruthio, A., Mathe, S., Rey-Valette, H., Chia, E., Clement, O., Aubin, J., Morissens, P., Mikolasek, O., Legendre, M., Levang, P., Blancheton, J.P., Rene, F. 2010. Aquaculture system diversity and sustainable development: fish farms and their representation. *Aquatic Living Resources* 23: 187-198.
- Macías, J.C., Collado, J., Álamo, C., Escalona, M., García, E. 2005. Seguimiento ambiental para instalaciones de acuicultura marina. *Boletín- Instituto Español de Oceanografía* 21: 57-66.
- Martí, E., Martí, C.M., Martínez, M.R., Paches, M.A.V., Giaccaglia, S.L. 2005. El programa de vigilancia ambiental de piscifactorías en jaulas flotantes. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 21: 67-73.
- Martínez-García, E., Carballeira, A., Aguado-Giménez, F., González, N., Sánchez-Jerez, P., Texeira, J.M., Gairini, J.I., Carballeira, C., García-García, B., Sánchez-Lizaso, J.L., Carrera, J., Macías, J.C., Acosta, D. 2011. Meta-análisis de los cambios en la estructura del poblamiento de poliquetos debido a la actividad de engorde de peces en jaulas flotantes en las costas españolas. XIII Congreso Nacional de Acuicultura. Barcelona, pp. 43-44.

- Martínez-García, E., Sánchez-Jérez, P., Aguado-Giménez, F., Ávila, P., Guerrero, A., Sánchez-Lizaso, J.L., Fernández-González, V., González, N., Gairin, J.I., Carballeira, C., García-García, B., Carreras, J., Macías, J.C., Carballeira, A., Collado, C. 2013. A meta-analysis approach to the effects of fish farming on soft bottom *polychaeta* assemblages in temperate regions. *Marine Pollution Bulletin* 69: 165-171.
- OECD/FAO. 2017. OECD-FAO Agricultural Outlook 2017-2026, OECD Publishing, Paris, pp. 136.
- Pawlowski, J., Lejzerowicz, F., Apotheloz-Perret-Gentil, L., Visco J., Esling, P. 2016. Protist Metabarcoding and Environmental Biomonitoring: Time for Change. *European Journal of Protistology* 55(A): 12-25.
- Perujo, N., Romaní, A.M., Martín-Fernández, J.A. 2020. Microbial community-level physiological profiles: Considering whole data set and integrating dynamics of color development. *Ecological Indicators* 117: 106628.
- Perujo, N., Freixa, A., Vivas, Z., Gallegos A.M., Butturini, A., Romaní, A.M. 2016. Fluvial biofilms from upper and lower river reaches respond differently to wastewater treatment plant inputs. *Hydrobiologia* 765: 169-183.
- Rey-Asensio, A., Viana, I.G., Carballeira, C., Carballeira, A. 2009. 15N en macroalgas como marcador del área de influencia de los vertidos de piscifactorías marinas instaladas en tierra. XVII Simpósio de botânica criptogâmica. En: XVII Simpósio de botânica criptogâmica. Lisboa, pp. 97-98.
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes. En: Rey-Méndez M. LC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIII. O Grove, pp. 201–218.
- Roque D'Orbcastel, E., Sauzade, D., Ravoux, G., Coves, D. 2004. Guide méthodologique pour l'élaboration des dossiers de demande d'autorisation d'Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) en matière de pisciculture marine pour la région Corse. Rapport Scientifique Technique 2188. Infremer, pp. 362.
- Ruppert, K.M., Kline, R.J., Saydur Rahman, M.D. 2019. Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. *Global Ecology and Conservation* 17: e00547.
- Signa, G., Di Leonardo, R., Vacaro, A., Doriana, C., Mazzola, A., Vizzini, S. 2015. Lipid and fatty acid biomarkers as proxies contamination for environmental in caged mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Ecological Indicators* 57: 384–394.
- SSPO. 2016. Scottish salmon producer's organisation. Economic report. Investing in sustainable Jobs, communities and Business. <http://scottishsalmon.co.uk/economic/>
- Tiquia, S.M. 2010. Metabolic diversity of the heterotrophic microorganisms and potential link to pollution of the Rouge River Environmental Pollution 158: 1435–1443.
- Underwood, A.J. 1997. Experiments in ecology. Their logical and interpretation using analysis of variance, 8th ed. Press syndicate of the University of Cambridge, Cambridge, pp. 524.
- UNEP. 2011. FAO's role for improved integration of fisheries and aquaculture development and management, biodiversity conservation and environmental protection. COFI, Rome, pp. 14.
- Viana, I.G., Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2010a. Evaluation of the interspecific differences in 15N in coexisting marine macroalgae. En: The 7th international conference on applications of stable isotope techniques to ecological studies. Fairbanks, pp. 222-223.

Viana, I.G., Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2010b. Seasonal variation of ^{15}N in macroalgae. En: The 7th international conference on applications of stable isotope techniques to ecological studies. Fairbanks, pp. 126-127.

World Bank. 2013. FISH TO 2030. Prospects for Fisheries and Aquaculture. World Bank Report Number 83177-GLB (ed). Washington DC, pp. 102.

XUNTA. 2013. Guía de criterios de sustentabilidade e integración paisaxística dos establecementos de acuicultura litoral. Colección: Paisaxe Galega. Ed. Xunta de Galicia. Consellería do Medio Rural e do mar y Consellería de medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras. Santiago de Compostela, pp. 125.

II. Características del cultivo intensivo de especies marinas en instalaciones terrestres

Tanque de cultivo de rodaballo. Foto: C. Carballeira



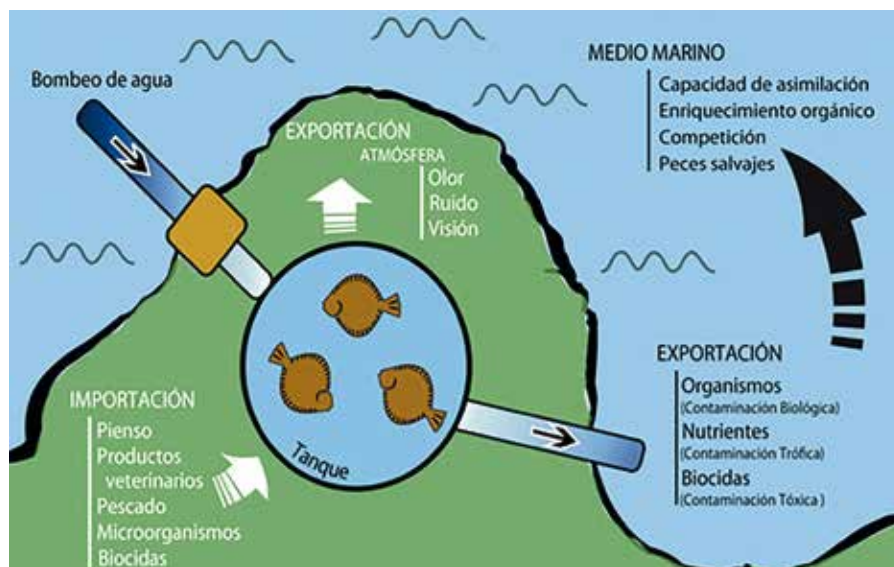


Figura 2.1. Representación del balance de materiales de una piscifactoría marina instalada en tierra de la franja litoral (Carballeira et al., 2013).

En este tipo de acuicultura marina intensiva todas las fases del cultivo se realizan en instalaciones terrestres, incluido el engorde (figura 2.1). El uso de equipos automatizados como sistemas de aireación, comederos, estufas... permite tener un gran control de las condiciones ambientales en las que viven los peces y poder alcanzar altas densidades de producción. Cuanto mayor es la densidad media de los peces dentro de los tanques de cultivo mayor es la probabilidad de aparición y transmisión de enfermedades y será necesario mantener unas condiciones de higiene estrictas mediante una buena desinfección de las instalaciones o mediante el uso preventivo de vacunas o curativo de medicamentos.

En la mayor parte de las granjas el agua de mar que llena los tanques se bombea en circuito abierto. De esta manera, el medio de cultivo se encuentra en constante renovación, lo que genera unos elevados costes de energía

y, por tanto, la necesidad de instalar las granjas muy próximas a la línea de costa. Por este motivo los emisarios de entrada y salida del agua están relativamente cerca uno del otro por lo que, en principio, podrían generarse retroalimentaciones negativas. Para evitar que el agua de entrada se contamine con la de salida se pueden construir los emisarios alejados, separados por accidentes geográficos (cabos) o localizarlos a distintas profundidades; en todo caso, conviene ubicar las instalaciones en costas expuestas o semi expuestas con alta capacidad dispersiva. El elevado hidrodinamismo diluye y dispersa rápidamente el vertido, pero dispersar los contaminantes no implica evitar sus efectos, sobre todo si estos son fácilmente bioacumulables y persistentes.

Una alternativa prometedora, son las instalaciones con sistemas de recirculación de agua (RAS) que permiten una ubicación de las instalaciones más flexible y minimizan la huella ecológica de esta actividad por su menor consumo energético y por reducir significativamente la carga vertida. A pesar de ello, actualmente la mayor inversión económica y su gestión entrañan mayores dificultades técnicas que parecen limitar su dimensionamiento para poder competir con los cultivos de circuito abierto. Científicos del centro de investigación noruego (NOFIMA, 2016) analizaron los lodos de tres piscifactorías de salmón instaladas en tierra (1 con recirculación y 2 en circuito abierto) a lo largo de un año de producción con el objetivo de mejorar su gestión. Comprueban que los lodos tienen un alto contenido energético, de nutrientes (N y P), zinc y cadmio. También encuentran contaminantes orgánicos (PCB y plaguicidas) pero por debajo de los límites de uso restringido. El contenido energético confirma que los lodos se derivan mayoritariamente (50 %) de deshechos de alimento. Como la acuicultura en tierra sigue creciendo, consideran que es prioritario minimizar los lodos previniendo el desperdicio de pienso y recuperando los deshechos particulados, antes de que se disgreguen por hidratación excesiva, para su posterior valorización mediante su uso como fertilizante o para producir biogás.

Existe una serie de características comunes a todas las piscifactorías, como son la formulación de piensos, la aplicación de sustancias agroquímicas, antibióticos y otros productos, que se traducirán en vertidos con características

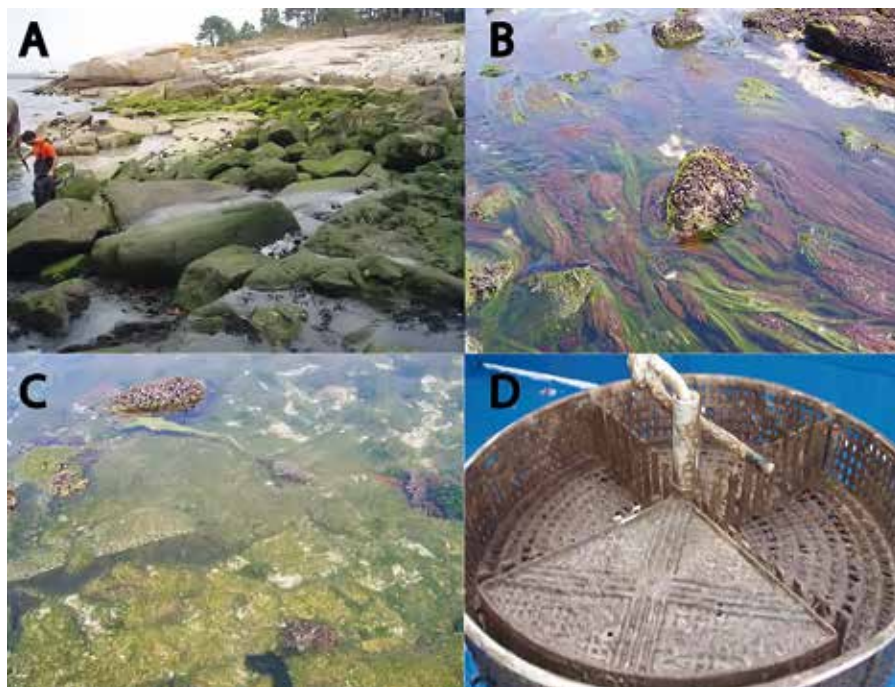


Figura 2.2. Síntomas de eutrofia en localizaciones cercanas al punto de descarga de los vertidos acuícolas (A, B, C). Fouling establecido en una bandeja de cultivo de moluscos después de 45 días de exposición a los vertidos (D).

similares. Frente a las granjas marinas instaladas en tierra los cultivos en jaula requieren menos cuidados para mantener las condiciones de higiene debido, en general, a las menores densidades utilizadas y a la mayor tasa de renovación hidráulica que se produce a través de las redes. Por el contrario, el aporte de materia orgánica al medio marino es mayor por un menor control del contenido orgánico e inorgánico del vertido y un menor aprovechamiento de los piensos por los peces, lo que puede llegar a crear graves cúmulos de desechos debajo de las jaulas. Sin embargo, aunque la tasa relativa del vertido de las granjas instaladas en tierra sea menor que el de las jaulas, al

liberarse mediante emisario sus efectos ambientales podrían ser más reducidos espacialmente pero más agudos.

Características de los efluentes

Los efluentes de la piscicultura son reconocidos a nivel global por su baja toxicidad cuando los comparamos con otras actividades industriales, pero los volúmenes descargados de agua con residuos pueden ser muy elevados. Los efectos potenciales de una granja marina instalada en tierra son debidos a los residuos contenidos en sus efluentes, principalmente de tipo orgánico (i.e., excretas y restos de alimento) y productos químicos derivados de las diferentes actividades de la granja. Los residuos liberados en exceso pueden afectar a los ecosistemas receptores a través de procesos de eutrofización, anoxia o toxicidad. Asimismo, los vertidos pueden alterar las comunidades nativas al actuar como un dispositivo de concentración de fauna silvestre, sobre todo de peces (FAD, *fish aggregation devices*).

Contaminación por residuos metabólicos y pienso excedente

El impacto ambiental mayoritario y habitualmente reconocido de una granja piscícola deriva de los desechos metabólicos (nitratos, nitritos, amonio y fosfatos) y de los restos de alimento, que pueden llegar a generar situaciones de anoxia sedimentaria y potenciar la eutrofización del medio receptor (figura 2.2) (Wang et al., 2020). Mientras que los vertidos episódicos locales no son considerados una amenaza para la salud del ecosistema, los crónicos y extensivos pueden llegar a producir a largo plazo un deterioro indeseable. En este sentido, las perturbaciones serán más o menos graves en función de la relación entre la producción de residuos y la capacidad dispersiva del medio.

Respecto al peso seco, los lodos de las piscifactorías noruegas (op.cit) contenían cantidades relativamente grandes de energía (20 MJ/kg), grasa (5-7 %) y nitrógeno (14-18 %), indicando que había una cantidad considerable de residuos de pienso (50 %). Con el objeto de analizar y minimizar los residuos

de las granjas de rodaballo (*P. maxima*) investigadores del Centro Tecnológico Gallego de Acuicultura (CETGA, 2005) observaron una ingesta media de pienso del 77 %, con un rango entre el 27 y el 100 %, es decir, un 23 % del pienso suministrado es expulsado directamente al medio. En el mismo estudio se obtuvo una media de heces (alimento no digerido) del 13,5 %, oscilando del 9 al 26%. En consecuencia, se estima que por término medio el 63,5 % del pienso es asimilado y posteriormente excretado, principalmente como amonio, y el 36,5 % restante es expulsado al medio como pienso o heces

Residuos disueltos

La excreción de urea por *Scophthalmus maximus* (también llamado *Psetta maxima* o rodaballo) representa el 20 % de la excreción total de nitrógeno (Fournier et al., 2003) y actualmente se desconoce en qué medida la retención y manipulación del agua transforma la urea en amonio (Altinok y Grizzle, 2004; Aubin et al., 2006). Sin embargo, dada la elevada dilución del amonio (principal producto de excreción disuelto de los peces) y sus formas oxigenadas (nitritos y nitratos) dificulta la detección de trazas de estos elementos, incluso a pocos metros de las granjas (Sarà, 2007; Pitta et al., 2006). A pesar de ello, una disponibilidad permanente de estos compuestos en la proximidad de los emisarios puede aumentar el grado de epifitismo, el desarrollo de fouling sobre estructuras, alterar la comunidad algal y eutrofia (figura 2.2).

Sólidos en suspensión

Las partículas orgánicas procedentes de las heces y de alimento no consumido pueden almacenarse en el sedimento y si no son debidamente mineralizados por la macrofauna y la flora bacteriana natural pueden llegar a acumularse y degradar el ecosistema bentónico (Sanz-Lázaro et al., 2011). Habitualmente, debido al alto grado de hidrodinamismo de los sitios donde se localizan las granjas intensivas instaladas en tierra y a la baja cantidad de alimento no consumido que liberan (cuya regulación supone un ahorro económico para la propia empresa), es difícil observar acumulaciones de materia orgánica en las proximidades del emisario en comparación con las

observadas bajo los cultivos en jaulas. Los porcentajes de la fracción fina y de la materia orgánica del sedimento son muy bajos en el entorno de las granjas terrestres instaladas en la costa de Galicia, pero es fácil observar una elevada y continua presencia de sólidos en suspensión en la columna de agua en las inmediaciones de los emisarios.

Contaminación por productos químicos

El uso de productos químicos en la acuicultura está ampliamente reconocido, aunque la mayoría de los estudios se han centrado principalmente en

Enfermedad	Organismo	Medidas de control
Enf. amebica de las agallas	Ectoparásito	Baño de agua dulce
Tricodiniasis	Ectoparásito	Baño desinfectante
Escuticociliatosis	Ecto, Endoparásito	Reducción de densidad
Microsporidiosis	Endoparásito	Reducción de densidad
Mixosporidiosis	Endoparásito	Red. densidad/ Desinfección completa
Flexibacteriosis	Bacteria	Vacuna/antibióticos
Furunculosis	Bacteria	Vacuna/antibióticos
Streptococcosis	Bacteria	Vacuna
Vibriosis	Bacteria	Vacuna/antibióticos

Tabla 2.1. Enfermedades más frecuentes del cultivo de rodaballo, organismos que las provocan y medidas para su control.

la contaminación orgánica bruta y hay pocos estudios sobre productos químicos y agentes patógenos (Tello et al., 2010). La directiva Marco del Agua de la UE reconoce los contaminantes emergentes como nuevas formas de contaminación, pero todavía no se han definido normas ni niveles de referencia al respecto. En consecuencia, el uso de productos químicos, como desinfectantes, antibióticos, pesticidas y hormonas, suele llevarse a cabo de forma libre y por personal que en muchos casos puede no estar debidamente cualificado.

A partir de la información contenida en las publicaciones de la GESAMP (*Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection*) se ha podido realizar una revisión de los principales productos químicos utilizados en la piscicultura de *Scophthalmus maximus* (GESAMP, 1996), que se clasifican en 7 categorías en función de su mecanismo de acción o procedencia:

- Químicos que proceden de materiales estructurales
- Desinfectantes
- Medicinas
- Pesticidas
- Aditivos de la comida
- Anestésicos
- Hormonas

Entre las distintas funciones que desempeñan estos productos se encuentra la prevención (uso profiláctico) y el tratamiento (uso terapéutico) de enfermedades y patógenos, la limpieza de las instalaciones, el control del crecimiento, la producción de alimentos, la manipulación de la reproducción o del transporte de organismos vivos.

Antibióticos y pesticidas

Las vías más importantes de diseminación de antibióticos en el ambiente acuático son los efluentes de las aguas residuales, los purines animales, las descargas de acuicultura y la escorrentía superficial. La liberación constante de antibióticos, sus propiedades bioactivas y su presencia continua, incluso a concentraciones ambientales relativamente bajas en aguas y sedimentos, han causado las principales preocupaciones sobre los riesgos potenciales para los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, la mayoría de los estudios se centran en la prevalencia de antibióticos en cuerpos de agua dulce y pocos informan de su presencia en sistemas marinos (Hernando et al., 2006; Kümmerer, 2009; Ji et al., 2012).

El empleo de quimioterapia para mantener condiciones sanitarias óptimas en las piscifactorías sólo puede ser parcialmente evitado mediante el uso de vacunas, inmunoestimulantes o resistencia genética, que todavía se encuentran en desarrollo o muestran una eficacia limitada (tabla 2.1). En la actualidad, se ha verificado el uso de al menos 26 medicamentos concretos por parte de los 15 principales países productores, que conjuntamente generan el 94% de la producción de acuicultura mundial, siendo la oxitetraciclina uno de los más usados. La oxitetraciclina es un fármaco bacteriostático del grupo de las tetraciclinas, de amplio espectro y de bajo coste muy utilizado en medicina humana y veterinaria. A pesar de que en la zona eufótica de las aguas marinas la oxitetraciclina parece fotodegradarse fácilmente se detecta a menudo en el medio marino. Además, los datos existentes sugieren una larga persistencia de la oxitetraciclina en los sedimentos acuáticos (Campbell et al., 2001; Lalumera et al., 2004; Wang et al., 2010; Chen et al., 2015; Leal et al., 2016).

Esto supone un riesgo para el medio ambiente, pues una parte de estas sustancias no son retenidas por los peces (antibióticos no metabolizados, restos de piensos medicados, lixiviados, excreción renal y secreciones branquiales) y son liberadas a los sistemas acuáticos (Rigos et al., 2004).

Así, Cheng et al. (2019) investigan las variaciones espaciales y estacionales de cuatro clases de antibióticos (quinolonas, anfenicoles, tetraciclinas y sul-

fonamidas) en aguas superficiales del norte de China afectadas por vertidos de granjas piscícolas y verifican la existencia de una relación directa entre las concentraciones corporales y las observadas en el alimento y el sedimento. Además, comprueban que enrofloxacin y florfenicol podrían causar los mayores riesgos de seguridad para los organismos acuáticos en comparación con otros antibióticos.

Twiddy y Reilly (1995) comprueban en estanques el efecto de antibióticos sobre comunidades microbianas e identifican bacterias con elevadas tasas de resistencia a antibióticos. Mediante el análisis de biomarcadores moleculares se puede estimar el grado de exposición de los organismos a antibióticos y pesticidas (Tu et al., 2009), pero los escasos estudios disponibles sobre la toxicidad y persistencia de las sustancias terapéuticas y de sus metabolitos en condiciones naturales dificultan la evaluación de su impacto ambiental (GESAMP, 1997; Tello et al., 2010). Los antibióticos utilizados en la acuicultura pueden ser muy persistentes en el sedimento (Burrige et al., 2010), pero su vida media en el agua es mucho menor, especialmente con una alta oxigenación, como en las áreas afectadas por los efluentes de las granjas. Por lo que el principal riesgo ambiental de estas sustancias es la creación de formas de resistencia en lugar de su toxicidad intrínseca (Wu et al., 1994; Carballeira, 2013). Sin embargo, aunque el principal problema ambiental está asociado con el desarrollo de mecanismos de resistencia en bacterias, la toxicidad de los antibióticos para otro tipo de organismos también plantea serias preocupaciones. Por ejemplo, las especies de fitoplancton que forman la base de todas las redes alimentarias marinas (productores primarios) se deben incluir en el grupo de riesgo. Por esta razón, la información derivada de los ensayos de ecotoxicidad realizados con los antibióticos más comúnmente detectados frente a especies fitoplanctónicas son de gran importancia ecológica (González-Pleiter et al., 2013; De Orte et al., 2013).

Desinfectantes y detergentes

Los desinfectantes y detergentes son utilizados para prevenir infecciones y puntualmente para combatir algunas enfermedades. Por su uso cotidiano y en concentraciones relativamente elevadas, son productos que deben ser considerados

en la vigilancia ambiental de este tipo de instalaciones. Además, algunos desinfectantes (e.g. productos clorados, aldehídos y sus derivados) son mutagénicos.

El hipoclorito de sodio es un oxidante fuerte y económico que se emplea para desinfectar el agua y las instalaciones. El hipoclorito de sodio y el formaldehído se están utilizando actualmente en acuicultura y son tóxicos para la vida acuática a muy bajas concentraciones (Chénier, 2003). Bajas concentraciones de detergentes (aniónicos, no-iónicos y catiónicos) pueden modificar la estructura de las proteínas de membrana y finalmente provocar la lisis celular. Por procesos sinérgicos o aditivos la toxicidad de desinfectantes y detergentes puede verse incrementada al mezclarlos en los vertidos (Panouillères et al., 2007). La persistencia de los desinfectantes, principalmente formaldehído y compuestos clorados, en el agua depende de los niveles de amoníaco, que pueden formar compuestos más tóxicos llamados subproductos de desinfección por cloración (DBP). Por ejemplo, el hipoclorito y el amoníaco pueden formar hidrazina, N_2H_4 . El formaldehído es muy tóxico para el fitoplancton y tiene una vida media de 36 h en el agua (De Orte et al., 2013; Lalonde et al., 2015).

A parte de las vacunas que evitan el uso de biocidas, cada día se descubren nuevos productos de interés en acuicultura y de origen natural. Por ejemplo, el aceite esencial de *Eucalyptus globulus* (EOEG) es tradicionalmente conocido por sus propiedades descongestivas, expectorante, mucolíticas y balsámicas pero ha demostrado tener también aplicaciones analgésicas, antisépticas, antivirales, bactericidas e insecticidas (González-Guiñez et al., 2016). Recientemente Park et al. (2016) determinaron la acción antibacteriana del EOEG contra siete bacterias patógenas de peces (*Edwardsiella tarda*, *Streptococcus iniae*, *S. parauberis*, *Lactococcus garviae*, *Vibrio harveyi*, *V. ichthyenteri* y *Photobacterium damsela*). EOEG mostró una actividad similar a la amoxicilina, la tetraciclina o el cloranfenicol, por lo que sugieren que puede ser utilizado como un agente antimicrobiano contra las enfermedades bacterianas de peces.

Otros contaminantes químicos

En los efluentes acuícolas se han detectado otros tipos de compuestos como metales y PCB, generalmente, presentes en muy bajas concentra-

ciones. Los metales son muy tóxicos, persistentes y son rápidamente acumulados por los organismos (Burrige et al., 2010). El cobre, el zinc y el cadmio se encuentran en los piensos, medicinas, y anti-incrustantes utilizados en acuicultura y se han reportado concentraciones elevadas cerca de los centros de cultivo (Dean et al., 2007; Nikolaou et al., 2014; Wang et al., 2020). El Cu es la base de muchos molusquicidas y algicidas, y es más tóxico con salinidades más altas y cuando no es adsorbido por la materia orgánica (Guardiola et al., 2012). Aunque el Zn es menos tóxico y persistente que el Cu, las algas marinas son particularmente sensibles a sus efectos (Burrige et al., 2010). Sin embargo, los estudios previos de acumulación no encontraron niveles significativos de Cu y Zn en organismos intermareales, sésiles y expuestos en el entorno de las explotaciones estudiadas (Rey-Asensio et al., 2010). Además, la persistente monitorización continua de los lodos generados por tres piscifactorías noruegas de salmón instaladas en tierra las concentraciones metálicas encontradas oscilaron para: As; 1,05-2,43, Pb: 0,17-0,41, Cd: 0,29-0,64, Hg: 0,00-0,05, Cr: 1,47-3,71 y Ni: 0,51-1,27 mg/kg peso seco. Los contenidos en Zn y Cd encontrados plantean ligeras restricciones sobre el uso de los lodos como fertilizante, mientras que el contenido de PCB y plaguicidas clorados estaba por debajo de los límites de uso restringido (NOFIMA, 2016).

Contaminación biológica

El diseño de las instalaciones y el funcionamiento de este tipo de granjas reduce considerablemente el riesgo de contaminación biológica (introducción de especies exóticas o localmente ausentes y patógenos) y de polución genética (intercambio genético entre especies cultivadas y nativas) frente al cultivo en jaulas. En cualquier caso, para el cultivo de especies exóticas o localmente ausentes es necesario disponer de las autorizaciones pertinentes bajo las condiciones para su introducción, manejo y translocación contenidas en la normativa que les resulte de aplicación. Si se tratase de especies incluidas en el Catálogo de Especies Exóticas Invasoras¹, el

proyecto y el programa de vigilancia y de seguimiento ambiental garantizarán el control de su aislamiento biológico.

¹ Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. (BOE núm. 185, de 3 de agosto de 2013)

Bibliografía

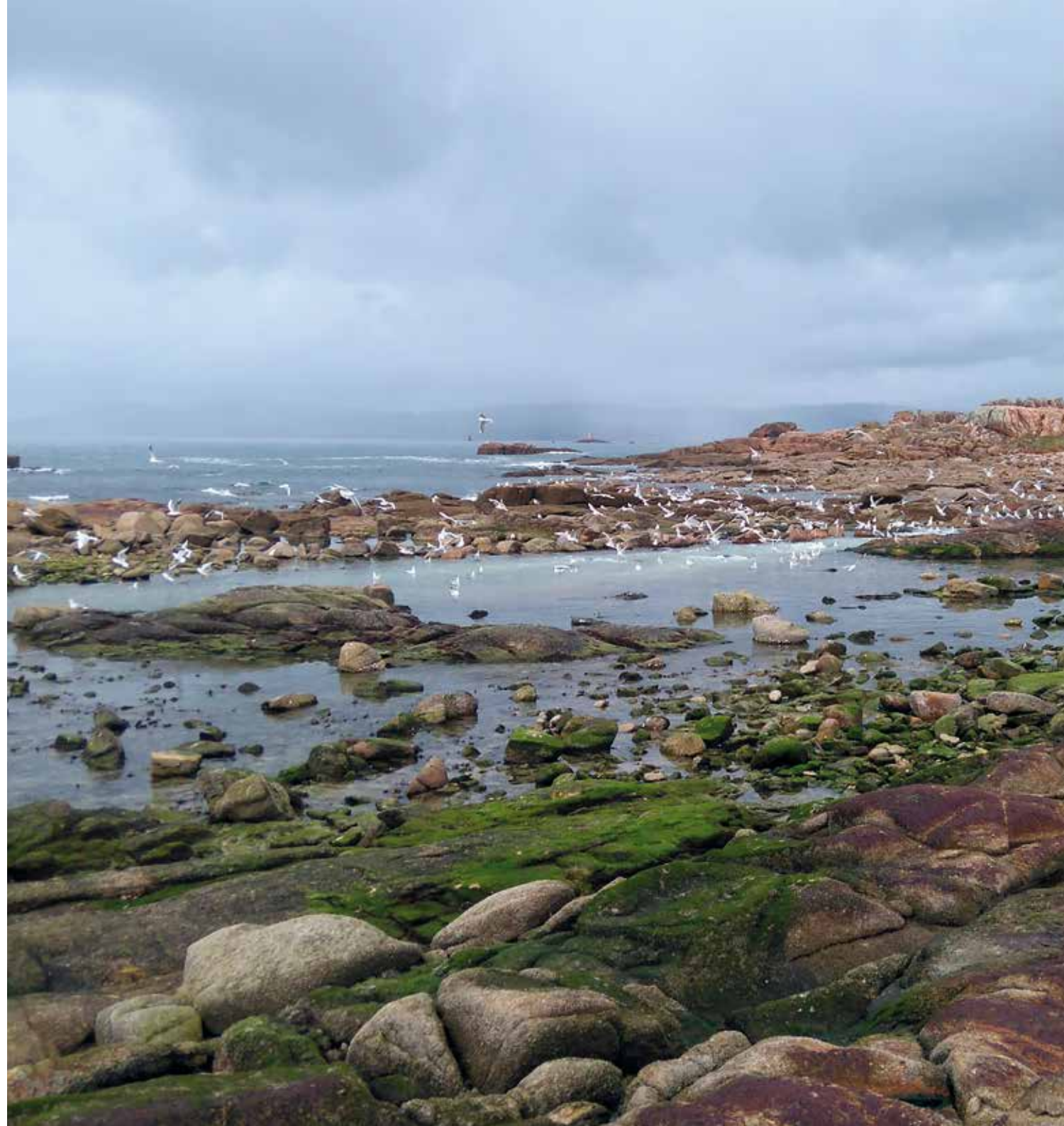
- Altinok, I., Grizzle, J.M. 2004. Excretion of ammonia and urea by phylogenetically diverse fish species in low salinities. *Aquaculture* 238: 499-507.
- Aubin, J., Papatryphon, E., Van der Werf, H.M.G., Petit, J., Morvan, Y.M. 2006. Characterisation of the environmental impact of a turbot (*Scophthalmus maximus*) re-circulating production system using Life Cycle Assessment. *Aquaculture* 261: 1259-1268.
- Burridge, L., Weis, J., Cabello, F., Pizarro, J., Bostick, K. 2010. Chemical use in salmon aquaculture: a review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306: 7-23.
- Campbell, D.A., Pantazis, P., Kelly, M.S. 2001. Impact and residence time of oxytetracycline in the sea urchin, *Psammechinus miliaris*, a potential aquaculture species. *Aquaculture* 202: 73-87.
- Carballeira, C. 2013. Bases científicas para el diseño de un plan de vigilancia ambiental para las piscifactorías marinas instaladas en tierra. Universidad de Cádiz, Puerto Real, pp. 342.
- CETGA. 2005. Desarrollo de un método para minimizar los residuos de los efluentes de plantas acuícolas y su posible valorización. Centro Tecnológico Gallego de Acuicultura, Aguiño, pp. 62.
- Chen, H., Liu, S., Xu, X.R., Zhou, G.J., Liu, S.S., Yue, W.Z., Sun, K.F., Ying, G.G. 2015. Antibiotics in the coastal environment of the Hailing Bay region, South China Sea: spatial distribution, source analysis and ecological risks. *Marine Pollution Bulletin* 95 (1): 365—373.
- Cheng, J., Jiang, L., Sun, T, Tang, Y., Du, Z., Lee, L., Zhao, Q. 2019. Occurrence, Seasonal Variation and Risk Assessment of Antibiotics in the Surface Water of North China. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 77: 88–97.
- Chénier, R. 2003. Ecological risk assessment of formaldehyde. *Human and ecological risk assessment* 9: 483-509.
- Dean, R., Shimmiel, T.M., Black, D.K. 2007. Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farm sediments: An extensive survey. *Environmental Pollution* 145 (1): 84-95.
- Nikolaou, M., Neofitou, N., Skordas, K., Castritsi-Catharios, J., Tziantziou, L. 2014. Fish farming and anti-fouling paints: a potential source of Cu and Zn in farmed fish. *Aquaculture Environment Interactions* 5(2):163-171.
- De Orte, M., Carballeira, C., Viana, I., Carballeira, A. 2013. Assessing the toxicity of chemical compounds associated with marine land-based fish farms: the use of mini-scale microalgal toxicity tests. *Chemistry and Ecology* 29(6): 554-563.
- Fournier, V., Gouillou-Coustans, M.F., Métailler, R., Vachot, C., Moriceau, J., Le Delliou, H., Huelvan, C., Desbruyeres, E., Kaushik, S.J. 2003. Excess dietary arginine affects urea excretion but does not improve N utilisation in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* and turbot *Psetta maxima*. *Aquaculture* 217: 559-576.
- GESAMP. 1996. Monitoring the ecological effects of coastal aquaculture wastes. FAO, Rome, pp.38.
- Gonzalez-Guiñez, R., Silva-Aguayo, G., Urbina-Parra, A., Gerding-González, M. 2016. aceite esencial de *Eucalyptus globulus* Labill y *Eucalyptus nitens* h. deane & maiden (myrtaceae) para el control de *Sitophilus zeamais* Motschulsky. *Chilean journal of agricultural & animal sciences* 32(3): 204-216.
- González-Pleiter, M., Gonzalo, S., Rodea-Palomares, I., Legane, F., Rosal, R., Boltes, K., Marco, E., Fernandez-Piñas, F. 2013. Toxicity of five antibiotics and their mixtures towards photosynthetic aquatic organisms: implications for environmental risk assessment. *Water Research* 47: 2050—2064.

- Guardiola, F.A., Cuesta, A., Meseguer, J., Esteban, M.A. 2012. Risks of using antifouling biocides in aquaculture. *International Journal of Molecular Sciences* 13(2), 1541-1560.
- Hernando, M.D., Mezcuca, M., Fernandez-Alba, A.R., Barcelo, D. 2006. Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments. *Talanta* 69: 334—342.
- Ji, K., Kim, S., Han, S., Seo, J., Lee, S., Park, Y., Choi, K., Kho, Y.L., Kim, P.G., Park, J., Choi, K. 2012. Risk assessment of chlorte- tracycline, oxytetracycline, sulfamethazine, sulfathiazole, and erythromycin in aquatic environment: Are the current environmental concentrations safe? *Ecotoxicology* 21: 2031—2050
- Kümmerer, K. 2009. Antibiotics in the environment. In: Küm- merer, K. (Ed.), *Pharmaceuticals in the Environment*. Springer, Berlin, 75—88.
- Lalonde, B.A., Ernst, W., Garron, C. 2015. Formaldehyde concentration in discharge from land based aquaculture facilities in Atlantic Canada. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 94(4): 444-447.
- Lalumera, G.M., Calamari, D., Galli, P., Castiglioni, S., Crosa, G., Fanelli, R., 2004. Preliminary investigation on the environmental occurrence and effects of antibiotics used in aquaculture in Italy. *Chemosphere* 54 (5): 661—668.
- Leal, J.F., Esteves, V.I., Santos, E.B.H. 2016. Use of sunlight to degrade oxytetracycline in marine aquaculture's waters. *Environmental Pollution* 213: 932-939.
- NOFIMA. 2016. Karakterisering av slam fra tre kommersielle settefiskanlegg gjennom ett produksjonsår Hovednæringsstoff, mineraler og tungmetaller (ed) T. Ytrestøyl, T. Synnøve Aas, K. Skei Nerdal and G. Berge. Rapportserie (33/2016), Norge, pp. 32.
- Panouillères, M., Boillot, C., Perrodin, Y. 2007. Study of the combined effects of a peracetic acid-based disinfectant and surfactants contained in hospital effluents on *Daphnia magna*. *Ecotoxicology* 16: 327-340.
- Park, J.W., Wendt, M., Heo, G.J. 2016. Antimicrobial activity of essential oil of *Eucalyptus globulus* against fish pathogenic bacteria. *Laboratory Animal Research* 32(2):87-90.
- Pitta, P., Apostolaki, E., Tsagaraki, T., Tsapakis, M., Karakassis, I. 2006. Fish farming effects on chemical and microbial variables of the water column: a spatio- temporal study along the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 563: 99-108.
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes. En: Rey-Méndez M. LC, Fernández Casal J, Guerra A (eds) *Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIII*. O Grove, pp. 201—218.
- Rigos, G., Nengas, I., Alexis, M., Troisi, G.M. 2004. Potential drug (oxytetracycline and oxolinic acid) pollution from Mediterranean sparid fish farms. *Aquatic Toxicology* 69: 281-288.
- Sarà, G. 2007. A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: Dissolved nutrients. *Marine Environmental Research* 63: 390-408.
- Sanz-Lázaro, C., Belando, M.D., Navarrete-Mier, F., Marín, A. 2011. Effects of wild fish and motile epibenthic invertebrates on the benthos below an open water fish farm. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71: 22-30.
- Tello, A., Corner, R.A., Telfer, T.C. 2010. How do land-based salmonid farms affect stream ecology? *Environmental Pollution* 158: 1147-1158.

- Tu, H.T., Silvestre, F., Scippo, M.L., Thome, J.P., Phuong, N.T., Kestemont, P. 2009. Acetylcholinesterase activity as a biomarker of exposure to antibiotics and pesticides in the black tiger shrimp (*Penaeus monodon*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72(5): 1463-1470.
- Twiddy, D.R., Reilly, P.J.A. 1995. Occurrence of antibiotic-resistant human pathogens in integrated fish farms. *FAO Fisheries Report Vol. 514*. FAO, Rome, pp. 23-37.
- Wang, J., Hu, J., Zhang, S., 2010. Studies on the sorption of tetra- cycline onto clays and marine sediment from seawater. *Journal of Colloid and Interface Science* 349: 578—582.
- Wang, X., Cuthbertson, A., Gualtieri, C., Shao, D. 2020. A Review on Mariculture Effluent: Characterization and Management Tools. *Water* 12(11): 2991.
- Wu, R.S.S., Lam, K.S., MacKay, D.W., Lau, T.C., Yam, V. 1994. Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: a case study in the sub-tropical environment. *Marine Environmental Research* 38: 115-145.

III. Impactos ambientales potenciales de la piscicultura marina en instalaciones terrestres

Aspecto trófico habitual alrededor del vertido. Foto: C. Carballeira



“ Una planificación y selección del sitio correcto, unido a un procedimiento de evaluación del impacto ambiental adecuado, debería dejar a los hábitats sensibles al margen de la influencia de los cultivos.”

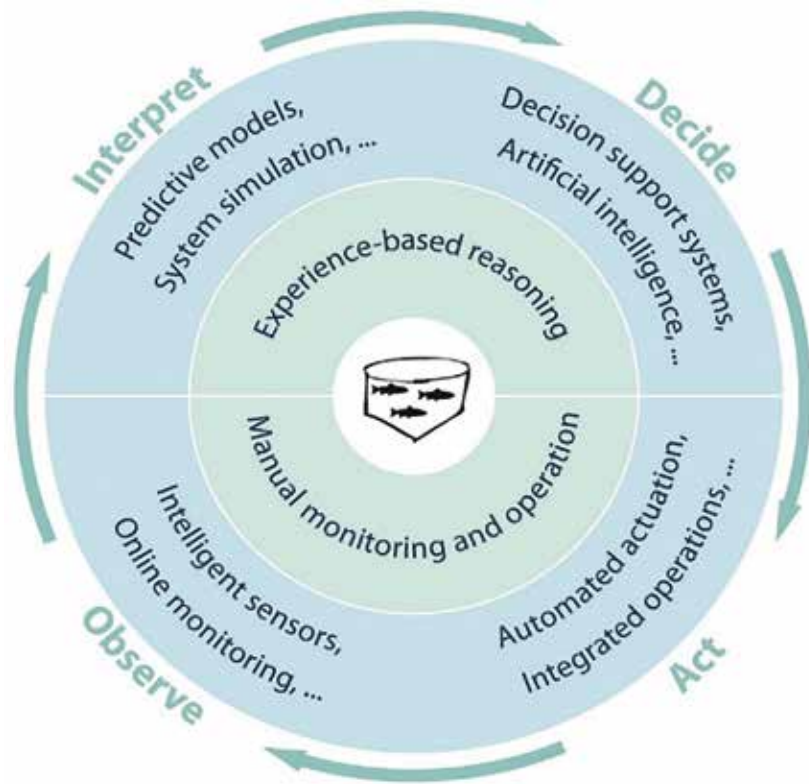
Actualmente nos enfrentamos a desafíos importantes en relación con la salud humana y la sostenibilidad del planeta tierra, de manera que la producción de alimentos, y más específicamente el sector de producción animal, debe limitar su impacto en los ecosistemas (FAO, 2011). La producción mundial de piensos mixtos ha alcanzado 1 billón de toneladas, que incluye 40-45 millones de toneladas de piensos para acuicultura (Çantaş & Yildirim, 2019). Aunque comparada con la producción de carne en medio terrestre la acuicultura requiere de menos energía, lo que se traduce en menor cantidad de gases de efecto invernadero, y tiene una menor huella ecológica (Pelletier et al., 2009; Ayers y Tyedmers, 2008; Samuel-Fitwi et al., 2012; Woods et al., 2016; Winter et al., 2017) igualmente es necesario mejorar la sostenibilidad del proceso de producción piscícola (Martínez-Porchas y Martínez-Cordova, 2012; Norton y Berckmans, 2018; Weitzman et al., 2019). Además, se trata de una actividad con un desarrollo comparativamente reciente que puede, y debe, ser optimizada para reducir el volumen de los vertidos y las emisiones de gases de efecto invernadero generados con el aumento en la escala productiva y los desafíos emergentes biológicos, económicos y sociales asociados (Aaen et al., 2015).

En la actualidad las preocupaciones principales están relacionadas con la necesidad de fabricar piensos no dependientes de la pesca extractiva, una alimentación más eficiente y el bienestar de los animales criados. Por ello, los productores deben desarrollar una estrategia de nutrición económica y ambiental considerando nuevos componentes de la dieta, la ración, el tamaño y la distribución del alimento, el tiempo y la frecuencia de alimentación. Determinar los niveles adecuados en la formulación del alimento (proteína/energía) es vital para optimizar la tasa de crecimiento y la tasa de conversión de alimentos (White, 2013). Igualmente, al mejorar la digestibilidad del pienso se reduce la tasa de desperdicio. Muchos estudios han demostrado que la adición de enzimas a los alimentos ha sido exitosa, logrando un uso más eficiente de los alimentos al aumentar su digestibilidad. La adición de la enzima fitasa, aumenta la digestibilidad del fósforo y disminuye la carga de fósforo liberado en el agua (Hixson, 2014; Cripps y Bergheim, 2000; Cao et al., 2007). En principio, desarrollar un contenido alto en grasas, bajo en carbohidratos y proteínas y aumentar la digestibilidad del pienso reducirá la producción de desechos (Price et al., 2013).

Por los mismos motivos, el planteamiento considerado en los sistemas multitroféicos (IMTA indoor y outdoor), que veremos más adelante, parece ser la opción potencialmente más sostenible ya que, cuanto mayor es la independencia de los policultivos respecto al medio, mayores superficies de cultivo también se pueden teóricamente alcanzar frente al monocultivo tradicional. Por otro lado, se debe insistir en la reducción del empleo de antimicrobianos y antiparasitarios que pueden ser un riesgo para los propios cultivos, el ecosistema receptor y la salud humana (Ferreira et al., 2007; Burrige et al., 2010; Aaen et al., 2015; Jensen et al., 2017).

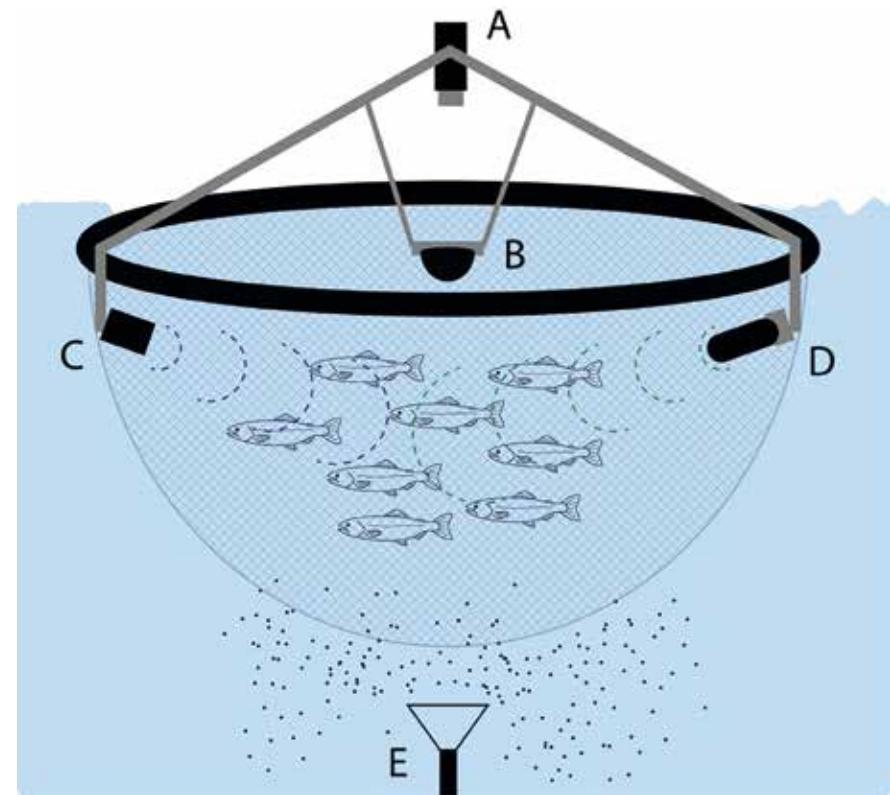
Una forma de estimular la producción acuícola sostenible es basarla en el comportamiento animal y no sólo en la experiencia desarrollada, lo que se conoce como **Piscicultura de precisión** (*Precision Fish Farming*, PFF). Esta aproximación se sustenta en el aprovechamiento de nuevas tecnologías (hardware y software inteligente) y sensores para monitorizar de forma continua y detallada la fisiología y el comportamiento de los organismos, es decir, para mejorar las condiciones de cultivo (Norton y Berckmans, 2018). Entre los objetivos de la PFF están: i) mejorar la precisión y la repetibilidad en las operaciones de cría, ii) facilitar la monitorización de la biomasa animal de manera autónoma y continua, iii) proporcionar apoyo a la toma de decisiones, iv) reducir las dependencias del trabajo manual y las evaluaciones subjetivas, y v) mejorar la seguridad del personal. A través de estos medios, se considera que la PFF mejorará la salud y el bienestar de los animales al tiempo que aumentará la productividad, el rendimiento y la sostenibilidad ambiental de la acuicultura comercial intensiva. A modo de ejemplo, la PFF aborda la resolución de problemas específicos de la piscicultura relacionados con el monitoreo de la biomasa, los parásitos y el hacinamiento, el control de la entrega de alimento (Fore et al., 2018).

La evaluación del ciclo de vida se usa ampliamente para determinar la sostenibilidad de los sistemas productivos. En el caso particular de la producción de alimentos considera diferentes indicadores, como la eficiencia en el uso de la energía (kilojulios utilizados por kg de carne producida), emisión de gases de efecto invernadero (CO₂ equivalente por kg producido), potencial de eutrofización (g de fosfato liberado por kg producido), uso del agua (litros



Representación circular de la Piscicultura de precisión (PFF) donde se considera que los procesos operativos constan de cuatro fases: Observar, Interpretar, Decidir y Actuar. El círculo interno representa el estado actual de la industria, con acciones y monitoreo manuales e interpretación y toma de decisiones basadas en la experiencia. El círculo externo ilustra cómo la PFF puede contribuir a las diferentes fases. Tomado de Fore et al. (2018).

por kg producido) y uso del suelo (m^2 por kg producido) (Abdou et al., 2007). Evidentemente la PFF mediará positivamente en el valor de estos indicadores y, en consecuencia, mejorará la sostenibilidad de la piscicultura.



Ejemplo de monitorización continua de la biomasa, la tasa de ingestión, el movimiento, el hacinamiento, el estrés, las enfermedades y parásitos... dentro de una unidad de producción piscícola. Tomado de Carballeira et al. (2021).

Efectos sobre el medio

Las evaluaciones del impacto ambiental asociado a piscifactorías marinas instaladas en jaulas se centran primordialmente en el sedimento, ya sea para medir los niveles de contaminantes, su toxicidad o la alteración de las

comunidades bentónicas que lo habitan. El sedimento es el compartimento del medio fundamental para dichos estudios por su efecto integrador, siendo la fracción más utilizada para su análisis la correspondiente a limos y arcillas ($\varnothing < 63 \mu\text{m}$) (Casado et al., 2006). Sin embargo, las granjas marinas instaladas en tierra en la zona litoral tienden a localizarse en costas expuestas para garantizar una buena calidad del agua que bombean, evitar la mezcla de las aguas de entrada y salida, y dispersar eficazmente los vertidos. El elevado hidrodinamismo de estas localizaciones impide la sedimentación de las partículas finas de manera que los fondos marinos donde estas granjas vierten son, en su mayoría, fondos rocosos (bloques con arenas y gravas) donde el porcentaje de limos y arcillas es despreciable. Por este motivo, la aproximación sedimentaria clásica no es válida para los estudios de impacto de la mayoría estas granjas y es necesario utilizar otras matrices alternativas: el efluente, la columna de agua y los organismos bentónicos que habitan sobre sustratos duros inter y submareales en las inmediaciones de las granjas.

Efectos sobre la calidad del agua

Los efectos potenciales de la acuicultura sobre la calidad del agua son debidos principalmente a la *nitrificación*, por ser el nitrógeno el principal factor limitante de la producción primaria en el medio marino. Estos efectos están íntimamente relacionados con la concentración de lípidos, la turbidez y la reducción del oxígeno disponible. Sin embargo, los efectos pueden ser mitigados mediante la óptima localización de las granjas (costas altamente dispersivas) y mejoras en la formulación de los piensos y de los sistemas de alimentación, que permiten reducir significativamente la carga de nutrientes y el alcance de los efectos observables en la columna de agua (Casado et al., 2006; Holmer et al., 2010). Por esta razón, los niveles de oxígeno en disolución no suelen verse afectados (Sarà, 2007), llegando incluso a ser mayores que los del medio natural por el aporte extra procedente de sistemas de aireación o de ozonización instalados en las granjas.

El principal efecto en la columna de agua es un aumento de la turbidez del agua, debida a la elevada presencia de partículas en suspensión de gran



Fotografías de las características del cultivo marino intensivo en tierra. A. Elevado hidrodinamismo. B. Tanques de cultivo. C. Toma de agua. D-E. Emisarios. (Carballeira et al., 2021)

tamaño (principalmente restos de alimento y heces), en las proximidades del vertido pudiendo extenderse centenas de metros en la dirección de la corriente dominante, normalmente en la dirección opuesta a la toma de



Los múgiles y las anémonas son especies consumidoras de sólidos orgánicos en suspensión. Suelen abundar en las zonas afectadas por el vertido, actuando como grandes limpiadores y recicladores de la materia orgánica liberada por las granjas marinas. Además, las anémonas son buenos bioacumuladores de elementos traza y, sésiles, (fácilmente muestreables y trasplantables), lo que facilita la biomonitorización, y en especial en ausencia de individuos nativos (biomonitorización activa).
Fotos: Anémonas de J. Cremades; Múgiles tomado de <https://foter.com>.

agua. El elevado hidrodinamismo de zonas expuestas resuspende las partículas, impidiendo la sedimentación en las proximidades de la granja y la generación zonas de depósito. Además, existen organismos oportunistas en las zonas directamente afectadas por el vertido que se alimentan de gran parte del material particulado procedente del vertido. La abundante presencia de organismos consumidores de material particulado, como múgiles (*Mugil cephalus*), anémonas (*Anemonia sulcata*), mejillones (*Mytillus galloprovincialis*) o cangrejos (*Carcinus maenas*), es común a todas las granjas gallegas.

La presencia de partículas en suspensión no suele representar problema alguno en mar abierto, pero son especialmente peligrosos los procedentes de granjas instaladas cerca de hábitats sensibles como praderas de fanerógamas o fondos coralinos ya que la acumulación de estas partículas puede asfixiarlos (Hargrave, 2003; IUCN, 2007; Ruiz et al., 2001).

Efectos sobre las características geoquímicas del sedimento

Los procesos biogeoquímicos dependen en gran medida de las características hidrodinámicas de la zona ya que condicionan el tipo de sedimento que se encuentra cerca del emisario (Wildish et al., 2004). La acumulación de materia orgánica en el sedimento, por un exceso de producción frente a la capacidad dispersiva del medio, incrementa la actividad biológica, disminuye el oxígeno, crea condiciones reductoras e incrementa la formación de sulfuros y la presencia de gas metano. Sin embargo, los sedimentos de sitios erosivos o dispersivos como los tratados en esta guía están dominados por la fracción gruesa y son pobres en materia orgánica. Esto dificulta de forma importante los estudios relacionados con el sedimento ya que la fracción útil comúnmente empleada es aquella cuyo diámetro de las partículas es inferior a 63 μm .

En resumen, la común ausencia de sedimentos finos en el área de influencia de las granjas instaladas en tierra reduce la probabilidad de alteración de las características geoquímicas del medio bentónico.

Efectos sobre organismos y comunidades

Efectos sobre los productores primarios y los descomponedores

Las algas marinas son importantes para mantener la biodiversidad local pues alimentan y proporcionan un hábitat esencial para una gran variedad de epibiontes, desde organismos microscópicos a macroinvertebrados. Sin embargo, la estimulación de la producción primaria (planctónica o bentónica) en exceso puede eutrofizar el medio hasta alcanzar niveles de degradación insostenibles, que son más frecuentes en áreas costeras poco profundas (Smetacek y Zingone 2013).

Diferentes investigadores (Honkanen y Helminen, 2000; Modica et al., 2006; Navarro et al., 2008; Nordvarg y Johansson, 2002) han observado incrementos de nutrientes y de los niveles de **clorofila-a (Chla) fitoplanctónica** en el entorno de jaulas marinas dependiendo su intensidad de las condiciones

hidrológicas locales, aunque en ningún caso se observaron efectos adversos. En ambientes dispersivos, el aumento significativo de nutrientes en el efluente, sobre todo inmediatamente después de los periodos de alimentación, no debería ser un problema debido a que la rápida dilución y dispersión no permite detectar picos en los niveles de nutrientes o en los niveles de clorofila-*a* en el agua receptora (Pitta et al., 1998; 2005; 2006). La vigilancia ambiental del potencial efecto de las granjas sobre procesos planctónicos (i.e., incremento de biomasa y alteración de la composición específica) debe ser contemplada con una perspectiva más amplia y a una escala geográfica mayor, lo que incrementa su complejidad debido a las interacciones con otras causas de origen natural y antrópico (Sarà, 2007).

Piriz et al. (2002) estudiaron las tendencias del impacto antropogénico a lo largo de una amplia zona costera sobre la composición de las mareas verdes (*arribazones*). En los años 1990s observan una sucesión de la dominancia en el sentido *Codium* spp. → *Ulva* spp. → *Undaria pinnatifida*, acompañada de una disminución significativa de la biomasa de *Gracilaria gracilis* y *Macrocystis pyrifera*. El aumento de las especies oportunistas como *Ulva* spp. está relacionado con un suministro continuo de aguas residuales mientras que el predominio de *U. pinnatifida* parece estar asociado con actividades portuarias. A escala local los efectos tróficos de los vertidos también pueden alterar la composición de las comunidades de **productores primarios bentónicos**, máxime si se localizan a lo largo de la zona intermareal inmediata al emisario, donde la concentración de nutrientes es mayor por su menor profundidad y capacidad dispersiva del medio. Temporalmente la situación podría agravarse con calmas prolongadas o de viento constante hacia la costa. Carballeira (2013) comprueban que el enriquecimiento trófico producido por los vertidos en las inmediaciones del emisario de la mayoría de las granjas acuícolas estudiadas altera la composición de las fitocomunidades, favoreciendo la abundancia de algas clorofíceas (verdes), como *Ulva* spp. y *Codium fragile*. Paralelamente, detectan la disminución o ausencia de macroalgas feófitas (algas pardas), principalmente del género *Fucus*, lo cual puede ser debido al desplazamiento por las oportunistas o por una mayor sensibilidad a los desinfectantes de uso cotidiano en las piscifactorías terrestres (Rajagopal et al., 2012).

Un amplio grupo de expertos investigaron los posibles efectos de las actividades acuícolas sobre los parques de cultivo de moluscos bivalvos y observaron cambios en los indicadores de enriquecimiento orgánico del sedimento y en los de eutrofización, basados en macroalgas, las cuales exhibieron un aumento significativo de la señal isotópica estable de nitrógeno (*huella dactilar de nutrientes*) y de la biomasa con la aproximación a las piscifactorías (Sutherland et al., 2019).

La figura 3.1 esquematiza las diferentes respuestas de los productores primarios marinos a la carga de nutrientes, fundamentalmente debido al nitrógeno por ser factor limitante por excelencia en el medio marino. En muchas áreas costeras someras con aportes bajos de nutrientes dominan las fanerógamas marinas, gracias a su capacidad de absorber nutrientes del sedimento. En este caso el factor limitante más importante para su desarrollo es la luz. Por estos motivos se debe considerar como hábitats de especial protección ya que son muy sensibles al aumento de la turbidez y la sedimentación de partículas generadas por los cultivos. Por el contrario, el crecimiento del fitoplancton y de las macroalgas está más limitado por la presencia de nutrientes. De esta forma, el fitoplancton con cargas altas de nutrientes es

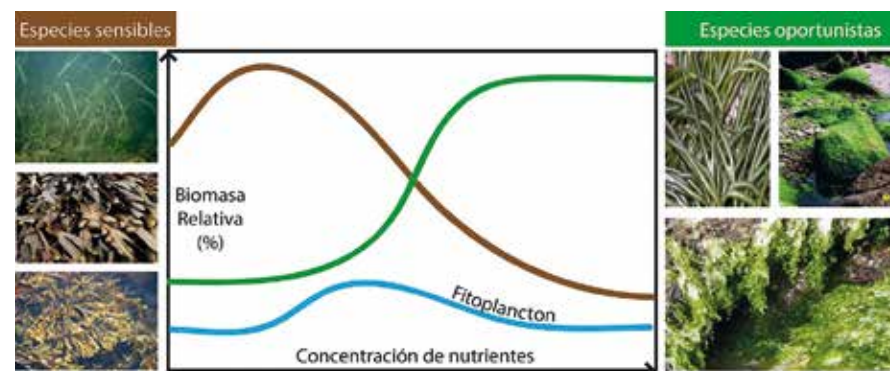


Figura 3.1. Diferente respuesta de los productores primarios marinos a la carga de nutrientes en aguas poco profundas (Purvaja et al., 2018).

el productor primario dominante, pero como tiempo de residencia hídrica es bajo, el fitoplancton es desplazado del sistema antes de que proliferen hasta extremos perjudiciales. En estos casos las macroalgas, especialmente las algas verdes oportunistas, son las dominantes desplazando a las fanerógamas por competencia del nitrógeno y de la luz.

Además del efecto tóxico-trófico directo que los vertidos pueden ejercer sobre los productores primarios es necesario contemplar el efecto indirecto sobre el **reciclado de nutrientes**. Los depósitos de fitodetritos suponen un flujo importante de nutrientes y energía en las zonas inter y submareales, donde los productores primarios dependen de su mineralización. Por otro lado, la macro y meiofauna dependen de la cantidad de detritos disponibles y de su composición específica (Piriz et al., 2003). La composición de los acúmulos algales varía estacionalmente pues depende del balance de entrada y salida de las especies transportadas por las mareas, de las diferentes tasas de descomposición específica y de las preferencias específicas de los detritívoros consumidores de dichos depósitos. Desde una perspectiva general, en el proceso de **descomposición de fitodetritos** intervienen factores físicos (corriente, oleaje, radiación, floculación, sedimentación, lixiviación) y biológicos (descomposición microbiana, fragmentación y consumo por detritívoros). Esta descomposición provoca una reducción de los niveles de oxígeno disuelto y el aumento de nutrientes en el medio, como N, P y K, que vuelven a estar biodisponibles. Mews et al. (2006) estudian el proceso de descomposición de especies de macroalgas y fanerógamas marinas (*Nereocystis luetkeana*, *Macrocystis integrifolia*, *Fucus* spp., *Ulva* spp. y *Phyllospadix* spp.) mediante la técnica de la bolsa de hojarasca (*litter bag*) en cuatro playas de Vancouver (Canadá). Utilizan dos tipos de poro de malla para poder segregar las pérdidas de biomasa debidas a lixiviación y descomposición microbiana de la fragmentación y consumo causado por detritívoros. Encuentran que la pérdida de biomasa, en 24h, por lixiviación y descomposición microbiana fue muy variable entre especies, fluctuando de 0 a 10 % en especies del género *Fucus* hasta un 60 a 90 % de *N. luetkeana*. Con la intervención de los detritívoros la pérdida de biomasa llega al 100 % en *N. luetkeana*, *M. integrifolia* y *Ulva* spp. Consideran que las diferencias observadas en la tasa de descomposición del fitodetrito pueden ser debidas

a su composición química (relación C/N o el contenido en alginatos, compuestos fenólicos, lignina y celulosa) porque determina la diferente digestibilidad del material o la actividad inhibidora de la colonización microbiana. Sin embargo, los resultados obtenidos fueron muy contradictorios por lo que es necesario profundizar en el estudio del papel que desempeñan los microorganismos y los macroinvertebrados en los flujos de nutrientes del ecotono marino.

Si la tasa de descomposición es muy inferior a la tasa de producción o aporte de biomasa se pueden producir proliferaciones de macroalgas (mareas verdes), sobre todo en las estaciones equinocciales. Los acúmulos algales en playas (arribazones) favorecen la aparición de especies como el gasterópodo *Hydrobia ulvae*, mientras que otras pueden salir perjudicadas por ahogamiento, como los bivalvos comerciales almejas y berberechos (*Tapes decussatus*, *Venerupis corrugata*, *Cerastoderma edule*). Los arribazones también pueden afectar a las poblaciones de aves limícolas al impedir las capas de algas depositadas el acceso al alimento de las capas inferiores. Problemas estéticos derivados de la acumulación de macroalgas y los malos olores generados en su descomposición impactan negativamente sobre el sector turístico. Para aliviar el problema las algas deberían ser recolectadas y llevadas a vertederos controlados o ser usadas como abono terrestre, ya que son una fuente importante de nitrógeno y fósforo (Villares et al., 2007, 2016).

Efectos sobre las comunidades bentónicas

Los cambios fisicoquímicos de la columna de agua, debidos al enriquecimiento orgánico de residuos disueltos y particulados, o a la exposición crónica a bajas concentraciones de determinados productos químicos utilizados en el cultivo, pueden alterar la composición y la estructura de la fauna bentónica. El aumento de la productividad primaria (macroalgas bentónicas y microfitorbentos), estimulada por el enriquecimiento en nutrientes (fundamentalmente N biodisponible), también beneficia la dominancia de invertebrados oportunistas depositívoros, como los poliquetos nereidos. Estos organismos son considerados “ingenieros del ecosistema” ya que mediante procesos



Los vertidos ricos en nutrientes estimulan el crecimiento dando lugar a acúmulos algales (mareas verdes o arribazones) que asfixian a la infauna invertebrada (moluscos), condicionan la alimentación normal de aves limícolas, disminuyen la calidad estética y de recreo. La recolección de las algas de las zonas afectadas supone un alto coste de mantenimiento que puede ser subsanado en parte utilizándolo como abono.

de bioturbación son capaces de modificar el ciclo de nutrientes y las características de los sedimentos; incluso su aumento puede llegar a reducir la estabilidad de los sedimentos, favorecer su erosión (Kristensen et al., 2013; Aberson et al., 2016) y afectar a las redes alimentarias de peces y de aves residentes y migratorias (Armitage et al., 2003; Philippart et al., 2007; Bocher et al., 2014).

Se ha demostrado en numerosas ocasiones que la abundancia de biomasa, riqueza y diversidad específica de la macrofauna bentónica están inversamente relacionadas con la distancia a granjas acuícolas (Borja et al., 2009). Tradicional e históricamente, las herramientas más utilizadas para evaluar

cambios en la integridad ecológica del ecosistema receptor se basan en cambios en la composición y estructura de las comunidades afectada; incremento de especies oportunistas, reducción de especies sensibles o en cambios de la comunidades de invertebrados de la infauna, mediante la construcción de índices biocenóticos (Borja et al., 2009; Cromey et al., 2012). Otras aproximaciones técnicas como el análisis frecuencial y la construcción de *perfiles ecológicos* permiten poner en evidencia y de manera precisa en qué medida los cambios de las características geoquímicas del sedimento afectan o condicionan la presencia y distribución de las especies que los habitan. De esta manera, Carballeira et al. (2011e; 2012a) seleccionaron las variables geoquímicas del sedimento y determinaron los umbrales indicadores de perturbación de la infauna bentónica afectada por piscifactorías marinas instaladas en jaulas en mar abierto. Sin embargo, la práctica inexistencia de sustratos blandos en las costas expuestas donde se instalan las granjas intensivas obliga a centrar la vigilancia en las comunidades bentónicas instaladas sobre los sustratos duros, sobre todo las localizadas en la franja intermareal, por ser más fáciles de estudiar y potencialmente las más impactadas debido a la disposición en superficie de los emisarios de las granjas. Comparado con los sustratos blandos, la cuantificación de las poblaciones en superficies tan alambicadas y heterogéneas como la intermareal rocosa es mucho más compleja y difícil. En este caso, la alteración de la integridad ecológica puede ser correctamente evaluada mediante vías alternativas, como las basadas en la caracterización del estado vital de organismos (nativos o trasplantados) o en el estudio de las comunidades colonizadoras de sustratos artificiales (Carballeira et al., 2011b; 2011e).

Efectos sobre los hábitats sensibles

En general, bajo las granjas *offshore* se localizan fondos blandos, pero también se puede encontrar fondos rocosos que es necesario vigilar. Por el contrario, en el caso de granjas marinas instaladas en tierra en la zona litoral los **fondos rocosos** pueden tener gran relevancia pues es mucho más probable encontrarlos a poca distancia de los emisarios. Las técnicas de vigilancia para este tipo de hábitats están menos desarrolladas y suelen ser singulares dependiendo del tipo de poblaciones o comunidades que los habitan. Así,

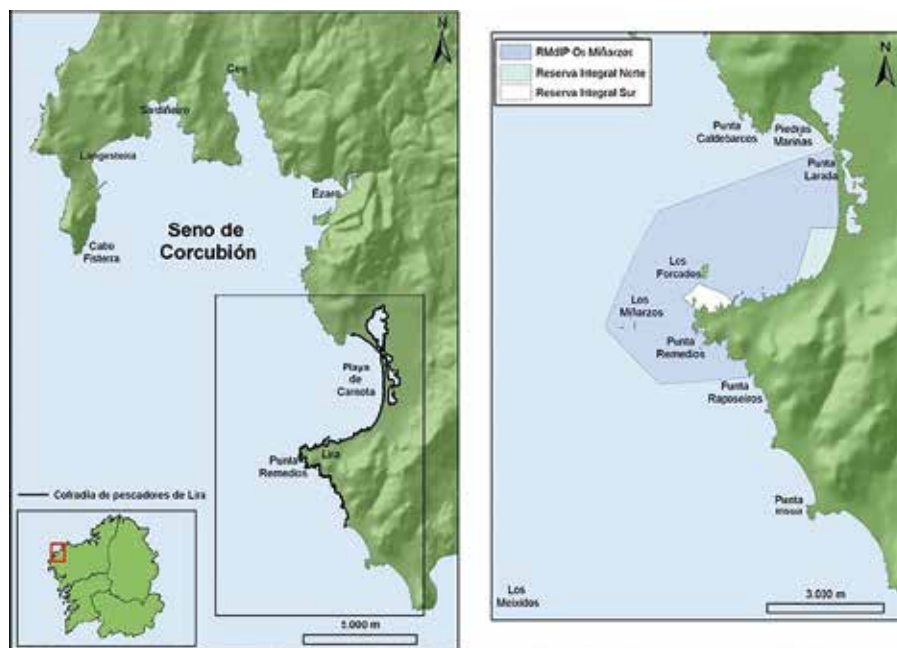


Figura 3.2. Localización de la primera Reserva de Interés Pesquero creada en el 2007 en la costa atlántica de la península Ibérica (Lira-Carnota, A Coruña). Tomado de <http://maraoxeito.blogspot.com.es/2012/03/os-minarzos-royal.html> (14/02/2017).

las praderas de fanerógamas o los fondos de maërl son muy sensibles a la deposición de residuos, a la turbidez y al enriquecimiento de nutrientes, por ello, no es aconsejable instalar granjas cerca de estos hábitats por las consecuencias negativas que pueden acarrear a medio-largo plazo.

Los fondos de sedimentos constituidos por la acumulación de talos de algas rojas calcáreas (*Coralináceas* y *Peysoneliáceas*) libres y arbusculares, son conocidos como *maërl*. Estos fondos de algas rojas coralinas son hábitats que gozan de protección en la UE (Barbera et al., 2003) y son relativamente comunes en nuestras costas (Peña, 2010; Peña y Bárbara, 2007; 2008a;

2008b; 2009; 2010a; 2010b). La cobertura de maërl vivo puede ser reducida significativamente por los residuos de las granjas incluso a distancias considerables, ya que leves incrementos de las concentraciones medias de nutrientes o de sólidos en suspensión son suficientes para producirles daños (Borg et al., 2011; Hall-Spencer et al., 2006; Huntington et al., 2006; Wilding, 2011).

Los efectos de las piscifactorías marinas sobre las *praderas de fanerógamas* (*Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa*) han sido ampliamente estudiados en el mediterráneo por su abundancia, por ser hábitats muy sensibles y por disfrutar de un alto nivel de protección. El incremento de la disponibilidad de nutrientes y de los sólidos en suspensión pueden afectar seriamente a este tipo de praderas (Apostolaki et al., 2007; Dolenc et al., 2006; Terlizzi et al., 2010). Para minimizar el impacto es necesario instalar las granjas lo más lejos posible de estos ecosistemas sensibles, puesto que se llegó a detectar su influencia incluso a 3 km de distancia (Ruiz et al., 2010).

Aunque existe una fanerógama marina *Ruppia maritima*, con una distribución muy restringida en nuestras costas, en Galicia solamente encontramos zosterales, praderas de *Zostera marina* y *Z. noltei*, que se localizan desde la intermareal hasta unos 3 m de profundidad en zonas poco expuestas, por lo que difícilmente se verán influenciadas por las piscifactorías marinas instaladas en tierra (Cacabelos et al., 2015a; 2015b). En todo caso, aunque la magnitud de la respuesta puede variar entre especies, las causas principales que conducen a su degradación son las mismas (atenuación de la luz incidente por turbidez, hipersedimentación, epifitismo...) y el principal efecto es la pérdida progresiva de la superficie de la pradera, previa disminución del tamaño y de la densidad de los haces.

El grado de exposición de las praderas de fanerógamas marinas a efluentes urbanos o de granjas piscícolas puede evidenciarse mediante la medida de isótopos estables (Lepoint et al., 2004; Machás, 2007; Cabaço et al., 2008), que pueden ser utilizados como marcadores del grado de alteración observado. De esta forma se ha comprobado que el alcance espacial de los residuos disueltos puede ser del orden de kilómetros, si bien a esas distancias no se observaron alteraciones en la estructura y dinámica poblacional

de la pradera (Aguado-Giménez et al., 2007b; Ruiz et al., 2010), pero hasta los 1000 m se han detectado efectos perniciosos de éstos sobre la tasa de crecimiento (Marbà et al., 2006).

El interés biológico y económico de las **costas sedimentarias** o playas reside en su uso como áreas recreativas y de explotación de recursos comerciales, ambos con especial significado en Galicia. Las playas gallegas presentan gran diversidad de hábitats, en función de la profundidad, tipo de sedimento y exposición al oleaje. Las zonas inferiores de las playas se caracterizan por la presencia de numerosas especies de macrofauna marina pertenecientes a los grupos de poliquetos, crustáceos y fundamentalmente moluscos. En los arenales intermareales y submareales poco profundos de Galicia se encuentran especies de alto valor comercial, como los moluscos de las familias *Veneridae* y *Cardiidae* en playas protegidas, y de la familia *Donacidae* en playas expuestas. Por todo ello, son hábitats que deben estar



Pradera dominada por *Zostera noltii*. Foto: J. Cremades.



Es común observar pescadores de caña en las proximidades de los emisarios de las granjas. Carballeira et al. (2021).

sujetos a mayor vigilancia ambiental, tanto por los valores estéticos (olores, residuos...) como por las especies protegidas y comerciales.

En resumen, una planificación y selección del sitio correcto unido a un procedimiento de evaluación del impacto ambiental adecuado, debería dejar a estos hábitats sensibles al margen de la influencia de los cultivos. En todo caso, la existencia de hábitats con alguna figura de protección y que por su cercanía estén expuestos a un impacto potencial conduciría automáticamente a la implementación de un dispositivo específico de monitorización. La administración competente sería la encargada de establecer el tipo de vigilancia y dictaminar quien sería el responsable del seguimiento.

Efectos sobre las poblaciones de peces y aves

Las granjas marinas ejercen un fuerte atractivo sobre todo para determinadas especies de peces y aves. Se pueden considerar artilugios de agregación de peces (*fish aggregation devices*, FAD) al aumentar significativamente el tamaño de determinadas poblaciones en su entorno (Dempster et al., 2005; Grigorakis y Rigos, 2011; IUCN, 2007; Machias et al., 2004; 2005). Desde esta perspectiva las granjas podrían afectar positivamente a algunas poblaciones de peces silvestres pueden minimizar el impacto de las granjas, al reducir la carga contaminante a través del consumo de parte de la carga orgánica liberada (Katz et al., 2002; Vita et al., 2004).



La cubierta permanente de los tanques de cultivo evita la depredación de peces o la introducción de patógenos por las aves.

El aumento de las poblaciones de peces silvestres cerca de los emisarios puede ser un aliciente para la pesca recreativa o artesanal. Sin embargo, el consumo humano de peces silvestres alimentados inadecuadamente (e.g. a partir de restos de pienso medicado de los vertidos) y sin la cuarentena que debe de tenerse en cuenta, debe regularse la pesca en las inmediaciones de las granjas por razones de salud pública. Existen también razones ecológicas que exigen la limitación de la pesca en el entorno de las granjas. Al ser súper atractores, la extracción sin control de peces en el entorno inmediato repercute en un área mucho más amplia, pues a medida que se reducen las poblaciones cercanas al emisario se provoca un vacío ecológico que atrae a las poblaciones vecinas y así sucesivamente. Por el contrario, si se evita la extracción en el entorno de las granjas, diseñando áreas de protección en función de la carga y de la dirección de dispersión de los residuos, se conseguiría evitar problemas sanitarios potenciales y que las granjas actúen como puntos de exportación, por aumento de la densidad y la competencia entre las poblaciones atraídas, ayudando a la recolonización o reposición de áreas colindantes sobreexplotadas. Un ejemplo, es el caso de Os Miñarzos (figura 3.2), la primera Reserva de Interés Pesquero creada el 2007 (DOG núm. 188, de 08.05.2007) en la costa atlántica de la península Ibérica (Lira-Carnota, A Coruña) (Pérez de Oliveira, 2013; Fernández-Vidal y Muiño, 2014). El principal objetivo de las reservas es la recuperación y conservación de las poblaciones de especies explotadas, mejorando la sostenibilidad del ecosistema marino, donde es fácil observar densidades elevadas de diferentes especies de mugílidos, lábridos o espáridos en el entorno de la piscifactoría marina instalada en tierra que vierte dentro de la reserva.

En cuanto al posible impacto debido a fugas accidentales de peces de este tipo de instalaciones es despreciable frente a las de granjas instaladas en jaulas. También es prácticamente nula la atracción de aves acuáticas, esencialmente gaviotas y cormoranes, debido a que los tanques de cultivo están cubiertos permanentemente, lo que evita la depredación de peces cultivados o la introducción de patógenos (e.g. vía heces) en las instalaciones.

Efectos de los compuestos químicos manejados en maricultura

Los estudios sobre el impacto de las piscifactorías marinas se centran en el efecto de los residuos orgánicos (disueltos, coloides o particulados) pero existen otros tipos de impactos, menos conocidos pero que es necesario vigilar, como son los derivados del uso de compuestos químicos. El uso de productos químicos en maricultura está ampliamente reconocido (FAO, 2010; GESAMP, 1997) sobre todo en los cultivos intensivos. El principal problema de los productos químicos usados en acuicultura reside en la escasa información disponible y la falta de control de su empleo. De todos los productos es importante destacar los antibióticos, los desinfectantes y los anti-incrustantes (*antifouling*) por las cantidades usadas, la forma de administrarlas, por su toxicidad directa o de las sustancias derivadas de ellos. Afortunadamente, cada vez es menor el uso de antibióticos y de otros compuestos peligrosos, gracias al desarrollo de vacunas, probióticos y alternativas naturales a los anti-incrustantes (Bondie y Wolf, 2013; Gatesoupe, 2000; Rodgers, 2009).

En Europa están permitidos ocho *antibióticos*: Amoxicilina, Florfenicol, Flumequina, Acido oxolínico, Oxitetraciclina, Sarafloxacina, Sulfadiazina y Trimetoprima. La cantidad de antibióticos liberada al medio depende de la técnica de suministro utilizada: adición al alimento, inyección o inmersión. El incorrecto aprovechamiento de los antibióticos supone importantes pérdidas económicas para las empresas acuícolas y aumenta las cantidades liberadas al medio. Aun así, se estima que más del 75 % de los antibióticos administrados a peces cultivados en jaulas son liberados al medio, donde la persistencia es muy variable y depende del tipo de antibiótico, de las condiciones ambientales y de la matriz en la que se encuentre (Armstrong et al., 2005; Lalumera et al., 2004). Los antibióticos son excretados sin haber sido metabolizados o son liberados como metabolitos activos que pueden provocar la aparición de patógenos resistentes (Sørum y L'Abée-Lund, 2002). Se han observado desarrollo de resistencias bacterianas y alteraciones de la comunidad bacteriana del sedimento, efectos sobre productores primarios y sobre consumidores. Estos efectos varían en función del tipo de antibiótico, sus mezclas e interacciones, de las características del medio, del grado y

tiempo de exposición, de la especie receptora, etc. En consecuencia, es necesario seguir investigando para proteger el medio y la salud humana de los productos químicos, estudiar la acumulación de antibióticos (en peces cultivados y otros organismos, incluidos el hombre), los efectos potenciales derivados de la exposición de los trabajadores al manipular los antibióticos durante la preparación y distribución del alimento... Para poder establecer un plan de vigilancia global primero hay que obtener información y diseñar un plan de vigilancia específico para cada escenario singular (Burrige et al., 2010).

Los *desinfectantes y compuestos terapéuticos*, usados para el tratamiento o prevención de parásitos, virus, hongos e infecciones bacterianas, pueden ser administrados en el alimento o por inmersión. Entre los compuestos más comúnmente utilizados están: desinfectantes (e.g. iodóforos, derivados clorados) utilizados en la desinfección del agua, de estructuras y maquinaria; peróxido de hidrógeno y formalina, para el tratamiento de parásitos externos, bacterias y hongos; e insecticidas (e.g. benzoato de emamectina, teflubenzuron, ivermectina, azametifos).

La utilización de estos compuestos supone un riesgo ambiental porque en parte pueden ser liberados al medio directamente. Su persistencia es muy variable desde horas en el agua a meses en el sedimento, dependiendo de factores ambientales como temperatura, pH, oxígeno disuelto, intensidad lumínica, actividad microbiológica... (Gräslund y Bengtsson, 2001; Telfer et al., 2006). Una vez en el medio pueden producir efectos tóxicos a especies planctónicas y bentónicas, afectando especialmente a la flora bacteriana, principales responsables de la mineralización de carbono orgánico, y a los organismos asociados a ésta, como las esponjas marinas (Beveridge, 2004; Burrige et al., 2010; Haya et al., 2001; 2005; Schmidt et al., 2006).

Los compuestos *antiincrustantes* (*antifouling*) se han aplicado a estructuras (e.g. emisarios) para impedir la colonización de superficies sumergidas por organismos marinos. Los antiincrustantes son tóxicos que pueden actuar sobre organismos no diana (Burrige et al., 2010; IUCN, 2007). Debido a su alta peligrosidad algunos compuestos como el tributilestaño (TBT), junto con

sus derivados, fueron prohibidos por la Organización Marítima Internacional (IMO). Actualmente los antiincrustantes basados en el cobre son los más utilizados a pesar de que siguen siendo tóxicos para diversidad de organismos, pero suponen un riesgo menor, especialmente en los cultivos en tierra (Nash et al., 2005; Nehring, 2001).

En los piensos utilizados en acuicultura se pueden encontrar trazas de diferentes **metales y metaloides**, aunque algunos también forman parte de otros compuestos, como antibióticos y antiincrustantes. En general, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Hg son los elementos comúnmente relacionados con las prácticas acuícolas (Abebe et al., 2004; Dean et al., 2007; Rey-Asensio et al., 2010; NOFIMA, 2016). Sin embargo, no se encontraron bioacumulaciones significativas en macroalgas expuestas a los vertidos de granjas marinas instaladas en tierra en el litoral gallego (Carballeira, 2013; Rey-Asensio et al., 2010). Igualmente, Sutherland et al. (2019) estudian el efecto de las actividades acuícolas sobre los parques de cultivo de moluscos bivalvos y encuentran en el sedimento que las concentraciones de Zn y Cu, elementos utilizados como marcadores específicos de la acuicultura derivados de la composición del alimento y de sustancias antifouling, no superaron el nivel de fondo normal. Tampoco observaron cambios en el índice de condición de los bivalvos dominantes.

Además de metales y metaloides, en los sedimentos bajo jaulas se han detectado otros tipos de contaminantes a niveles traza (e.g. PAH, PCB, dioxinas, DDT), siendo considerados sus potenciales efectos de forma muy variable, desde despreciables a muy serios (Phillips, 2005; NOFIMA, 2016).

La diversa naturaleza química de estos compuestos, las dificultades analíticas en matrices biológicas, el desconocimiento de su ecotoxicidad sobre todo en mezclas complejas, la interacción con los factores ambientales y la variedad de especies que pueden ser potencialmente afectadas dificultan la evaluación del riesgo ambiental que su uso supone. La cuestión se puede complicar más si consideramos efectos indirectos muy sutiles, como el caso comentado antes sobre la perturbación de las esponjas a través de la flora bacteriana asociada de algunas especies. Sin embargo, en algunos estudios

se plantea la posibilidad de cultivos multitróficos debido al mayor crecimiento de ciertas esponjas en el entorno de jaulas marinas, siendo parte del fouling que coloniza las estructuras (Baquiran y Conaco, 2018; Gokalp et al., 2019). Otro ejemplo nos lo dan las algas marinas, como las *Ulveas*, que son importantes para mantener la biodiversidad local y que albergan una rica diversidad de bacterias epífitas con funciones reguladoras de su crecimiento y desarrollo morfológico. La asociación del microbioma con el alga da lugar a un *holobionte* del que depende su capacidad competitiva. Los contaminantes podrían alterar las señales apropiadas derivadas de las bacterias y convertir células germinales de las algas en colonias de células indiferenciadas anormales. No obstante, también puede ocurrir lo contrario, como que los insumos de un sistema piscícola son capaces de restaurar completamente el crecimiento normal y la morfología de la macroalga (Ghaderiardakani et al., 2019).

Para conocer con precisión la magnitud de los efectos de los efluentes sería necesario plantear la realización de investigaciones profundas dentro de planes de vigilancia específicos para cada escenario. Mientras tanto, la forma más eficaz de evitar o minimizar riesgos consiste en llevar a cabo una adecuada formación de los piscicultores y hacer el mejor uso posible de este tipo de compuestos (Costello et al., 2001).

Bibliografía

- Abdou, K., Aubin, J., Romdhane, M.S., Loch, F., Lasram, F.B.R. 2017. Environmental assessment of seabass (*Dicentrarchus labrax*) and seabream (*Sparus aurata*) farming from a life cycle perspective: A case study of a Tunisian aquaculture farm. *Aquaculture* 471: 204-212.
- Abebe, E., Grizzle, R.E., Hope, D., Thomas, W.K. 2004. Nematode diversity in the Gulf of Maine, USA, and a Web-accessible, relational database. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84: 1159-1167.
- Aberson, M.J.R., Bolam, S.G., Hughes R.G. 2016. The effect of sewage pollution on the feeding behaviour and diet of Hediste (*Nereis diversicolor* (O.F. Müller, 1776)) in three estuaries in south-east England, with implications for saltmarsh erosion. *Marine Pollution Bulletin* 105: 150–160.
- Aaen, S.M., Helgesen, K.O., Bakke, M.J., Kaur, K., Horsberg, T.E. 2015. Drug resistance in sea lice: a threat to salmonid aquaculture. *Trends in Parasitology* 31(2): 72-81.
- Apostolaki, E.T., Tsagaraki, T., Tsapakis, M., Karakassis, I. 2007. Fish farming impact on sediments and macrofauna associated with seagrass meadows in the Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75: 408-416.
- Armitage, M.J.S., Austin, G.E., Ravenscroft, N.O.M., Rehfisch, M.M. 2003. Towards Determining the Causes of Declines in Waterbird Numbers on the Stour and Orwell Estuaries SPA. BTO Research Report 338. British Trust for Ornithology, Thetford, Norfolk.
- Ayers, N.W., Tyedmers P. 2008. Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. *Journal of Cleaner Production* 17: 362-373.
- Beveridge, M. 2004. *Cage Aquaculture*. 3rd Ed. Wiley-Blackwell Pbl. pp.380.
- Baquiran, J.I.P., Conaco, C. 2018. Sponge-microbe Partnerships Are Stable Under Eutrophication Pressure From Mariculture. *Marine Pollution Bulletin* 136: 125-134.
- Barbera, C., Bordehore, C., Borg, J.A., Glémarec, M., Grall, J., Hall-Spencer, J.M., de la Huz, C., Lanfranco, E., Lastra, M., Moore, P.G., Mora, J., Pita, M.E., Ramos- Esplá, A.A., Rizzo, M., Sánchez-Mata, A., Seva, A., Schembri, P.J., Valle, C. 2003. Conservation and management of Northeast Atlantic and Mediterranean maerl beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 65-76.
- Bocher, P., Robin, F., Kojadinovic, J., Delaporte, P., Rousseau, P., Dupuy, C., Bustamante, P. 2014. Trophic resource partitioning within a shorebird community feeding on intertidal mudflat habitats. *Journal of Sea Research* 92: 115–124.
- Bondie, M., Wolf, A. 2013. Planning for sustainable aquaculture tilapia farming in the United States, China and Honduras University of Illinois at Chicago, Chicago, pp. 39.
- Borg, J.A., Crosetti, D., Massa, F. 2011. Site selection and carrying capacity in Mediterranean marine aquaculture: key issues (wgsc-shocmed) Rome, pp. 180.
- Borja, Á., Rodríguez, J.G., Black, K., Bodoy, A., Emblow, C., Fernandes, T.F., Forte, J., Karakassis, I., Muxika, I., Nickell, T.D., Papageorgiou, N., Pranovi, F., Sevastou, K., Tomassetti, P., Angel, D. 2009. Assessing the suitability of a range of benthic indices in the evaluation of environmental impact of fin and shellfish aquaculture located in sites across Europe. *Aquaculture* 293: 231-240.

- Burridge, L., Weis, J.S., Cabello, F., Pizarro, J., Bostick, K. 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306: 7-23.
- Cabaço, S., Machas, R., Vieira, V., Santos, R. 2008. Impacts of urban wastewater discharge on seagrass meadows (*Zostera noltii*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 1-13.
- Cacabelos, E., Quintas, P., Troncoso, J., Sánchez, J., Amigo, J., Romero, I., García, V., Cremades, J., Bárbara, I. 2015a. Praderas de angiospermas marinas: Galicia. In Ruiz, J.M., J. E. Guillén, A. Ramos Segura, A. & M.M. Otero (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*, IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, pp. 488-529. <http://www.ieo.es/web/ieo/atlas-praderas-marinas>.
- Cacabelos, E., Quintas, P., Troncoso, J., Bárbara, I., García, V., Cremades, J., Garmendia, J.M., Puente, A., Recio, M., Ondiviela, B. 2015b. Las praderas marinas de España: una visión general. Cuadro temático 1. La biodiversidad de las praderas españolas, Atlántico norte. In Ruiz, J.M., J. E. Guillén, A. Ramos Segura, A. & M.M. Otero (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*, IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, pp. 87-91 <http://www.ieo.es/web/ieo/atlas-praderas-marinas>.
- Cantas, I.B., Yildirim, O. 2019. Reducing the impact of feeds on the environment in sustainable. *Aquaculture Ege Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 36(1): 87-97.
- Cao, L., Wang, W., Yang, Y., Yang, C., Yuan, C., Xiong, Z., Diana, J. 2007. Environmental Impact of aquaculture and countermeasures to aquaculture pollution in China. *Environmental Science and Pollution Research* 14(7): 452-462.
- Carballeira, C., Espinosa, J., Carballeira, A. 2011b. Linking $\delta^{15}\text{N}$ and histopathological effects in molluscs exposed *in situ* to effluents from land-based marine fish farms. *Marine Pollution Bulletin* 62: 2633–2641.
- Carballeira, A., Teixeira, J.M., González, N., Gairin, I., Aguado-Giménez, F., Sánchez-Jerez, P. 2011e. Utilización de perfiles ecológicos para la selección de variables geoquímicas de los sedimentos marinos como indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto. XIII Congreso Nacional de Acuicultura. Barcelona, pp. 41-42.
- Carballeira, C., Carballeira, A., Aguado-Giménez, F., González, N., Sánchez-jerez, P., Teixeira, J.M., Gairin, J., García-García, B., Fernández-González, V., Carreras, J., Macías, J.C., Acosta, D. 2012a. Determinación de los umbrales, de las variables geoquímicas de sedimento, indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto mediante la técnica de gradientes ambientales. En: Rey-Méndez M. LC, Fernández Casal J, Guerra A (ed) *Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIV*. O Grove, pp. 207–214.
- Carballeira, C. 2013. Bases científicas para el diseño de un plan de vigilancia ambiental para las piscifactorías marinas instaladas en tierra. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz, Puerto Real, pp. 342.
- Carballeira, C.B., Cerbule, K., Senff, P., Stolz, I.K. 2021. Towards Environmental sustainability in marine finfish aquaculture. *Frontiers in Marine Science* 8: 6666662.
- Casado, C. 2006. Caracterización de material de dragado optimizando un método integrado de evaluación de la calidad ambiental. Chemistry-Physics PhD. University of Cadiz, Cádiz, pp. 346.
- Costello, M.J., Grant, A., Davies, I.M., Cecchini, S., Papoutsoglou, S., Quigley, D., Saroglia, M. 2001. The control of chemicals used in aquaculture in Europe. *Journal of Applied Ichthyology* 17: 173-180.
- Cripps, S.J., Bergheim, A. 2000. Solids management and removal for intensive land- based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering* 22: 33-56.

- Cromey, C., Thetmeyer, H., Lampadariou, N., Black, K., Kögeler, J., Karakassis, I. 2012. MERAMOD: predicting the deposition and benthic impact of aquaculture in the eastern Mediterranean Sea. *Aquaculture Environment Interactions* 2: 157-176.
- Dean, R.J., Shimmield, T.M., Black, K.D. 2007. Copper, zinc and cadmium in marine cage fish farm sediments: An extensive survey. *Environmental Pollution* 145: 84-95.
- Dempster, T., Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Tuya, F., Bayle-Sempere, J., Boyra, A., Haroun, R.J. 2005. Vertical variability of wild fish assemblages around sea-cage fish farms: implications for management. *Marine Ecology Progress Series* 304: 15-29.
- Dolenec, T., Lojen, S., Lambasa, S., Dolenec, M. 2006. Effects of fish farm loading on sea grass *Posidonia oceanica* at Vrgada Island (Central Adriatic): a nitrogen stable isotope study. *Isotopes in Environmental Health Studies* 42: 77-85.
- FAO. 2010. The state of world fisheries and aquaculture. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, pp. 218.
- Fernández-Vidal, D., Muiño, R. 2014. Fact or fiction? Assessing governance and co-management of Marine Reserves of Fishing Interest in Cedeira and Lira (NW Spain). *Marine Policy* 47: 15-22.
- Ferreira, C.S.F., Nunes, B.A., Henriques-Almeida, J.M. 2007. Acute toxicity of oxytetracycline and florfenicol to the microalgae *Tetraselmis chuii* and to the crustacean *Artemia parthenogenetica*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67(3):452-458.
- Fore, M., Frank, K., Norton, T., Svendsen E., Alfredsen, A., Dempster, T., Eguiraun, H., Watson, W., Stahl, A., Sunde, L.M., Schellewald, C., Skøien, K., Alver, M.O., Berckmans, D. 2018. Precision fish farming: A new framework to improve production in aquaculture. *Biosystems engineering* 173:176-193.
- Gatesoupe, F.J. 2000. Uso de probióticos en acuicultura, ed: Civera-Cerecedo, R., Pérez-Estrada, C.J., Ricque-Marie, D. y Cruz-Suárez, L.E., *Avances en Nutrición Acuicola IV. Memorias del IV Simposium Internacional de Nutrición Acuicola*, La Paz, pp. 463-472.
- GESAMP. 1997. Towards safe and effective use of chemicals in coastal aquaculture. Reports and studies, Vol. 65. FAO, Rome, pp. 126.
- Ghaderiardakani, F., Califano, G., Mohr, J.F., Abreu, M.H., Coates, J.C., Wichard, T. 2019. Analysis of algal growth- and morphogenesis-promoting factors in an integrated multi-trophic aquaculture system for farming *Ulva* spp. *Aquaculture Environment Interactions* 11: 375-391.
- Gökalp, M., Wijgerd, T., Sarà, A., Goeij, J.M., Osinga, R. 2019. Development of an Integrated Mariculture for the Collagen-Rich Sponge *Chondrosia reniformis*. *Marine Drugs* 17(1): 29.
- Gräslund, S., Bengtsson, B.E. 2001. Chemicals and biological products used in south-east Asian shrimp farming, and their potential impact on the environment --a review. *The Science of the Total Environment* 280: 93-131.
- Grigorakis, K., Rigos, G. 2011. Aquaculture effects on environmental and public welfare. The case of Mediterranean mariculture. *Chemosphere* 85: 899-919.
- Hall-Spencer, J., White, N., Gillespie, E., Gillham, K., Foggo, A. 2006. Impact of fish farms on maërl beds in strongly tidal areas. *Marine Ecology Progress Series* 326: 1-9.

- Hargrave, B. 2003. A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems, vol. I. Far field environmental effects of marine finfish aquaculture. Fisheries and Oceans, Canada, pp. 140.
- Haya, K., Burridge, L., Chang, B. 2001. Environmental impact of chemical wastes produced by the salmon aquaculture industry. ICES Journal of Marine Science 58: 492-496.
- Haya, K., Burridge, L., Davies, I., Ervik, A. 2005. A review and assessment of environmental risk of chemicals used for the treatment of sea lice infestations of cultured salmon, environmental effects of marine finfish aquaculture. Springer Berlin. Heidelberg, pp. 305-340.
- Hixson, S.M. 2014. Fish nutrition and current issues in aquaculture: the balance in providing safe and nutritious seafood, in an environmentally sustainable manner. Journal of Aquaculture Research and Development 5(3):1000234.
- Holmer, M. 2010. Environmental issues of fish farming in offshore waters: perspectives, concerns and research needs. Aquaculture Environment Interactions 1: 57-70.
- Honkanen, T., Helminen, H. 2000. Impacts of Fish Farming on Eutrophication: Comparisons among Different Characteristics of Ecosystem. International Review of Hydrobiology 85: 673-686.
- Huntington, T.C., Roberts, H., Cousins, N., Pitta, V., Marchesi, N., Sanmamed, A., Hunter-Rowe, T., Fernandes, T.F., Tett, P., McCue, J., Brockie, N. 2006. Some aspects of the environmental impact of aquaculture in sensitive areas, Report to the DG Fish and Maritime Affairs of the European Commission. Poseidon Aquatic Resource Management, Hampshire, pp. 305.
- IUCN. 2007. Guide for the sustainable development of mediterranean aquaculture. The World Conservation Union (IUCN), Spanish Ministry of agriculture, fisheries and food and the European Federation of Aquaculture Producers, Switzerland and Malaga, pp. 107.
- Jensen, J., Dempster, T., Throstad, E.B. 2010. Escapes of fishes from Norwegian sea-cage aquaculture: causes, consequences and prevention. Aquaculture Environment Interactions 1: 71-83.
- Katz, T., Herut, B., Genin, A., Angel, D.L. 2002. Gray mullets ameliorate organically enriched sediments below a fish farm in the oligotrophic Gulf of Aqaba. Ecology Progress Series 234: 205-214.
- Kristensen, E., Neto, J.M., Lundkvist, M., Frederiksen, L., Pardal, M.Á., Valdemarsen, T., Flindt, M.R. 2013. Influence of benthic macroinvertebrates on the erodability of estuarine cohesive sediments: density-and biomass-specific responses. Estuarine and Coastal Shelf Science 134: 80-87.
- Lepoint, G., Dauby, P., Gobert, S. 2004. Applications of C and N stable isotopes to ecological and environmental studies in seagrass ecosystems. Marine Pollution Bulletin 49: 887-891.
- Machás, R. 2007. Isotopic tracking of sources in coastal systems: special emphasis to *Zostera noltii* (Horneman) food web. Tesis doctoral Universidade do Algarve. Faro, pp. 130.
- Machias, A., Karakassis, I., Labropoulou, M., Somarakis, S., Papadopoulou, K.N., Papaconstantinou, C. 2004. Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. Estuarine, Coastal and Shelf Science 60: 771-779.
- Machias, A., Karakassis, I., Giannoulaki, M., Papadopoulou, K.N., Smith, C.J., Somarakis, S. 2005. Response of demersal fish communities to the presence of fish farms. Marine Ecology Progress Series 288: 241-250.

- Marbà, N., Santiago, R., Díaz-Almela, E., Álvarez, E., Duarte, C.M. 2006. Seagrass (*Posidonia oceanica*) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67: 475-483.
- Martinez-Porchas, M., Martinez-Cordova, L.R. 2012. World Aquaculture: Environmental Impacts and Troubleshooting Alternatives. *Scientific World Journal* 2012: 389623.
- Mews, M., Zimmer, M., Jelinski, D.E. 2006. Species-specific decomposition rates of beach-cast wrack in Barkley Sound, British Columbia, Canada. *Marine Ecology Progress Series* 328: 155–160.
- Modica, A., Scilipoti, D., La Torre, R., Manganaro, A., Sarà, G. 2006. The effect of mariculture facilities on biochemical features of suspended organic matter (southern Tyrrhenian, Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66: 177-184.
- Nash, C.E., Burbridge, P.R., Volkman, J.K. 2005. Guidelines for ecological risk assessment of marine fish aquaculture, in: NOAA (Ed.), NOAA Technical Memorandum. U.S. Dept. Commerce, Springfield, pp. 90.
- Navarro, N.L., Leakey R.J.G., Black, K.D. 2008. Effect of salmon cage aquaculture on the pelagic environment of temperate coastal waters seasonal changes in nutrients and microbial community. *Marine Ecology Progress Series* 1: 47-58.
- Nehring, S. 2001. After the TBT era: Alternative anti-fouling paints and their ecological risks. *Senckenbergiana maritima* 31: 341-351.
- NOFIMA. 2016. Karakterisering av slam fra tre kommersielle settefiskanlegg gjennom ett produksjonsår Hovednæringsstoff, mineraler og tungmetaller. Autores: T. Ytrestøyl, T. Synnøve Aas, K. Skei Nerdal and G. Berge. Rapportserie (33/2016), Bergen, pp. 32.
- Nordvarg, L., Johansson, T. 2002. The effects of fish farm effluents on the water quality in the Åland archipelago, Baltic Sea. *Aquacultural Engineering* 25: 253-279.
- Norton, T., Berckmans, D. 2018. Engineering advances in Precision Livestock Farming. *Biosystems Engineering* 173: 1-3.
- Pelletier, N., Petertyedmers, U., Astridscholz, F., Annaflysjo, S.B., Howard, S. 2009. Not all salmon are created equal: Life cycle assessment (LCA) of global salmon farming systems. *Environmental Science and Technology* 43:8730–8736.
- Peña, V., Bárbara, I. 2007. Los fondos marinos de maërl del Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia, España): distribución, abundancia y flora asociada. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 15: 7-25.
- Peña, V., Barbara, I. 2008a. Biological importance of an Atlantic European maërl bed off Benencia Island (northwest Iberian Peninsula). *Botanica Marina* 51: 493-505.
- Peña, V., Bárbara, I. 2008b. Maërl community in the north-western Iberian Peninsula: a review of floristic studies and long-term changes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 339-366.
- Peña, V., Bárbara, I. 2009. Distribution of the Galician maërl beds and their shape classes (Atlantic Iberian Peninsula): proposal of areas in future conservation actions. *Cahiers de Biologie Marine* 50: 353-368.
- Peña, V., Bárbara, I. 2010a. New records of crustose seaweeds associated with subtidal maërl beds and gravel bottoms in Galicia (NW Spain). *Botanica Marina* 53: 41-61.
- Peña, V., Bárbara, I. 2010b. Seasonal patterns in the maërl community of shallow European Atlantic beds and their use as a baseline for monitoring studies. *European Journal of Phycology* 45: 327-342.

- Perez de Oliveira, L. 2013. Fishers as advocates of marine protected areas: a case study from Galicia (NW Spain). *Marine Policy* 41: 95–102.
- Piriz, M.L., Eyra, M.C., Rostagno, C.M. 2002. Changes in biomass and botanical composition of beach-cast seaweeds in a disturbed coastal area from Argentine Patagonia. *Journal of Applied Phycology* 15: 67–74.
- Pitta, P., Karakassis, I., Tsapakis, M., Zivanovic, S. 1998. Natural vs. mariculture induced variability in nutrients and plankton in the eastern Mediterranean. *Hydrobiologia* 391: 179-192.
- Pitta, P., Apostolaki, E.T., Giannoulaki, M., Karakassis, I. 2005. Mesoscale changes in the water column in response to fish farming zones in three coastal areas in the Eastern Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 501-512.
- Pitta, P., Apostolaki, E., Tsagaraki, T., Tsapakis, M., Karakassis, I. 2006. Fish farming effects on chemical and microbial variables of the water column: a spatio-temporal study along the Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 563: 99-108.
- Philippart, C.J., Beukema, J.J., Cadée, G.C., Dekker, R., Goedhart, P.W., van Iperen, J.M., Mardik, F., Leopold, M.F., Herman, P.M. 2007. Impacts of nutrient reduction on coastal communities. *Ecosystems* 10: 96-119.
- Phillips, S., 2005. Environmental impacts of marine aquaculture issue paper. Pacific States Marine Fisheries Commission, Portland, Oregon, pp.28.
- Price, C., Black, K.D., Hargrave, B.T., Morris, J.R. 2015. Marine cage culture and the environment: effects on water quality and primary production. *Aquaculture environment interactions* 6: 151-174.
- Purvaja, R., Robin, R.S., Ganguly, D., Hariharan, G., Singh, G., Raghuraman, R., Ramesh, R. 2018. Seagrass meadows as proxy for assessment of ecosystem health. *Ocean & Coastal Management* 159: 34-45.
- Rajagopal, S., Jenner, H.A., Venugopalan, V.P., Khalanski, M. 2012. Biofouling control: Alternatives to chlorine. In: Rajagopal S., Jenner H., Venugopalan V. (ed) *Operational and Environmental Consequences of Large Industrial Cooling Water Systems*. Springer, Boston, pp. 227-271
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes, in: Rey-Méndez M., L.C., Fernández Casal J., Guerra A. (Ed.), *Foro dos Recursos mariños e da Acuicultura das Rías Galegas XIII*. USC, O Grove, pp. 201-218.
- Rodgers, C.J., Furones, M. 2009. Antimicrobial agents in aquaculture: practice, needs and issues, in: C. Rodgers, B.B. (Ed.): *The use of veterinary drugs and vaccines in Mediterranean Aquaculture*. CIHEAM/FAO, Zaragoza, pp. 41-59.
- Ruiz, J.M., Marco-Mendez, C., Sanchez-Lizaso, J.L. 2010. Remote influence of off-shore fish farm waste on Mediterranean seagrass meadows. *Marine Environmental Research* 3: 118-126.
- 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.
- Sarà, G. 2007. A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: Dissolved nutrients. *Marine Environmental Research* 63: 390-408.
- Samuel-Fitwi, B., Wuertz, S., Schroeder, J.P., Schulz, C. 2012. Sustainability assessment tools to support aquaculture development. *Journal of Cleaner Production* 32:183-192.

- Schmidt, L.J., Gaikowski, M.P., Gingerich, W.H. 2006. Environmental assessment for the use of hydrogen peroxide in aquaculture for treating external fungal and bacterial diseases of cultured fish and fish eggs, in: Survey, U.S.G. (Ed.). Upper Midwest Environmental Sciences Center, La Crosse, pp. 180.
- Smetacek, V., Zingone, A. 2013. Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature* 504: 84–8.
- Sutherland, T.F., Roegner, C.G., Petersen, S.A., Cook, N., Dunham, J., Harper, J., DeDominicis, S., Aberley, D., Chamberlin, R. 2019. Assessment of natural beaches and culturally-modified clam gardens in the Broughton Archipelago, British Columbia. Canadian Technical Report of Fisheries and Oceans Science 3335, pp. 59.
- Telfer, T.C., Baird, D.J., McHenery, J.G., Stone, J., Sutherland, I., Wislocki, P. 2006. Environmental effects of the anti-sea lice (*Copepoda: Caligidae*) therapeutant emamectin benzoate under commercial use conditions in the marine environment. *Aquaculture* 260: 163-180.
- Terlizzi, A., De Falco, G., Fellingine, S., Fiorentino, D., Gambi, M.C., Cancemi, G. 2010. Effects of marine cage aquaculture on macrofauna assemblages associated with *Posidonia oceanica* meadows. *Italian Journal of Zoology* 77: 362-371.
- Villares, R., Carral, E., Lorenzana, F., López, E. 2007. Drift-seaweed evaluation for fertilizer use in Galiza (Northwest Spain): Tissue elemental characterization and site-sampling differences. *Journal of Sustainable Agriculture* 31(1): 45-60.
- Villares, R., Fernández-Lema, E., López-Mosquera, M.E. 2016. Evaluation of beach wrack for use as an organic fertilizer: Temporal survey in different areas. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences* 32(1): 19-36.
- Vita, R., Marín, A., Madrid, J.A., 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.
- Weitzman, J., Steeves, L., Bradford, J., Filgueira, R. 2019. Far-Field and Near-Field Effects of Marine Aquaculture. Academic Press, Ed. Charles Sheppard en: *World Seas. An Environmental Evaluation* (2ª ed), Capítulo 11, pp. 197-220.
- White, P. 2013. Environmental consequences of poor feed quality and feed management. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 583*. Rome, FAO pp. 553-564.
- Winter, L., Lehmann, A., Finogenova, N., Finkbeiner, M. 2017. Including biodiversity in life cycle assessment-State of the art, gaps and research needs. *Environmental Impact Assessment Review* 67:88-100.
- Wilding, T.A. 2011. A characterization and sensitivity analysis of the benthic biotopes around Scottish salmon farms with a focus on the sea pen *Pennatula phosphorea* L. *Aquaculture Research* 42: 35-40.
- Wildish, D.J., Dowd, M., Sutherland, T.F., Levings, C.D. 2004. Near-Field Organic Enrichment from Marine Finfish Aquaculture in: A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems. Volume III. Canadian Technical Report in Fisheries and Aquatic Science 2450 (3): 4-11.
- Woods, J.S., Veltman, K., Huijbregts, M.A., Verones, F., Hertwich, E.G. 2016. Towards a meaningful assessment of marine ecological impacts in life cycle assessment (LCA). *Environment International* 89(90):48-61.

IV. Importancia de la selección del sitio y de la gestión en los impactos ecológicos

Piscifactoría situada en Cabo Vilán. Foto: J. Cremades



“Una selección del sitio ambientalmente adecuada y lejos de hábitats de interés ecológico, unido a una buena gestión, son las mejores herramientas para prevenir o minimizar los efectos ambientales negativos de este tipo de instalaciones.”

Los ecosistemas acuáticos del mundo tienen un elevado nivel de biodiversidad, tanto desde el punto de vista estructural como funcional. Una red vital de miles de especies interconectadas que respaldan la pesca y la acuicultura, contribuyendo así al progreso nutricional, económico, social, cultural y recreativo de las poblaciones humanas (FAO, 2018). El mantenimiento de la biodiversidad es esencial para lograr los objetivos de los tres pilares de la sostenibilidad: ambiental, social y económico. Una erosión de la biodiversidad no solo afectaría a la estructura y función de los ecosistemas, sino que también reduciría el potencial de dichos sistemas para adaptarse a nuevos desafíos como el crecimiento demográfico y el cambio climático. En los últimos decenios, la función que desempeña la biodiversidad en el apoyo a una serie de servicios ecosistémicos fundamentales ha adquirido una atención creciente (Beaumont et al., 2007).

Importancia de la Selección del sitio

Desde un enfoque ecosistémico, uno de los principales desafíos para el desarrollo sostenible de la acuicultura es el reparto de agua, tierra y otros recursos con usos alternativos, como la pesca, la agricultura y el turismo. La ordenación del territorio para la acuicultura, incluida la zonificación, la selección de los sitios y el diseño de las zonas de ordenación de la acuicultura, debe considerar el equilibrio entre los aspectos sociales, económicos, ambientales y de gobernabilidad de las comunidades locales y el desarrollo sostenible. Aunque muchas de las preocupaciones sociales y ambientales que rodean los impactos derivados de la acuicultura pueden ser abordadas a nivel de la granja individual, la mayoría de los impactos son acumulativos. Los impactos pueden ser insignificantes cuando se considera una granja en particular, pero pueden ser muy significativos cuando varias granjas u otro tipo de actividades se encuentran en la misma área. Por eso, el proceso de ordenación del territorio debe contemplar por un lado la Zonificación de la acuicultura (*definir zonas amplias adecuadas para sus actividades o mezclas de actividades*) y, por el otro, la Selección del sitio (*identificar los lugares más apropiados para el desarrollo individual de una granja dentro de cada zona*). Lo que aquí nos ocupa es la Selección del sitio, el proceso por el cual los atributos biofísicos de un sitio prospectivo se comparan con



Vista panorámica de una piscifactoría marina instalada en tierra en la zona litoral de Galicia.

las necesidades de los organismos cultivados y el funcionamiento adecuado de las granjas de acuicultura. La pobre selección de sitios es una causa importante de fracaso en el desarrollo de la acuicultura de una región (Aguilar-Manjarrez et al., 2017)

El consumo de alimentos genera una serie de reacciones metabólicas, que tienen como resultado, mayoritariamente, formar y eliminar materia orgánica particulada, amonio, fósforo y dióxido de carbono, que pueden dar origen a déficits de oxigenación, procesos de eutrofización y tóxicos (Cao, 2007; Hixson, 2014). El hecho de que no haya una acuicultura libre de consecuencias significa que hay una necesidad básica de determinar la capacidad de carga ecológica, es decir, la capacidad asimilativa de los desechos sin causar efectos perjudiciales en el medio receptor. La evaluación de la capacidad de carga ecológica se basa en la aplicación de criterios de calidad medioam-

biental que no pueden ser superados cuando la acuicultura se incluye en el sistema. Para evaluar la capacidad de carga del sistema es necesario tener en cuenta la carga vertida (i.e., materia orgánica disuelta y particulada y otros productos químicos) y las características del medio receptor (i.e., profundidad, hidrodinamismo, actividad biológica). La naturaleza multifactorial de la capacidad ecológica dificulta su evaluación de forma teórica y es necesaria la toma de muestras previa a su instalación. La capacidad de car-



Tanques con rodaballos en una piscifactoría marina instalada en tierra en la zona litoral. Foto: C. Carballeira.



Con la tecnología actualmente disponible, es muy aventurado realizar en Galicia acuicultura en mar abierto por su alta energía. Foto. J. Cremades.

ga se corresponde con la producción máxima permitida y el tipo del cultivo, limitada principalmente por las condiciones ambientales propias de la zona y la consideración de otras fuentes de contaminación puntuales o difusas (e.g. EDAR, actividad agraria, desembocadura de un cauce fluvial...), que concurren en un espacio físico determinado.

En muchos países el aumento de la producción acuícola está limitado por la capacidad de las aguas costeras de asimilar el impacto ambiental y por el incremento de la presión por las interacciones con otros usos (i.e., turismo, recreo, transporte). En base a criterios operativos, la FAO (Kapetsky et al., 2013) plantea la necesidad de incrementar la transferencia de la producción acuícola hacia los sistemas en mar abierto en detrimento de los costeros. De esta forma se pretende aumentar cualitativamente la capacidad global de producción de alimento, disminuir las interacciones con otros usos del litoral, facilitar la dispersión de los residuos generados y distanciar las zonas de producción de las biocenosis marinas sensibles. El objetivo final es conseguir una mayor aceptación social y asegurar la sostenibilidad de la maricultura a largo plazo. Con la tecnología disponible, es muy aventurado

realizar en Galicia acuicultura en mar abierto por su alta energía, de tal forma que la ubicación de las piscifactorías en jaulas queda relegada a las aguas del interior de la línea de costa (i.e., en las rías) aumentando la probabilidad de que se produzcan interacciones con otros usos del litoral y el riesgo de afectación a poblaciones y comunidades sensibles o de interés ecológico.

Mientras tanto, una alternativa tecnológicamente bien desarrollada en Galicia es la construcción de granjas marinas instaladas en tierra en la zona litoral. El Plan Estratégico 2014-2020 de Galicia (ESGA, 2015) reconoce cuatro zonas para las actividades acuícolas: Marítima, Marítimo terrestre, Parte litoral de la zona terrestre y Parte interior de la zona terrestre. Actualmente, las granjas marinas instaladas en tierra se ubican en la *parte litoral de la zona terrestre*. En esta zona el ESGA pretende estimular el desarrollo de piscifactorías marinas, que se complementarían con actividades de cría y engorde de moluscos u otros organismos marinos. Además, para el buen desarrollo de la acuicultura prevé realizar una planificación sectorial con carácter integral. Entre los planes previstos está el Plan Director de Acuicultura del Litoral (PDAL) cuyo objetivo fundamental es delimitar, con carácter general y desde el punto de vista científico, los distintos criterios que hagan compatibles el desarrollo de la acuicultura con la conservación de los valores ambientales y sociales de nuestro litoral. Los criterios a tener en cuenta son: eficiencia, sostenibilidad, calidad ambiental y paisajística. Entre los objetivos específicos están: enumerar las condiciones mínimas que deben de cumplir las zonas de la costa en las que se pueda desarrollar un proyecto de acuicultura intensiva en zona terrestre, y fijar los criterios de compatibilidad del proyecto con las características ambientales, naturales, paisajísticas y sus figuras de protección. De ahí se deriva la necesidad de incorporar al PDAL una serie de estudios territoriales que permitan determinar las zonas aptas para realizar acuicultura en Galicia. Gillibrand et al. (2002) clasifican las áreas en tres categorías discretas que definen su aptitud con respecto al desarrollo de la acuicultura en función del incremento de nutrientes e índices de impacto bentónico.

A parte de la compatibilidad con otros usos, para minimizar el impacto ambiental de las granjas marinas instaladas en tierra sobre el medio acuático

se deben de localizar *a priori* en costas de semi a muy expuestas, con oleaje energético, afectadas por corrientes y vientos fuertes y con una batimetría apta. Además de las **corrientes marinas**, gravitacionales y radiacionales, en la banda costera la circulación de las aguas depende de fenómenos regionales y locales. Esto condiciona la capacidad dispersiva del medio debido a la gran variabilidad espacial y temporal de los fenómenos marinos susceptibles de desarrollarse en la zona costera. Desafortunadamente, el conocimiento de estos fenómenos a pequeña escala es escaso no pudiendo extrapolarse la información obtenida en sitios más o menos próximos, porque las corrientes también son afectadas por particularidades locales. Así, la influencia de los vientos sobre la circulación marina en superficie puede variar según sea su velocidad y trayectoria (paralela o perpendicular a la costa y procedente del mar o de tierra). La **batimetría y morfología de la costa** pueden afectar a la óptima dispersión de los residuos debido a la cercanía y reducida profundidad del agua donde habitualmente se sitúan los emisarios de estas granjas, que incluso vierten directamente en la franja intermareal. Por todo ello, es necesario realizar un estudio minucioso de las características físicas del sitio antes de proceder al diseño de una granja.

En resumen, para evitar efectos no deseables es necesario *a priori* disponer de una buena estima de la **capacidad dispersiva del medio** porque va a supeditar el tamaño de la granja, al igual que la localización de otros efluentes en su proximidad, ya que es el conjunto el que no debe rebasar la capacidad de acogida del medio.

La huella ambiental de la maricultura es un obstáculo importante para la expansión de esta agroindustria, siendo una de las limitaciones económicas adicionales los altos costes del tratamiento de efluentes (Guttman, 2019). Uno de los aspectos que podrían ayudar a reducir los impactos potenciales es la implementación de sistemas multitrofos integrados (IMTA, Integrated Multi-trophic Aquaculture) o la construcción de biofiltros. Los compuestos nitrogenados como el amoníaco, el nitrato y el nitrógeno orgánico disueltos son los principales componentes de los efluentes de los estanques de peces marinos y estos compuestos también se consideran las principales fuentes de nitrógeno para las algas. Los IMTA son capaces de reducir parte de la

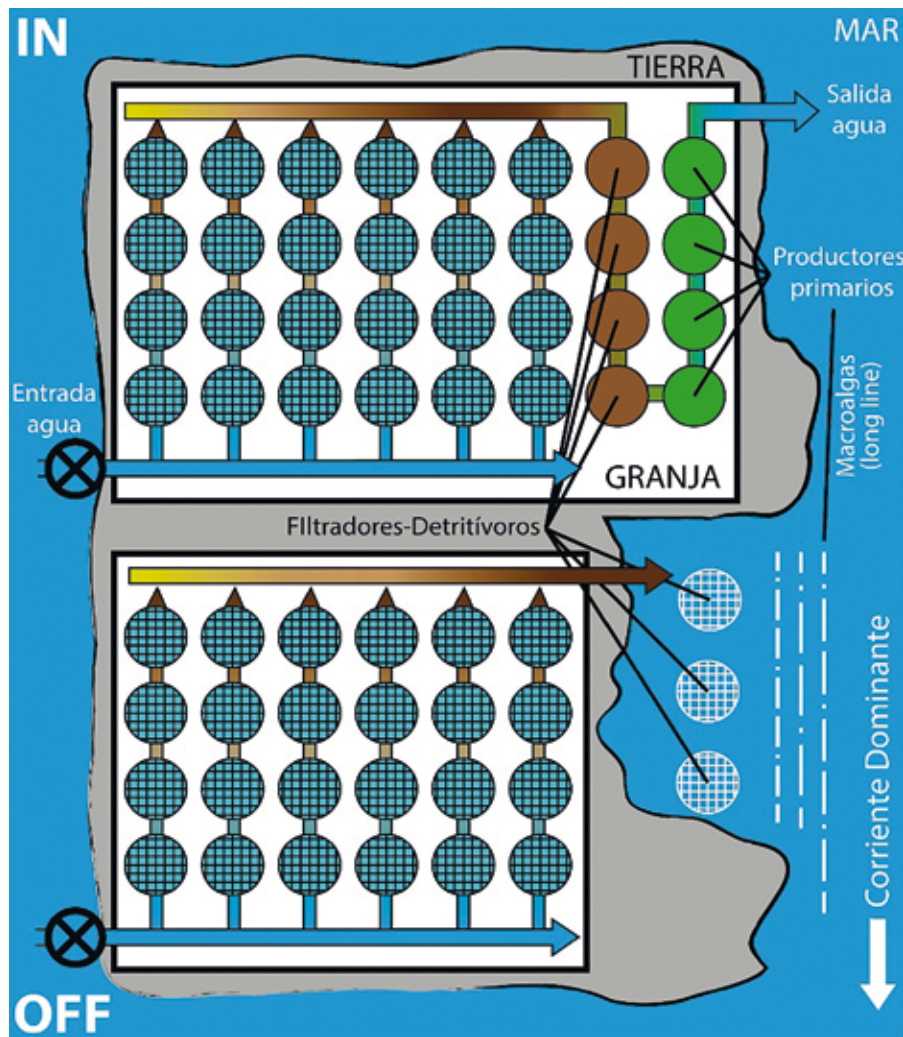


Figura 4.1. Sistemas multitróficos integrados (IMTA) dentro (*indoor*) o fuera (*outdoor*) de una piscifactoría marina instalada en tierra en la zona litoral (Carballeira et al., 2021).

carga de nutrientes y de materia orgánica liberados por las especies cultivadas, lo que redundará en una mejora de la calidad del ecosistema receptor, al mismo tiempo que se obtiene un beneficio económico secundario y se mejora la imagen social de la acuicultura (Barrington et al., 2010). Cada día aumenta el número de especies, comerciales o no, asociadas a los IMTA. Los organismos más comúnmente utilizados son las macroalgas, para la absorción de compuestos en disolución, principalmente de los géneros *Laminaria*, *Ulva*, *Porphyra* y *Gracilaria*; entre los filtradores, para el consumo de material particulado, están moluscos (mejillones, almejas y ostras) y poliquetos por su alta capacidad de filtración y biorremediación, aunque también se utilizan holoturias, erizos, langostas u otros peces (Neori et al., 2004; Pearson y Black, 2001; Wu, 1995). Los sistemas multitróficos pueden ser desarrollados a diferentes escalas desde unidades simples a grandes instalaciones. Si se desarrollan con especies nativas además de mejorar la sostenibilidad del cultivo el riesgo ecológico potencial asociado a la actividad es muy bajo. En el caso de las granjas marinas instaladas en tierra en la zona litoral se pueden disponer los IMTA dentro (*indoor*), como cultivos acuapónicos, o fuera (*outdoor*) de las instalaciones en las aguas receptoras (figura 4.1). Los *outdoor* requieren la instalación de dispositivos localizados en el agua libre (e.g. bateas, longline) en la dirección de la corriente dominante a partir del emisario. Esta es una opción de manejo compleja y que además puede estar limitada a períodos concretos. Por ejemplo, a los períodos menos dinámicos, por la fuerte energía del mar en nuestras costas expuestas que pueden poner en peligro los artilugios, o por limitaciones fisiológicas, como es el caso de *L. saccharina* capaz de aguantar fuertes oleajes, pero solo se puede cultivar en invierno. También se pueden amortiguar los efectos instalando nichos artificiales, pero sin aprovechamiento económico. Por el contrario, los *indoor* son de gestión menos compleja y más eficaz, se pueden utilizar temporal o permanentemente en los mismos tanques que el cultivo principal o construir tanques especiales para asegurar el óptimo crecimiento de cada una de las especies seleccionadas para implementar en el IMTA asociado a la granja. Además, los *indoor* pueden ayudar a cumplir la normativa de control de los vertidos, combinando la reducción de la carga del cultivo principal a medida que se transforman los tanques excedentes en IMTA *indoor*. Además, los dispositivos de valorización internos (cultivos hidropónicos o biofiltros) pue-

den ser aislados temporalmente para evitar problemas asociados a la realización de tratamientos de los peces o de la limpieza de sus instalaciones. Si diseñamos biofiltros eficientes capaces de retener parte de la carga nitrogenada no solo disminuimos el impacto ambiental ligado a la eutrofización del medio receptor, sino que la materia orgánica fotosintetizada es rica en proteínas y aceites y puede ser reciclada como alimento o combustible. Se ha demostrado que el crecimiento de las algas y el contenido de proteínas bajo los efluentes de la maricultura son superiores a los obtenidos con agua de mar limpia y enriquecida con fertilizantes. Las algas marinas utilizadas como biofiltros, una vez cosechadas pueden ser integradas en una dieta, como alimento para macroalgóvoros (e.g. abalón, erizos de mar, camarones y peces), aumentando la rentabilidad general de los sistemas IMTA. También se ha propuesto como una fuente de ingredientes funcionales de alimentos, productos farmacéuticos y cosméticos (Ditchburn y Carballeira, 2019). Además del reciclaje de los desechos en biomasa útil, los biofiltros basados en algas presentan otras ventajas frente a los biofiltros bacterianos, como son la oxigenación del agua o el equilibrio del pH (Shpigel, 2019). En este sentido, Guttman et al. (2018; 2019) diseñaron un biofiltro emparejado de Ulva-Perifiton y lo expusieron a varias cargas de amoníaco y nitrato, las principales formas de nitrógeno en los efluentes de los estanques de peces (figura 4.2). El biofiltro de perifiton es relativamente económico y se basa en el desarrollo natural de una comunidad biológica compleja que incluye detritos y representantes de diferentes grupos tróficos (microalgas, bacterias, hongos, protozoos, zooplancton y pequeños invertebrados) que colonizan el sustrato artificial sumergido y expuesto a la luz y a los nutrientes del efluente. Estos biofiltros mejoran la efectividad en la captura de N al sumar la eliminación del N-amoniaco por las algas marinas seguida de la del N-nitrato por el perifiton. El biofiltro emparejado consiguió una eliminación casi total del N-amoniaco (97%) y muy eficiente del N-nitrato (67%), para cargas de los efluentes de estanques de peces por debajo de 2 y 4 g N m⁻²d⁻¹ de N-amoniaco total y de N-NO₃, respectivamente.

Sin duda alguna, los sistemas de cultivo marinos IMTA instalados en tierra con circuitos cerrados son la opción de futuro por ser teóricamente la más respetuosa con el medio y, en este caso, la región gallega podría posicio-

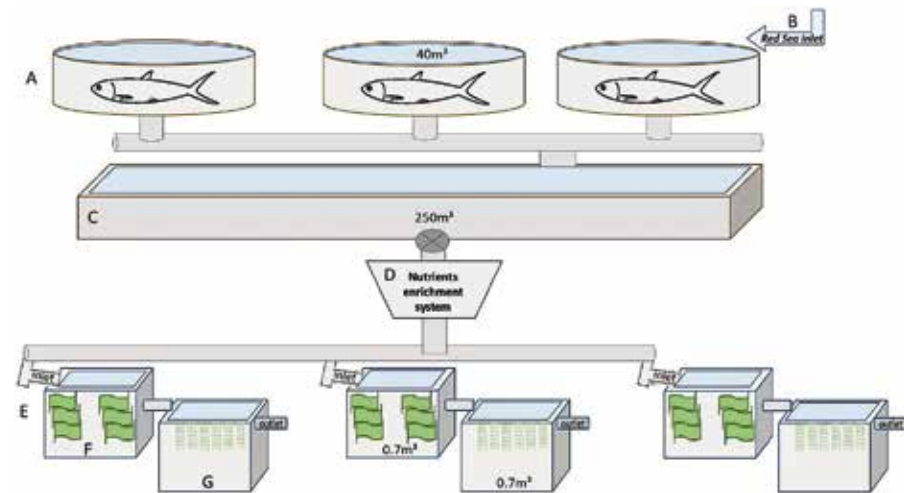


Figura 4.2. Diseño experimental de un biofiltro emparejado de ulva-perifiton para la eliminación de formas de N oxidadas de los desechos de peces. El sistema consta de tres tanques de cultivo de peces (A), suministrados con agua fresca (B) a una tasa de renovación diaria del 50%. Los efluentes de los estanques de peces se transfieren primero a un estanque de sedimentación (C). Una porción del agua superior de este estanque se enriqueció con nutrientes de un tanque de reserva (D) y se transfirió a los biofiltros (E), cada uno de los cuales consiste en un biofiltro de ulva aguas arriba (F) y un biofiltro de perifiton aguas abajo (G). Tomado de Gutman et al. (2019).

narse de forma importante en el sector al ser pionera en cultivos marinos intensivos en tierra que podrían ser adaptados al policultivo (Cremades et al., 2011; Freitas et al., 2016).

Importancia de la gestión

Una selección del sitio ambientalmente adecuada y lejos de hábitats de interés ecológico unido a una buena gestión son las mejores herramientas para prevenir o minimizar los efectos ambientales negativos de este tipo de instalaciones. Una buena gestión de la granja implica utilizar las mejores



Laminaria extraída de un cultivo multitrófico. Foto: J. Cremades.

técnicas disponibles en acuicultura y exigir el cumplimiento de **códigos de buenas prácticas acuícolas**, fundamentalmente sobre: las técnicas de alimentación, el uso de compuestos bioactivos y la posibilidad de introducción o transferencia al medio de especies exóticas, organismos genéticamente modificados, poliploides, patógenos o parásitos, por los posibles impactos ecológicos, genéticos, económicos y para la salud humana que pudieran originar. En este último caso, como los impactos negativos que se pueden generar son difíciles de predecir, vigilar y más difíciles o imposibles de reparar, se establecerán controles estrictos y certificaciones claras de las importaciones y de los vectores. En las prescripciones de control siempre se exige mantener al día el **libro de explotación**. Este registro debe estar a disposición de la inspección de las instalaciones y del servicio de vigilancia de las aguas. El libro debe de reflejar de manera precisa todas las prácticas realizadas: biomasa en stock, variaciones de biomasa (entradas-mortalidades-salidas), cantidades de alimento distribuidas y su composición, tratamientos veterinarios, utilización de productos anestésicos, productos químicos, desinfectantes, etc.

En el marco de la gestión ambiental el ESGA contempla la necesidad de elaborar guías de buenas prácticas de la gestión de los establecimientos de acuicultura con el objeto de favorecer la incorporación de nuevas tecnologías y procesos aplicados a la práctica de la acuicultura en el contexto de una apuesta decidida por la calidad e innovación del sector y por la sostenibilidad ambiental. Las guías serán fundamentalmente prácticas, de fácil manejo y accesibles, pues no se trata de elaborar documentos impositivos si no propositivos. Una buena gestión ayudará a minimizar la percepción negativa que tiene parte de la sociedad de la acuicultura intensiva, sobre todo en Galicia.

“ Los bivalvos marinos, que extraen materia orgánica para el crecimiento, y las algas marinas, que crecen mediante la fotosíntesis y la absorción de nutrientes disueltos, al cultivarse en la misma instalación o zona de vertido, aportan beneficios al entorno gracias a la eliminación o reducción de los desechos procedentes del cultivo de peces carnívoros. En las actividades de zonificación y planificación para el desarrollo de la acuicultura se alienta el cultivo de especies extractivas en los mismos emplazamientos dedicados a la maricultura de especies alimentadas (FAO, 2018). ”

Bibliografía

- Aguilar-Manjarrez, J., Soto, D., Brummett, R. 2017. Zonificación de la acuicultura, selección de sitios y manejo de áreas bajo el enfoque ecosistémico de la acuicultura. Documento completo. Informe ACS113536. Roma, la FAO y el Grupo del Banco Mundial, Washington, pp. 395.
- Barrington, K., Ridler, N., Chopin, T., Robinson, S., Robinson, B. 2010. Social aspects of the sustainability of integrated multi-trophic aquaculture. *Aquaculture International* 18: 201-211.
- Beaumont, N.J., Austen, M.C., Atkins, J.P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T. P., Deros, S., Holm, P., Horton, T., van Lerland, E., Marboe, A.H., Starkey, D.J., Townsend, M., Zarzycki, T. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin* 54(3): 253-265.
- Carballeira, C.B., Cerbule, K., Senff, P., Stolz, I.K. 2021. Towards Environmental Sustainability in Marine Finfish Aquaculture. *Frontiers in Marine Science* 8: 66662.
- Cremades, J., Guerrero, J., Salinas, J.M. 2011. Acuicultura multitrófica en Galicia basada en macroalgas. In: *Macroalgas en la Acuicultura Multitrófica Integrada Peninsular. Valorización de su Biomasa*: 95-109. Edita: Centro Tecnológico del Mar – Fundación CETMAR, pp.162.
- Ditchburn, J., Carballeira, C., 2019. Versatility of the Humble Seaweed in Biomanufacturing. *Procedia Manufacturing* 32: 87-94.
- ESGA. 2015. Estrategia Gallega de Acuicultura. En Plan Estratégico Plurianual de Acuicultura Española 2014-2020. MAPAMA. <http://www.mapama.gob.es/es/pesca/temas/acuicultura/plan-estrategico/>.
- FAO. 2018. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2018. Cumplir los objetivos de desarrollo sostenible. Roma, pp.250.
- Freitas, J.R., Salinas, J.M., Cremades, X. 2016. *Saccharina latissima* (*Laminariales, Ochrophyta*) farming in and industrial IMTA system in Spain. *Journal of Applied Phycology* 28: 377–385.
- Gillibrand, P.A., Gubbins, M.J., Greathead, C., Davies, I.M. 2002. Locational guidelines for fish farming: predicting levels of nutrient enhancement and benthic impact. *Scottish Fisheries Research Report No. 63/2002*. Aberdeen, pp. 53.
- Guttman, L. 2019. Periphyton For Biofiltration And Fish Feeding in An Integrated Multi-Trophic Aquaculture System: A Case Study in The Gulf of Aqaba. *Open Access Journal of Environmental and Soil Sciences* 3(5): 413-418.
- Guttman, L., Boxman, S., Barkan, R., Neori, A., Shpigel, M. 2018. Combinations of Ulva and periphyton as biofilters for both ammonia and nitrate in mariculture fishpond effluents. *Algal Research* 34: 235-243.
- Guttman, L., Tarnecki, A., Neori, A., Boxman, S., Barkan, R., Shahar, B., Brennan, N., Main, K., Shpigel, M. 2019. An integrated Ulva-periphyton biofilter for mariculture effluents: Multiple nitrogen removal kinetics. *Algal Research* 42:101586.
- Kapetsky, J.M., Aguilar-Manjarrez, J., Jenness, J. 2013. A global assessment of potential for offshore mariculture development from a spatial perspective. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, Rome*, pp. 181.
- Neori, A., Chopin, T., Troell, M., Buschmann, A.H., Kraemer, G.P., Halling, C., Shpigel, M., Yarish, C. 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art. *Aquaculture* 231:361-391.

Pearson, T.H., Black, K.D. 2001. The environmental impacts of marine fish cage culture, in: Black, K.D. (Ed.), Environmental impacts of aquaculture Sheffield biological sciences, pp. 1-31.

Shpigel, M., Guttman, L., Ben-Ezra, D., Yu, J., Chels, S. 2019. Is *Ulva* sp. able to be an efficient biofilter for mariculture effluents? Journal of Applied Phycology 31: 2449–2459.

Wu, R.S.S. 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. Marine Pollution Bulletin 31: 159-166.

**V.
Compartimentos
y zonas del medio
a considerar en
los planes de
vigilancia**

Zona intermareal. Foto: J. Cremades



“ Para facilitar la vigilancia ambiental del ecosistema receptor es conveniente restringir el estudio dentro de unos límites espaciales definidos. El objetivo principal de establecer una zona regulatoria es gestionar la carga y la calidad del agua de los efluentes, para reducir lo máximo posible su impacto ambiental.”

Wang et al. (2020) en su reciente revisión sobre la caracterización, el transporte y las herramientas actuales de modelado y gestión asociadas con los efluentes liberados por la acuicultura marina, indican que el marco regulatorio aún está rezagado en muchos países incluso con una maricultura relevante. Destacan particularmente la falta de criterios consistentes para la definición de zonas de mezcla regulatorias y de estándares ambientales asociados para la calidad del agua y los impactos biológicos, a pesar de que dichos criterios son necesarios para promover el desarrollo de una acuicultura sostenible.

Los compartimentos del medio susceptibles de alteración por los cultivos marinos son el sistema pelágico y el bentónico. Los efectos sobre el sistema pelágico se derivan fundamentalmente del enriquecimiento en nitrógeno, el principal factor limitante de la producción primaria en medio marino, y del aumento de la turbidez. Aunque, como se comentó anteriormente, el alcance de los efectos observables en la columna de agua en costas altamente dispersivas se reduce a la zona próxima al emisario. El sistema bentónico es el que en principio puede verse más afectado y, por ello, se le ha de prestar mayor atención, sobre todo a los organismos y comunidades que habitan la zona intermareal a sotavento del emisario. Indudablemente, si se sospecha que los vertidos pudieran afectar a poblaciones o hábitats sensibles y de elevado valor ecológico o comercial presentes en las cercanías su vigilancia ha de ser prioritaria.

Además de estos compartimentos ecológicos, a nivel operativo, para facilitar la vigilancia ambiental del ecosistema receptor es conveniente restringir el estudio dentro de unos límites espaciales definidos, tales como: *zona de influencia potencial (ZIP)*, *zona de mezcla (ZM)* y *zona de efectos permitidos (ZEP)*.

Zona de influencia potencial (ZIP)

Una de las primeras cuestiones que se plantean en un PVA es determinar la extensión y la forma del área a vigilar, es decir, hasta dónde se podría observar algún efecto. La zona de influencia potencial (ZIP) se puede considerar como: *la distancia al foco del vertido a partir de la cual no se percibe,*

de manera significativamente diferente al control, efecto ecológico alguno atribuible al efluente. La ZIP viene determinada por el alcance máximo de los efectos potenciales de la carga contaminante. Por ejemplo, la **toxicidad potencial**, describe la capacidad teórica que tienen los contaminantes vertidos de ser incorporados por los organismos y provocar un daño. La toxicidad potencial puede ser estimada a partir del análisis de los compuestos presentes en el efluente, de su acumulación en medio (agua y sedimento) o en organismos recolectados a distancias crecientes del emisario (Carballeira et al., 2012b; Rey-Asensio et al., 2010). También se pueden tratar de esta forma los posibles efectos de los nutrientes, aunque estos sean activadores del crecimiento de los autótrofos, también pueden degradar el medio (eutrofización). Se han desarrollado numerosos modelos dirigidos que consideran el cálculo de volúmenes y tipo de residuos producidos hasta la evaluación de su dispersión y la simulación del impacto. Sin embargo, estos modelos son fiables en la medida en que los datos de base que los alimentan también lo sean. Desafortunadamente, la variabilidad y complejidad de los procesos implicados reducen en gran medida la disponibilidad de datos, limitando la aplicación y la fiabilidad de los modelos. Habitualmente, los modelos o sus simplificaciones sólo se utilizan en la etapa pre-operativa (EslA) para disponer de alguna estima del área de influencia potencial. Pero una vez que la actividad acuícola ha comenzado lo sensato es hacer mediciones reales del grado de exposición a los residuos de las granjas, utilizando para ello marcadores en medio u organismos. Como marcadores se utilizan mayoritariamente nutrientes o microcontaminantes específicos según la naturaleza de la fuente. En este sentido las señales isotópicas determinadas en muestras del sedimento superficial, en material en suspensión o en organismos sésiles, como macroalgas o moluscos, permite de manera precisa y relativamente económica vigilar el alcance máximo del área de influencia y su evolución en el tiempo. El alcance máximo se produce cuando no hay diferencias significativas del marcador respecto al control o en un gradiente de dilución a partir de la distancia en que el valor se mantiene constante. Además, la determinación sistemática de un marcador de exposición, como la señal isotópica del N ($\delta^{15}\text{N}$), que es un indicador temprano de impacto que permite tomar medidas anticipadas para evitarlo o reducirlo. Por lo mismo, como veremos más adelante, se considera una medida muy útil de vigilan-

cia de los hábitats y especies, sensibles o protegidos, que pudieran verse afectados por la actividad acuícola (Carballeira et al., 2011b; 2013b; 2014).

Zona de Mezcla (ZM)

También puede interesar conocer cómo se dispersan los residuos. El modo de dispersión de los residuos se puede caracterizar mediante el establecimiento de la **zona de mezcla** (ZM). De manera similar a las descargas de aguas residuales en el mar, la zona de mezcla para el efluente de una piscifactoría marina instalada en tierra de la zona litoral se puede definir como *el área alrededor de la planta de cultivo donde el efluente se mezcla físicamente y se dispersa en el ambiente circundante*. La ZM es la *distancia media que va desde el foco del vertido al punto donde la mezcla se puede considerar completa*. La ZM se puede asimilar al área de la pluma de un vertido que puede ser delimitada por la isopleta para el 1% de la concentración del efluente (Scroggins et al., 2005) o bien considerar que se ha producido la mezcla completa de un vertido cuando la variación de concentraciones del parámetro considerado en una sección transversal de la pluma es menor del 5 % (Ruza et al., 2007).

Los métodos convencionales para monitorizar la dispersión de aguas residuales usan el muestreo *in situ* de trazadores físicos o químicos del agua (e.g. pH, turbidez, conductividad, nutrientes o contaminantes en disolución). Estos métodos son laboriosos, consumen mucho tiempo, son onerosos y sólo proporcionan un patrón generalizado de la dispersión del efluente. Además, en entornos bien mezclados la señal de los marcadores se pierde rápidamente con la dilución, pero aunque las variaciones de parámetros físico-químicos sean inapreciables los vertidos crónicos podrían seguir teniendo efectos negativos con relevancia ecológica. En todo caso, sólo proporcionan una vista instantánea de la dispersión de las aguas residuales y de la ZM, por lo que son poco representativos de la capacidad dispersiva del medio, que puede ser temporal o espacialmente muy variable (Gammons et al., 2011). Por tanto, es necesario disponer de una técnica que pueda proporcionar una imagen integrada de la pluma de dispersión del efluente y que sea lo suficientemente sensible como para detectar diferencias tenues en las concentraciones de partículas, nutrientes o contaminantes. Igual que para la



Ejemplo de delimitación de ZEP y ZIP basada en la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ detectada en el bioensayo de crecimiento de discos de macroalgas (ver figura 7.13).

determinación de la ZIP, la variabilidad trasversal de las firmas de isótopos estables en organismos o medio pueden indicar el modo de dispersión del nitrógeno procedente de las aguas residuales (Udy y Dennison, 1997; Gartner et al., 2002; Robinson et al., 2015) y dar una visión integrada de la ZM.

En resumen, la distribución e intensidad de la señal $\delta^{15}\text{N}$ determinadas en el medio, pero sobre todo en organismos, permiten monitorizar tanto la de-

gradación ambiental (detectar las zonas calientes y su evolución temporal) como verificar la efectividad de las medidas tomadas para su rehabilitación.

Zona de Efectos Permitidos (ZEP)

Los cultivos marinos, como cualquier otra actividad productiva, van a dejar una huella en el medio en que se desarrollan, por lo que es conveniente conocer el alcance espacial de los efectos que estos vertidos puedan ocasionar, con el fin de delimitar la extensión del área que los recibe a un nivel de impacto asumible. Los *valores límite de emisión* (VLE) y las normas de calidad ambiental (NCA) se establecen en la zona de mezcla (ZM) para contaminantes importantes presentes en el efluente, que se aplican a la calidad del agua en el punto de vertido y dentro del entorno receptor, respectivamente (EU Commission, 2007). Los VLE se establecen de acuerdo con la capacidad de asimilación de las aguas receptoras para conseguir que las concentraciones ambientales finales cumplan con las NCA después de mezclarse en las aguas receptoras (Bleninger y Jirka, 2011). En consecuencia, es necesario establecer una **zona de mezcla regulatoria** o **zona de efectos permitidos** (ZEP) para definir una fracción de la ZM donde se pueden exceder las NCA, que deben cumplirse estrictamente fuera de ella (SEPA, 2019). En la ZEP se puede distinguir la zona de difusión inicial de la zona de mezcla secundaria (USEPA, 2014). La **zona de difusión inicial** es donde se produce el contacto con el agua receptora, donde tiene la mayor concentración el efluente en el medio receptor. La **zona de mezcla secundaria** cubre un área más extensa en la que el efluente se mezcla por turbulencia reduciendo la carga significativamente hasta alcanzar los niveles de protección exigibles de todo el cuerpo de agua afectado. El deterioro permisible de la calidad del agua en la ZEP no afecta la integridad del cuerpo de agua en su conjunto y no hay letalidad para los organismos que pasan por dicha zona.

En el contexto de las interacciones entre acuicultura y medio ambiente la zona de efectos permitidos o permisibles se puede definir como *el área de fondo marino y volumen de la masa de agua receptora donde la autoridad competente permite a los productores una ligera alteración de los niveles de determinados indicadores ambientales que pudieran producir sobre el eco-*

sistema un efecto negativo reversible. Los niveles son definidos por las normas de calidad ambiental y los indicadores son establecidos por grupos de expertos en base a estudios piloto o datos existentes (Aguado et al., 2013). Se asume, que en la ZEP el ecosistema receptor puede verse afectado por los residuos derivados del cultivo, pero no su resiliencia, es decir, que no se produzcan efectos significativos permanentes o que el ecosistema no pierda su funcionalidad. Así, el efecto en la ZEP debe ser limitado y asumible. Pero conocer el nivel de los efectos permitidos no es suficiente, también es necesario delimitar la extensión del efecto. La **extensión de la ZEP** se ajustará a la perturbación máxima aceptable de la integridad del ecosistema receptor, que dependerá de la intensidad del cultivo, de las características de los vertidos y de la capacidad dispersiva del medio (Cromey y Black, 2005). La delimitación es compleja pues no existen modelos precisos para las granjas y nunca se han desarrollado de manera específica para las granjas marinas instaladas en tierra de la zona litoral.

Una forma de delimitar la ZEP sería considerar *a priori* una distancia dada (radio determinado respecto al emisario) ajustada a cada granja, a partir de la cual no se pueden alterar los parámetros fisicoquímicos y biológicos más allá de las normas de calidad ambiental establecidas. Esta delimitación de la ZEP es similar a la utilizada en las concesiones de los cultivos en jaulas (Carballeira y Carballeira, 2018), es decir, las modificaciones permitidas no deben trascender más allá de los límites de la concesión, que además deben ser congruentes con la dimensión de la granja. En los estados miembros de la UE, que deben cumplir con la Directiva Marco del Agua, la ZEP fluctúa de 25 a 200 m para piscifactorías en jaulas, aunque la mayoría se incluye en el rango de 100 a 200 m de radio (Wang et al., 2020).

En el caso de granjas instaladas en tierra el radio de la ZEP debe considerar la carga de los efluentes, que, por lo general, es proporcional a la capacidad de producción de la granja, gestionada racionalmente bajo condiciones tecnológicas avanzadas. El bombeo de agua supone un elevado coste económico para las granjas de forma que la carga piscícola es optimizada para aprovechar al máximo el caudal de agua circulante. Se ha comprobado que dicha relación es análoga en todas las piscifactorías marinas instaladas en

la parte litoral de la zona terrestre de Galicia (ver figura 9.6). En realidad, como la extensión de la ZEP depende de la capacidad de absorción del sistema receptor, esta capacidad es la que debe limitar la carga máxima de los efluentes, y a su vez la producción máxima de la granja. En resumen, el objetivo principal de la ZEP es gestionar la carga y la calidad del agua de los efluentes, para reducir lo máximo posible su impacto ambiental.

La delimitación de la ZEP identifica claramente el alcance espacial de las responsabilidades de los productores para con el dominio público y también favorece la ordenación espacial y la regulación de la actividad. Si alcanzada la producción autorizada los efectos admitidos superaran la ZEP la empresa deberá reducir el impacto reestructurando sus instalaciones (i.e., reducir la producción) o modificando el sistema productivo (e.g. mejorar la gestión, introducir innovaciones tecnológicas, instalar una depuradora o un IMTA). Es necesario recordar que las empresas productoras al ser beneficiarias de una concesión administrativa de ocupación del dominio público adquieren ciertas responsabilidades sobre estas concesiones, incluidas las responsabilidades ambientales, lo que facilita la tarea administrativa del seguimiento ambiental.

Como la parte litoral de la zona terrestre de Galicia donde se pueden localizar este tipo de granjas es muy limitada y potencialmente muy conflictiva con otros usos del litoral, es necesario estudiar o aportar información robusta de cuál deberá ser la ZEP para cada empresa. Igualmente, la propia ejecución del PVA con el tiempo permitirá averiguar si la extensión de la ZEP estaba bien dimensionada o debería modificarse. Más adelante se tratará con detalle la determinación de la extensión de la ZEP, pero en base a los datos obtenidos en los estudios experimentales realizados en diferentes granjas de Galicia bajo diferentes aproximaciones y que la dispersión del efluente es más direccional que en el caso de las jaulas donde la zona de difusión inicial puede variar de 50 a **100 m de radio** y la zona de mezcla secundaria otros 200 a **300 m** a partir del emisario dependiendo de la carga e hidrodinamismo local. Es decir, la ZEP para las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral de nuestras costas no debería extenderse más allá de los 400-500 m respecto al foco de vertido.

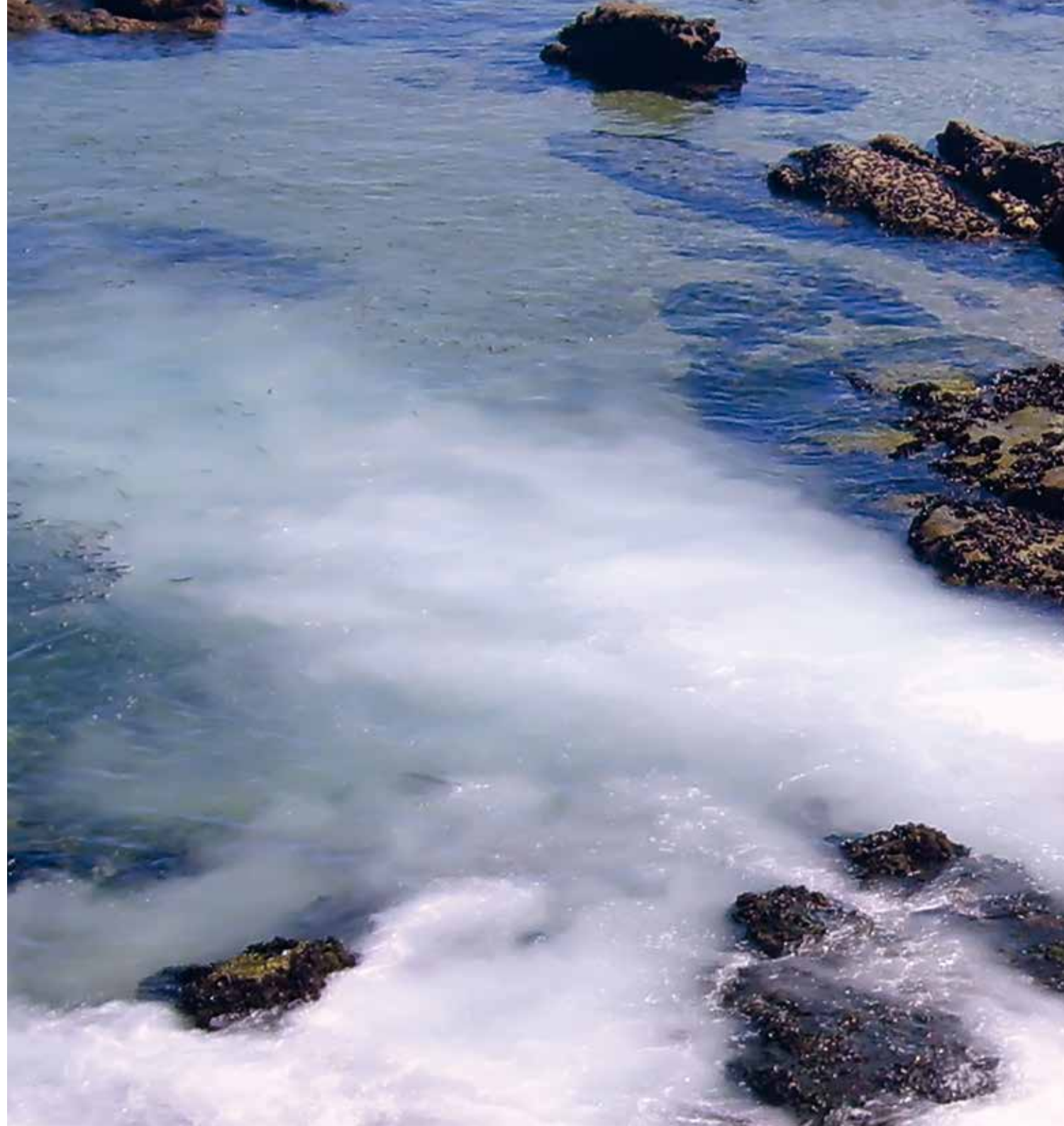
Bibliografía

- Aguado, F., Carballeira, A., Collado, C., González, N., Sánchez-Jerez, P. 2013. Propuesta metodológica para la elaboración y ejecución de los planes de vigilancia ambiental de las instalaciones de cultivos marinos en jaulas flotantes. Ed. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, En: JACUMAR (Ed.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 180.
- Bleninger, T., Jirka, G.H. 2011. Mixing zone regulation for event discharges into EU waters. In Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management 164:387–396.
- Carballeira, C., Espinosa, J., Carballeira, A. 2011b. Linking $\delta^{15}\text{N}$ and histopathological effects in molluscs exposed *in situ* to effluents from land-based marine fish farms. Marine Pollution Bulletin 62: 2633–2641.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2012b. Implementation of a minimal set of biological tests to assess the ecotoxic effects of effluents from land-based marine fish farms. Ecotoxicology and Environmental Safety 78: 148–161.
- Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2014. Interannual changes in ^{15}N values in *Fucus vesiculosus* L.. Marine Pollution Bulletin 85(1): 141-145.
- Cromey, C.J., Black, K.D. 2005. Modelling the impacts of finfish aquaculture, En: Hargrave, B. (Ed.), Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture. Springer, Heidelberg, pp. 129-155.
- EU Commission. 2007. Water Environmental Quality Standards Vol 16. EU Brussels, Belgium.

- Gammons, C.H., Babcock, J.N., Parker, S.R., Poulson, S.R. 2011. Diel cycling and stable isotopes of dissolved oxygen dissolved inorganic carbon, and nitrogenous species in a stream receiving treated municipal sewage. *Chemical Geology* 283: 44–55.
- Gartner, A., Lavery, P., Smit, J. 2002. Use of $\delta^{15}\text{N}$ signatures of different functional forms of macroalgae and filter-feeders to reveal temporal and spatial patterns in sewage dispersal. *Marine Ecology Progress Series* 235: 63–73.
- Ruza, J., Bordas, M.A., Espinosa, G., Puig, A. 2007. Manual para la gestión de verteduras. Autorización de vertedura. (ed) Centro de Pbl. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, pp. 268.
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes, En: Rey-Méndez M., L.C., Fernández Casal J., Guerra A. (Ed.), *Foro dos Recursos mariños e da Acuicultura das Rías Galegas XIII*. USC, O Grove, pp. 201-218.
- Robinson, C., Tetreault, G., McMaster, M., Servos, M. 2015. Impacts of a tertiary treated municipal wastewater effluent on the carbon and nitrogen stable isotope signatures of two darter species (*Etheostoma blennioides* and *E. caeruleum*) in a small receiving environment. *Ecological Indicators* 60: 594–602.
- Scroggins, R., Borgmann, A., Miller, J., Moody, M. 2005. Strategies for monitoring environmental effects of industrial effluents. En: Blaise, C. and Féard, F. (ed): *Small-scale freshwater toxicity investigations*. Springer, Netherlands, pp. 906.
- SEPA. 2019. Protection of the Marine Environment; Scottish Environment Protection Agency: Stirling, UK.
- Udy, J., Dennison, W. 1997. Physiological responses of seagrasses used to identify anthropogenic nutrient inputs. *Marine Freshwater Resources* 48: 601–604.
- USEPA. 2014. Water Quality Standards Handbook Chapter 5: General Policies; USEPA: Washington, DC, USA.
- Wang, X., Cuthbertson, A., Gualtieri, C., Shao, D. 2020. A Review on Mariculture Effluent: Characterization and Management Tools. *Water* 12:2991.

VI. Perturbaciones no deseadas y objetivos de calidad

Vertido de granja marina instalada en tierra. Foto: C. Carballreira.



“ Con los objetivos de calidad se pretende evitar perturbaciones no deseadas de modo que los efectos negativos de la granja sobre el medio nunca sobrepasen los límites de calidad establecidos.”

Perturbaciones no deseadas

En el diseño de un PVA es necesario establecer el tipo de alteraciones o perturbaciones que se deben evitar para poder conseguir los objetivos de calidad delimitados por los valores límite de ciertos parámetros ambientales o criterios de calidad ambiental. Los cambios de los parámetros ambientales en el medio receptor ocasionados por el cultivo fuera de los límites tolerables en la ZEP y su entorno se conocen como *perturbaciones no deseadas* (PnD). Si se superan los límites tolerables establecidos es cuando la administración competente debe actuar, instando al productor a tomar las medidas oportunas.

En el Capítulo III se describen los impactos ecológicos potenciales ligados a los cultivos marinos intensivos instalados en la parte litoral de la zona terrestre, sin embargo, es preciso reconocer aquellas PnD que deben priorizarse en la vigilancia ambiental. Así, entre las perturbaciones no deseadas están:

En el sistema pelágico

- Presencia de películas de aceites o combustibles en la capa superficial de agua u olor manifiesto a pienso o descomposición orgánica.
- Pérdida de la calidad del agua por alteración significativa de los criterios de calidad fisicoquímicos convencionales.
- Aumento excesivo de la disponibilidad de nutrientes que supongan un incremento de la producción primaria por encima de determinados niveles que pudiesen conducir a procesos de eutrofización litoral.
- Presencia de micro-contaminantes en disolución por encima de los niveles de referencia admitidos.
- Ecotoxicidad de los efluentes por encima de los niveles de referencia admitidos.

En el sistema bentónico

- Existen una serie de perturbaciones no deseadas, comúnmente ligadas a actividades acuícolas, que no suelen observarse en este tipo de instalaciones pero que es necesario vigilar visualmente. Entre dichas PnD están: la presencia de residuos sólidos (e.g. plásticos, cabos, envases, fouling, etc.) ligados a la estructura o el mantenimiento de las instalaciones, las acumulaciones de restos de pienso como consecuencia de deficiencias en la gestión de la alimentación o la presencia de restos (i.e., cadáveres, huesos) de los organismos cultivados.
- Debido a la común ausencia de fondos de tipo detrítico-sedimentario en el medio receptor será prácticamente difícil observar acumulaciones de materia orgánica derivada de los cultivos que puedan acarrear alteraciones ecológicas significativas. Por el contrario, al ser dominantes los fondos rocosos inter y sub-mareales, es prioritario vigilar los cambios en la estructura y composición de las comunidades (e.g. abundancia de especies oportunistas), cambios en la productividad primaria (e.g. eutrofización) o la observación de alteraciones, moleculares, fisiológicas o teratogénicas, en determinados organismos que forman parte de la comunidad nativa receptora.
- Igualmente se priorizará la vigilancia de perturbaciones no deseadas de hábitats sensibles localizados en o próximos a la zona de influencia potencial (ZIP), tales como fondos de maerl o praderas de fanerógamas marinas. En estos casos no se deberá observar cambios en la estructura poblacional, la productividad o alteraciones fisiológicas poblacionales que puedan llegar a suponer una regresión de la comunidad o la pérdida neta de la superficie ocupada.
- También será objetivo prioritario vigilar las perturbaciones no deseadas que pudieran ocurrir a especies comerciales en explotación (e.g. moluscos, algas, erizos, etc.) o no comerciales, pero con cierto interés ecológico localizadas en áreas próximas a las instalaciones.

Para más información, una descripción detallada de otros hábitats y especies susceptibles de ser perturbados puede consultarse en el *Inventario español de hábitats y especies marinas* (Templado et al., 2012). Mas adelante en esta guía se establecen y clasifican jerárquicamente los hábitats identificados en el medio ambiente marino español, lo cual sirve como punto de partida para su planificación y gestión; y termina con las fichas de especies contenidas en el *Inventario Español de Especies Marinas*, que son representativas y que cuentan con algún nivel de protección en la normativa española y que se encuentran en dichos hábitats.

Objetivos de calidad

La actividad acuícola objeto de vigilancia podría perturbar en alguna medida la calidad ambiental del ecosistema marino, pero en ningún caso deben poner en riesgo ni su funcionalidad ni su capacidad de rehabilitación, ni debe perjudicar a los servicios proporcionados por el ecosistema a otros usuarios de este dominio público. Se asume un grado limitado de efectos negativos sobre el medio, pero que en ningún caso deben trascender más allá de los límites de la zona de efectos permitidos (ZEP).

Con los objetivos de calidad se pretende *evitar perturbaciones no deseadas de modo que los efectos negativos de la granja sobre el medio nunca sobrepasen la ZEP ni los límites de calidad establecidos*. Concretamente, es necesario:

- Vigilar que las perturbaciones no deseadas derivadas del cultivo que se puedan producir dentro de la ZEP no superen los límites establecidos en las normas de calidad.
- Vigilar que las perturbaciones no deseadas derivadas del cultivo no se extienden más allá de la ZEP. Se vigilará el entorno próximo de la ZEP, pero también localidades de referencia para conocer el estado y la evolución natural de la zona de estudio sin perturbar. Es necesario verificar que en las zonas control o de referencia no existe ningún tipo de afección, aunque sea de origen distinto al acuícola investigado. En este sentido, alargar el estudio del gradiente ambiental generado por la pluma más allá de la zona de influencia potencial (ZIP) facilita la vigilancia.

Bibliografía

Templado, J., Ballesteros, E., Galparsoro, I., Borja, Á., Serrano, A., Martín, L., Brito, A. 2012. Guía interpretativa. Inventario español de hábitats marinos. Ed. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 231.

VII. Metodología integrada de evaluación del impacto ambiental

Toma de muestras con equipo autónomo. Foto: I. Bárbara.



“ El enfoque ecotoxicológico integrado es fundamental para la evaluación del impacto ambiental de las aguas residuales al estar constituidas por combinaciones complejas de sustancias químicas cuyos efectos en conjunto son imposibles de predecir. ”

Aproximación conceptual: El peso de la evidencia

En el diseño del PVA se plantea realizar dos tipos de vigilancia; una metódica y otra visual. La vigilancia metódica se aplica a los vertidos, que incluye su análisis químico y ecotóxico sistemático, y a los ecosistemas receptores, mediante análisis de las perturbaciones y la evaluación de su estado o integridad ecológica. La vigilancia metódica es muy compleja y para obtener una idea comprensiva del conjunto de relaciones establecidas entre la multiplicidad de parámetros de un PVA es conveniente contar con una aproximación conceptual adecuada. Para este fin se puede considerar la aplicación de investigaciones basadas en el *peso de la evidencia* (*Weight of evidence*, WOE) que nos permite determinar posibles impactos ecológicos debido a un conjunto de estresores fundamentados en varios ejes o *líneas de evidencia* (*Lines of evidence*, LOE) (Chapman, 2007).

El análisis químico informa de los compuestos presentes en los vertidos o en el medio, pero no indica de qué forma se puede ver afectada la biota ya que eso depende de una compleja secuencia de procesos, como la biodisponibilidad, la bioacumulación en órganos diana, la interacción entre contaminantes y de las alteraciones a nivel individual, poblacional o de la comunidad (Borgmann et al., 2001; Del Valls, 2007). La aproximación WOE permite integrar de forma sencilla las relaciones que estos contaminantes tienen con el medio que los rodea. La principal ventaja de estos métodos es la integración de resultados de muy distinta naturaleza; desde la degradación fisicoquímica del medio hasta la alteración de las comunidades biológicas receptoras. Es una aproximación flexible y permite añadir o cambiar los ejes que lo forman o los estudios que integran cada uno de estos ejes, siempre que las integraciones de las líneas de evidencia permitan describir los criterios de calidad ambiental a los que se encuentra sometido el medio circundante (área de solapamiento de las líneas) (figura 7.1). Aunque originalmente se ha utilizado para evaluar la calidad de los sedimentos (*Sediment Quality Triad*) (Caeiro, 2004; Del Valls y Chapman, 1998; Morales-Caselles et al., 2009) es apropiada para explicar la relación entre un foco de contaminación y la extensión del impacto independiente del medio físico estudiado.



Figura 7.1. Esquema conceptual del método de vigilancia ambiental integrado aplicado. El método integrado consta de tres líneas de evidencia (LOE) y está basado en la aproximación del peso de la evidencia (WOE).

Para el diseño de un PVA integral de las instalaciones acuícolas que nos ocupa los estudios se agrupan en tres grandes ejes o líneas de evidencia: **Exposición a los contaminantes, Toxicidad potencial e Integridad**

Ecológica. Este enfoque ecotoxicológico integrado es fundamental para la evaluación del impacto ambiental de las aguas residuales al estar constituidas por combinaciones complejas de sustancias químicas. Además, las dos primeras líneas de evidencia también son útiles para supervisar la eficacia en la gestión de las granjas.

A continuación, se describen las tres líneas de evidencia que precisa un PVA integral de los cultivos marinos intensivos instalados en tierra de la zona litoral de Galicia (figura 7.2).

Exposición a los contaminantes

Las granjas marinas instaladas en tierra se localizan habitualmente en costas expuestas donde el elevado hidrodinamismo impide la sedimentación de las partículas finas. Por ello, la aproximación toxico-sedimentaria clásica, en cualquiera de sus versiones: fase sólida, agua intersticial (porewater) o interfase agua-sedimento, no es aplicable a los estudios de impacto ambiental de estas granjas, haciendo necesario recurrir a otras matrices alternativas. En este caso, la determinación de los contaminantes más destacables se puede realizar en el efluente (previo a su dilución en el medio) y en el medio receptor, ya sea en agua o en organismos nativos o trasplantados (mejor matriz de análisis debido a la mayor concentración de contaminantes por la bioacumulación de éstos). Anteriormente se comentó que el análisis químico de los contaminantes presentes en el efluente o en el medio no es suficiente para conocer en qué medida se puede ver afectada la biota, por ello, se debe priorizar la determinación de los contaminantes directamente en ella. Así, se ha comprobado que los sólidos en suspensión desempeñan un papel fundamental en el impacto tóxico de los vertidos, debido a que muchos contaminantes (e.g. PAH, PCB, metales, pesticidas) son adsorbidos sobre la superficie de las partículas y predominantemente se encuentran en fase no bioaccesible (Gasperi et al., 2008; Zgheib et al., 2011; Li y Zuo, 2013). Un claro ejemplo es el aportado por Latif y Licek (2004) que no encontraron correlación alguna entre parámetros químicos convencionales o concentraciones metálicas del medio con los resultados de 360 microbiotest realizados con efluentes, sedimentos y aguas del medio receptor.



Figura 7.2. Las tres líneas de evidencia, y los estudios que componen cada una de ellas, propuestas para el Plan de Vigilancia Ambiental Integrado de los cultivos marinos intensivos instalados en tierra de la zona litoral de Galicia.

Dentro de esta línea de evidencias, para facilitar la vigilancia ambiental del ecosistema receptor debe restringirse el estudio dentro de unos límites espaciales, siendo necesario para ello determinar la extensión de la zona de efectos permitidos (ZEP), de la zona de influencia potencial (ZIP) y, en ciertos casos, la zona de mezcla (ZM).

Análisis fisicoquímico de los vertidos y del medio

La detección de contaminantes en el vertido podría llevarse a cabo de manera cuantitativa si se conociera *a priori* el tipo de productos químicos presentes, que pueden ser muy dispares, y si existiera información pública disponible sobre el tipo de sustancias empleadas y cuales alcanzan los límites de detección sólo en esporádicas ocasiones (Sapkota et al., 2008; Burridge et al., 2010). La rápida y elevada dilución y dispersión del vertido en el medio

Parámetro	Agua de Entrada	Agua de Salida
pH	7,98±0,48	7,70±0,61
NH ₃ (mg/l)	0,31±0,12	0,56±0,42
NO ₂ (mg/l)	0,041±0,011	0,075±0,016
NO ₃ (mg/l)	0,170±0,041	0,198±0,022
S.S. (mg/l)	13±16	18±12
TOC (mg/l)	6,06±3,02	7,63±1,94
PO ₄ (mg/l)	0,18±0,05	0,24±0,04

Tabla 7.1. Valores representativos (media e intervalo de confianza del 95%) de los parámetros utilizados en el control rutinario de los vertidos procedentes de las granjas marinas instaladas en tierra en el litoral de Galicia.

batido dificulta aún más la detección de los contaminantes presentes en la columna de agua.

El análisis del efluente antes de su dilución es una herramienta rutinaria pero aun así es poco sensible debido a que el elevado caudal bombeado de estas granjas diluye fuertemente los contaminantes, además es necesaria la toma de muestras de forma periódica e intensiva para evitar la baja representatividad de los resultados. Para una correcta detección de los contaminantes es conveniente intensificar la periodicidad de la toma de muestras, para aumentar su representatividad, lo que supone incrementar fuertemente el coste analítico, sobre todo de los contaminantes traza. Por ello, esto sólo se realizaría cuando existieran fundadas sospechas de la presencia de determinados compuestos tóxicos en los vertidos.

Aunque la determinación de las concentraciones de compuestos en agua y vertidos es poco adecuada para predecir la evolución del medio receptor, un control de la gestión de la granja se puede llevar a cabo en función de las diferencias observadas entre las características fisicoquímicas convencionales (e.g. pH, SS, amonio...) del agua de entrada y de salida. Este tipo de

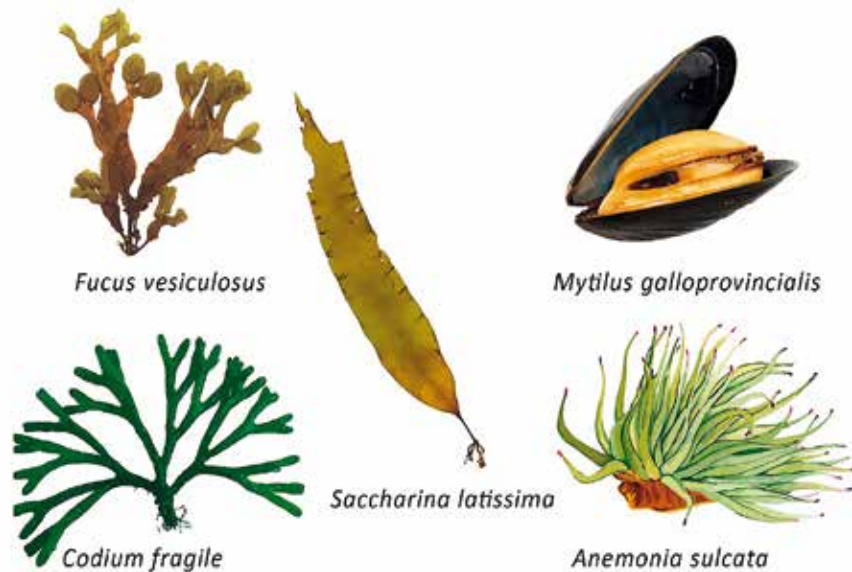
análisis debería realizarse de manera rutinaria, o incluso *en continuo*, tanto para controlar la calidad del agua ingresada como la vertida y que constituyen el componente básico de los PVA convencionales.

Contaminantes asociados a las granjas instaladas en Galicia

Análisis de los vertidos. Con los datos analíticos, suministrados por Augas de Galicia, procedentes de 18 granjas gallegas tomados durante el período 2000-2008, y los de un estudio piloto se obtuvieron los valores representativos de los parámetros utilizados en los controles rutinarios de los vertidos de estas granjas (Carballeira et al. 2012b; 2012f) (Tabla 7.1).

Al comparar las medias de los parámetros de acuerdo con el agua de entrada y de salida, se observó en el vertido un descenso medio del pH de 0,3 unidades, así como un incremento de los sólidos en suspensión, carbono orgánico total, fosfatos y de las distintas formas del nitrógeno (nitritos, nitratos y amonio). Las medidas fisicoquímicas del vertido representan un análisis prospectivo que ha de ser empleado dentro del PVA debido a su bajo coste respecto a la cantidad de información proporcionada sobre la gestión de la granja. En un estudio reciente (Carballeira et al., 20018) se observó que la turbidez fue el parámetro que mejor indicaba el aporte orgánico de las granjas siendo 0 en las aguas de entrada mientras que llegaba a alcanzar las 3,88 unidades nefelométricas (ntu) y con una media de $1,92 \pm 0,72$ ntu en las de salida. Por este motivo, la turbidez debería ser incluida dentro de los análisis convencionales de los efluentes.

En el análisis de microcontaminantes de los vertidos (metales, metaloides, antibióticos y pesticidas asociados a las técnicas acuícolas) todos ellos se encontraron por debajo de los límites de detección. Además, todas las concentraciones de metales estuvieron por debajo de la concentración media de los niveles de fondo determinada para aguas meso-polihalinas (Tueros et al., 2008). El elevado coste de este tipo de análisis y el desconocimiento de las sustancias, que pueden ser usadas de manera esporádica, limita la utilidad de estas medidas en vertidos y en el agua del medio receptor para ser incluidas de manera rutinaria dentro del PVA. Por el contrario, el análisis



Algunos organismos que han sido empleados como biomonitores de la costa gallega.

corporal de organismos (por bioacumulación) facilita la detección de los microcontaminantes emitidos y es una medida representativa de la exposición a largo plazo, muy interesante para la evaluación del riesgo potencial.

Análisis de biomonitores. El análisis de contaminantes en el medio (agua o sedimentos) no permite predecir su toxicidad para la biota (Aly et al., 2012; Wang et al., 2010; Rainbow, 2006). Los contaminantes del medio pueden ser evaluados mediante el análisis del contenido corporal en organismos nativos o trasplantados (Villares et al., 2002). Estos organismos se conocen como biomonitores y han de ser preferentemente especies sésiles, con biomasa considerable, fácil identificación, fáciles de trasplantar y que pertenezcan a niveles tróficos distintos y representativos de las diferentes vías de entrada de los contaminantes. Estas características hacen que las macroalgas sean

reconocidas como bioindicadores útiles de la contaminación en el agua de mar (Chaudhuri et al., 2007; Ditchburn y Carballeira, 2019). Aunque varios factores internos y externos determinan la absorción de los contaminantes por las macroalgas (e.g. acumulación selectiva de metales), todavía se considera que proporcionan una buena información cualitativa del nivel de contaminación y de la calidad ambiental de un área (Conti y Cecchetti, 2003).

En el estudio piloto realizado en Galicia, comprobamos que las especies más útiles como biomonitores del entorno de las granjas eran las macroalgas pardas pertenecientes al género *Fucus* sp. (*F. vesiculosus*, *F. spiralis*, *F. serratus*) y *Laminaria saccharina*, y el alga verde *Codium fragile*. Estas algas están largamente estudiadas, se encuentran ampliamente distribuidas en el Atlántico Norte y son muy habituales en las costas gallegas. *Codium* sp. es especialmente abundante en las zonas próximas a los vertidos actuando como indicador de concentraciones elevadas de formas nitrogenadas. El mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) es uno de los organismos más comunes y estudiado de nuestras costas, y la anémona (*Anemonia sulcata*), indicadora de sólidos orgánicos en suspensión, es también muy abundante en las zonas afectadas por el vertido. Además, todas estas especies son fácilmente trasplantables lo que facilita la biomonitorización activa necesaria bajo la ausencia de especies nativas.

Algunos metales, como Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb y Zn, han sido asociados a la actividad piscícola por ser constituyentes de desinfectantes y de productos *antifouling* y por encontrarse en los piensos de los peces (Dean, 2008; NOFIMA, 2016). Con el fin de detectar la posible bioacumulación de otros elementos no recogidos en la bibliografía Rey-Asensio et al. (2010) realizaron un exhaustivo análisis de metales y metaloides en el entorno de 8 granjas gallegas. Solamente encontraron pequeños incrementos en la concentración corporal de Al, Cu, Hg, Ni y Pb, bioacumulados por *S. latissima* y *A. sulcata* recolectadas en zonas cercanas al vertido. Destacó la presencia de Hg en anémona (figura 7.3) cuyo origen pudiera estar relacionado con la harina de pescado suministrada como alimento. Los mismos autores realizaron un sondeo de la presencia de antibióticos y pesticidas. Analizaron los antibióticos autorizados más utilizados en el cultivo de peces planos: amoxicilina, oxitetraciclina, ácido oxolínico, flumequina, sulfadiazina, ampicilina y

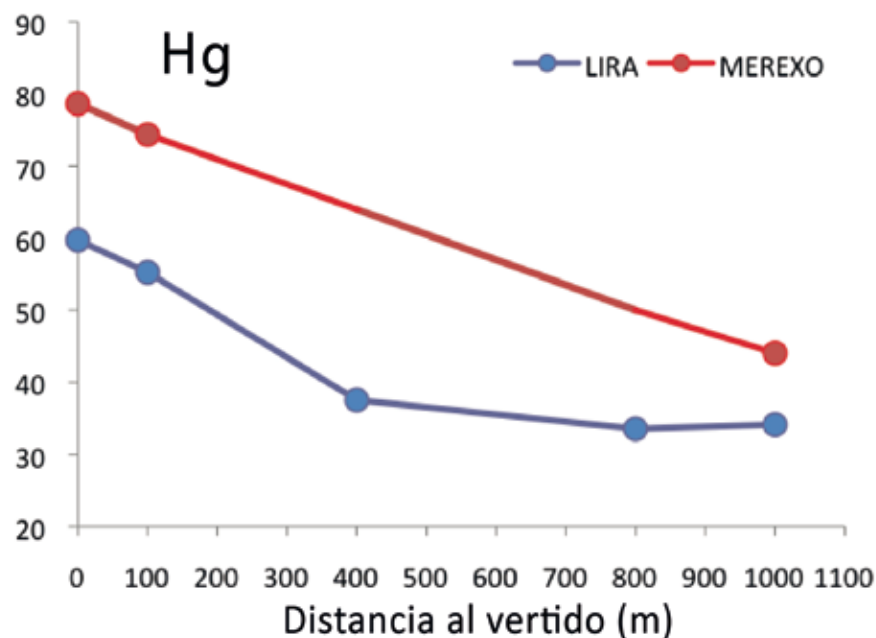


Figura 7.3. Concentración corporal de Hg (ppb) en *Anemonia sulcata* recolectada en el área de influencia de dos piscifactorías marinas instaladas en tierra del litoral gallego.

estreptomomicina. Las concentraciones de estos antibióticos se encontraron, en todos los casos, por debajo de los límites de seguridad establecidos para la alimentación humana. Respecto al sondeo de pesticidas, solamente prometrina, prometón y clorotalonil fueron detectados en pequeñas concentraciones en trasplantes de *S. latissima*.

Los escasos resultados obtenidos y su elevado coste limitan la operatividad del análisis de microcontaminantes en el agua. Sin embargo, el análisis corporal de microcontaminantes, en organismos seleccionados como monitores, además de facilitar la vigilancia ambiental suministra información sobre la extensión del área de exposición y el grado de impacto potencial de los vertidos.

Análisis de marcadores de exposición a los vertidos

Uno de los principales aspectos en vigilancia ambiental es conocer la extensión del impacto que puede ser generado por una determinada actividad. En el caso de las jaulas marinas, la determinación de parámetros sencillos como la combinación Eh-pH suministran una herramienta realista, económica y válida para evaluar las condiciones de enriquecimiento orgánico del sedimento y, además, ayudan a deslindar fácilmente el área de influencia de las granjas (Schaanning y Hansen, 2005; Carballeira y Carballeira, 2014). Actualmente, aunque solamente han sido puestas a punto localmente, se están aplicando técnicas de análisis de imágenes y acústicas que facilitan la evaluación espacial del enriquecimiento orgánico en el entorno de las granjas (Holmer et al., 2002; 2005; Wildish et al., 2003; 2004). Sin embargo, la ausencia de sedimentos finos en zonas expuestas limita la posibilidad de aplicar este tipo de caracterizaciones, por lo que se propone como método alternativo el análisis de marcadores de exposición (e.g. microcontaminantes en biomonitores). En este sentido, se ha comprobado que la determinación de isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) en organismos sésiles bentónicos es el marcador más sensible de exposición en áreas afectadas por estos vertidos (Carballeira et al., 2011b).

La señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ como marcador de exposición a los vertidos

De manera natural se encuentran dos formas de nitrógeno en el medio; la más común contiene siete protones y siete neutrones (^{14}N) y la otra forma contiene un neutrón extra (^{15}N). Estos isótopos se producen en una proporción constante en la atmósfera, que es utilizada como estándar (Nier, 1950; Robinson, 2001). Esta proporción varía en función de las vías metabólicas y de las diversas reacciones del ciclo del N que la molécula sigue. La señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ se obtiene al determinar la *relación isotópica* $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ (R_{problema}), tanto en muestras bióticas como abióticas (Savage, 2005), y compararla con la del aire ($R_{\text{estándar}}$):

$$\delta^{15}\text{N}(\text{‰}) = (R_{\text{problema}} / R_{\text{estándar}} - 1) \times 10^3$$

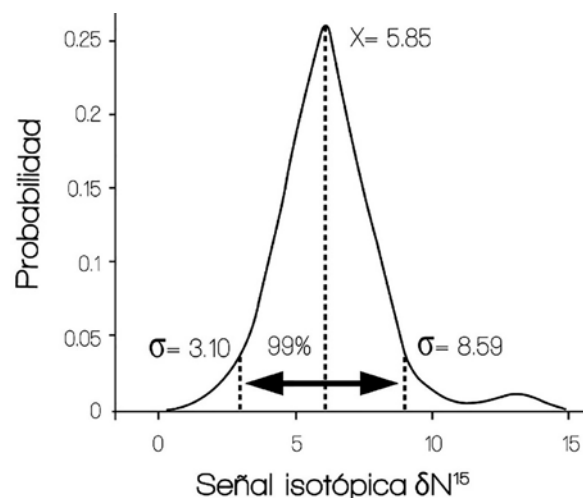


Figura 7.4. Rango de referencia regional de la relación isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en el biomonitor piloto *Fucus vesiculosus*. Tomado de Carballeira (2013).

Las técnicas isotópicas se han utilizado ampliamente en los ecosistemas acuáticos para caracterizar desde la captación de los isótopos del medio por los productores primarios, como línea base isotópica, hasta la transferencia a los niveles tróficos superiores (Finlay y Kendall, 2007; Boecklen et al., 2011; Peipoch et al., 2012). La composición isotópica del N en disolución o particulado depende de la fuente (e.g. para los residuos urbanos es de $\approx 10 \text{ ‰}$), por lo que la señal $\delta^{15}\text{N}$ es una buena herramienta para identificar fuentes de nitrógeno de origen antropogénico y en qué medida se puede transferir a la biota (Kendall et al., 2007; Lefebvre et al., 2007; Kohzu et al., 2008).

La señal isotópica del nitrógeno, determinada en muestras abióticas o bióticas, ha sido utilizada con éxito como trazador de los efluentes nitrogenados liberados por granjas de peces (Costanzo et al., 2004; Dolenc et al., 2007; Jones et al., 2001; Lin y Fong, 2008; Lojen et al., 2005; Sarà et al., 2004; Aguado et al., 2013; Carballeira et al., 2011b). Igual que otros parámetros

fisicoquímicos la aproximación abiótica más utilizada en medio marino y lacustre es inviable en las costas expuestas por la falta de sedimentos. Por otro lado, la $\delta^{15}\text{N}$ en agua o en materia en suspensión presenta una gran variabilidad espacio-temporal, lo cual exige un gran esfuerzo de muestreo (e.g. para establecer la ZIP) que la hace desaconsejable. En consecuencia, para la vigilancia ambiental de las granjas que vierten a costas expuestas es preferible determinar la $\delta^{15}\text{N}$ en organismos sésiles nativos o trasplantados (Gröcke et al., 2017), entre los cuales las macroalgas sub o intermareales ofrecen unos buenos resultados (Ditchburn y Carballeira, 2019).

Las algas absorben y asimilan el N procedente de las aguas residuales, lo cual se refleja en la señal isotópica de sus tejidos. Al no existir selectividad entre los



Ejemplar de *Fucus vesiculosus* diseccionado para un estudio retrospectivo de la bioacumulación de contaminantes.

isótopos, ^{15}N y ^{14}N , y que la señal disminuye en la zona inmediata del vertido (ya que adquieren más rápidamente el $^{15}\text{NH}_4^+$) y aumenta con el suministro de nitritos y nitratos, las variaciones de $\delta^{15}\text{N}$ en las algas recolectadas o trasplantadas en el entorno de un vertido permiten detectar y determinar la extensión del N bio-disponible procedente de las granjas (Deutsch y Voss, 2006; Lin y Fong, 2008; Savage y Elmgren, 2004). A pesar de que las especies productoras primarias presentan diferentes procesos fisiológicos y tasas metabólicas, son escasos los estudios que comparan la capacidad específica de captación isotópica en medio marino. Viana et al. (2010; 2011) comparan la $\delta^{15}\text{N}$ de tejidos procedentes de diferentes especies de macroalgas en las costas de Galicia y obtienen una correlación significativa entre todas ellas. Es decir, el hecho de que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ son más dependientes de la ubicación que del tipo de organismo apoya el uso prioritario de los productores primarios como biomonitores de fuentes de nitrógeno, sobre todo cuando se estudian gradientes de contaminación. Además, se ha comprobado que las especies del género *Fucus* spp. son excelentes biomonitores y están ampliamente extendidas en las costas gallegas (Riera et al., 2000; Savage y Elmgren, 2004). En el caso de las piscifactorías marinas instaladas en tierra del litoral de Galicia la medida de $\delta^{15}\text{N}$ reveló ser un excelente marcador de exposición en todos los biomonitores analizados (algas, moluscos, anémonas...), mostrando claramente la existencia de gradientes de exposición a los vertidos con la distancia a los emisarios (Rey-Asensio et al., 2010).

Para la interpretación correcta de los resultados es conveniente conocer la variabilidad temporal, las diferencias interespecíficas en la bioacumulación de la señal isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ y los niveles de fondo. El nivel de fondo (NF) corporal de un contaminante es un *valor por debajo del cual se considera que la contaminación es nula*. El NF de esta señal isotópica es un intervalo, de tal forma que un medio puede estar alterado tanto si se observa el aumento como la disminución de la señal respecto a los límites de referencia establecidos. La señal presentó escasas diferencias entre macroalgas nativas, por ello, se calcularon únicamente los valores de fondo regionales para *Fucus vesiculosus*, que puede ser utilizada como patrón al ser una macroalga ampliamente repartida en el litoral de Galicia (Viana et al., 2011). En la figura 7.4 se puede observar el valor medio (5,85 ‰) y el rango de referencia obtenido para la macroalga piloto en Galicia (Carballeira, 2013). Aun así,

para poder tener en cuenta estos valores es necesario comprobar que a la pluma del vertido no se asocien vertidos de otra naturaleza (un arroyo, otro emisario...) que pudieran enmascarar los resultados del emisario problema, disminuyendo o aumentando la señal. Por este motivo y otras circunstancias que puedan ocurrir se recomienda la determinación del nivel de referencia del marcador antes de que se instalen los cultivos (estado preoperativo).

Como ya se comentó anteriormente, las deficiencias de esta técnica, debidas principalmente a la superposición isotópica de fuentes potenciales, se pueden compensar mediante la medición simultánea de otros isótopos adicionales ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{34}\text{S}$) (Samper-Villarreal, 2020).

Recientemente, Howarth et al. (2020) comprueban en condiciones de laboratorio que la incorporación de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en las macroalgas, concretamente en *C. crispus*, puede estar condicionada por la temperatura y la concentración y las formas de nitrógeno presentes (NH_4^+ o NO_3^-). También consideran que es poco probable que las macroalgas alcancen el equilibrio isotópico con su entorno externo dentro de un marco de tiempo habitual para la mayoría de los estudios de campo (i.e. trasplantes), aunque esto no invalida la utilidad de las macroalgas para destacar las diferencias isotópicas relativas entre las fuentes incluso a concentraciones de nitrógeno muy bajas (<4 μM). Bailes y Gröcke (2020) sugieren un nuevo método para discernir las fuentes de contaminación de nitrógeno en medio marino mediante el trasplante de macroalgas marcadas isotópicamente, más allá de la variación natural en condiciones de laboratorio, a un entorno costero problema. Las macroalgas enriquecidas con los isótopos $\delta^{15}\text{N}$ y con $\delta^{14}\text{N}$ una vez trasplantadas podrían asimilar el nitrógeno dominante de la zona y avanzar hacia los valores isotópicos asociados con la fuente responsable. Este enfoque puede proporcionar una alternativa eficiente y de bajo coste frente a los métodos analíticos para determinar y controlar la contaminación por nitrógeno en el agua.

Es necesario señalar que en el punto más cercano al emisario (< 50m) de todas las granjas monitorizadas se observaron valores muy bajos de $\delta^{15}\text{N}$ en las macroalgas, similares o incluso inferiores al valor control. Esto es debido a que los organismos fotosintetizadores tienen preferencia por las formas

reducidas del nitrógeno, en este caso amonio, que reduce el valor de la señal frente a sus otras formas nitrogenadas y que son rápidamente oxidadas (nitritos y nitratos), aumentando así el valor de la señal. Exceptuando los valores encontrados en el punto inmediato al vertido, la señal es elevada en los alrededores del emisario y disminuye con la distancia según la carga emitida y la capacidad dispersiva del medio (Carballeira et al., 2011b).

Se observó una baja variabilidad estacional de $\delta^{15}\text{N}$ determinada en macroalgas nativas (Carballeira et al., 2013b), pero aun así, como estas variaciones están directamente relacionadas con la carga contaminante, se recomienda homologar su determinación realizándola siempre en la misma época. La mayor actividad de las granjas ocurre de finales de verano a principio de otoño, momento de máximo impacto potencial y en el cual deberían realizarse los estudios. Igualmente se procedería si las determinaciones se realizaran en especímenes trasplantados o en bioensayos (e.g. bioensayo de discos de *Ulva* sp., comunidades colonizadoras de sustratos artificiales...), en cuyo caso además sería necesario estandarizar el tiempo de exposición de los biomonitores.

Desafortunadamente la señal de los tejidos de las macroalgas disminuye con el tiempo, probablemente debido a la eliminación del N externamente adherido (partículas) o a la translocación de las formas isotópicas del nitrógeno, lo que imposibilita la realización de prácticos estudios retrospectivos, que permitirían reducir los costes de la vigilancia pues una sola muestra indicaría los valores de exposición correspondiente a los 3-5 años precedentes (Carballeira et al., 2014). Recientemente nuestro grupo de investigación ha comprobado que en nuestras costas el grado de bifurcación de las frondes de esta especie es muy pronunciado y dependiente de la época del año y de las condiciones ambientales, un impedimento mayor para la realización de estudios retrospectivos con esta especie de macroalga.

Utilidad de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ para deslindar la Zona de Influencia Potencial (ZIP) y la Zona de Mezcla (ZM)

La mejor forma de determinar la distancia ZIP es realizar un muestreo de organismos nativos o disponer trasplantes de manera gradual respecto al emisario. La distancia máxima en la que potencialmente se podría observar algún

efecto tóxico o trófico se delimita cuando desaparecen las diferencias significativas del marcador de exposición utilizado respecto al control. Como control se podrán utilizar las muestras del gradiente más lejanas al foco, puesto que la respuesta gradual es auto-explicativa, o las muestras recolectadas en la zona de donde se capta y bombea el agua al interior de las instalaciones, o tomar el nivel de referencia preoperativo (anterior al comienzo de los cultivos) (figura 7.5 A). Igual que para la ZIP, para delimitar la ZM de una granja de manera integrada en el tiempo, podemos utilizar como marcador la señal $\delta^{15}\text{N}$ determinada en medio u organismos nativos o trasplantados. Tenemos dos opciones: definir la ZM por una determinada isopleta α (e.g. 1 %) del marcador en la pluma del emisario o considerar que la mezcla es completa cuando la variabilidad del marcador en una sección transversal de la pluma es inferior a un valor dado β (e.g. $\leq 5\%$). Respecto a la primera opción, si se utiliza la señal $\delta^{15}\text{N}_{\text{biota}}$ como marcador, hemos de señalar que es un proceso bioacumulativo y que no responde igual que un proceso de dilución (figura 7.5 A), por lo que necesitaríamos disponer de un factor de corrección basado, por ejemplo, en la dilución real de $\delta^{15}\text{N}$ en el agua frente a la del emisario o en la dilución de otro marcador fisicoquímico, del que actualmente no disponemos información alguna. La segunda opción es menos compleja, pero en la mayor parte de los casos solo sería posible llevarla a cabo exponiendo trasplantes en varias secciones transversales a lo largo de la pluma. Se necesitarían al menos 3-5 trasplantes para cada sección transversal (figura 7.5 B).

Delimitación de la Zona de Efectos Permitidos (ZEP)

El análisis corporal de contaminantes es una medida directa del grado de exposición de los organismos nativos o trasplantados a los vertidos y, por tanto, más apropiada para la estima de los riesgos potenciales que la aplicación de modelos de dispersión basados en el vertido o en la masa de agua receptora. Además, los marcadores corporales pueden ser correlacionados fácilmente con el estado biológico de los organismos, con el grado de integridad ecológica de las comunidades o con los resultados de pruebas de toxicidad *in vitro* de los vertidos. Por ejemplo, Carballeira et al. (2011b) y Carballeira (2013) encuentran correlaciones significativas entre la señal $\delta^{15}\text{N}$ determinada en organismos, afectados por los vertidos de piscifactorías ma-

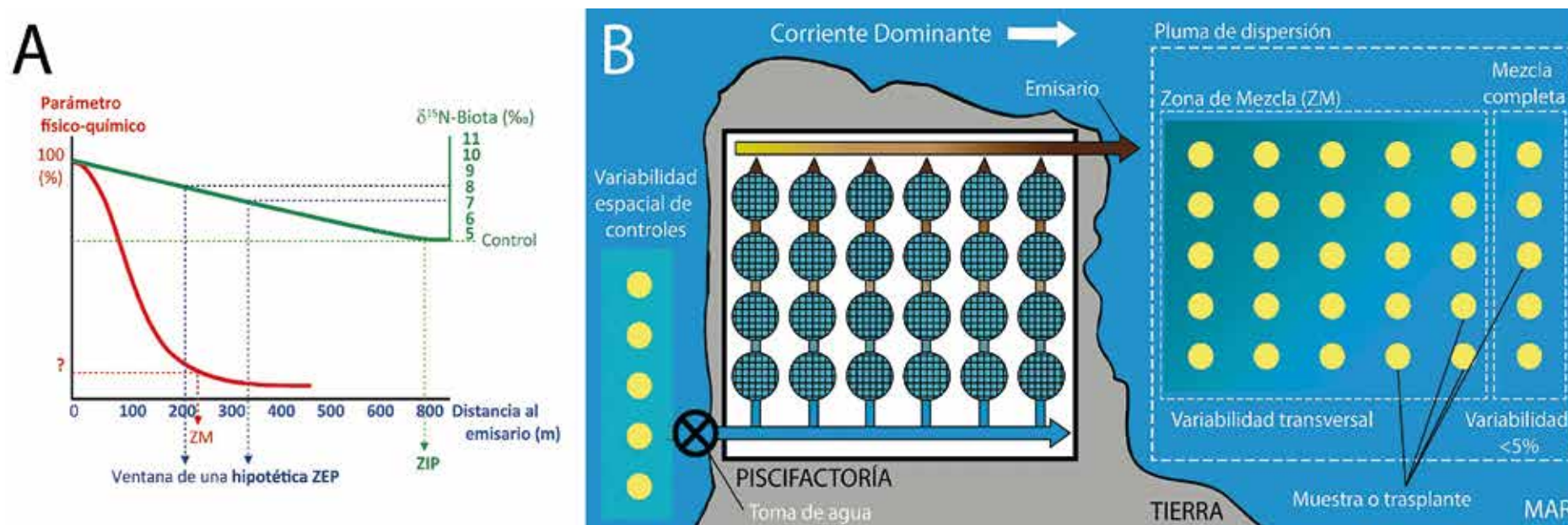


Figura 7.5. Representación de un caso hipotético de determinación de las zonas de mezcla (ZM), de influencia potencial máxima (ZIP) y de efectos permitidos (ZEP).

A) Determinación de la ZM en función de la isopleta de un marcador fisicoquímico (en rojo). Determinación de la ZEP en función de los límites de exposición de $\delta^{15}\text{N}$ biota que se corresponden con los límites de efectos permitidos (en verde).

B) Determinación de la ZM en función de la variabilidad trasversal de un marcador en cada sección de la pluma del vertido

rinas instaladas en tierra, y las alteraciones histopatológicas observadas en moluscos, la estimulación del crecimiento de macroalgas y las alteraciones de las comunidades colonizadoras de sustratos artificiales. De esta forma se puede delimitar la ZEP en función de *límites de exposición* que se correspondan con *límites de efectos permitidos* (figura 7.5 A).

Este esquema de evaluación del riesgo es más apropiado, pero también más costoso, que el basado en la comparación de resultados de pruebas de toxicidad con los de modelos de dispersión de la pluma. Esta segunda opción consiste básicamente en comprobar la dilución del efluente en el medio receptor a

través de la delimitación de la pluma y mapear la pluma; a continuación, sobre el mapeado se estudia la coincidencia de cada bioensayo de toxicidad realizado con la concentración equivalente en el efluente para estimar la magnitud de la zona de efectos permitidos. Pero esta aproximación depende de la capacidad de delineación de la pluma completa del efluente, que ya hemos visto que es precaria debido a que el penacho del efluente no es estático y está sujeto a cambios por una amplia variedad de influencias (Scroggins et al., 2005).

Samper-Villarreal (2020) realiza una revisión exhaustiva de los estudios publicados sobre el uso de la señal $\delta^{15}\text{N}$, determinada fundamentalmente

en macroalgas y sedimentos, para identificar la carga y fuentes de nutrientes en los sistemas costeros. Considera que es una técnica más precisa y rentable que las basadas en los análisis de del agua y que las deficiencias de esta técnica debidas principalmente a la superposición isotópica de fuentes potenciales se pueden compensar mediante la medición simultánea de otras variables clave (e.g. medida de isótopos adicionales como $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{34}\text{S}$).

Según el escenario, la ZEP podría ser menor o mayor que la ZM. Si la ZEP < ZM quiere decir que la dilución del efluente, incluso antes de que se produzca la mezcla completa (ZM), ya es suficiente para que no altere el estado ecológico del medio receptor. Por el contrario, si la ZEP > ZM la dilución ya es completa pero el vertido afecta igualmente al estado ecológico del medio receptor más allá de la ZM. En consecuencia, la ZEP es independiente de la ZM.

En resumen, la señal isotópica del nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) determinada en organismos es un *excelente marcador de exposición* porque:

- Refleja la interacción entre la *carga contaminante* y la *capacidad dispersiva* del medio (descriptor de exposición). Esta interacción, única en cada escenario, es difícil de estimar por su gran variabilidad espaciotemporal dependiente de numerosos factores ambientales.
- Apenas existen diferencias interespecíficas en la señal isotópica de los productores primarios debido a que ésta depende de la proporción isotópica absorbida y no de la eficiencia asimiladora específica.
- Es una medida poco variable en el tiempo y representa la *exposición media integrada* a los contaminantes y nutrientes biodisponibles.
- La medida en organismos de diferente nivel trófico informa del *grado de transferencia trófica* de los nutrientes y, por extensión, de los contaminantes.

- Si bien los resultados de un descriptor de exposición no implican ningún efecto adverso resultante de esta exposición, sí proporcionan un medio para identificar con precisión (alta resolución espacial) el impacto potencial y los sitios de control para la evaluación de los efectos relacionados con los vertidos.
- El establecimiento de estrechas correlaciones entre la señal $\delta^{15}\text{N}$ en organismos y los efectos tóxicos o tróficos observados serán de gran ayuda para la vigilancia ambiental rutinaria
- Es un marcador robusto, fácil de determinar y poco oneroso, aplicable a todo tipo de matrices

Toxicidad de los vertidos

La segunda línea de evidencia del método integrado consiste en caracterizar la ecotoxicidad de los vertidos. No existen modelos capaces de predecir los efectos tóxicos o tróficos a partir de la determinación analítica de los contaminantes en mezclas complejas de composición parcialmente desconocida, como son los efluentes de las piscifactorías. Incluso el análisis corporal de los contaminantes (bioacumulación) no es más que una medida de exposición, de la que solo se puede extraer una evaluación del riesgo *potencial*. Por ello, la realización de bioensayos de ecotoxicidad con los vertidos es conocido, en general, como el mejor método para evaluar los efectos tóxicos y tróficos (Pandard et al., 2006). Los bioensayos permiten determinar el efecto de agentes externos físicos y químicos a cualquier nivel de organización biológica, en condiciones naturales (*in situ*) o controladas en laboratorio (*in vitro*). Los bioensayos *in situ*, por sus condiciones intrínsecas, los ligamos a la línea de evidencia sobre la integridad ecológica del ecosistema receptor.

En este apartado se tratan los bioensayos con los vertidos realizados *in vitro* para conocer la toxicidad combinada de los contaminantes biodisponibles del vertido. La toxicidad observada será el resultado de la interacción entre las sustancias nocivas y el sistema biológico, incluyendo la degradación a la que se encuentran sometidas las sustancias y que, a su vez, nos informa de

su persistencia. La toxicidad y persistencia son los componentes principales del riesgo ambiental.

El riesgo ambiental se determinará mediante una batería de bioensayos con especies: fáciles de manipular, sensibles a los tóxicos, que representen funciones ecológicas relevantes y que pertenezcan a los distintos niveles tróficos con el fin de abarcar todos los posibles efectos en una comunidad.

Los efectos ecológicos de los efluentes de las piscifactorías son de dos tipos: **Tróficos y Tóxicos**. Aquellos organismos (i.e., los productores primarios) cuyo desarrollo dependa, directa o indirectamente, de la presencia de nutrientes en el medio pueden verse afectados por ambos efectos. Esto puede suponer un inconveniente, que denominamos **factor de confusión**, hacia la interpretación de los resultados obtenidos en los bioensayos con este tipo de organismos (Postma et al., 2002; Mendonça et al., 2009; Vasquez y Fatta-Kassinos, 2013). Sin embargo, este factor de confusión puede ser parcialmente soslayado puesto que dentro del esquema de la vigilancia triaxial se pueden reconocer claras interacciones entre descriptores pertenecientes a distintas líneas de evidencia (e.g. bioacumulación de contaminantes - biomarcadores de efecto; relación isotópica $\delta^{15}\text{N}$ - eutrofización), lo que mejora y refuerza la comprensión de las relaciones de exposición-efecto de los bioensayos y que, por supuesto, facilitan la vigilancia ambiental.

Bioensayos de toxicidad

Desde los años 1970s se han desarrollado numerosos bioensayos para estudiar los efectos de los contaminantes en el medio acuático (Selck et al., 2002). Actualmente son numerosísimas las técnicas de bioensayo, desarrolladas y estandarizadas en mayor o menor grado, para aplicar en programas de vigilancia ambiental (Hylland, 2001; ICES, 2002). Anderson et al. (2004) realizan una revisión crítica de las pruebas de toxicidad estándar (EPA-USA; ASTM), por ser las pruebas reglamentarias más utilizadas en evaluaciones de riesgo ecológico, pero también son aplicables para evaluaciones con vertidos peligrosos, evaluaciones de daños a recursos naturales u otras situaciones que requieren evaluaciones de toxicidad.

La principal ventaja de la realización de bioensayos con mezclas complejas de contaminantes es la integración de todos los efectos (aditivos, sinérgicos o antagónicos) ejercidos por las fracciones biodisponibles de cada contaminante presente y no sólo de los que se puedan detectar mediante análisis químico (Cairns et al., 1975; Carballeira et al., 2012b).

Selección de bioensayos

Los resultados obtenidos con los bioensayos de campo o *in situ* representan la ecotoxicidad de manera más realista que los realizados *in vitro* al estar los organismos expuestos a los contaminantes bajo condiciones ambientales naturales, es decir, son una medida del estado de la integridad ecológica de los ecosistemas receptores. Además, los resultados de estos bioensayos se pueden correlacionar con los datos de bioacumulación o de biomarcadores determinados en los mismos organismos ensayados, sean nativos o trasplantados (Del Valls, 2007; Martín-Díaz et al., 2005). Aun así, los bioensayos *in situ* no son fáciles de interpretar porque algunos parámetros del medio pueden alterar a los organismos test enmascarando el efecto de los tóxicos contenidos en los vertidos (e.g. obstrucción de mallas de confinamiento; reducción de intensidad lumínica, etc.). Al contrario, los bioensayos de laboratorio o *in vitro* surgen por la necesidad de estandarizar las evaluaciones ecotoxicológicas de sustancias químicas puras o complejas y toda clase de muestras ambientales, bajo condiciones controladas, lo que permite establecer curvas de concentración-efecto de referencia (*curvas dosis-respuesta*).

Los ensayos se pueden clasificar por el *tipo de respuesta* (toxicidad aguda o crónica; letal o subletal; genotoxicidad; etológica...) o por la *jerarquía biológica* ensayada. Así, el bioensayo de inhibición de la bioluminiscencia emitida por la bacteria marina *Vibrio fischeri* es uno de los más comunes, por sensibilidad y aplicabilidad y es representativo de la toxicidad bacteriana de la muestra ensayada. Como representantes de los productores primarios se pueden utilizar tanto micro como macroalgas. El rápido crecimiento y respuesta de las microalgas facilita la realización de los ensayos de toxicidad crónica. Estos bioensayos disponen de múltiples parámetros de medida de los efectos (crecimiento, actividad pigmentaria...) pero, como todos los

autótrofos, están sometidos a la acción combinada de contaminantes y nutrientes (*factor de confusión*). Si los nutrientes conducen a una estimulación del crecimiento por encima del efecto inhibitor de los tóxicos, entonces el problema principal sería la eutrofización potencial creada por las descargas (Kaczala et al., 2011). Entre los consumidores es habitual utilizar invertebrados (e.g. moluscos, crustáceos, anélidos) por simplicidad experimental, reproducibilidad, facilidad de manejo, corta exposición y numerosos criterios finales (*endpoint*) como mortalidad, supervivencia, reproducción, comportamiento, etc. Los bioensayos con peces son los más comunes realizados con vertebrados y se suelen utilizar embriones o juveniles de especies cultivadas, por cuestiones de sensibilidad y manejo. Para las aguas residuales, uno de los bioensayos *in vitro* homologados, considera la supervivencia y ciertas alteraciones morfológicas aparecidas durante el desarrollo embrionario de los huevos de peces (*Fish egg test* DIN EN ISO 15088), aunque en algunos casos las larvas son más sensibles a los contaminantes que los embriones, debido a la pérdida de la función de barrera natural que ejerce la membrana de la cáscara del huevo (Zhao et al., 2016). De todos los criterios cada vez interesan más los relacionados con la reproducción. Por ejemplo, el programa *Endocrine Disruptor Screening Program* (EDSP) (USEPA, 1998; 2014) utiliza varios tipos de ensayos para identificar el potencial disruptor de los productos químicos en humanos y organismos silvestres, siendo el ensayo de reproducción de corta duración de peces (*The fish short-term reproduction assay*, FSTRA) un componente clave de la batería de bioensayos. Empero, las autoridades europeas recomiendan reducir el empleo de vertebrados en pruebas de toxicidad (Directiva 86 / 609 / CEE). Por último, los bioensayos *in vitro* multiespecíficos (*microcosmos*) o con muestras de comunidades nativas son poco operativos por su difícil configuración, compleja interpretación y coste en términos de tiempo, espacio y equipamiento.

Bioensayos estándar o versiones reducidas (microbiotest)

Actualmente es posible aplicar numerosos ensayos agudos de manera rutinaria y a bajo coste, sin necesidad de disponer de equipamiento sofisticado, simplemente mediante el uso de criptobióticos (embriones, quistes o huevos latentes) de determinadas especies de la biota acuática o la miniaturiza-

ción de los bioensayos originales (microbiotest). Tales criptobióticos pueden almacenarse durante largos períodos de tiempo sin perder su viabilidad e incubarlos a voluntad rápidamente. Las versiones reducidas de los bioensayos estándar presentan varias ventajas, tales como: facilidad de uso, alto grado de estandarización y bajo coste (relación coste-eficacia optimizada). Además, no es necesario tomar muestras de organismos en medio natural antes del bioensayo o mantener cultivos en continuo en densidades suficientes y en estado saludable, evitando las limitaciones y costes de los métodos tradicionales y facilitando la vigilancia rutinaria (Sefrioui et al., 2002). Asimismo, la obtención sencilla y rápida de los resultados facilita la evaluación rutinaria de la toxicidad de los vertidos o el control de los medios acuáticos. Por ejemplo, Johnson et al. (2004) aplican una batería de test estándar y sus versiones miniaturizadas en la vigilancia del medio acuático, requeridos por la Directiva Marco Europea del Agua (DMA) que consta de cuatro ensayos: inhibición del crecimiento algal (*Selenastrum costatum*), el desarrollo embrionario y larvario de ostra (*Crassostrea gigas*) y la letalidad de copépodos y de rodaballos juveniles (*Scophthalmus maximus*), pero utilizan diseños diferentes según el objetivo planteado y compensan los costes ahorrados al realizar las pruebas miniaturizadas aumentando el número de muestras.

Como veremos más adelante el índice PEEP (*Potential Ecotoxic Effects Probe*) (Blaise y Féraud, 2004) de integración de datos de toxicidad originalmente también utiliza versiones reducidas de las pruebas: *Microtox*, *Selenastrum capricornutum*, *Ceriodaphnia* spp. (Letalidad y reproducción) y *Escherichia coli* (genotoxicidad SOS-Chromotest).

Batería mínima de bioensayos

No existe ningún bioensayo que considere todos los mecanismos de acción de los tóxicos o que incluya todos los sitios diana del tóxico. Por este motivo, es necesario considerar siempre una batería de bioensayos con organismos que representen distintos niveles tróficos: descomponedores, productores primarios y consumidores (Johnson et al., 2004; Helsinki Commission, 2011). Los diferentes impactos en las distintas especies test de una batería de ensayos confirman tanto la especificidad de las respuestas biológicas

como la naturaleza tóxica de los compuestos químicos (Latif y Licek, 2004). Entre los criterios para seleccionar las distintas especies que formarían la batería mínima de bioensayos Peters et al. (2002) destacan:

- Las especies deben ser nativas y representar diferentes taxones y niveles tróficos, para cubrir las diferentes vías de entrada de los tóxicos
- Las especies deben ser sensibles a un amplio espectro de contaminantes
- Las pruebas deben estar estandarizadas, ser prácticas, accesibles y los costes adecuados a los resultados

Además, los organismos test también deberían ser abundantes y estar disponibles todo el año (o de sencillo cultivo y mantenimiento), con cierta estabilidad genética (o el empleo de clones) y uniformidad en las poblaciones, cuyas respuestas tengan significado ambiental en relación con el área de estudio, amplia distribución e importancia comercial.

A veces, después de aplicar una batería mínima de bioensayos, es necesario realizar pruebas complementarias con especies más sensibles. Esto se debe a que las sensibilidades varían entre y dentro de los grupos tróficos básicos, dependiendo la selección de nuevas pruebas de los productos químicos identificados en la etapa de formulación del problema de la evaluación de riesgos. No obstante, en algunos casos no hay datos suficientes para determinar *a priori* la sensibilidad relativa de las pruebas de toxicidad, como es el caso que nos ocupa de los vertidos acuícolas. En este sentido, cuanto mayor sea el número de ensayos a aplicar los resultados serán más valiosos, pero también será más costosa la vigilancia.

Por lo general, los bioensayos de toxicidad más utilizados en medios acuáticos se realizan con microorganismos y fases tempranas del ciclo vital de invertebrados. Los organismos de pequeño tamaño o fases tempranas son hasta tres órdenes de magnitud más sensibles que los de gran tamaño o fases adultas porque, entre otras características, su elevada relación su-

perficie/volumen les permite absorber rápidamente los contaminantes, sufriendo de forma más intensa sus efectos y suministrando la respuesta más rápidamente (Persoone et al., 2000).

Aunque se considera que existe un cierto paralelismo entre las respuestas de los bioensayos de toxicidad a corto y largo plazo no siempre esto se cumple. Los bioensayos *in vitro* de una sola exposición (aguda) a menudo producen una toxicidad menor que exposiciones continuas a las descargas (crónicas) (Burton et al., 2000), en consecuencia, los bioensayos agudos conducen a una subestimación de la toxicidad de los efluentes. Mediante la realización de pruebas de toxicidad, Siedlewicz et al. (2020) miden la influencia de una amplia gama de concentraciones de oxitetraciclina sobre diferentes tipos de microorganismos (cianobacteria, diatomea, microalga) seleccionados por su relevancia ecológica y sensibilidad. Comprueban que las concentraciones presentes en el medio ambiente pueden afectar a los microorganismos probados y recomiendan la aplicación de pruebas de larga duración (7 a 10 días) frente a la estándar (72 h) para poder evaluar con precisión y fiabilidad el impacto crónico de los compuestos bioactivos, incluidos los medicamentos y sus metabolitos, en los organismos acuáticos.

En todo caso, una batería de pruebas de toxicidad agudos es parte obligada de un PVA integral, pero a sabiendas de que puede ser complejo, lento y caro, se recomienda un enfoque escalonado en la definición de una estrategia de evaluación realista (ECETOC, 2004; OSPAR, 2007).

Muestreo y procesado de las muestras de los efluentes

Las muestras de vertido empleadas para la evaluación del potencial ecotóxico han de ser acompañadas de una caracterización fisicoquímica. Para que ambas caracterizaciones sean representativas es preciso reducir la variabilidad del efluente por lo que será necesario recolectar una muestra compuesta a lo largo del período considerado.

Muchos autores recomiendan que el periodo de muestreo de vertidos sea de al menos 24 h (Mendonça et al., 2011; 2013; Vasquez y Fatta-Kassinos, 2013)

aunque otros consideran que un periodo de 6 horas debería ser suficiente para detectar vertidos episódicos, independientemente de que el muestreo sea continuo o no (Libralato et al., 2010; Tello et al., 2010). Según Carballeira et al. (2009; 2010a; 2012f) para la vigilancia ambiental de las granjas piscícolas se debería recoger una muestra compuesta como mínimo de 8h durante el período de actividad, con un muestreador automático funcionando en continuo o al menos con una periodicidad horaria, para no sub o sobreestimar la posible toxicidad. Si se necesitara una muestra que resuma a la vez la variabilidad horaria y semanal, se debería tomar como mínimo tres días a la semana (Lu, Mi, Vi) y tres momentos al día (e.g. 8, 16, 24h), en caso de no disponer de un muestreador automático. Una muestra compuesta semanal sería más representativa de la carga tóxica media de la granja, apropiada para la estima de la toxicidad retardada o persistente pero comprometida para determinar adecuadamente la toxicidad inmediata o no persistente.

En el diseño del PVA se puede optar por la necesidad de conocer la toxicidad inmediata y la toxicidad retardada, o solamente la retardada. Evidentemente la primera opción daría más información ecotóxica, pero también sería más onerosa, al tener que duplicar los bioensayos. Por el contrario, si consideramos que el impacto más relevante es de tipo crónico entonces solamente se testaría la toxicidad retardada con la muestra compuesta semanal más representativa del vertido. Si los resultados de los bioensayos con una muestra de 8h fueran muy tóxicos habría que repetirlos en el tiempo y si los siguientes controles redundasen los mismos resultados entonces sería preciso realizar estudios complementarios más profundos y en condiciones de campo.

Antes de la realización de los bioensayos las muestras de los vertidos deben ser mantenidas en frío y oscuridad, tanto durante el muestreo como durante su almacenamiento en laboratorio. En general, la muestra compuesta se divide en submuestras que se mantienen refrigeradas ($\approx 4^{\circ}\text{C}$) menos de 24h para los análisis fisicoquímicos y ecotoxicológicos, pudiendo congelar la muestra (-20 a -40°C) para realizar los análisis, siempre no más de un mes almacenada (Fresenius et al., 1990; Latif y Licek, 2004; Mendonça et al., 2011; 2013; Gosset et al., 2016). Además de los parámetros fisicoquímicos a medir *in situ* (e.g. temperatura, pH, O_2 en disolución, turbidez...) los demás

parámetros convencionales de interés (e.g. DBO, DQO, SS, P_{total} , nitratos, nitritos y amonio) es conveniente determinarlos cuanto antes para evitar cambios en la muestra por procesos físicos, químicos y biológicos. Como se comentó anteriormente se pueden complementar los análisis rutinarios con la difícil y costosa determinación de microcontaminantes en los efluentes.

Para la realización de los bioensayos no se ha de modificar la muestra para su estabilización química (cambios de pH, conservantes...). La filtración se debe hacer después de la degradación porque los sólidos en suspensión pueden provocar interferencias en los bioensayos miniaturizados. Si una perturbación antrópica afecta a las características fisicoquímicas del medio receptor los organismos nativos se verán afectados por estos cambios, independientemente de que modifiquen o no la toxicidad de los contaminantes incorporados. Esto no excluye la realización de bioensayos con muestras de vertidos a diferentes grados de dilución ya que representan el proceso natural de dilución y ayuda a evaluar el riesgo ambiental potencial. Inicialmente, para los residuos vertidos en el medio acuático, los ensayos se aplican a muestras sin diluir. En un segundo paso, que incluiría todas las pruebas que muestran un efecto superior al 50% respecto de la muestra control, se ensayarían una serie de diluciones con el fin de calcular L(E)C_x y las unidades tóxicas derivadas (TU), lo cual se tratará más adelante (Persoone et al., 2003).

Sólo en algunos casos podría ser necesario añadir medio nutritivo o alimento (presas) para garantizar el buen desarrollo de los organismos test, plantas o consumidores respectivamente, durante el bioensayo y siempre bajo las mismas condiciones que la muestra control. En la figura 7.6 se recoge de manera esquemática el protocolo de procesado de las muestras antes de la realización de los bioensayos de toxicidad.

Degradabilidad y persistencia de los efluentes acuícolas

En 1965, Martin Alexander formalizó la idea sobre la capacidad de biodegradación que poseen los microorganismos mediante el *Principio de la infalibilidad microbiana* indicando que, si se dan las condiciones adecuadas en el medio, ningún compuesto orgánico natural es totalmente resistente a

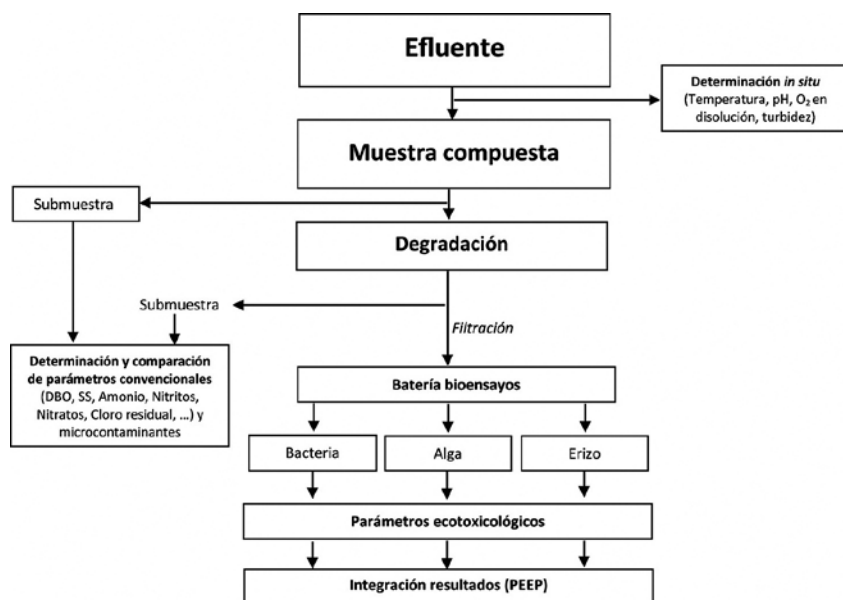


Figura 7.6. Esquema sobre el procesado de las muestras de vertidos de las piscifactorías marinas previo a la realización de los bioensayos de ecotoxicidad.

la biodegradación. Los considerables avances de la química de síntesis orgánica, durante el último siglo, han conducido a la producción a gran escala de una enorme variedad de compuestos orgánicos. Éstos, tarde o temprano, acaban en el medio ambiente. Allí, el destino de un compuesto de nueva síntesis (*xenobiótico*) puede ser muy variable. La mayoría de los xenobióticos son suficientemente parecidos a algún compuesto natural (*homobiótico*), de modo que pueden ser degradados por el metabolismo microbiano. Sin embargo, otros compuestos, presentan estructuras moleculares y secuencias de enlaces químicos no reconocibles por las enzimas degradadoras existentes, resisten la biodegradación o son metabolizados incompletamente, con el resultado de que algunos se acumulan en el ambiente. Estos compuestos revelan la falibilidad de los supuestamente infalibles *incineradores biológicos*.

Existen numerosas causas para que un compuesto sea resistente a la biodegradación: causas estructurales (sustituciones con cloro y otros halógenos, enlaces poco usuales, anillos aromáticos muy condensados, tamaño molecular excesivo) o causas funcionales (incapacidad para inducir la síntesis de enzimas degradadoras, imposibilidad para entrar en la célula microbiana, escasa disponibilidad por problemas de solubilidad o de adsorción, toxicidad excesiva del compuesto inicial o de sus productos metabólicos). En ocasiones, las transformaciones microbianas producen residuos que son más persistentes o tóxicos que los compuestos de partida. Sin embargo, los compuestos fácilmente biodegradables liberados al medio se reciclan en sustancias inocuas, que se reintegrarán a su correspondiente ciclo biogeoquímico natural. Cuando se libera un compuesto no biodegradable o persistente, mientras la difusión tiende a diluirlos, otros procesos tienden a acumularlos en el medio (sedimentos) o en la biota (bioacumulación), donde puede alcanzar niveles tóxicos para los organismos. Por ello, en estos casos *la dilución no es la solución* ecotoxicológica de los vertidos, y además no estaría permitido legalmente.

Los vertidos procedentes de las piscifactorías son conocidos por su baja toxicidad. Esto es debido a que los vertidos representan el medio de cultivo de los peces y éste ha de ser apto para la vida. De esta forma, la principal incorporación de la granja al agua de cultivo serán los desechos procedentes del metabolismo de los peces y restos de alimento. Sin embargo, las piscifactorías requieren de unas condiciones de higiene y prevención de enfermedades que suponen la incorporación al vertido de desinfectantes, antibióticos, antiincrustantes... El empleo de estas sustancias es superior en las granjas instaladas en tierra frente a los usuales cultivos en jaulas marinas para controlar las condiciones del agua y poder trabajar a altas densidades de cultivo. Además, dentro de estas instalaciones se pueden emplear otros tipos de sustancias que podrían perturbar a los organismos receptores (e.g. hormonas), aunque las cantidades empleadas suelen ser muy pequeñas y los efectos prácticamente inapreciables. En consecuencia, a pesar de la baja toxicidad aguda intrínseca de los vertidos, debido a los grandes caudales emitidos junto a procesos de biotransformación, una exposición de tipo crónico a los mismos podría llegar a afectar a los ecosistemas marinos receptores.

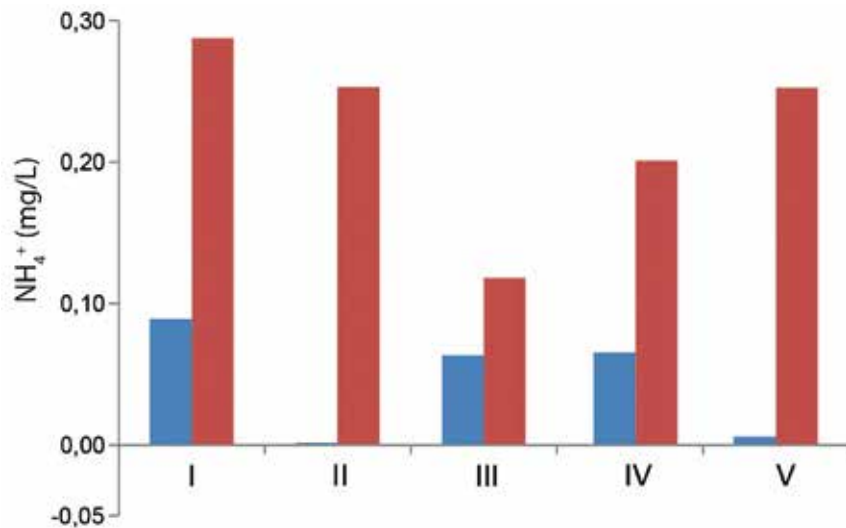


Figura 7.7. Concentración de amonio en el agua de entrada (azul) y en el vertido (rojo) de 5 granjas intensivas de rodaballo instaladas en el litoral gallego (Carballeira et al., 2018)

Según sean las características y la composición del vertido podríamos encontrar un efecto tóxico agudo o a corto plazo (*toxicidad inmediata o no persistente*) y otro efecto tóxico crónico o a largo plazo (*toxicidad retardada o persistente*). Por ejemplo, las diferentes formas de N en los vertidos, pueden ser directamente tóxicas para los organismos acuáticos y contribuir al proceso de eutrofización. De las formas ionizada (amonio, NH_4^+) y no ionizadas (amoníaco, NH_3) el amoníaco es la causa más frecuente de la toxicidad de los efluentes (Camargo y Alonso, 2006). El amoníaco (NH_3) procedente de las granjas es producido por el metabolismo de los peces y es posteriormente excretado al medio acuático donde parte se convierte en amonio (NH_4^+) (figura 7.7). Los mamíferos disponen de sistemas de almacenamiento y excreción del amoníaco, pero estos mecanismos no están presentes en peces y anfibios, ya que éstos eliminan el amoníaco mediante excreción directa al medio. Es por este motivo que el amoníaco es altamente tóxico en el medio acuático (Hargreaves y Tucker, 2004). El amoníaco es bastante inestable, evaporándose fácilmente

o transformándose rápidamente a sus formas oxidadas (nitratos y nitritos), de forma que es necesario fijar las submuestras de agua acidificándolas con HCl y refrigerándolas para su determinación analítica. Sin embargo, las submuestras destinadas a la realización de los bioensayos no pueden ser fijadas por lo que tienen que ser bioensayadas rápidamente o mantenerlas congeladas desde su recolección hasta la realización de las pruebas. La reducción de la cantidad de amoníaco no ionizado y de nitritos liberados se considera un aspecto prioritario para la protección de la vida acuática, lo cual va a disminuir significativamente su toxicidad inmediata. La reducción de las emisiones de amoníaco a través de su oxidación a nitratos reduce la toxicidad pero no estimula el crecimiento de los productores primarios y, en consecuencia, surge el riesgo trófico. Por ello, además de los niveles de amoníaco en los efluentes también conviene determinar nitratos y nitritos por ser los principales implicados en los procesos de eutrofización, un ejemplo de degradación retrasada.

Es necesario señalar, que el nivel de amoníaco en los efluentes puede variar significativamente a lo largo del año. La temperatura del agua más elevada al final de verano y principios de otoño provoca una aceleración del metabolismo animal y una mayor producción de excretas. Por este motivo se proponen los meses de septiembre-octubre para la realización de los estudios de toxicidad de los vertidos de las piscifactorías al ser **el período crítico** por la mayor carga contaminante. Sin embargo, los efectos sobre el ecosistema receptor pueden alargarse a finales de otoño e invierno debido a que continua el aporte de amoníaco, pero disminuye la actividad fotosintética de las algas con la disminución de la temperatura, lo que reduce la capacidad natural de eliminación del amoníaco del medio (Hargreaves y Tucker, 2003; Sergeant et al., 2014).

Un ejemplo de toxicidad crónica o retrasada puede ocurrir con los compuestos clorados. Los procesos de desinfección del agua pueden generar algunas formas de *cloro residual* (cloro que permanece después de un tratamiento) con capacidad tóxica para la vida acuática. La química de las especies de cloro producto de la cloración es compleja y sus concentraciones o la velocidad de disminución dependen de propiedades físicas, químicas y biológicas del medio receptor. Cuando el cloro se disuelve en ausencia de sustancias nitrogenadas u otros productos que puedan interferir, es rá-

pidamente hidrolizado a ácido hipocloroso (HOCl) y ácido clorhídrico (HCl). Las proporciones relativas de Cl_2 , HOCl y OCl^- (*cloro libre disponible*) en equilibrio se encuentran controladas por el pH, la temperatura y la fuerza iónica. Durante la degradación microbiana de la materia orgánica en el agua, el cloro reacciona fácilmente con las sustancias nitrogenadas y puede dar lugar a la formación de mono-, di- y triaminas, N-cloraminas y N-cloramidas y otros compuestos N-clorados (*cloro combinado disponible*). Tanto las formas de cloro libre como las de cloro combinado participan en diversas reacciones con compuestos orgánicos para generar productos clorados. La reducción de productos de la cloración en el efluente liberado debería disminuir fuertemente su potencial tóxico al impedir la formación de compuestos que pueden llegar a ser más tóxicos que las sustancias de origen (Costan et al., 1993).

Una molécula altamente peligrosa y que no ha sido considerada en los manuales de prevención de riesgos en este tipo de acuicultura (e.g. Prevención de riesgos en piscifactorías del Instituto Galego de Seguridad e Saúde Laboral) es la hidrazina. La hidrazina se produce mediante reacción de cloraminas procedentes del hipoclorito de sodio (ingrediente activo en muchos desinfectantes y blanqueadores) y amoníaco de la siguiente manera: $\text{NH}_2\text{Cl} + \text{NH}_3 \rightarrow \text{H}_2\text{N-NH}_2 + \text{HCl}$. No existe ningún estudio que indique la presencia de este gas en las granjas, pero sería recomendable tenerlo en cuenta en el futuro para evitar poner en riesgo la salud de los trabajadores.

Gartiser et al. (2009; 2010) consideran que para evaluar la ecotoxicidad potencial de efluentes es necesario determinar su toxicidad, capacidad de bioacumulación potencial y persistencia. La toxicidad persistente o no persistente puede ponerse en evidencia mediante la comparación de los resultados de bioensayos ecotoxicológicos realizados antes y después de la degradación de los efluentes. Carballreira et al. (2018), después de optimizar el método de simulación de la degradación de vertidos (ver Capítulo VIII), comprueban la persistencia de la toxicidad de los efluentes liberados por cinco piscifactorías marinas mediante la aplicación de una batería mínima de bioensayos a distintos períodos de degradación, de 0 a 10 días. De los tres bioensayos el más sensible a los vertidos fue el de desarrollo embrionario de erizo, aunque el que mejor replicaba era el de bioluminiscencia bacteriana. El test de microalgas fue menos sensible y con mayor error debido a

factores de confusión, pero fue el único que mostró una respuesta cuantificable de la CE_{10} a las 48h de degradación. A la vista de los resultados obtenidos, concluyen que la pertenencia de las especies test a tres niveles tróficos distintos supone una garantía ecotoxicológica en la evaluación del riesgo potencial de los vertidos. En este sentido conviene recordar que, en general, la toxicidad determinada en laboratorio suele ser mayor que la ocurrida en condiciones de campo, lo que nos añade un margen de seguridad frente al riesgo real. Esto es debido a procesos de dispersión-dilución, de transformación y de adsorción. Se ha comprobado que los sólidos en suspensión desempeñan un papel fundamental en el impacto tóxico de los vertidos orgánicos (Tsui y Chu, 2003; Angerville, 2009). La explicación es que muchos contaminantes contenidos en los efluentes son adsorbidos sobre la superficie de las partículas y predominantemente se encuentran en fase no bio-accesible (Gasperi et al., 2008; Zgheib et al., 2011; Li y Zuo, 2013), lo cual reduce fuertemente su toxicidad inmediata. Pero pueden ser arrastrados a larga distancia, inmovilizados en el material particulado o ser liberados durante los procesos de descomposición. La dilución de los compuestos liberados lentamente por descomposición reduciría su potencial tóxico en mayor o menor medida según la facilidad de bioacumulación de cada compuesto y la capacidad dispersiva del medio. Las piscifactorías marinas instaladas en tierra se localizan generalmente en costas expuestas, caracterizadas por una alta capacidad dispersiva y la ausencia de sedimentos finos acumuladores, lo cual minimiza en mayor medida el bajo riesgo ecológico potencial observado.

Parámetros e índices ecotoxicológicos

Diseño de las pruebas de toxicidad

En general, en las pruebas de toxicidad se utilizan dos diseños básicos: pruebas para evaluar la diferencia entre organismos expuestos a distintas dosis contra un control negativo o el establecimiento de una relación dosis-respuesta.

En el primer caso se pretende determinar la concentración más alta a la que no se observa efecto (NOEC, *No Observed Effect Concentration*) o la concentración más baja a la que se observa efecto (LOEC, *Lowest Observed Effect Concentration*) significativo respecto al control. El método clásico

para determinar dichas concentraciones son los análisis de varianza que permiten probar si un grupo de datos proviene de la misma población. Esta determinación consiste en un análisis de la varianza (ANOVA para distribuciones normales o paramétricas y la prueba de Kruskal-Wallis o U de Mann-Whitney para distribuciones no paramétricas), seguido por un método que genere comparaciones múltiples de parejas de medias (test de Dunnett para distribuciones paramétricas y de Tukey o Duncan para distribuciones no paramétricas). Estas pruebas comprueban si existen diferencias significativas entre los resultados obtenidos para un tratamiento en particular contra un control negativo (tratamiento con dosis 0) y entre los distintos tratamientos. Para garantizar una correcta interpretación y significación de los datos debería utilizarse al menos 3 réplicas por muestra para todos los bioensayos.

En el segundo caso, para estimar una relación dosis-respuesta se ajustan o modelizan los resultados de los bioensayos a una curva, que permite estimar parámetros ecotoxicológicos que relacionan la concentración de tóxico que causa un grado de efecto particular sobre los organismos expuestos. Entre estas concentraciones, la más utilizada es la que se conoce como concentración letal, efectiva o inhibitoria 50 ($CL_{50}/CE_{50}/CI_{50}$), que es *la concentración que produce la respuesta esperada sobre el 50% de los organismos expuestos*. Dado que la variable concentración del tóxico es de tipo continua (diluciones del vertido), el tipo de variable de la respuesta (mortalidad, inhibición...) condiciona el modelo a utilizar en el análisis. La selección del método para estimar los valores de CE_x (*concentración efectiva de una sustancia que causa una magnitud definida x*) de respuesta en un sistema dado, de este tipo de pruebas de toxicidad con múltiples concentraciones dependerá de la forma de la distribución de tolerancias y que concentraciones o dosis seleccionadas la caracterizan. Se utilizan diferentes métodos de estima de las CE_x , como los clásicos sistemas Probit, Litchfield-Wilcoxon o Spearman-Kärber, pero también se pueden modelizar las respuestas con otras aproximaciones estadísticas.

Además del **control negativo** (dosis o concentración 0) en cada bioensayo suele realizarse un tratamiento con un tóxico de referencia para obtener el **control positivo** (control de calidad) que es el que certifica que el bioen-

sayo fue realizado correctamente y que las concentraciones estimadas son precisas. La USEPA (1993) cita el empleo de cloruro de cadmio ($CdCl_2$), sulfato de cobre ($CuSO_4$), dodecilsulfato de sodio (SDS) y dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), como tóxicos de referencia. Otras agencias ambientales, como la de Canadá, recomiendan Zinc (II) como tóxico inorgánico de referencia y fenol para sustancias orgánicas. Pero cada bioensayo homologado especifica el tóxico/s de referencia más adecuado.

Los valores NOEC y LOEC han sido ampliamente utilizados para evaluar la toxicidad de tipo crónico de toda clase de sustancias y se ajustan al tipo de contaminación que generan las granjas, baja concentración de tóxicos y emisiones crónicas, pero la fiabilidad y la exactitud de estos parámetros toxicológicos dependen en gran medida de la gama de concentraciones bioensayadas y del número de réplicas utilizadas (Chapman et al., 1996; Isidori et al., 2005). Por lo que se recomienda construir las curvas de toxicidad dosis-respuesta y estimar los criterios de calidad en términos de CE_x . La CE_{50} es considerada como uno de los criterios más robustos en los estudios toxicológicos. Sin embargo, no puede ser considerada como un criterio de protección desde una perspectiva ecológica y, además, la baja toxicidad de algunos efluentes impide su cálculo en muchos casos, como ocurre con los vertidos piscícolas. Por otro lado, los valores NOEC y LOEC indican un grado de calidad imprecisa (variando entre el 5 y el 30% respecto al control), mientras que las CE_x bajas (e.g. CE_{10}) son criterios más realistas, estadísticamente más robustos y representan un grado permisible de alteración de la calidad del sistema considerado (Kusui y Blaise, 1999).

Criterios de ecotoxicidad del efluente

Los índices de calidad de un efluente, conocidos como métodos QSAR (*Quantitative Structure Activity Relation*), pueden derivarse de estimas basadas en la relación entre la estructura química de un compuesto y su actividad biológica o en medidas que evalúan la toxicidad real. Los índices basados en los análisis químicos son muy imprecisos, fundamentalmente debido a la falta de modelos de estima de la toxicidad de mezclas y que a su vez ésta

puede ser mediada por las interacciones con los factores ambientales. Los índices procedentes de pruebas de ecotoxicidad expresan los resultados de varios bioensayos como un valor único, que indica el nivel global de toxicidad de la muestra. Para un compuesto determinado se puede calcular la evaluación del riesgo a partir de las bases de datos de información ecotoxicológica disponibles, pero para mezclas complejas (e.g. efluentes) es necesario testarlas y cuantos más organismos se utilicen, la evaluación será más realista.

Frecuentemente se utilizan *factores de extrapolación o de aplicación (FA)* como medida preventiva para predecir los umbrales de efectos subletales cuando la información ecotoxicológica disponible es limitada por el escaso número de ensayos. Los métodos de extrapolación utilizados van desde los muy simples hasta los más complejos, dependiendo de los datos existentes y el grado de incertidumbre aceptado en la estimación (CCME, 1991; OECD, 1992; US EPA, 1993; Castillo, 2004). Entre ellos se reconocen diferentes alternativas:

- Factores de aplicación para sustancias aisladas. Son valores numéricos, aplicados en principio a la CL_{50} , para estimar umbrales subletales sobre organismos acuáticos. Los valores derivados de la experiencia son, para:
 - Compuestos no persistentes y no acumulables:
 - 1/10 de la CL_{50}^{96h} , como máximo, en cualquier lugar y a cualquier tiempo
 - 1/20 o menor, de la CL_{50}^{24h} después de la mezcla
 - Compuestos que se acumulan en el ambiente:
 - 1/20 y 1/100 de la CL_{50}
- Factores basados en bancos de datos amplios que se formulan como factores generales a partir de distintos conjuntos de datos (de efectos letales y subletales) para establecer umbrales de efectos en el ambiente. Estos niveles son designados como concentraciones potencialmente peligrosas, niveles de preocupación (OECD, 1992) y niveles de

Información ecotoxicológica disponible	FA
Una NOEC ó CE_{10} crónica	100
Dos NOEC ó CE_{10} crónica de especies pertenecientes a dos niveles tróficos	50
Tres NOEC ó CE_{10} crónica de especies pertenecientes a tres niveles tróficos	10
Información ecotoxicológica según la DMA	
El menor valor agudo de CL_{50} ó CE_{50} para un conjunto de una o dos especies	1000
El menor valor agudo de CL_{50} , CE_{50} ó CI_{50} para un conjunto que contenga al menos un alga, crustáceo y pez	100
El menor NOEC subletal para un conjunto que comprenda al menos un alga, crustáceo y pez	10
<small>NOEC: Concentración más alta a la que no se observa efecto significativo respecto al control; CE_{10}: Concentración que produce la respuesta esperada sobre el 10% de los organismos expuestos. CL_{50}, CE_{50}, CI_{50}: la concentración que produce la respuesta esperada (Letal, Eficaz o Inhibitoria, respectivamente) sobre el 50% de los organismos expuestos.</small>	

Tabla 7.2. Factores de extrapolación (FA) para la protección ambiental en función de la información ecotoxicológica disponible y según La Directiva Marco del Agua (DMA).

protección (Wagner y Lokke, 1991). Así, en función de la información ecotoxicológica disponible se determinan los factores de extrapolación para la protección ambiental, de forma que, a menor información mayor es el factor a aplicar (tabla 7.2).

La Directiva Marco del Agua (DMA) para contaminantes emergentes con información ecotóxica limitada, utiliza el criterio de calidad (EQC) siguiente: $EQC = NOEC_{min} \text{ o } CE_{10 min} / FA$, donde FA varía con la información disponible (tabla 7.3). Los FA son un orden de magnitud inferior al caso anterior, sin embargo, se utilizan criterios ecológicamente admisibles como es la concentración subletal crónica que afecta a un porcentaje poblacional bajo (e.g. CE_{10}) frente a un criterio de letalidad agudo alto (CL_{50}).

Otros conceptos y criterios para establecer niveles de protección cuando la concentración de un compuesto o de un vertido es potencialmente peligrosa, preocupante o que no puede ser superada, son:

- *Concepto de unidad tóxica*: una extrapolación altamente simplificada para traducir datos de laboratorio al ambiente consiste en expresar el grado de toxicidad de un efluente en términos de unidades tóxicas. La *unidad tóxica* (TU) es la concentración de una sustancia expresada como una fracción del punto final de toxicidad encontrado (e.g. $1/CL_{50}$). Este tipo de datos resultan más visuales y prácticos al momento de realizar evaluaciones ambientales, ya que el valor numérico se incrementa con el aumento de la toxicidad de un determinado compuesto o muestra compleja (USEPA, 1993).
- *Especie más sensible* o dilución mínima necesaria para que no se alcance el NOEC o la CE_x ($x=10$ ó 20) de la especie más sensible de la batería ensayada.
- *Distribución de sensibilidades específicas*: consiste en calcular estadísticamente la dilución del vertido que protegería un determinado porcentaje de especies. Por ejemplo, la HC_5 (HC, *Hazardous Concentration*) sería la concentración peligrosa para el 5% de las especies, es decir, que protegería al 95% restante. Es un criterio ecotoxicológico muy relevante, el único inconveniente es que se necesita información ecotoxicológica sobre muchas especies test para su cálculo. En el caso de efluentes acuícolas aumentaría la batería de bioensayos incrementando significativamente el coste del PVA.
- *Concepto de carga tóxica*: la importancia de una descarga sobre el cuerpo receptor está conferida no sólo por sus concentraciones tóxicas, sino por la cantidad total de tóxico en un volumen dado de la descarga. Una comparación adecuada de diferentes volúmenes y toxicidades de efluentes que descargan a un cuerpo receptor se realiza por medio de la proporción de emisión de toxicidad (*Toxicity Emission Relation*, TER), donde $TER = TU \times \text{Volumen del caudal (m}^3/\text{t)}$.

Según el caso, uno o varios de estos criterios pueden ser utilizados en la construcción de índices para la evaluación o clasificación de la ecotoxicidad integral de un compuesto o una mezcla.

Índices de ecotoxicidad

Para integrar o ponderar la información proveniente de una batería de bioensayos es necesario utilizar algún sistema de clasificación de su toxicidad global. El objetivo es atribuir una puntuación de riesgo a los ambientes contaminados o a los desechos tóxicos clasificándolos de acuerdo con el aumento de los niveles de toxicidad. La mayoría de los sistemas requieren una serie de diluciones de las muestras originales, para el cálculo posterior de umbrales toxicológicos, pero no existen en la actualidad reglas fijas para su generación. Es importante destacar que cualquier tipo de índice de ecotoxicidad debe ser cuidadosamente utilizado ya que implica pérdida de información original.

La elaboración de índices de toxicidad debe tener en cuenta cuidadosos criterios para dar peso a los componentes. Entre ellos se debe considerar: el interés de ponderar, con mayor o menor peso, determinado punto final o especie; el número de especies que indican respuesta; y la intensidad de la respuesta (Dutka et al., 1988). Ningún método de clasificación ha encontrado aceptación general a nivel internacional, a pesar de que se realizaron propuestas con el ánimo de su estandarización, como la elaborada por investigadores pertenecientes a diez países europeos que plantean un sistema de clasificación, basado en una batería de microtestes, que consideran adecuada para la monitorización rutinaria de aguas de ríos, subterráneas, potables, de mina, efluentes urbanos e industriales y lixiviados del suelo (Persoone et al., 2003).

Existen numerosos sistemas de clasificación o índices de ecotoxicidad general de efluentes, por lo que efectuamos una breve referencia a los más utilizados. Tonkes et al. (1999) clasifican las aguas residuales transformando los valores en unidades tóxicas (< 1 TU: no tóxicos; 1-10 TU: ligeramente tóxico; > 10 TU: tóxicos) y aplican el criterio de la especie más sensible basado en el *principio de precaución* (Harremoës, 2000). Más adelante, Persoone

et al. (2003) utilizan una batería de microbiotest, ponderan los resultados de cada test y clasifican el agua residual en cinco clases de toxicidad aguda: Sin toxicidad < 0,4 TU; Toxicidad ligera 0,4 < UT < 1TU; Tóxica 1= TU <10; Toxicidad alta 10= TU < 100; y Toxicidad muy alta =100 TU. El *pT-method* es un esquema para la evaluación de las aguas residuales que calcula el nivel de dilución no tóxico en función del organismo más sensible (Krebs, 2004). Asimismo, Scroggins et al. (2005) realizan una clasificación semicuantitativa de cada prueba subletal en función del grado de dilución necesario para alcanzar el IC₂₅ a diferentes niveles de protección.

Algunos índices combinan o incorporan información de ensayos de toxicidad junto a parámetros fisicoquímicos, bioquímicos o microbiológicos. El *Multi-test index of effluent toxicity* fue desarrollado para evaluar los efectos tóxicos crónicos de efluentes industriales en el que la toxicidad de cada prueba es ponderada por un factor basado en juicios cualitativos con el fin de encajar el índice a la opinión media de expertos y, a continuación, la carga tóxica total es ponderada por el caudal emitido (Vindimian, 2005). El índice PEEP (*Potential ecotoxic effects probe*), originalmente desarrollado para la gestión de las aguas residuales municipales e industriales (Costan et al., 1993), fue modificado de tal forma que integra los datos de toxicidad de una batería de bioensayos, pondera la carga tóxica total por el caudal vertido y tiene en cuenta la persistencia de la toxicidad (Carballeira et al., 2012b; 2018; Sarakinos et al., 2000; Blaise y Férard, 2004).

Libralato et al. (2010) consideran que los métodos de clasificación de la toxicidad presentan lagunas o enfoques inadecuados. Por ejemplo, algunos métodos son específicos para una especie y no permiten una aplicación fácil a otras pruebas de toxicidad, en otros se subestima la importancia del bioensayo y de la sensibilidad relativa del punto final y a veces no existe una clara distinción entre las especies incluidas en la herramienta de clasificación y su integración en el índice. La mayoría de los métodos no se han desarrollado a partir de una base de datos existente y muchos no suponen una protección ajustada de los cuerpos de agua receptores para un flujo determinado de aguas residuales. Esto significa que la combinación de un flujo muy bajo y niveles muy altos de toxicidad o al contrario un flujo muy alto de agua y

niveles muy bajos de toxicidad no haría potencialmente inadecuados a los efluentes para su descarga.

Un problema añadido es la falta de referencias o escenarios con cero o cercanos a cero descargas. Cuando no existen *valores de referencia* regionales, pero se dispone de una base de datos de toxicidad se pueden obtener valores umbral propios que permitan clasificar las muestras mediante una puntuación específica de la toxicidad (Phillips et al., 2001; Losso et al., 2007). Libralato et al. (op.cit) consideran que el método de puntuación específica de la toxicidad es el más objetivo y viable entre los revisados porque permite el examen de la sensibilidad relativa de cada organismo y reduce el juicio subjetivo de expertos a la elección del número y extensión de las clases de toxicidad. Pero, el método de puntuación solo podría validarse para las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral de Galicia una vez que se implante el PVA integrado y se vaya compilando la información ecotoxicológica obtenida en una amplia base de datos. A medida que la base de datos crezca se podrán obtener niveles de referencia específicos para cada tipo de bioensayo, tipo de tratamiento o característica del medio receptor.

Mientras tanto el índice PEEP parece el más adecuado para la gestión ambiental ya que se basa en el uso de un conjunto apropiado de bioensayos multitróficos (descomponedores, productores primarios y consumidores) y permite la medición de diversos tipos (aguda, crónica) y niveles (letal, subletal) de toxicidad. Originalmente, integra los resultados de una selección de cuatro microbiotest (test de bioluminiscencia de *V. fischeri*; test de inhibición de la microalga *Selenastrum capricornutum*; test de letalidad y reproducción de *Ceriodaphnia*; test de genotoxicidad con *Escherichia coli* SOS Chromotest) pero puede ser aplicado a cualquier número y tipo de test y de respuestas tóxicas, es decir, recoge la multi-especificidad de los efectos observados (número de respuestas biológicas positivas o negativas afectadas por un efluente). También tiene en cuenta la carga tóxica al ponderar la toxicidad integrada por el caudal de los efluentes y, por último, tiene en cuenta la persistencia de la toxicidad de un efluente antes y después de su biodegradabilidad.

Índice PEEP (Potential Ecotoxic Effects Probe)

$$PEEP = \log_{10} \left[1 + n \left(\frac{\sum T_i}{N} \right) Q \right]$$

Donde

n número de muestras que exhiben una respuesta tóxica

N número total de muestras

T porcentaje de toxicidad generada por cada uno de los bioensayos (valores ECx calculados)

Q caudal medio del efluente (m^3h^{-1})

Las ventajas del índice PEEP para la evaluación de los efluentes se pueden resumir, como sigue:

- La escala del índice es una herramienta rentable para determinar la carga tóxica potencial de una serie de residuos líquidos de fuentes puntuales de descarga a un medio receptor mediante la utilización de microbiotest.
- La fórmula del índice, es fácil de usar e interpretar, y capaz de acomodar a cualquier número y tipo de pruebas de toxicidad. Incluso, la batería de bioensayos puede ser orientada hacia un tema ambiental (e.g. genotoxicidad, inmunotoxicidad o disrupción endocrina) o dirigirlo hacia niveles tróficos concretos (e.g. batería de bioensayos de fitotoxicidad, de moluscos, de anélidos...) según se considere su importancia en el ecosistema diana.
- La aplicación del índice permite discriminar sin ambigüedades los efluentes en función de su mayor o menor carga tóxica potencial.
- El índice suministra una expresión numérica para el registro de la carga tóxica de los efluentes (potencial tóxico x flujo del efluente). Normalmente varía entre 0 y 10 por lo que puede considerarse como un tipo de “*escala de Richter ambiental*” para aguas residuales que describe su peligrosidad potencial para un ecosistema acuático receptor.

Una de las aplicaciones más extendidas de los índices de ecotoxicidad, es la evaluación de efluentes en el marco de programas de control ambiental o de PVA orientados hacia la verificación del cumplimiento de las reglamentaciones de descarga, para la predicción del impacto de descargas sobre sitios específicos del cuerpo receptor, para evaluar el efecto combinado de mezclas complejas de compuestos tóxicos o para verificar mejoras en procesos tecnológicos de control de la contaminación. En este sentido, PEEP es un índice simple y de fácil comprensión para los gestores ambientales, los industriales y el público en general y facilita la toma de las decisiones, rápida y documentada, que deba abordarse para reducir el impacto en los ecosistemas acuáticos.

Carballeira et al. (2018) proponen ligeras modificaciones en el cálculo del índice PEEP con el fin de adaptar dicho índice a la evaluación toxicológica de vertidos de baja toxicidad y gran volumen de descarga. La fórmula original subestimaba los cambios de toxicidad resultantes de la biodegradación de los efluentes al aplicar el logaritmo a la diferencia de toxicidad entre la toxicidad inmediata (<24h) y la retardada (5 a 10 días). En el Anexo II se muestra un ejemplo de cálculo del Índice PEEP, donde se utilizan valores EC_{10} obtenidos en distintos bioensayos de laboratorio, para evaluar el efecto tóxico potencial de efluentes de hipotéticas granjas marinas instaladas en tierra en la zona litoral.

“La toxicidad observada será el resultado de la interacción entre las sustancias nocivas y el sistema biológico, incluyendo la degradación a la que se encuentran sometidas las sustancias y que, a su vez, nos informa de su persistencia. La toxicidad y su persistencia son los componentes principales del riesgo ambiental.”

Como colofón hay que señalar que la determinación de contaminantes en el medio, de biomarcadores en organismos y el uso de bioensayos de toxicidad son cada día más utilizados en los programas de control de la contaminación. Así, el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECD), responsable de la implementación en España de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM) de la UE y de su trasposición al derecho español mediante la Ley de Protección del Medio Marino, en el descriptor 8 incluyen el análisis de contaminantes e indicadores de sus efectos biológicos similares a los utilizados en esta guía (e.g. biomarcadores moleculares en mejillón; evaluación de la toxicidad mediante el bioensayo embrio-larvario de erizo de mar...). Los datos obtenidos se introducirán en la Base de Datos del ICES y serán enviados al Convenio OSPAR para la evaluación coordinada de la contaminación marina en el atlántico nordeste. Con el tiempo, en base a la información recogida se optimizará la interpretación de los resultados y el diseño de los programas de vigilancia.

Integridad ecológica

Concepto de integridad ecológica

Los parámetros toxicológicos de laboratorio y los fisicoquímicos de los vertidos y del medio son insuficientes para evaluar el impacto ecológico real. Por otra parte, todos los niveles tróficos de los ecosistemas acuáticos (productores, descomponedores, consumidores primarios y secundarios) están potencialmente afectados y la Directiva Marco Europea del Agua (DMA, 2000/60 /CE) exige mantener el buen estado ecológico de las masas de agua expuestas a grandes volúmenes de descarga. La idea de un buen estado o integridad ecológica no es sinónimo de prístino, pues sería muy exigente y poco realista. Un ecosistema saludable es aquel que funciona bien, es decir, debe presentar capacidad de autorregulación y mantener un grado aceptable de inercia y resiliencia frente a las perturbaciones. Para ello deberá conservar sus parámetros característicos dentro del rango de los niveles de referencia o de normalidad. Es necesario determinar dichos niveles y estandarizar su seguimiento desde las concentraciones de los contaminantes presentes en el medio o en los organismos hasta la composición específica y la estructura de las comunida-



Figura 7.8. Esquema del dispositivo utilizado por Carballeira (2013) para la realización de múltiples bioensayos *in situ* para la vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral de Galicia.

des. Por lo tanto, para evaluar la presión sobre las poblaciones expuestas es necesario realizar bioensayos *in situ* o estudiar el estado de las comunidades afectadas porque integran la variabilidad de las descargas y proporcionan la visión más realista del impacto ocasionado al ecosistema acuático.

Aunque es practicable llevar a cabo ensayos ecotoxicológicos *in situ*, mediante la exposición de organismos test directamente en el medio receptor (figura 7.8), lla-

ma la atención la exigua bibliografía existente sobre el tema. Quizás sea debido a las dificultades que entrañan este tipo de experimentos, la alta variabilidad de las condiciones ambientales en que se desarrollan estas pruebas (Chapman, 2000b) o que estos métodos de vigilancia avanzados (e.g. ensayos de colonización de sustratos; enjaulamiento y exposición de bioindicadores; procesos de descomposición...) aún no están suficientemente desarrollados (Gosset et al., 2016).

El uso de biosensores permitiría el seguimiento del impacto de los vertidos *in situ* y *online*, pero hoy en día son muy escasos los estudios con esta metodología. Según Farré y Barceló (2003) los biosensores bacterianos permiten investigar la toxicidad de los compuestos químicos y no se interrumpen por la turbidez, lo cual es una ventaja para muestras de aguas residuales. Pero el requisito previo es la selección apropiada del organismo, ya que algunas bacterias son especialmente sensibles a un grupo de sustancias, pero podrían ser altamente resistentes a otras.

Medida de la integridad ecológica

Para evaluar el grado de integridad ecológica del ecosistema receptor de las aguas vertidas disponemos básicamente de las siguientes aproximaciones:

- Realización de bioensayos ecotoxicológicos *in situ*
- Medida de biomarcadores en organismos nativos
- Estudio de las comunidades nativas
- Ensayos de colonización de sustratos artificiales
- Otros métodos alternativos

Bioensayos ecotoxicológicos *in situ*

Gosset et al. (2016) realizan una revisión de los métodos ecotóxicos existentes para la evaluación de los vertidos sobre las biocenosis acuáticas y



Figura 7.9. Dispositivo de trasplante, consistente en un bastidor de metacrilato, con cuatro cámaras para la incubación de discos de macroalgas, del que cuelgan cuatro bolsas de diálisis, protegidas con malla de nylon amarilla, y que contienen muestras de la comunidad fitoplanctónica nativa (Izquierda). Gradiente de exposición a los vertidos de una piscifactoría marina instalada en Lira (A Coruña) donde se situaron los dispositivos experimentales (Derecha).

los agrupan bajo dos enfoques que denominan: *enfoque de la sustancia* y *enfoque de la matriz*. El primero, se corresponde con los bioensayos realizados *in vitro* con los vertidos comentados en la línea de evidencia anterior. El segundo se refiere a los bioensayos realizados *in situ*, cuyos resultados son más realistas en relación con la matriz y los escenarios de estudio, porque el impacto observado tiene en cuenta el efecto combinado de los contaminantes diluidos en el medio estudiado bajo la influencia de las condiciones ambientales existentes. El método de la matriz puede aplicarse de manera uni o multi específica, pero en ambos casos los bioensayos *in situ* son muy escasos.

La realización de bioensayos con microorganismos *in situ* presenta especiales dificultades de confinamiento y exposición. Carballeira (2013) para evaluar el impacto de los vertidos de piscifactorías marinas instaladas en tierra utilizaron trasplantes de la comunidad fitoplanctónica nativa, confinada en bolsas de diálisis que permiten el paso de las toxinas en disolución,

expuestos a modo de gradiente en el medio marino receptor (figura 7.9). El nivel de impacto se clasificó comparando la composición pigmentaria y la fluorescencia clorofílica de la comunidad antes y después de diferentes períodos de exposición y entre los distintos puntos de exposición.

El procedimiento del bioensayo realizado con la comunidad de fitoplancton nativo consiste en:

1. Eliminación del zooplancton por filtración para que no haya pastoreo sobre el fitoplancton durante el período de exposición
2. Determinación de las condiciones de preexposición (composición pigmentaria y fluorescencia clorofílica)
3. Inclusión de la comunidad fitoplanctónica en bolsas de diálisis e instalación en el dispositivo de exposición *in situ* durante el tiempo adecuado



Figura 7.10. Traslante de *Fucus vesiculosus*. Se fija el pie del alga al lastre con adhesivo de poliuretano rápido y se protege con una malla de plástico. Foto: R. García Seoane.



Figura 7.11. Cámara de metacrilato cilíndrica con cierres de malla de 1mm de poro para la exposición de discos algales (Izquierda). Obtención de los discos con sacabocados y procesamiento después de su exposición (determinación de biomasa, análisis pigmentario y fluorescencia clorofílica) (Derecha). Foto: A. Carballeira.

4. Retirada del trasplante y determinación de las condiciones de post-exposición
5. Comparación estadística de los datos pre y post exposición y entre los puntos del gradiente.

Después de ensayar varios tiempos de exposición las respuestas tóxico/tróficas encontradas fueron débiles y confusas.

Más sencillos de realizar son los *bioensayos con macroalgas* que se pueden exponer sin necesidad de confinamiento, como por ejemplo especímenes de fucáceas o laminaráceas sujetas por el pie a un lastre y depositadas en el fondo de la zona inter y sub mareal (figura 7.10). Otra opción interesante, por exigir períodos más cortos de exposición que los anteriores, consiste en exponer discos de macroalgas (e.g. *Ulva spp.*) en cámaras de metacrilato transparentes (figuras 7.9 y 7.11). Este método fue utilizado por Carballeira

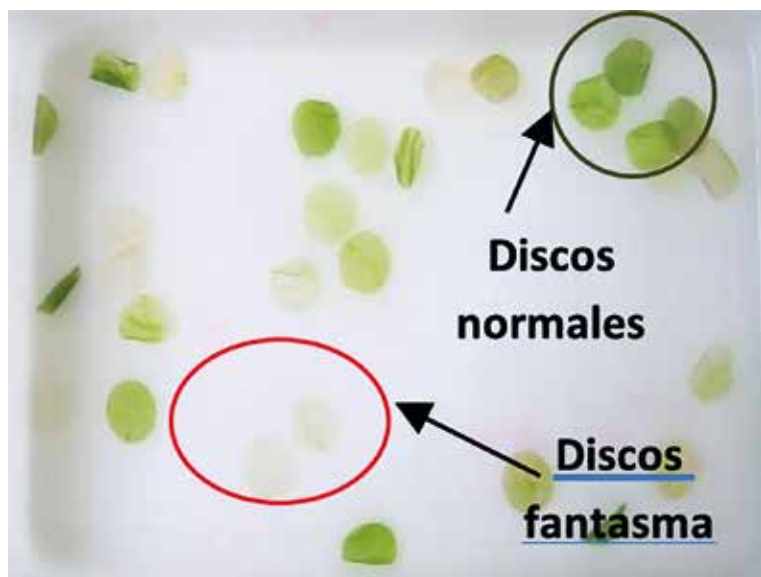


Figura 7.12. Bandeja con discos de *Ulva spp.* normales y discos “fantasma” antes de su degradación total.

(2013) para el estudio de los efectos de varias granjas piscícolas sobre el crecimiento de discos de *Ulva*. Para resolver el problema de la conversión de los discos en *discos fantasma* (figura 7.12) durante el período de exposición, conviene no utilizar las zonas marginales de la lámina, ya que no toda la superficie de la lámina funciona igual desde la perspectiva reproductiva (Hiraoka y Enomoto, 1998), y para asegurar la homogeneidad de los discos es mejor extraerlos en la zona intermedia entre la basal y la apical. Por otro lado, la formación de discos fantasma se puede minimizar mediante tratamiento previo con una disolución de NaClO de 0.5 ml.L⁻¹ durante 1 minuto. El autor comprueba que los efluentes de las granjas afectan rápida y significativamente al crecimiento de los discos. El incremento neto de biomasa se correlacionó claramente con la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ corporal. Cuando la $\delta^{15}\text{N}$ del alga es superior a 8,10 ‰, a unos 200-300 m del emisario, el efecto es

muy significativo mientras que los inferiores a 7,40 ‰ no se diferenciaron del control (figura 7.13).

Los bioensayos *in situ* realizados con productores primarios responden a la acción combinada de tóxicos y nutrientes, pero es necesario tener en cuenta otros factores de confusión, como la turbidez del agua o la sedimentación de partículas sobre la superficie foliar, que podrían enmascarar los efectos tóxico-tróficos de los efluentes *sensu stricto*.

Los *bioensayos con animales* realizados *in situ* generalmente son de tipo uniespecífico y se basan en el principio de enjaulamiento y exposición en la matriz contaminada. Se han empleado todo tipo de organismos como molus-

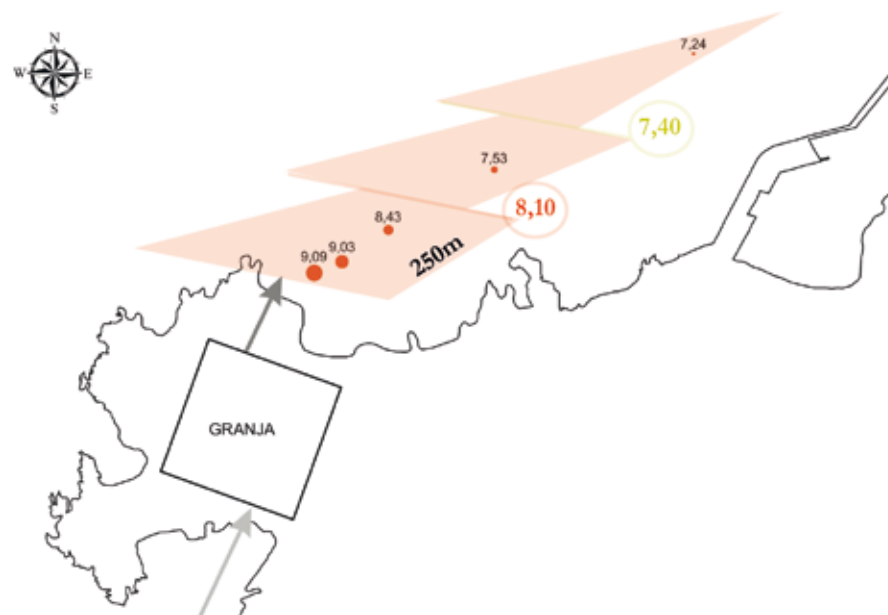


Figura 7.13. Efecto de los efluentes de una piscifactoría marina instalada en tierra sobre el crecimiento de discos de *Ulva spp.* y su relación con la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ corporal.

cos, crustáceos o peces, con especímenes adultos, juveniles, larvas o embriones (Del Valls, 2007). Aunque estos organismos son confinados en jaulas con el poro de malla ajustado a su tamaño también pueden presentar problemas por tupido (*fouling*) si los períodos de exposición son largos. La práctica de este tipo de ensayos se facilita en gran medida cuanto más rápidamente responda el organismo test, si no necesita ser alimentado (e.g. filtradores) o cuanto menor sea la tasa de reposición del alimento durante el período de exposición.

Entre los organismos test más comúnmente utilizados están *moluscos filtradores* como almejas, ostras y mejillones. Una ventaja añadida de este tipo de organismos es que el tamaño de su vianda permite analizar biomarcadores (e.g. moleculares o histológicos con efectos subletales), lo que puede anticipar la respuesta subletal y reducir el período de exposición frente al criterio de letalidad. Carballeira (2013) seleccionan la almeja babosa (*Venerupis pullastra*) por su interés comercial, por la posibilidad de incluirlo dentro de sistemas de cultivo multitróficos y para observar las diferencias en la sensibilidad entre organismos nativos y trasplantados. Utilizaron ejemplares adultos de almeja para la determinación de biomarcadores (alteraciones histológicas y moleculares) (figura 7.14), cuyos resultados fueron muy similares a los obtenidos con mejillón nativo (*M. galloprovincialis*).

Cada día son más los investigadores que usan *embriones o alevines de peces* para evaluar los riesgos ecotóxicos debido a que muestran una alta sensibilidad a los contaminantes y representan un nivel trófico elevado (Gercken et al., 2006; Cao et al., 2009). Sin embargo, a pesar de que los bioensayos de peces se pueden utilizar para evaluar el riesgo de todo tipo de contaminantes y situaciones, en la práctica, todos se aplican en condiciones de laboratorio y existen recomendaciones europeas para la reducción de vertebrados en las pruebas de toxicidad (Directiva 86/609/CEE) (CEE, 1986). Aún así, y como norma general, los bioensayos *in situ* deberían realizarse con peces de pequeño tamaño por su fácil cultivo y manejo o con fases juveniles que son más sensibles que los adultos. Si se necesitan tiempos de exposición largos la alimentación de los peces expuestos *in situ* podría ser un grave inconveniente, por lo que sería más

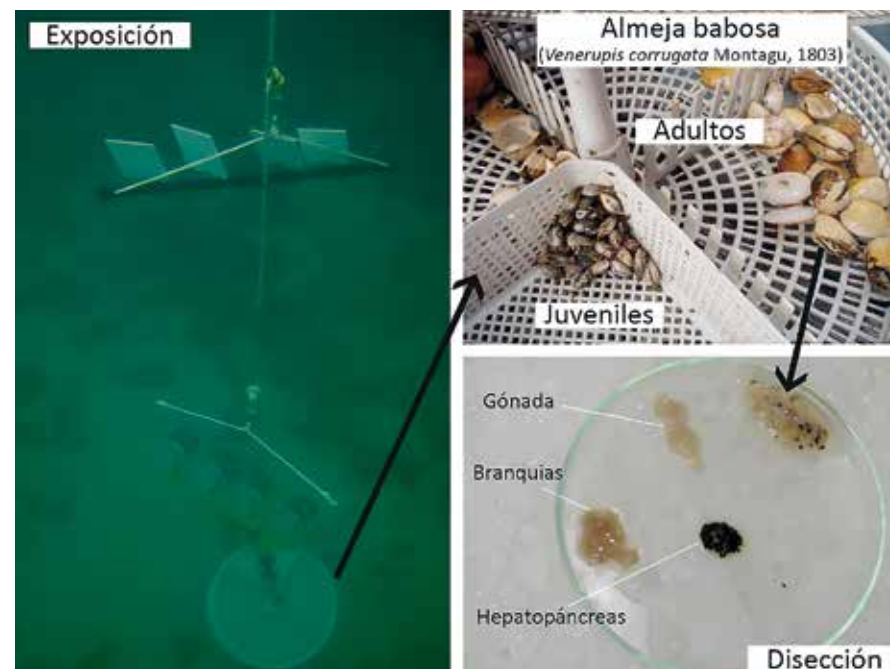


Figura 7.14. Fotografía del dispositivo para la realización de bioensayos *in situ* esquematizado en la figura 7.7. Bandeja de exposición de crías (< 1cm) y adultos (> 3 cm) de almeja (*Venerupis corrugata* o *V. pullastra*). Órganos diseccionados sobre hielo para el análisis de biomarcadores moleculares.

apropiado utilizar especies omnívoras que puedan adquirir energía de las partículas en suspensión.

En resumen, los bioensayos *in situ* facilitan el estudio de la integridad ecológica y permiten prescindir de los laboriosos y complejos estudios de las comunidades nativas, que requieren de personal altamente cualificado para su ejecución e interpretación. Para una mejor aplicación del PVA se recomienda, como opción más operativa, la realización de bioensayos *in situ* con moluscos y embriones de peces ya que no requieren de alimentación adicional durante la exposición.

Biomarcadores en organismos nativos

Tanto en condiciones de laboratorio como de campo podemos estudiar las reacciones de los organismos mediante el análisis de biomarcadores de exposición o respuesta, desde el nivel molecular al cito-histológico. También podemos incluir, dentro del concepto de biomarcador, las respuestas funcionales al estrés, como la eficiencia fotosintética de micro y macroalgas. La fluorescencia clorofílica es un método sensible, confiable y rápido de cuantificación de los cambios inducidos por los estresores de todo tipo sobre los sistemas PSII y el PSI de las plantas (Xu et al., 2019).

En apartados anteriores hemos visto la aplicación de biomarcadores para caracterizar la respuesta de organismos confinados (fluorescencia clorofílica de discos de *Ulva* sp. y de comunidades fitoplanctónicas o biomarcadores moleculares en almeja) pero la información obtenida puede ser más realista si se aplica a organismos nativos. Actualmente existe una tendencia en la vigilancia ambiental de la integridad ecológica hacia la eliminación o al menos la reducción de la periodicidad con que se realizan los tediosos estudios basados en la composición de las comunidades nativas. Las principales recomendaciones para la evaluación de la integridad ecológica son: la determinación de biomarcadores en organismos nativos, los bioensayos *in situ* y el estudio de comunidades colonizadoras de sustratos artificiales. De las tres alternativas la primera es muy atractiva porque elimina toda la logística que acompaña a los bioensayos *in situ* y suministra una respuesta temprana, pero el inconveniente reside en que los organismos podrían estar adaptados a dichas condiciones o que sólo permanezcan los más resistentes a esos vertidos. Carballeira et al. (2010c; 2011b) analizan biomarcadores moleculares e histológicos en mejillones nativos (*M. galloprovincialis*) recolectados en gradiente respecto al punto de vertido de siete granjas instaladas en tierra de la zona litoral de Galicia. Entre los biomarcadores moleculares analizados en branquias y hepatopáncreas, están tres enzimas de biotransformación: Glutathion-S- Transferasa (GST), Etoxiresorufin-O-desetilasa (EROD) y Dibencilfluoresceína (DBF); dos de defensa antioxidante: Glutathion peroxidasa (GPX) y Glutathion reductasa (GR); y dos parámetros de daño oxidativo: Peroxidación lipídica (LPO) y daño de ADN. Los biomarcadores medidos en

branquias fueron los más estables y mostraron un patrón claro de respuesta correspondiente con el gradiente de exposición. También observaron una relación directa entre la carga vertida (producción acuícola) y los biomarcadores, tanto para branquia como para hepatopáncreas.

Además de los biomarcadores moleculares presentados anteriormente existen muchos otros que pueden ser empleados para conocer el estrés al que se encuentran sometidos los organismos. Por ejemplo:

- La catalasa (CAT) cataliza la reacción por la cual se transforma el H_2O_2 en H_2O y O_2 , eliminando de tal forma los productos tóxicos de las reacciones redox.
- El transporte de electrones hace referencia al número total de electrones que se intercambian durante la oxidación del NADH a NADPH que actúa como molécula altamente energética en transformaciones metabólicas de la vía de las pentosas fosfato, siendo una fuente de electrones para la biosíntesis de ácidos grasos y esteroides.
- Las metalotioneínas (MTs) son inducidas por la presencia de metales como el Zn, Cu, Cd y Hg, conocidos por estar presentes en el pienso de los cultivos acuícolas, y que son incorporadas a la estructura de las MTs.
- Los niveles de monoaminas (serotonina y dopamina) se encuentran íntimamente relacionados con la actividad MAO (monoamina oxidasa) que es la encargada de la oxidación de dichas moléculas. De esta manera, la medida de la actividad MAO nos dará una estimación de los niveles de serotonina y dopamina, importantes mediadores de la maduración de gametos y de la puesta que posteriormente serán activadas por la ciclooxigenasa (COX), determinada por la oxidación de 2,7-diclorofluoresceína en la presencia de araquidonato.

Estos dos últimos biomarcadores son poco fiables en el caso de moluscos filtradores ya que están directamente relacionados con el estado de las gónadas y con la puesta, que a su vez depende de condiciones fisicoquímicas

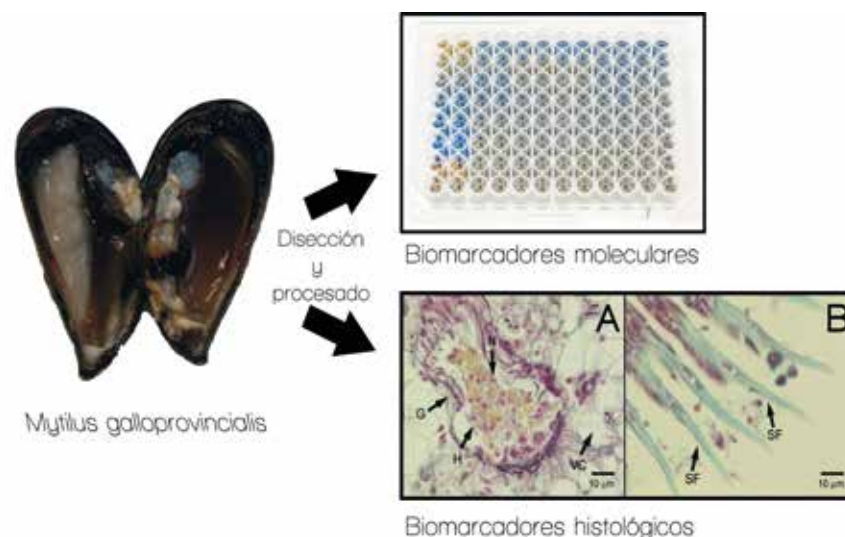


Figura 7.15. Los biomarcadores histopatológicos (A: Fagocitosis hemocítica; B: Exfoliación branquial) y moleculares, cuantificados en mejillones nativos (*Mytilus galloprovincialis*) expuestos a los vertidos de granjas marinas, se pueden utilizar como indicadores de integridad ecológica del sistema receptor.

del medio y que puede tener lugar durante todo o casi todo el año en las costas gallegas (Figueras, 2007).

Respecto a los daños histológicos, observaron una clara exfoliación de los filamentos branquiales de mejillones nativos y almejas trasplantadas y algunos casos de fagocitosis hemocítica en gónada y tejido conectivo en las mismas almejas (figura 7.15). Las alteraciones histopatológicas de cada estación de muestreo se contabilizaron semi-cuantitativamente a través de un índice ponderado de daño (IPD). El índice IPD se correlacionó significativamente con la señal $\delta^{15}\text{N}$ determinada tanto en los mejillones analizados como en las macroalgas nativas que habitaban en su entorno. De esta manera cuanto mayor era la señal $\delta^{15}\text{N}$ corporal observada mayor era el daño histológico predicho. La validación de estas relaciones *Descriptor-Efecto*

permite simplificar los aspectos técnicos y mejorar la relación *Coste-Efectividad* en el diseño de los PVA (Carballeira et al., 2011b).

Estudio de poblaciones y comunidades nativas

Desde los años 80 se vienen produciendo claros conflictos entre gestores y ecólogos, porque los métodos ecosistémicos presentan numerosos inconvenientes que afectan a su operatividad. Underwood (1997; 2000) destaca una serie de problemas en la detección de efectos o perturbaciones a nivel de comunidades, como la variabilidad natural poblacional y de la comunidad, problemas en la comparación antes y después de la perturbación, en la comparación de escenarios y la falta de linealidad intensidad-efecto. Todos estos problemas se agravan cuando analizamos las causas de los patrones de distribución y abundancia de animales y plantas en la franja intermareal en costas rocosas ya que:

- Usualmente la evaluación de la integridad ecológica del ecosistema receptor de los impactos acuícolas se fundamenta en la composición y estructura de la comunidad invertebrada de sustratos blandos (más uniformes que los sustratos rocosos). La práctica inexistencia de este tipo de fondos en las costas fuertemente expuestas limita la vigilancia a las comunidades instaladas sobre sustratos duros, sobre todo las localizadas en la franja intermareal, la más impactada y más asequible para estudiar.
- La distribución de los organismos en este tipo de costa responde a numerosas interacciones (procesos de reclutamiento o *supply-side ecology*, mecanismos de estructuración de los ensamblajes *top-down* / *bottom-up*, depredación de especies estructuradoras...) y su estudio supone una tarea muy compleja en la actualidad (Chapman, 1995; 2000a; Underwood, 2000; Menge, 2000). La heterogeneidad espacio-temporal de poblaciones y comunidades que habitan en la zona intermareal nos conduce a buscar otras aproximaciones, como las comentadas anteriormente, basadas en la determinación de biomarcadores de estrés en organismos nativos o trasplantados o en la realización de bioensayos de colonización sobre sustratos artificiales.



La heterogeneidad espacio-temporal de las poblaciones que habitan en la zona intermareal nos conduce a buscar otras aproximaciones para la evaluación de la integridad ecológica, como las basadas en la determinación de biomarcadores de estrés en organismos nativos como mejillones, ostras, lapas, cirrípedos... Foto: J. Cremades



A pesar de todo ello, el seguimiento de poblaciones o comunidades bentónicas rocosas, sobre todo si presentan algún tipo de protección, deberían incluirse dentro del PVA, aunque la periodicidad de los controles (e.g. cada 3-5 años) puede ser superior a la de otros parámetros de más fácil obtención. Al utilizar esta aproximación metodológica se debe tener en cuenta que para la correcta interpretación de los resultados es conveniente disponer de sitios control o valores de referencia, siendo muy útil tener información sobre el grado o estado de conservación del sitio antes de que comience la actividad de la granja (*estado pre-operativo o cero*), mejorar las herramientas bénticas, y utilizar variables predictivas junto a parámetros biológicos simples o contar con el soporte de nuevas tecnologías (e.g. análisis de imágenes, isótopos estables...), tanto para detectar las tendencias a largo plazo como para deslindar responsabilidades frente a otras fuentes de impacto natural o antrópicas. Pero antes hay que resolver cuestiones básicas como: ¿Qué tipo de parámetros macroscópicos, que nivel taxonómico y que métodos de caracterización de la perturbación son los más *apropiados para ser considerados en el diseño de un PVA de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral?*

Parámetros macroscópicos estructurales y funcionales

Calow (1996) considera que las propiedades estructurales de los sistemas ecológicos son más importantes que las funcionales. Esta regla ecotoxicológica se fundamenta en numerosas observaciones sobre como muchas especies pueden ser eliminadas de una comunidad sin cambios aparentes en los ciclos de energía y materiales. Esto es debido a la redundancia funcional entre las especies que componen las comunidades, de modo que cuando una comunidad está sometida a un estrés químico la sustitución de especies y otros agentes homeostáticos mantienen estable el funcionamiento global del sistema (Odum, 1985). Por este motivo, los atributos funcionales han sido frecuentemente ignorados en los estudios de contaminación como

respuestas al estrés ambiental (Gray, 1989). Un ejemplo clásico lo aporta el *Paradigma de Pearson y Rosemberg* (1978) cuando observan que sólo altos niveles de enriquecimiento orgánico favorecen la pérdida de especies y la aparición de especies oportunistas de macroinvertebrados bentónicos, mientras que a bajos niveles de contaminación las respuestas pueden ser opuestas. También, es necesario tener en cuenta que el estado de una o unas pocas especies particulares (*especies clave*) puede ser más importante que la alteración de un conjunto de especies sobre la estructura y el funcionamiento de la comunidad.

Concepto de suficiencia taxonómica

Los cambios en la composición y estructura de las comunidades receptoras son los mejores indicadores de impacto sobre la integridad ecológica. Por definición, los organismos que habitan un medio son los que definen su grado de conservación y los parámetros que resumen su composición o estructura se pueden utilizar como variables de estado. Sin embargo, su estudio es costoso ya que supone analizar todos los grupos taxonómicos existentes y no todos responden al impacto. Garmendia et al. (2005) consideran que, para la evaluación de impactos, como los derivados de la acuicultura, sobre la comunidad béntica es suficiente estudiar la macroinfauna a nivel de familia presente en la capa superficial del sedimento. Esto se ajusta al concepto de *suficiencia taxonómica* (Ellis, 1985) que se basa en utilizar el menor nivel de especialización taxonómica capaz de obtener la información necesaria que permita alcanzar los objetivos planteados. A esto hay que añadir que mientras las variaciones medioambientales naturales afectan a la macrofauna a nivel específico las perturbaciones antrópicas lo hacen a niveles taxonómicos superiores (Warwick, 1988a; 1988b).

Se puede ahondar en el ahorro utilizando solamente un grupo faunístico siempre que sea un descriptor eficaz del estado de la comunidad. Por ejemplo, para los fondos de tipo detrítico-sedimentario el grupo de los anélidos poliquetos es el más empleado en relación al impacto de los cultivos marinos. Los taxones de los anélidos poliquetos presentan gran diversidad de respuestas frente al enriquecimiento orgánico. Mientras algunas familias

como *Capitellidae*, *Dorvilleidae*, *Spionidae*, *Glyceridae* o *Nereididae* son tolerantes, otras como *Onuphidae*, *Sabellidae*, *Magelonidae*, *Maldanidae*, *Paraonidae* y *Nephtyidae* se consideran sensibles a la contaminación orgánica (Salas, 1996; Méndez et al., 1998; Cañete et al., 2000; Belan, 2004; Harkantra y Rodrigues, 2004; Pagliosa, 2005; Tomassetti y Porrello, 2005; Lee et al., 2006; Sutherland et al., 2007; Lamparidou et al., 2005; Garmendia y Mora 2007; Dean, 2008; Martínez-García et al., 2013).

Aunque tradicionalmente el concepto de suficiencia taxonómica se ha relacionado con la infauna invertebrada nativa puede ser aplicado a otro tipo de comunidades, como las colonizadoras de sustratos artificiales o a comunidades nativas trasplantadas, por lo que es un concepto especialmente útil en el campo de los programas de vigilancia ambiental ya que supone una considerable reducción de tiempo y de costes de la vigilancia para obtener resultados capaces de dar respuesta a las necesidades de las administraciones.

Métodos de caracterización del estrés o la perturbación

A nivel de organismo, la teoría ecológica predice que los organismos de pequeño tamaño serán más abundantes en ambientes estresantes (Odum, 1985). El tamaño corporal está correlacionado con otras características biológicas (ciclo de vida, tasa reproductiva o hábitat), por lo que tiene grandes implicaciones para los organismos en términos energéticos y de interacciones tróficas (*Teoría Ecológica Metabólica* de Brown et al., 2004). Los organismos pequeños normalmente muestran altas tasas de crecimiento y ciclos de vida acelerados que les confiere ventajas en sus respuestas a perturbaciones o estrés (Cardillo, 2003). Las especies de gran tamaño muestran un gran número e intensidad de interacciones tróficas lo que les hace más sensibles a cualquier cambio que ocurra a escala de ecosistema (Woodward et al., 2005). Los animales que ocupan posiciones tróficas altas son más sensibles a cambios tróficos resultantes del estrés debido a la reducción del número de presas potenciales, al incremento de la toxicidad del alimento por contaminantes y de la mayor energía requerida para hacer frente al estrés (Bradley, 2008). De hecho, los depredadores son muy escasos en los ecosistemas perturbados, típicamente caracterizados por productores primarios

y herbívoros (Menge y Sutherland, 1987). Por otra parte, el estrés parece seleccionar aquellos organismos con una gran variabilidad fenotípica y un nicho ecológico amplio (MacArthur y Levins, 1967; Stubbs y Wilson, 2004).

A nivel de comunidad se conocen los principales efectos que provoca la contaminación sobre las características estructurales y funcionales (dominancia, baja diversidad, ciclos sobrecargados...) pero se requieren medidas que sean preventivas (y no descriptivas) antes de que el sistema se deteriore irreversiblemente. El principio consiste en responder a la siguiente pregunta: *¿Qué tipo de comunidad habría aquí si no hubiera habido una perturbación de origen humano?* Evidentemente la pregunta implica comparar dos comunidades, la actual y la de referencia tras su evolución en condiciones naturales, pero la ecología no es capaz de predecir estos procesos. Por lo que todos los métodos existentes solamente permiten evaluar el estado ecológico *a posteriori*, es decir, cómo el estrés ambiental afectó a las comunidades respecto al valor de referencia (Simberloff, 2004). Para ello, disponemos de alternativas estructurales, las más tradicionales y comúnmente utilizadas, y las funcionales.

Desde la **perspectiva estructural** disponemos de varias aproximaciones para la evaluación del estado ecológico de una localidad:

- Comparación de la estructura de la comunidad de una localización con la teórica esperada o con la normal. Entre los *modelos teóricos* están las curvas de abundancia-dominancia o los índices de diversidad específica (Daly et al., 2018). La principal objeción a estos índices como medida de la perturbación se basa en el hecho de que dependen también de factores distintos de la contaminación y es ambiguo el establecimiento de los límites en relación con el grado de alteración. El principal problema de los modelos basados en la comparación con datos normalizados o de referencia (*modelo neutro de Caswell* o de aplicación de coeficientes de polución) es que exigen un conocimiento previo y exhaustivo de la zona y de las especies.
- Comparación de atributos estructurales que respondan de diferente forma según el tipo de perturbación. Entre las medidas, conocidas

como de *control interno*, están las **Curvas de Abundancia de Biomasa** (ABC) que presentan una sensibilidad razonable frente a alteraciones de diferente naturaleza, aunque se vinculan especialmente con las entradas de materia orgánica. Una alternativa similar es la identificación de **propiedades estructurales conservativas** susceptibles de modificación por perturbación o contaminación. Ciertas propiedades de las comunidades son comunes para el mismo estadio de desarrollo con independencia de la composición específica, la cual está más influenciada por las condiciones naturales de cada medio. Algunos autores consideran que las **curvas ataxonómicas** (espectro de biomasa o de tamaño corporal) son capaces de diferenciar los efectos de la contaminación orgánica de la tóxica, en base a que la contaminación tóxica causa una caída en la diversidad específica, pero sin provocar una desviación de la distribución log-normal, mientras que la contaminación orgánica produce ambas cosas. Respecto a la **descomposición de la diversidad beta** o cambios en la composición de especies entre localidades a lo largo de un gradiente ambiental, existe un gran desconocimiento sobre qué patrones de reemplazamiento (*sustitución de especies*) y anidamiento (*desarrollo de conjuntos anidados de especies que comparten una gran parte de la distribución a lo largo de un gradiente de riqueza*) podrían surgir a lo largo de gradientes de estrés a pequeña escala. A gran escala sabemos que, a lo largo de gradientes de riqueza donde los sitios difieren en su intensidad de estrés y comparten pocas especies, las diferencias en composición se deberán fundamentalmente al reemplazamiento de especies, las cuales mostrarán un alto grado de especificidad a lo largo del gradiente (especialistas). Cuando los gradientes de riqueza se producen a través de la pérdida de especies dando lugar a comunidades más pobres, subconjuntos de aquellas más ricas, la diversidad beta se explica por anidamiento. En este caso, las comunidades comparten un alto porcentaje de especies porque las especies que habitan los sitios más pobres son capaces de tolerar el estrés y aparecen bajo un amplio rango de niveles de estrés (generalistas) (Gutiérrez, 2014). La descomposición de la diversidad beta por reemplazamiento de especies fue utilizada con éxito a pequeña escala por Carballeira et al. (2011e) para determinar los umbrales

de cada variable explicativa que producían cambios de estado significativos de las comunidades bentónicas afectadas por piscifactorías marinas instaladas en jaulas en mar abierto.

La evaluación del estado ecológico **funcional** se basa en que las especies que aparecen en ambientes estresados deberían compartir una serie de rasgos biológicos (Southwood, 1977; Odum, 1985; Stanton et al., 2000) y tendencias similares en las características funcionales a lo largo de los gradientes de estrés. Las aproximaciones basadas en los rasgos biológicos ofrecen grandes ventajas frente a los métodos convencionales basados en clasificaciones taxonómicas. Se pueden calcular medidas de diversidad funcional (Villéger et al., 2008; Laliberté y Legendre, 2010) usando los rasgos biológicos de los organismos, obteniendo la riqueza, la equidad-divergencia o la redundancia funcional (Mason et al., 2005; Rosenfeld, 2002). Por ejemplo, la alteración funcional del ecosistema se puede poner en evidencia mediante cambios observados en la **estructura trófica** de la comunidad, ya que la importancia relativa de cada estrategia adaptativa puede verse selectivamente alterada según el tipo de contaminación.

Es cierto que frente a débiles niveles de contaminación los bucles de retroalimentación complejos pueden atenuar las perturbaciones por la existencia de redundancias funcionales en el interior de las comunidades. Una especie sensible puede ser reemplazada por un equivalente ecológico poluto-tolerante de manera que el funcionamiento general del sistema no se verá afectado. Pero una polución accidental o crónica cierta puede originar efectos claros sobre el flujo de energía o el ciclo de los elementos. Los contaminantes pueden interferir los ciclos biogeoquímicos de manera directa o indirecta a través de los organismos, actuando sobre todos los grupos tróficos, ya sea afectando a la productividad primaria, bioconcentrándose y transfiriéndose a los niveles superiores.

Ensayos de colonización de sustratos artificiales

El estudio de comunidades colonizadoras de sustratos artificiales puede ser un método alternativo a la elevada dificultad que supone realizar los estu-

I Composición estructural de la comunidad

	LFA									
	2 meses					4 meses				
	EE1	EE2	EE3	EE4	EE5	EE1	EE2	EE3	EE4	EE5
Riqueza Específica	18	18	19	19	19	31		23		17
Diversidad Específica	3,07	3,26	3,26	2,17	2,16	3,33		1,79		1,64

	XOVE									
	2 meses					4 meses				
	EE1	EE2	EE3	EE4	EE5	EE1	EE2	EE3	EE4	EE5
Riqueza Específica	12	18	21	27	18	6	11	20	26	18
Diversidad Específica	2,07	1,64	3,55	3,86	2,68	1,73	2,39	3,26	3,45	3,05

II Selección de especies indicadoras (Perfiles ecológicos)

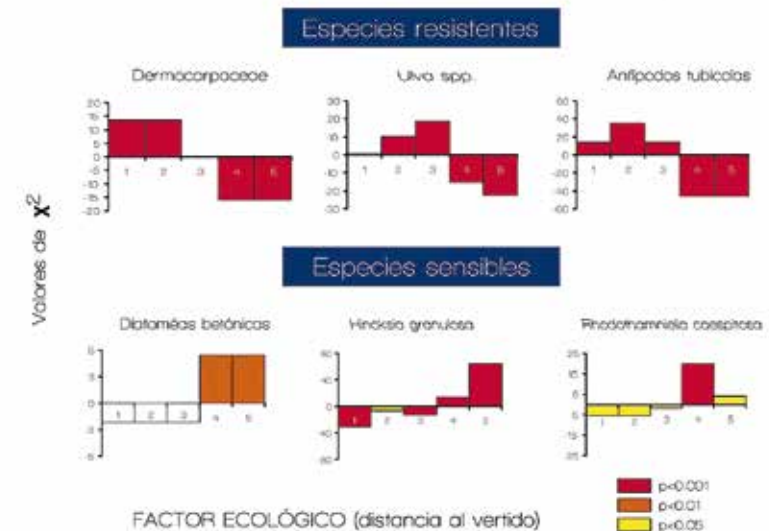


Figura 7.16. Respuestas de las comunidades colonizadoras de sustratos artificiales a los vertidos de piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral. I/ Variación de los parámetros macroscópicos de la comunidad colonizadora en función del tiempo y del grado de exposición. II/ Ejemplos de perfiles ecológicos, de especies colonizadoras sensibles y resistentes, en función de la distancia al foco del vertido. Tomado de Carballeira (2013).



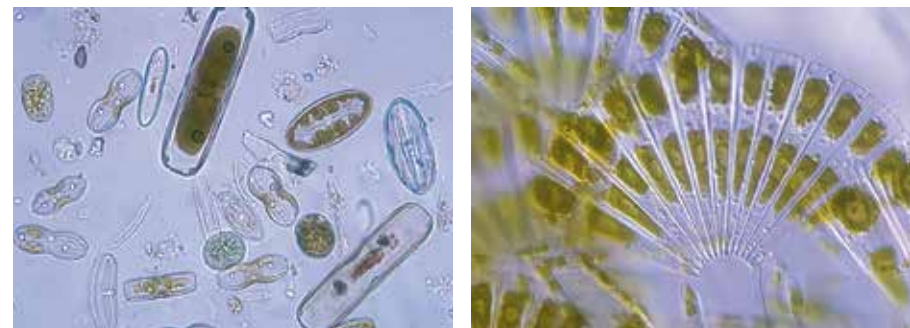
Bastidor con sustratos artificiales esféricos de poliuretano (Izquierda). Colonización bajo exposición a los vertidos piscícolas (Derecha). En el hemisferio superior dominaron los productores primarios (e.g. *Ulva* spp.) y en el inferior los secundarios (e.g. *Balanidae*).

dios sobre comunidades nativas de hábitats complejos. Podemos tener en cuenta las mismas consideraciones y utilizar las mismas técnicas descritas anteriormente aplicadas a las comunidades nativas. En ambos casos, el efecto gradual respecto a la distancia a los emisarios de los vertidos sobre poblaciones y comunidades nativas o colonizadoras de sustratos artificiales también puede ser caracterizado adecuadamente mediante la construcción de **Perfiles ecológicos**.

Un perfil ecológico es una *serie ordenada de las respuestas biológicas (variable de estado) en las clases de un factor o descriptor ambiental (variable explicativa)*. Los perfiles ecológicos permiten poner en evidencia la ligazón existente entre las variables de estado y las explicativas a lo largo de un gradiente ambiental (Carballeira et al., 2011e; Carballeira et al., 2012a). Las *variables explicativas* han de ser sensibles a los vertidos, sencillas de obtener e interpretar y que permitan establecer relaciones de causa-efecto con las variables de estado. Como variable explicativa se puede utilizar un parámetro fisicoquímico del medio (e.g. pH, SS...), un descriptor del grado de exposición (e.g. distancia al emisario) o un marcador corporal (e.g. concentración de un contaminante, señal isotópica...). Como *variable de estado* se pueden utilizar respuestas:

- A *nivel específico*, la respuesta puede ser caracterizada mediante la frecuencia (presencia/ausencia), abundancia (e.g. cobertura, densidad, biomasa) o estado vital (e.g. vigor fisiológico, biomarcador molecular, alteración histo-morfológica) observada en cada clase del factor.
- A *nivel de comunidad* cualquier índice biocenótico funcional o estructural (e.g. riqueza específica; diversidad específica, trófica o de formas de vida) observado en cada clase del factor.

Asimismo, el perfil ecológico permite cuantificar el tipo de relación existente entre la respuesta ecológica y la variable ambiental. Básicamente las técnicas de **análisis frecuencial** (Daget y Godron, 1982) permiten seleccionar las especies indicadoras, por su respuesta sensible o resistente, de los efectos originados por los vertidos de las granjas. Además, mediante la aplicación de test de significación estadística bajo la hipótesis de la equidistribución (e.g. Chi-cuadrado, χ^2) se puede caracterizar el grado de ligazón existente entre la variable respuesta y cada intervalo o clase de una variable explicativa (López et al., 1997) (figura 7.16). Complementariamente se pueden utilizar técnicas multifactoriales (e.g. regresión múltiple) para seleccionar las variables explicativas que integran las ecuaciones que mejor



Tanto las respuestas funcionales como estructurales de las comunidades de diatomeas bentónicas colonizadoras de sustratos artificiales pueden ser consideradas como variables de estado de un PVA.
Foto: J. Cremades.

predicen las variables respuesta. Una síntesis de la información obtenida simplificará la vigilancia futura de los escenarios de estudio o de otros similares por centrarse solamente en unas pocas especies seleccionadas *ad hoc* como indicadores y por disponer de los umbrales de las variables explicativas seleccionadas que provocan cambios significativos de las respuestas biológicas, que son las que realmente deben servir para definir los niveles de impacto ambiental.

Con esta técnica se seleccionaron las especies indicadoras de impacto entre las colonizadoras de los sustratos artificiales y se obtuvieron los valores de los parámetros funcionales de la comunidad indicadores de perturbación (Carballeira, 2013). Como ejemplo de bioindicadores resistentes a los vertidos de las granjas están: los cianófitos de la familia *Dermocarpaceae*, las algas verdes del género *Ulva* y los anfípodos tubícolas; siendo sensibles: las diatomeas bentónicas, el feófito *Hincksia granulosa* (Smith) P.C. Silva y el rodófito *Colaconema caespitosum* (J. Agard) Jackelman, Stegenga & J.J. Bolton. Entre las respuestas funcionales de fácil obtención se incluyen: la composición pigmentaria de los productores primarios, la biomasa de productores primarios y secundarios y la señal isotópica del ^{15}N . Esta última tanto como medida de la disponibilidad de nitrógeno, como descriptor del grado de exposición genérica a los vertidos. Además, se comprobó que el resultado final viene condicionado por la forma del sustrato artificial y la duración del período de exposición. Como superficies de colonización, se puede utilizar todo tipo de materiales (e.g. plásticos, fibra de vidrio) pero es preferible utilizar *estructuras esféricas* por representar de manera estable las distintas condiciones de luminosidad. Se genera un gradiente de iluminación desde el polo del hemisferio superior, el más iluminado, que será colonizado fundamentalmente por organismos autótrofos hasta el polo del hemisferio inferior donde dominarán los consumidores. Esta diversificación del ambiente permitirá deslindar mejor las respuestas funcionales y estructurales de la comunidad colonizadora a los vertidos de las granjas. Respecto al tiempo de exposición de las superficies a colonizar depende de la época del año, en la época crítica (agosto-octubre) los mejores resultados se obtuvieron a los 2 meses. Las comunidades establecidas después de períodos muy largos (4 meses) distinguen peor los efectos de los efluentes porque las especies



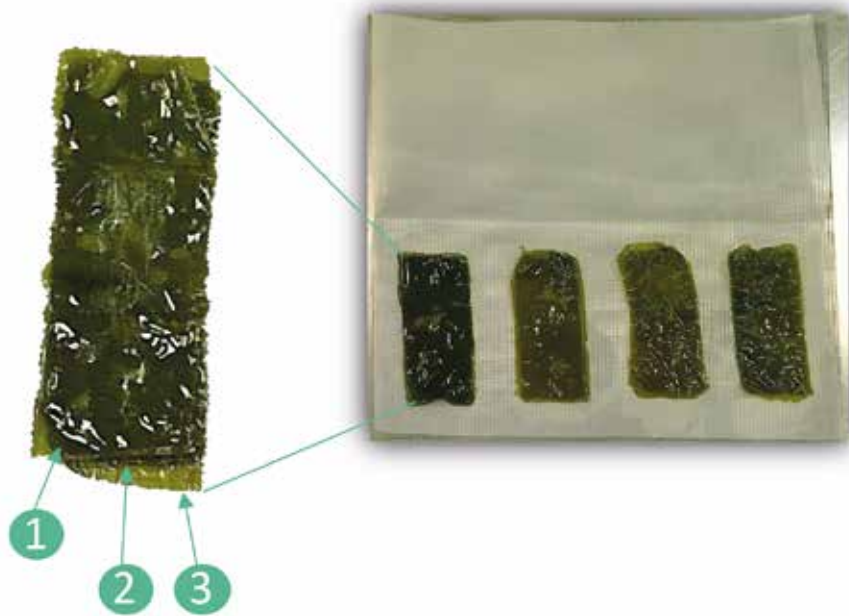
Entre las especies sensibles a los vertidos de las granjas marinas instaladas en tierra destacan el rodófito *Colaconema caespitosum* (Izquierda) y el feófito *Hincksia granulosa* (Derecha).

Foto: J. Cremades e I. Bárbara.

oportunistas (i.e., lechuga de mar, bellota de mar, mejillón) consiguen monopolizar casi todo el espacio. Por el contrario, si los períodos son excesivamente cortos se obtiene una biopelícula formada por microcolonias bacterianas y de algas unicelulares nativas y que son más difíciles de clasificar.

Otros métodos alternativos

La realización de *estudios epidemiológicos* de poblaciones de organismos nativos (e.g. tasa de deformidades, asimetría corporal, incidencia tumoral, grado



Bioensayo de descomposición. - Dispositivo de exposición del material algal para evaluar la tasa de descomposición. Cada muestra se construye con 4 réplicas de 3 tiras de alga cada una. La muestra se confina en bolsas de doble capa: interna de polietileno 200 μ y externa de malla de fibra de vidrio 2mm.

de parasitismo...) son una vía alternativa muy prometedora. Aunque de costosa aplicación en un PVA rutinario, los estudios epidemiológicos de poblaciones selectas se podrían utilizar para una mejor definición de la integridad ecológica preoperativa y para controles de realización a largo plazo (e.g. cada 5 años).

Un método funcional de interesante implementación en los PVA del medio marino es el **bioensayo de descomposición de materia orgánica** realizada *in situ*. Desde una perspectiva ecológica la materia orgánica no viva (fundamentalmente fitodetritos) juega dos papeles sustanciales; uno directo

ya que supone una fuente importante de energía de entrada a las redes alimentarias, y otro indirecto a través de la necesidad de reciclar los nutrientes para su uso por los productores primarios. El proceso de descomposición depende de las características intrínsecas del material de partida, de las condiciones ambientales y de la actividad biológica (Mews et al., 2006). El procesado biológico de los fitodetritos se realiza a través de su fragmentación-consumo por la comunidad de detritívoros y de su descomposición-



Bioensayo de descomposición. – Preparación y exposición de un dispositivo con varias muestras que contienen tiras de macroalga. Foto: A. Carballeira.

adecuación por la comunidad microbiana. La descomposición de la materia orgánica es un proceso fundamental para el buen funcionamiento de los ecosistemas al condicionar el reciclado de nutrientes, fue propuesto como indicador de la calidad del agua (Gessner & Chauvet, 2002; Young et al., 2008) y reúne los requisitos para convertirse en un indicador funcional de la integridad ecológica del sistema.

Habitualmente la caracterización del proceso de descomposición *in situ* se realiza mediante el bioensayo conocido como **litter bag**, que consiste en introducir en una bolsa de malla una cantidad conocida de materia orgánica (e.g. frondes algales en medio marino) y exponerla en el medio (e.g. suspendida en el agua o sobre el bentos) durante un período determinado de tiempo (Boulton & Boon, 1991). Se utilizan bolsas de nylon con dos tipos de poro de malla (e.g. 0,35 y 10 mm Ø), de tal manera que la pérdida de biomasa obtenida con el poro pequeño será debida exclusivamente a la descomposición microbiana (bacterias y hongos), mientras que el grande además permite la fragmentación y el consumo causado por detritívoros, como los anfípodos *Talitrus saltator* y *Megalorchestia pugettensis* (muy comunes en las costas sedimentarias gallegas). A continuación, se determina la velocidad de descomposición en función de la pérdida de biomasa, pero también se pueden estudiar otros aspectos como la *captura incidental* de meio y macroinvertebrados, el grado de epifitismo, los microorganismos asociados (e.g. número de colonias bacterianas), etc. Para los estudios ecológicos se puede utilizar material fresco o maduro local (e.g. 10 días después del arribazón), este último es el que mejor refleja la situación real. Sin embargo, el principal inconveniente de esta técnica, desde la perspectiva ecotoxicológica, es no disponer de un material homologado todo el año. Esta deficiencia inherente a la técnica se puede superar mediante la creación de un banco de macroalgas o utilizar un sustrato homologado. Por ejemplo, se puede recolectar o producir abundantes frondes de un alga tipo (e.g. *Ulva* spp. o *Saccharina latissima*) con características morfológicas similares, que después de ser lavadas y secadas se pueden seccionar en forma de discos o tiras. Cuando se requiera hacer un ensayo las porciones peso-equivalentes se introducen en las *litter bags*, se exponen un tiempo determinado y se comprueba la pérdida de peso debido a la descomposición.

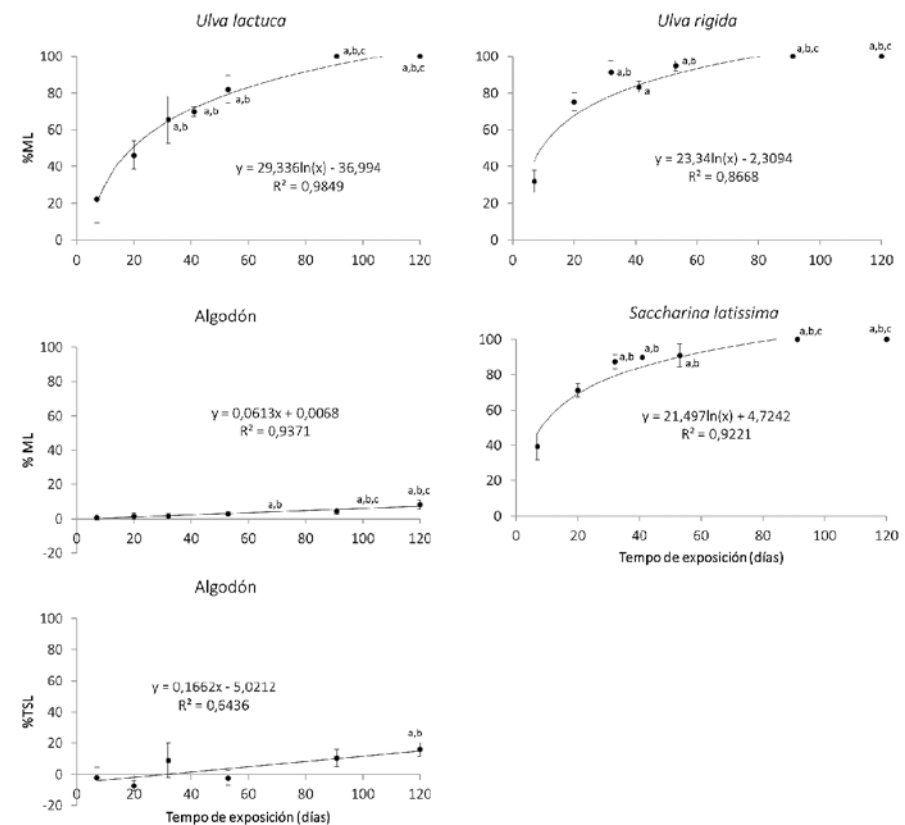


Figura 7.17. Bioensayo de descomposición. - Evolución de la pérdida de peso (ML) y de la tensión de ruptura (TSL), en % respecto al control, en función del tiempo de exposición (días) para una temperatura media de 22 °C. Nivel de significación (a: 0.1; b: 0.05; c: 0.01). Datos no publicados.

La bibliografía existente sobre los estudios de descomposición en medio marino, incluso sobre macroalgas, son muy escasos (Lopes et al., 2011; Martins et al., 2012; Franzitta et al., 2015). La tasa de descomposición depende de las condiciones abióticas del medio (temperatura, pH, salinidad,

concentración de oxígeno...), de la naturaleza de la materia orgánica y de la comunidad de organismos descomponedores presentes en el medio receptor (Tank et al., 2010). La descomposición de la materia orgánica será mayor en aquellos ambientes a los que pertenece, siendo la salinidad el factor ambiental de más peso en el medio acuático (Franzitta et al., 2015). Esto nos lleva al empleo preferente de materiales propios de los ecosistemas marinos. Incluso los ensayos deberían de realizarse para cada hábitat (supralitoral, eulitoral, bentónico sublitoral, bentónico de aguas profundas, pelágico y enterrado en los sedimentos) ya que existen grandes diferencias con respecto a la intensidad y calidad de la luz, la concentración de oxígeno, la comunidad microbiana nativa, la fricción o las concentraciones de nutrientes entre estos ambientes (Tosin et al., 2012).

Desde una perspectiva ecotoxicológica estudiamos el proceso de descomposición de las frondes de tres especies de macroalgas marinas: *Saccharina latissima*, *Ulva lactuca* e *Ulva rigida*. Se estableció el protocolo para la realización del bioensayo (i.e., número de tiras de alga en cada réplica, número de réplicas, dispositivo de exposición, desalinización de las muestras) y se establecieron los tiempos de exposición necesarios para obtener un grado aceptable de descomposición. Los mejores resultados se obtuvieron con *S. latissima* en cuanto replicabilidad muestral y tasas de descomposición mas aceleradas, fluctuando la vida media (50% de descomposición) entre 13 y 14 días para una temperatura media del agua de 12 y 22 °C, respectivamente (figura 7.17). Recientemente realizamos el primer experimento de campo consistente en exponer trasplantes de *S. latissima* a 3 m de profundidad durante 34 días en el entorno inmediato de bateas de mejillón, jaulas de salmón y un control, situados en la ensenada de Louro (Muros, A Coruña). Sólo se observaron diferencias significativas de la tasa de descomposición entre el control y las jaulas, por reducir éstas la tasa de descomposición a la vez que se relacionaba con un incremento de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ (‰).

Una variante del ensayo *litter bag* es el conocido como el **bioensayo de tiras de algodón** (*Cotton Strip Assay, CSA*). Utilizado habitualmente en suelos y ríos, las tasas de descomposición se medían empleando hojas por ser la principal fuente orgánica (Boulton & Boon, 1991). Para resolver



Adaptación del bioensayo de tiras de algodón para su empleo en el mar.



Los bioensayos fueron repetidos en los fiordos chilenos.

ciertos problemas asociados al empleo de hojarasca (i.e., la temporalidad y baja consistencia del material y la dificultad de estandarizar el método, debido sobre todo a la variable naturaleza de los sustratos naturales) se propuso por primera vez, en 1945, el uso de algodón como un sustrato biodegradable homogéneo (Richard, 1945). Los primeros experimentos con material celulósico se desarrollaron en suelos y no fue hasta años más tarde cuando comenzó a introducirse en el estudio de ecosistemas acuáticos (Boulton & Quinn, 2000; Claret et al., 2001; Tiegs et al., 2007; 2013; Ferreira et al., 2020). La celulosa, constituyente principal de las tiras de algodón, es un sustrato adecuado para hongos y bacterias y puede servir como una fuente de alimento para algunos invertebrados. Sin embargo, la velocidad de descomposición de las tiras de algodón en medio marino es muy inferior a la de las macroalgas, con nulo o bajo contenido en celulosa, por lo que las exposiciones serían más largas (figura 7.17). El aumento del tiempo de exposición puede ser un inconveniente logístico por aumentar el riesgo de pérdida de los trasplantes, aunque también podría considerarse una ventaja al integrar períodos más largos de respuesta del proceso biológico. Las tasas de descomposición en este caso se pueden establecer mediante la pérdida de peso y de la resistencia a la tracción, más específicamente mediante la determinación de la *tensión de ruptura* (Boulton y Boon, 1991). Un ensayo similar al de la tira de algodón, realizado con un material artificial más sensible para el medio marino, podría ser muy útil como método estandarizado en la evaluación ambiental, donde existe la necesidad de incluir criterios funcionales juntamente con los estructurales tradicionales (Wallace et al., 1996; Boulton y Quinn, 2000; Gessner y Chauvet, 2002).

Recapitulando, una buena opción para la caracterización de la integridad ecológica del medio receptor se puede conseguir estudiando simultáneamente los procesos de colonización de sustratos artificiales y de descomposición de la materia orgánica (Ferreira et al., 2020), porque reflejan el grado de alteración de los flujos de energía en el sistema receptor. Además, entre ambos procesos, participan organismos pertenecientes a los distintos niveles tróficos (autótrofos, descomponedores y consumidores), lo cual aumenta el realismo ecológico del bioensayo.

Toxicidad de los vertidos *versus* Integridad ecológica del medio receptor

Los métodos integrados son necesarios por la propia complejidad y dinamismo del medio ambiente, así como por la dificultad que existe para definir con seguridad la situación ambiental a partir de una sola aproximación. La principal ventaja de las evaluaciones ambientales basadas en la integración de varias metodologías reside en que la cantidad total de información que se extrae del estudio del ecosistema es mayor y más útil que la suma de la información de sus componentes individuales.

La combinación de las tres líneas de evidencia puede utilizarse para:

- Identificar y diferenciar áreas en estado de degradación debidas a un fenómeno de contaminación, frente a ciertas condiciones de referencia
- Determinar la extensión de la degradación de forma cuantitativa, particularmente de las zonas grises (*gray zone*), intermedias entre las zonas con degradación y la ausencia de ésta
- Determinar criterios de calidad asociados a daños biológicos
- Delimitar áreas según prioridades de protección o recuperación
- Describir relaciones ecológicas que existen entre las propiedades del medio y la biota, es decir, identificar procesos de alteración debidos a la casuística natural
- Predecir qué áreas presentan un alto riesgo de degradación, en base a la información obtenida por las líneas de evidencia de contaminación y toxicidad

Las conclusiones proporcionadas por cada línea de evidencia son consideradas en relación con las que ofrecen las otras líneas componentes del sistema integrado. Como se puede observar en la figura 7.18 y la tabla 7.4 las

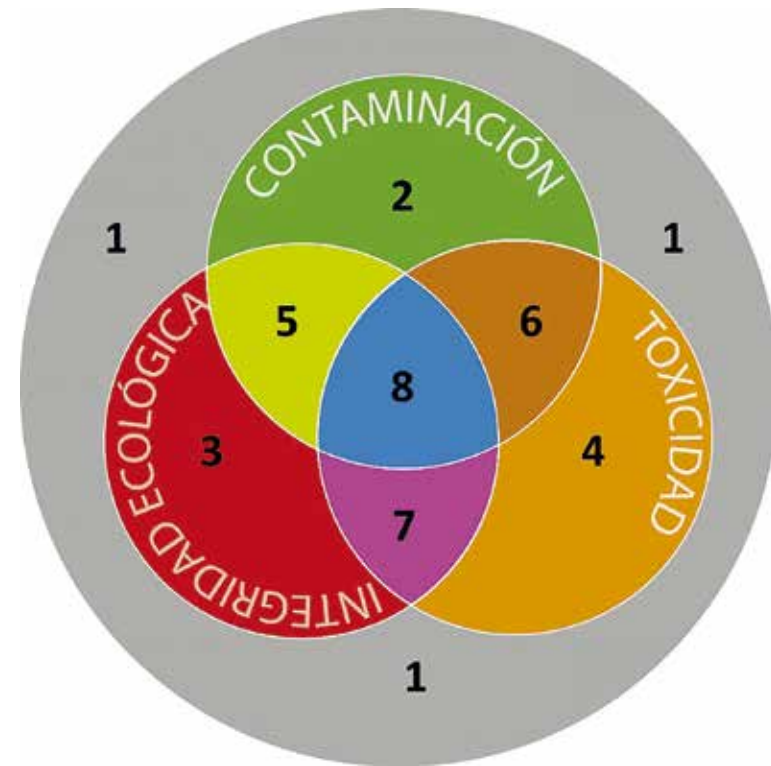


Figura 7.18. Representación gráfica de las situaciones ambientales termo de la metodología integrada de vigilancia ambiental (Adaptado de Chapman, 1990).

combinaciones aportadas por las tres líneas de evidencia dan lugar a ocho tipos de situaciones ambientales, que van desde la ausencia de degradación ambiental hasta su confirmación plena (Chapman, 1990).

Anteriormente se analizó el por qué no era fácil establecer correlaciones entre los análisis químicos del medio u organismos y los resultados de los bioensayos toxicológicos. Más complicado resulta muchas veces establecer

enlaces entre los bioensayos de toxicidad de los vertidos y la integridad ecológica del medio impactado. Es necesario señalar que las diferencias entre los resultados obtenidos en estas dos líneas de evidencia pueden ser debidas a otras causas o factores de confusión (Point y Waller, 2000).

Causas de confusión

Entre las causas de confusión de los bioensayos se encuentra el diferente comportamiento entre grupos taxonómicos, fases del ciclo vital, estrategias de vida o grados de aclimatación, así como los efectos sobre las interacciones entre especies. En este sentido, hemos de recalcar que muchas veces los organismos test utilizados en los PVA no se corresponden con las especies que forman parte del ecosistema receptor.

Las respuestas de los organismos a los contaminantes pueden variar significativamente entre grupos taxonómicos y, además, las respuestas conocidas de los organismos acuáticos son de tipo contaminante específico y en ambientes controlados. Por este motivo, la predicción de las respuestas en las condiciones de campo, en las que se encuentran expuestos a mezclas complejas (e.g. efluentes de una granja), puede ser muy difícil o imposible de realizar. Los resultados indican que es necesario mantener cierta precaución al utilizar índices bióticos en la evaluación de los efectos de mezclas complejas de compuestos químicos. Esto puede explicar en gran medida las diferencias observadas entre las predicciones de efectos a partir de los resultados obtenidos con la batería de bioensayos aplicada a los efluentes y las evaluaciones de la integridad ecológica en condiciones de campo.

El tipo de **estrategias de vida** que dominen en los taxones utilizados en la evaluación de campo condicionarán el grado de perturbación de la integridad ecológica observada. Por ejemplo, las respuestas serán muy diferentes si se utilizan organismos con distintas estrategias alimentarias (filtradores, sedimentívoros, detritívoros, omnívoros, herbívoros, carnívoros, etc.) porque el grado de exposición a los tóxicos o su biodisponibilidad también será muy diferente. Por otro lado, los productores primarios pueden ser más o

Situación ambiental	Exposición	Toxicidad	Integridad ecológica
1. No existe degradación ambiental	-	-	-
2. Contaminantes no biodisponibles	+	-	-
3. No se han determinado los contaminantes adecuados. Riesgo potencial de degradación	-	+	-
4. Alteración debida a causas naturales	-	-	+
5. Estrés en el sistema, aunque aún no se ha producido degradación	+	+	-
6. Contaminantes no biodisponibles o la alteración se debe a causas naturales	+	-	+
7. No se han determinado los contaminantes adecuados. Existe degradación del sistema	-	+	+
8. Existe degradación ambiental	+	+	+

Tabla 7.3. Situaciones ambientales descritas por la metodología integrada de vigilancia ambiental. [Se corroboró (+) o no (-) la presencia de contaminantes, de toxicidad en los bioensayos o de alteración de la integridad ecológica]. (Adaptado de Chapman, 1990).

menos sensibles a los tóxicos y condicionar a sus consumidores (*efectos indirectos*). Por ejemplo, los herbívoros que se alimentan de perifiton pueden resultar más afectados que otros grupos de organismos. De hecho, ciertas métricas son indicativas de perturbaciones concretas en base a las diferentes estrategias de vida (Barbour et al., 1996). Así, un aumento de organismos filtradores respecto a lo esperado sugiere un enriquecimiento orgánico. Otras métricas combinan el porcentaje de contribución de grupos tolerantes o intolerantes seleccionados.

Las características de cada **etapa del ciclo vital** de los organismos acuáticos también influyen en sus respuestas a los contaminantes. Es ampliamente conocido que, en general, las etapas tempranas de la vida de la mayoría de los organismos acuáticos son mucho más sensibles a los contaminantes que los adultos (Del Valls, 2007).

El efecto de los contaminantes sobre las **interacciones entre especies** (e.g. depredación, competencia) puede jugar un papel importante en la estructuración y composición de las comunidades acuáticas. Por ejemplo, la pérdida de una especie depredadora particular de un sistema puede que no sea debida a un efecto tóxico directo, sino que puede derivarse de la pérdida o reducción de su presa base, que es más susceptible a la contaminación. Aunque se considera que los efectos tóxicos directos son más importantes que los indirectos, es necesario señalar que en diferentes estudios ecotoxicológicos se ha encontrado que los efectos indirectos de los contaminantes ocurren fundamentalmente a concentraciones bajas a largo plazo, mientras que los efectos directos se relacionan con concentraciones altas a corto plazo. Además, los posibles efectos indirectos que pueden generar los efluentes complejos son ignorados en las predicciones ecotoxicológicas y son otra fuente de discrepancia en la comparación de resultados entre los bioensayos *in vitro* y las medidas de campo (Peckarsky y Dodson, 1980).

Se ha observado una mayor **tolerancia a los contaminantes** en poblaciones y comunidades expuestas a la contaminación en comparación con las no expuestas, bien porque han sido seleccionadas hacia la dominancia de individuos más resistentes o porque se han adaptado a las nuevas circunstancias. En consecuencia, el grado de aclimatación o adaptación de poblaciones y comunidades expuestas a los efluentes puede influir en los resultados de campo. Basado en esto, ha sido propuesto el método PICT (*Pollution-Induced Community Tolerance*) como una metodología avanzada de evaluación ecotoxicológica de la contaminación (Blanck et al., 1988). El método PICT se basa en la acción que los tóxicos ejercen sobre la presión selectiva cuando una comunidad es expuesta a un tóxico o a una mezcla de tóxicos (vertido) por encima de una determinada concentración y durante un período suficiente de tiempo. El incremento de tolerancia de la comunidad es debido a la exclusión de individuos y especies sensibles al tóxico, entonces apuntamos que la comunidad ha sido “seleccionada” frente a ese tóxico o vertido. La diferencia de tolerancia entre una comunidad seleccionada y otra no seleccionada puede ser detectada por comparación de resultados de bioensayos realizados a corto plazo con las respectivas comunidades. El enfoque PICT ha sido aplicado, en medio terrestre y acuático (dulce y mari-

no), fundamentalmente a comunidades microbianas, fitoplancton, perifiton, epipsammon... para la evaluación del riesgo de contaminaciones difusas o puntuales y en condiciones de campo. Se ha evaluado el efecto de todo tipo de contaminantes, como metales (Cu, As, Zn) y metalorgánicos (TBT), pesticidas, herbicidas, fungicidas, fármacos, antibióticos, nanopartículas... Los métodos de estima de la respuesta comunitaria se basan en el análisis taxonómico clásico o en el uso de técnicas de biología molecular (e.g. reacción en cadena de la polimerasa, PCR) y en pruebas fisiológicas (e.g. incorporación de marcadores químicos e isótopos, como el C¹⁴; la inducción de fluorescencia *in vivo* de algas, fitoplancton y perifiton). El método PICT tiene un relevante valor ecológico, ya que integra la variabilidad de toda la comunidad con los fenómenos fisiológicos de adaptación de los organismos y de las selecciones intra e inter-específicas, lo cual no es posible predecir a partir de pruebas uniespecíficas (Blanck y Dahl, 1996; Gustavson et al., 1999; Bérard et al., 2002; McClellan et al., 2008). Son pocas las herramientas disponibles de bioevaluación del medio natural sometido a contaminación tóxica, por lo que la aproximación PICT debe ser considerada y desarrollada para su uso tanto en la evaluación del riesgo ecotoxicológico como en la vigilancia ambiental. Es necesario puntualizar que los bioensayos de colonización de sustratos artificiales y de descomposición de detritos propuestos para implementar en el PVA se acomodan en gran medida a los propósitos de la metodología PICT.

Una causa clara de confusión la suministran todos aquellos compuestos o mezclas que generan relaciones de *dosis-respuesta no monotónicas*. La famosa afirmación de Paracelso en el siglo XVI: «Nada es veneno, todo es veneno: la diferencia está en la dosis» no se cumple siempre. Por ejemplo, el hecho de que los disruptores endocrinos son compuestos que se aprovechan de los mismos mecanismos moleculares que utilizan las hormonas les confiere propiedades similares a éstas y diferentes de las de los compuestos tóxicos clásicos. Es muy importante tener en cuenta ese comportamiento a la hora de realizar una valoración del riesgo, porque la pendiente de la curva dosis-efecto de algunos disruptores endocrinos, hormonas esteroideas y mezclas complejas cambia de dirección, es decir, puede tener forma de U (o de U invertida): a dosis pequeñas y grandes,

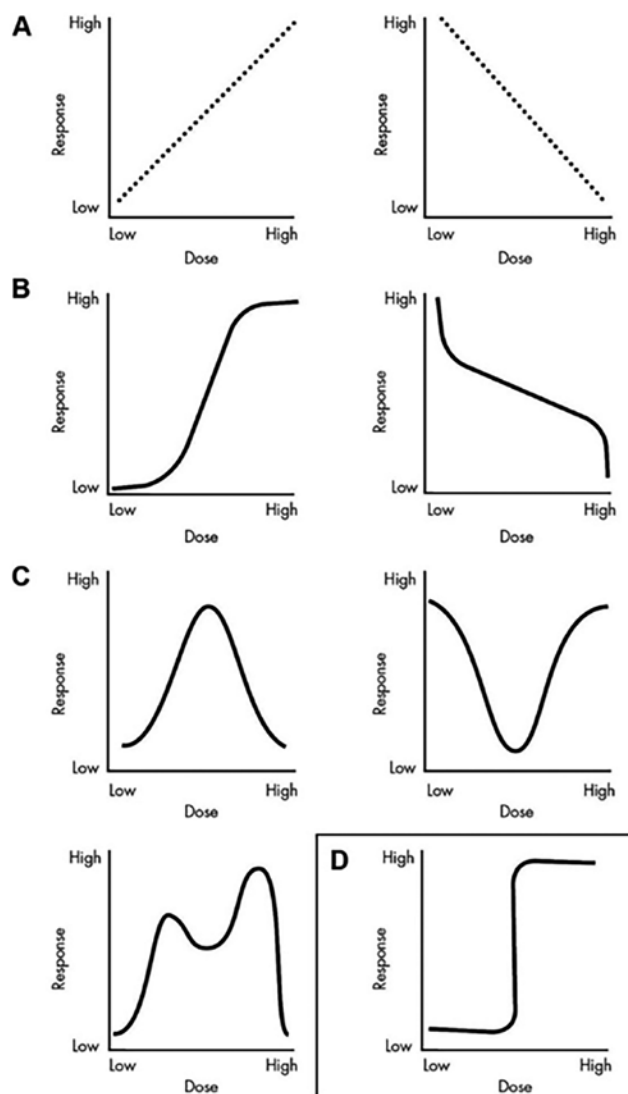


Figura 7.19. Ejemplos de curvas dosis-respuesta.

A/ Respuestas *lineales*, si hay asociaciones positivas o inversas entre la dosis y el efecto, permiten extrapolaciones de una dosis a otra. Por lo tanto, conocer los efectos de una dosis alta permite predicciones precisas de los efectos a dosis bajas.

B/ Ejemplos de respuestas *no lineales* monótonas. En estos ejemplos, la pendiente de la curva nunca cambia de signo, pero cambia de valor. Por lo tanto, saber lo que ocurre a dosis muy altas o muy bajas no es útil para predecir el efecto de las exposiciones a dosis moderadas. Estos tipos de respuestas a menudo tienen un componente lineal dentro de ellos, y las predicciones se pueden hacer dentro del rango lineal.

C/ Se muestran tres tipos diferentes de *curvas dosis-respuesta no monótonas* (NMDRC), incluyendo una curva en U invertida, una curva en forma de U y una curva multifásica. Todos estos se consideran NMDRC porque la pendiente de la curva cambia de signo una o más veces. De estas curvas se desprende claramente que el conocimiento del efecto de una dosis o de dosis múltiples no permite hacer suposiciones sobre los efectos de otras dosis.

Tomado de Vandenberg et al. (2012).

el efecto es alto (o bajo), mientras que a dosis intermedias el efecto es bajo (o alto) (figura 7.19) (Vandenberg et al., 2012). Tal comportamiento rompe con el **concepto de potencia**, definido como el *intervalo de dosis dentro del cual una sustancia produce efectos crecientes*. Igualmente, en la evaluación del riesgo ecotóxico se parte del estudio de dosis altas, de tal forma que, si éstas no ejercen efecto, se da por supuesto que una dosis baja tampoco lo producirá. Lo cual, como hemos visto, no ocurre siempre. Esto genera controversias a la hora de comparar los resultados obtenidos en los bioensayos realizados con los vertidos en laboratorio con el estado ecológico observado en el medio receptor. Entre los contaminantes ampliamente distribuidos con capacidad de disrupción endocrina hay compuestos organohalogenados (e.g. dioxinas y furanos, PCB, pentaclorofenol), pesticidas (e.g. DDT, dieldrín, lindano, heptacloro, malathion, mirex, permethrin, clorpirifós), ftalatos (e.g. BBP, DBP, DEHP), metales y metaloides (As, Cd, Cr, Hg, Pb, Se) y otros compuestos (e.g. TBT, BHA, bisphenol-a, benzo(a)pireno, e-stireno, triclosan).

Poschenrieder et al. (2013) revisan críticamente el concepto de hormesis tomando como referencia la estimulación del crecimiento por bajas concentraciones de oligoelementos tóxicos y recomienda que en toxicología vegetal se use como un término descriptivo para la fase estimulada en las curvas

de respuesta de crecimiento que es inducida por bajas concentraciones de iones metálicos tóxicos sin evidencia de los mecanismos subyacentes.

Factores de confusión

Entre los factores de confusión, cuando se quieren establecer ligazones entre los resultados de los bioensayos *in vitro* y los *in situ* o con las medidas de campo, está la **variabilidad natural espaciotemporal** debida a factores ecológicos (físicos, químicos y biológicos). La comprensión de la variación estacional natural es importante porque afecta al grado de exposición de los organismos al efluente. La estructura y composición de las comunidades (e.g. cambios de abundancia específica debidos a períodos de reproducción, migración, disponibilidad alimentaria...) varía estacionalmente por lo que la evaluación de la respuesta de la biota a los efluentes estará condicionada a la época en que se realice. Preferentemente se realizará en la época de mayor toxicidad potencial, que viene determinada por la carga estabulada y la tasa metabólica de los organismos cultivados. Esto ocurre habitualmente entre julio y septiembre, el período en el que la temperatura del agua es relativamente más elevada aumentando la actividad metabólica de los organismos cultivados, así como la de los nativos receptores de impacto. Es decir, cuanto mayor es la carga contaminante también más vulnerable es la biota expuesta a los vertidos. Asimismo, la ausencia de perturbación durante la época crítica es una garantía de no-efecto para el resto del año.

La **variabilidad espacial** es crítica a la hora de evaluar la abundancia y distribución de los organismos. La situación relativa frente al nivel mareal, el tipo de sustrato, el hidrodinamismo, etc. definen las características de cada hábitat, y esto influye en el tipo y abundancia de organismos y en los patrones de actividad a diferentes escalas de tiempo. Esto complica el establecimiento de localidades control o de referencia. Las referencias regionales son inapropiadas para estudios de detalle y, por otro lado, no siempre es fácil delimitar una estación de muestreo similar -equivalente en hábitats- a la zona afectada, para poder establecer por comparación el nivel de alteración de la integridad ecológica. Una técnica que permite soslayar esta variabilidad es realizar la vigilancia a través de comunidades colonizadoras de sustratos artificiales.

La **evaluación de la calidad y diversidad del hábitat** del medio receptor es importante para la interpretación de los vínculos entre tipos de perturbaciones (vertidos tóxicos y no tóxicos) y las poblaciones nativas afectadas. Una mayor diversidad de hábitats conlleva una mayor diversidad de especies y comunidades. El mismo vertido provocará efectos relativos muy diferentes si actúa sobre un medio muy diverso frente a otro pobre en hábitats o con hábitats previamente alterados. En este sentido el estudio con trasplantes de organismos o de comunidades colonizadoras de sustratos introducidos permite evaluar el impacto del agua vertida independientemente del estado de conservación del hábitat. Estas técnicas son relativamente *hábitat independiente* y mejoran la determinación de los vertidos tóxicos en presencia de factores de confusión.

Además, los estudios *in situ* pueden ser capaces de distinguir entre **efectos históricos y actuales**. Por ejemplo, los cambios en los productores primarios pueden afectar indirectamente a la fauna al alterar el hábitat o el alimento. Si el ecosistema receptor ya estuviera sometido a un cierto grado de eutrofización los efectos puntuales del foco en estudio pueden ser indistinguibles, porque al estar ya degradado el sistema es difícil encontrar una localidad control cercana y válida, y porque pueden reducir el acuerdo entre los resultados de los bioensayos y los estudios de campo.

Relevancia ecológica de los resultados obtenidos en las líneas de evidencia

Como vimos es difícil comparar los resultados obtenidos en los estudios de campo con los de los bioensayos *in vitro* y aun es más difícil comprender la significación ecológica de los resultados obtenidos en ambos casos. El problema se puede resumir en la siguiente pregunta: *¿Qué grado de alteración de una comunidad nativa sería reconocible como una alteración relevante?*

Por ejemplo, teniendo en cuenta el ruido del muestreo y la variabilidad espaciotemporal tanto de la muestra problema como del control, sería suficiente observar una alteración significativa del 20% de la riqueza específica de la

comunidad afectada respecto al control para que pueda calificarse como una alteración ecológica relevante. Lo mismo podría decirse respecto a los resultados obtenidos con las comunidades colonizadoras de sustratos artificiales o los bioensayos de los efluentes *in vitro*.

En este sentido las evaluaciones que utilizan múltiples líneas de evidencia (WOE), como la que se propone aquí, son ventajosas al facilitar la interpretación de las relaciones causa-efecto (Chapman, 2000c; Weed, 2005; Linkov et al., 2009). En general, las respuestas finales con alta magnitud respecto a la variación natural y con una larga duración o una gran extensión espacial afectada, representan cambios ecológicos relevantes. Intuitivamente, un efecto sobre múltiples especies se debe considerar una respuesta ecológicamente más notable que una respuesta que afecta a una sola especie, siempre que no sea una especie “clave” para el sistema. También es necesario tener en cuenta que los métodos multimétricos a menudo arrastran alta redundancia (alta correlación entre ciertas métricas) lo que puede ser engañoso al amplificar la respuesta de manera asimétrica.

Con fines prácticos, el criterio final para la determinación de la relevancia ecológica es la *extensión espacial de la respuesta*. Este criterio, en contraste con la extensión temporal o duración, es el más considerado en evaluaciones biológicas que implican fuentes puntuales de contaminación como las granjas acuícolas (Levin, 1989; Diamond et al., 1997). Este criterio debería ser un componente básico para la complicada demarcación de la zona de efectos permitidos (ZEP).

Bibliografía

- Aguado, F., Carballeira, A., Collado, C., González, N., Sánchez-Jerez, P. 2013. Propuesta metodológica para la elaboración y ejecución de los planes de vigilancia ambiental de las instalaciones de cultivos marinos en jaulas flotantes. Ed. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, En: JACUMAR. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 180.
- Aly, W., Williams, I.D., Hudson, M.D. 2012. Metal contamination in water, sediment and biota from a semi-enclosed coastal area. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 3879–3895.
- Alexander, M. 1965. Biodegradation: problems of molecular recalcitrance and microbial fallibility. *Advances in Applied Microbiology* 7: 35-80.
- Anderson, B., Nicely, P., Gilbert, K., Kosaka, R., Hun, J., Phillips, B. 2004. Overview of Freshwater and Marine Toxicity Tests: A Technical Tool for Ecological Risk Assessment. Ed. California Environmental Protection Agency. Office of Environmental Health Hazard Assessment. Reproductive and Cancer Hazard Assessment Section Ecotoxicology Unit. Sacramento.
- Angerville, R. 2009. Ecotoxicological Risks Evaluation of Urban Wet-Weather Flows (UWWF) Spills in Streams: Application to a French City and a Haitian City. National Institute of Applied Sciences of Lyon, pp. 485.
- Bailes, R., Gröcke, D.R. 2020. Isotopically-labelled macroalgae: a new method for determining sources of excess nitrogen pollution. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 34: e8951.
- Blaise, F., Féraud, J.F. 2004. Small-scale freshwater toxicity investigations Vol. I y II. Springer. Netherlands, pp. 906.

- Barbour, M.T., Diamond, J.M., Yoder, C.O. 1996. Biological assessment strategies: Applications and limitations. Ed: Grothe D.R., Dickson K.L., Reed-Judkins D.K. En: Whole Effluent Toxicity Testing: An Evaluation of Methods and Prediction of Receiving System Impacts. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, Florida, pp. 245–270.
- Belan, T.A. 2004. Marine environmental quality assessment using *polychaete* taxocene characteristics in Vancouver Harbour. *Marine Environmental Research* 57(1-2): 89-101.
- Bérard, A., Dorigo, U., Humbert, J.F., Leboulanger, C., Seguin, F. 2002. La méthode PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) appliquée aux communautés algales: intérêt comme outil de diagnose et d'évaluation du risque écotoxicologique en milieu aquatique. *Annuals in Limnology* 38(3): 247-261.
- Blanck, H., Wangberg, S.A., Molander, S. 1988. Pollution-Induced Community Tolerance- A new ecotoxicological tool. En: Cairns, J.J. & J.R. Pratt (ed). *Functional testing of aquatic biota for estimating hazards of chemicals*. American Society for Testing and Materials 988: 219-230.
- Blanck, H., Dahl, B. 1996. Pollution-Induced Community Tolerance (PICT) in marine periphyton in a gradient of tri-n-butyltin (TBT). *Aquatic Toxicology* 35(1): 59–77.
- Boecklen, W.J., Yarnes, C.T., Cook, B.A., James, A.C. 2011. On the use of stable isotopes in trophic ecology. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 42: 411–440.
- Borgmann, U., Norwood, W.P., Reynoldson, T.B., Rosa, F. 2001. Identifying cause in sediment assessments: bioavailability and the sediment quality triad. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 950-960.
- Boulton, A.J., Boon, P.I. 1991. A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: time to turn over an old leaf? *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42: 1–43.
- Boulton, A.J., Quinn, J.M. 2000. A simple and versatile technique for assessing cellulose decomposition potential in floodplain and riverine sediments. *Archives for Hydrobiology* 150(1): 133-151.
- Brack, W. 2003. Effect-directed analysis: A promising tool for the identification of organic toxicants in complex mixtures? *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 377: 397–407.
- Bradley, T.J. 2008. *Saline-water Insects: Ecology, Physiology and Evolution*. En: *Aquatic insects: challenges to populations*, Lancaster, J & Briers, RA (eds). CAB International Oxfordshire, UK, pp. 20-35.
- Burridge, L., Weis, J.S., Cabello, F., Pizarro, J., Bostick, K. 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306: 7-23.
- Caeiro, S. 2004. Environmental data management in the sado estuary: weight of evidence to assess sediment quality. University Nova Lisbon Monte da Caparica, pp. 414.
- Calow, P. 1996. Ecology in ecotoxicology: Some possible “rules of thumb”. Ed: Baird, D.J., Maltby, L., Greig-Smith, P.W., Douben, P.E.T. En: *Ecotoxicology: Ecological Dimensions*. Chapman and Hall, London, pp. 5-12.
- Cairns, J.J., Heath, A., Parker, B.C. 1975. The effects of temperature upon the toxicity of chemicals to aquatic organisms. *Hydrobiologia* 47: 135-171.

- Camargo, J.A., Alonso, A. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International* 32(6): 831–849.
- Cañete, J.I., Leighton, G.L., Soto, E.H. 2000. Proposición de un índice de vigilancia ambiental basado en la variabilidad temporal de la abundancia de dos especies de poliquetos bentónicos de bahía Quintero, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 35: 185-194.
- Carballeira, C., Carballeira, A. 2009. Consideraciones para un plan integral de vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas instaladas en tierra. En: Rey-Méndez, M., Izquierdo-Rodríguez, J.F.C. y Guerra-Díaz, A. (ed). XII Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 101–126.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010a. Vigilancia de la ecotoxicidad de los efluentes de las piscifactorías marinas instaladas en Tierra. En: Rey-Méndez, M., Fernández-Casal, J, Guerra, A (ed). XIV Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 191-199.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2010c. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: biomarcadores moleculares en mejillón nativo. En: Rey-Méndez M., Fernández-Casal, J., Guerra, A. (ed). Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas XIII. USC, O Grove, pp. 219–228.
- Carballeira, C., Espinosa, J., Carballeira, A. 2011b. Linking $\delta^{15}\text{N}$ and histopathological effects in molluscs exposed *in situ* to effluents from land-based marine fish farms. *Marine Pollution Bulletin* 62: 2633–2641.
- Carballeira, A., Texeira, J.M., González, N., Gairin, I., Aguado-Giménez, F., Sánchez-Jerez, P. 2011e. Utilización de perfiles ecológicos para la selección de variables geoquímicas de los sedimentos marinos como indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto. XIII Congreso Nacional de Acuicultura. Barcelona, pp. 41-42.
- Carballeira, C., Carballeira, A., Aguado-Giménez, F., González, N., Sánchez-Jerez, P., Texeira, J.M., Gairin, J., García-García, B., Fernández-González, V., Carreras, J., Macías, J.C., Acosta, D. 2012a. Determinación de los umbrales, de las variables geoquímicas de sedimento, indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en mar abierto mediante la técnica de gradientes ambientales. En: Rey-Méndez M., Fernández-Casal J., Guerra, A. (ed). XIV Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 207–214.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2012b. Implementation of a minimal set of biological tests to assess the ecotoxic effects of effluents from land-based marine fish farms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78: 148–161.
- Carballeira, C., Ramos-Gómez, J., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A., Carballeira, A. 2012f. Designing an integrated environmental monitoring plan for land-based marine fish farms located at exposed and hard bottom coastal areas. *Journal of Environmental Monitoring* 14: 1305–1316.
- Carballeira, C. 2013. Bases científicas para el diseño de un plan de vigilancia ambiental para las piscifactorías marinas instaladas en tierra. Universidad de Cádiz, Puerto Real, pp. 342.
- Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2013b. $\Delta^{15}\text{N}$ values in macroalgae as an indicator of the potential impact of waste disposal from land-based marine fish farms. *Journal of Applied Phycology* 25(1): 97–107.

- Carballeira, A., Carballeira, C. 2014. Guía para la realización de Planes de Vigilancia Ambiental de cultivos marinos en jaulas flotantes instaladas en las costas de Galicia. XVII Foro dos recursos mariños e da acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 101–126.
- Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2014. Interannual changes in ^{15}N values in *Fucus vesiculosus* L. *Marine Pollution Bulletin* 85(1):141-145.
- Carballeira, C., Cebro, A., Villares, R., Carballeira, A. 2018. Assessing changes in the toxicity of effluents from intensive marine fish farms over time by using a battery of bioassays. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 12739–12748.
- Cardillo, M. 2003. Biological determinants of extinction risk: why are smaller species less vulnerable? *Animal Conservation* 6: 63-69.
- Castillo, G. 2004. Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de la calidad de las aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. Ed: IMTA. México, pp. 189.
- CEE. 1986. Directiva del Consejo de 24 de noviembre de 1986 relativa a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas de los Estados miembros respecto a la protección de los animales utilizados para experimentación y otros fines científicos (86/609/CEE).
- Chapman, M.G. 1995. Aggregation of the littorinid snail *Littorina unifasciata* in New South Wales, Australia. *Marine Ecology Progress Series* 126: 191–202.
- Chapman, M.G. 2000a. Poor design of behavioural experiments gets poor results: examples from intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 77–95.
- Chapman, P.M. 2000b. Whole effluent toxicity testing usefulness, level of protection and risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(1): 3-13.
- Chapman, P.M. 2000c. The sediment quality triad: then, now and tomorrow. *International Journal on Environment and Pollution* 13: 351–356.
- Chapman, P.M. 2007. Determining when contamination is pollution - Weight of evidence determinations for sediments and effluents. *Environment International* 33: 492-501.
- Chapman, P.M., Caldwell, R.S., Capman, P.F. 1996. Letter to the editor: A warning: NOECs are inappropriate for regulatory use. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 77-79.
- Claret, C., Boulton, A., Dole-Olivier, M., Marmonier, P. 2001. Functional processes versus state variables: interstitial organic matter pathways in floodplain habitats. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences* 58(8): 1594-1602.
- Chaudhuri, A., Mitra, M., Havrilla, C., Waguespack, Y., Schwarz, J. 2007. Heavy metal biomonitoring by seaweeds on the Delmarva Peninsula, east coast of the USA. *Botanica Marina* 50: 151–158.
- Conover, W.J. 1980. *Practical nonparametric statistics*. John Wiley Sons (Ed). New York, pp. 584.
- Conti, M.E., Cecchetti, G. 2003. A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental Resources* 93: 99–112.
- Costan, G., Bermingham, N., Blaise, C. Ferard, J.F. 1993. Potential ecotoxic effects probe (PEEP): A novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents. *Environmental Toxicology and Water Quality* 8 (2): 115-140.

- CCME. 1991. A protocol for the derivation of Water quality guidelines for the protection of aquatic life. En: Canadian water quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, pp. 37.
- Costanzo, S.D., O'Donohue, M.J., Dennison, W.C. 2004. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in north east Australia. *Marine Pollution Bulletin* 48: 514-525.
- Daget, P., Godron, M. 1982. Analyse fréquentielle de l'écologie des especes dans les communautés. Masson, Paris, pp. 163.
- Daly, A.J., Baetens, J.M., De Baets, B. 2018. Ecological Diversity: Measuring the Unmeasurable. *Mathematics* 6(7): 119.
- Dean, H.K. 2008. The use of polychaetes (*Annelida*) as indicator species of marine pollution: a review. *Revista de Biología Tropical* 56: 11-38.
- Del Valls, T.A., Chapman, P. 1998. Site-specific sediment quality values for the Gulf of Cadiz (Spain) and San Francisco Bay (USA), using the sediment quality triad and multivariate analysis. *Ciencias Marinas* 24: 313-336.
- Del Valls, T.A. 2007. Diseño y aplicación de modelos integrados de evaluación de la contaminación y sus efectos sobre los sistemas marinos y litorales y la salud humana. Ministerio de la Presidencia. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones, Madrid, pp. 94.
- Deutsch, B., Voss, M., 2006. Anthropogenic nitrogen input traced by means of $\delta^{15}\text{N}$ values in macroalgae: Results from *in situ* incubation experiments. *Science of The Total Environment* 366: 799-808.
- Ditchburn, J.L., Carballeira, C.B. 2019. Versatility of the Humble Seaweed in Biomanufacturing. *Procedia Manufacturing* 32:87-94.
- Diamond, J.M., Gerardi, C., Leppo, C., Miorelli, T. 1997. Using a water-effect ratio approach to establish effects of an effluent influenced stream on copper toxicity to the fathead minnow. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16: 1480–1487.
- Dolenec, T., Lojen, S., Kniewald, G., Dolenec, M., Rogan, N. 2007. Nitrogen stable isotope composition as a tracer of fish farming in invertebrates *Aplysina aerophoba*, *Balanus perforatus* and *Anemonia sulcata* in central Adriatic. *Aquaculture* 262: 237-249.
- Dutka, B.J., Jones, K., Kwan, K.K., Bailey, H., McInnis, R. 1988. Use of microbial and toxicant screening tests for priority site selection of degraded areas in water bodies. *Water Research* 22(4): 503-510.
- ECETOC. 2004. Whole Effluent Assessment- Technical Report No. 94, European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, Brussels, pp. 129.
- Ellis, D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 16(12): 459.
- Farre, M., Barceló, D. 2003. Toxicity testing of wastewater and sewage sludge by biosensors, bioassays and chemical analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 22(5): 299-310.
- Ferreira, V., Elozegi, A., Tiegs, S.D., Schiller, D., Young, R. 2020. Organic Matter Decomposition and Ecosystem Metabolism as Tools to Assess the Functional Integrity of Streams and Rivers—A Systematic Review. *Water* 12: 3523.
- Figueras, A. 2007. Biología y cultivo del mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) en Galicia. Ed: CSIC. Madrid, 282 pp.

- Finlay, J.C., Kendall, C. 2007. Stable isotope tracing of temporal and spatial variability in organic matter sources to freshwater ecosystems. En: R. Michener & K. Lajtha (eds). *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell, Singapore, pp. 283–333.
- Franzitta, G., Hanley, M., Airoidi, L., Baggini, C., Bilton, D., Rundle, S., Thompson, R. 2015. Home advantage? Decomposition across the freshwater-estuarine transition zone varies with litter origin and local salinity. *Marine Environmental Research* 110: 1-7.
- Fresenius, W., Schneider, W., Böhnke, B., Pöppinghaus, K. 1990. *Technologie des eaux résiduaires – Production, collecte, traitement et analyse des eaux résiduaires*, Springer-Verlag, Berlin, pp. 1184.
- Garmendia, J.M.P., Murillo, J.M., Mora, J. 2005. Profundización mínima necesaria para la evaluación de impactos de cultivos marinos sobre la fauna bentónica. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 21: 19-28.
- Garmendia, J.M., Mora, J. 2007. Los diversos grupos faunísticos, ¿son representativos de la comunidad macrobentónica en arenas submareales? *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 23: 45-55.
- Gartiser, S., Hafner, C., Oeking, S., Paschke, A. 2009. Results of a “whole effluent assessment” study from different industrial sectors in Germany according to OSPAR’s WEA strategy. *Journal of Environmental Monitoring* 11(2): 359–369.
- Gartiser, S., Hafner, C., Hercher, C., Kronenberger-Schäfer, K., Paschke, A. 2010. Whole effluent assessment of industrial wastewater for determination of BAT compliance. Part 2: metal surface treatment industry. *Environmental Science and Pollution Research* 17: 1149–1157.
- Gasperi, J., Garnaud, S., Rocher, V., Moilleron, R. 2008. Priority pollutants in wastewater and combined sewer overflow. *Science of the Total Environment* 407 (1): 263-272.
- Gessner, M.O., Chauvet, E. 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications* 12: 498–510.
- Gosset, A., Ferro, Y., Durrieu, C. 2016. Methods for evaluating the pollution impact of urban wet weather discharges on biocenosis: A review. *Water Research* 89: 330-354.
- Gray, J.S. 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society* 37: 19-32.
- Gröcke, D.R., Racionero-Gómez, B., Marschalek, J.W., Greenwell, H.C. 2017. Translocation of isotopically distinct macroalgae: A route to low-cost biomonitoring? *Chemosphere* 184: 1175-1185.
- Gustavson, K., Petersen, S., Pedersen, B., Stuer-Lauridsen, F., Pedersen, S., Wängberg, S.A. 1999. Pollution-Induced Community Tolerance (PICT) in coastal phytoplankton communities’ exposure to copper. *Hydrobiologia* 416(0): 125–138.
- Hargreaves, J.A., Tucker, C.S. 2003. Defining loading limits of static ponds catfish aquaculture. *Aquacultural Engineering* 28: 47-63.
- Harkantra, S., Rodrigues, N., 2004. Numerical analyses of soft bottom macroinvertebrates to diagnose the pollution in tropical coastal waters. *Environmental Monitoring and Assessment* 93: 251-275.
- Harremoes, P. 2000. Advanced water treatment as a tool in water scarcity management. *Water Science and Technology* 42: 73–92.
- Hylland, K. 2001. Biological effects of contaminants in pelagic ecosystems- a practical workshop. 2000 Annual Science Conference. ICES, Bruges, pp. 6.
- Hiraoka, M., Enomoto, S. 1998. The induction of reproductive cell formation of *Ulva pertusa* Kjellman (*Ulvales*, *Ulvophyceae*). *Phycological Research* 46: 199-203.

- Holmer, M., Marbá, N., Terrados, J., Duarte, C.M., Fortes, M.D. 2002. Impacts of milkfish (*Chanos chanos*) aquaculture on carbon and nutrient fluxes in the Bolinao area, Philippines. *Marine Pollution Bulletin* 44: 685-696.
- Holmer, M., Wildish, D., Hargrave, B. 2005. Organic Enrichment from Marine Finfish Aquaculture and Effects on Sediment Biogeochemical Processes, Ed: Hargrave, B. En: *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer Berlin, Heidelberg, pp. 181-206.
- Howarth, L.M., Filgueira, R., Haas, S., Berry, H.B., McKee, A., Steeves, L., Grant, J. 2020. The effects of incubation time, temperature and nitrogen concentration on the isotopic signature ($\delta^{15}\text{N}$) of the macroalga *Chondrus crispus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 530–531: 151431.
- ICES. 2002. Report of the working group on biological effects of contaminants. Vol. II. International Council for the Exploration of the Sea, Gothenburg, pp. 65.
- Isidori, M., Lavorgna, M., Nardelli, A., Pascarella, L., Parrella, A. 2005. Toxic and genotoxic evaluation of six antibiotics on non-target organisms. *Science of the Total Environment* 346: 87-98.
- Johnson, I., Hutchings, M., Benstead, R., Whitehouse, P., Thain, J. 2004. Bioassay Selection, Experimental Design and Quality Control /Assurance for use in Effluent Assessment and Control. *Ecotoxicology* 13: 437–447.
- Jones, A.B., O'Donohue, M.J., Udy, J., Dennison, W.C. 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: biological indicators with standard water quality analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 91-109.
- Kaczala, F., Salomon, P.S., Marques, M., Graneli, E., Hogland, W. 2011. Effects from log-yard stormwater runoff on the microalgae *Scenedesmus subspicatus*: intrastorm magnitude and variability. *Journal of Hazardous Materials* 185(2-3): 732-739.
- Krebs, F. 2005. The PT-method as a hazard assessment scheme for wastewaters. Ed: Blaise y J.F. Féraud. En: *Small-scale freshwater toxicity investigations Vol. I-II*. Springer, Netherlands, pp. 281-304.
- Kusui, T., Blaise, C. 1999. Ecotoxicological assessment of Japanese industrial effluents using a battery of small-scale toxicity tests. Impact assessment of hazardous aquatic contaminants. Arbor Press, Michigan, pp. 161-181.
- Labiberte, E., Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299-305.
- Lampadariou, N., Karakassis, I., Teraschke, S., Arlt, G. 2005. Changes in benthic meiofaunal assemblages in the vicinity of fish farms in the eastern Mediterranean. *Vie et Milieu* 55: 61-69.
- Lee, H.W., Bailey-Brock, J.H., McGurr, M.M. 2006. Temporal changes in the polychaetes infaunal community surrounding a Hawaiian mariculture operation. *Marine Ecology Progress Series* 307: 175-185.
- Latif, M., Licek, E. 2004. Toxicity Assessment of Wastewaters, River Waters, and Sediments in Austria Using Cost Effective Microbiotests. *Environmental Toxicology* 19(4): 302-309.
- Levin, S.A. 1989. Models in ecotoxicology: Methodological aspects. Ed: Levin S.A., Harwell M.A., Kelly J.R., Kimball K.D. En: *Ecotoxicology: Problems and Approaches*. Springer-Verlag, New York, pp. 213–220.
- Li, H., Zuo, X.J. 2013. Speciation and size distribution of copper and zinc in urban road runoff. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 90 (4): 471-476.
- Libralato, G., Annamaria, V.G., Avezzu, F. 2010. How toxic is toxic? A proposal for wastewater toxicity hazard assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73: 1602–1611.

- Lin, D.T., Fong, P. 2008. Macroalgal bioindicators (growth, tissue N, $\delta^{15}\text{N}$) detect nutrient enrichment from shrimp farm effluent entering Opunohu Bay, Moorea, French Polynesia. *Marine Pollution Bulletin* 56: 245-249.
- Linkov, I., Loney, D., Cormier, S., Satterstrom, F.K., Bridges, T. 2009. Weight-of-evidence evaluation in environmental assessment: review of qualitative and quantitative approaches. *Science of the Total Environment* 407(19): 5199-205.
- Lojen, S., Spanier, E., Tsemel, A., Katz, T., Eden, N., Angel, D.L. 2005. $\delta^{15}\text{N}$ as a natural tracer of particulate nitrogen effluents released from marine aquaculture. *Marine Biology* 148: 87-96.
- Lopes, M.L., Martins, P., Ricardo, F., Rodrigues, A. M., Quintino, V. 2011. *In situ* experimental decomposition studies in estuaries: A comparison of *Phragmites australis* and *Fucus vesiculosus*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92(4): 573-580.
- Lopez, J., Retuerto, R., Carballeira, A. 1997. D665/D665a index vs. frequencies as indicators of bryophyterresponse to physicochemical gradients. *Ecology* 78: 261-271.
- Losso, C., Picone, M., Arizzi Novelli, A., Delaney, E., Ghatti, P.F., Volpi-Ghirardini, A. 2007. Developing toxicity scores for embryotoxicity tests on elutriates with the sea urchin *Paracentrotus lividus*, the oyster *Crassostrea gigas*, and the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 53: 220–226.
- MacArthur, R., Levins, R. 1967. Limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. *American Naturalist* 101: 377-385.
- Martin-Diaz, M.L., Morales-Caselles, M.C., Jiménez-Tenorio, N., Riba, I., Del Valls, T.A. 2005. Biomarkers and Bioaccumulation: two lines of evidence to assess sediment quality. Ed: Jay, H. L., Keeley, J. En: *Water Encyclopedia: Water Quality and Resource Development*. John Wiley & Sons, New Jersey, pp. 717.
- Martínez-García, E., Sánchez-Jerez, P., Aguado-Giménez, F., Ávila, P., Guerrero, A., Sánchez-Lizaso, J.L., Fernández-González, V., González, N., Gairin, J.I., Carballeira, C., García-García, B., Carreras, J., Macías, J.C., Carballeira, A., Collado, C. 2013. A meta-analysis approach to the effects of fish farming on soft bottom *polychaeta* assemblages in temperate regions. *Marine Pollution Bulletin* 69: 165-171.
- Martins, P., Lopes, M.L., Rodrigues, A.M., Gomes, N.C., Quintino, V. 2012. Bacterial communities associated with the decomposition of *Fucus vesiculosus* in transitional waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*: 110, 116-124.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112-118.
- McClellan, K., Altenburger, R., Schmitt-Jansen, M. 2008. Pollution-Induced Community Tolerance as a Measure of Species Interaction in Toxicity Assessment. *Journal of Applied Ecology* 45(5): 1514-1522.
- Méndez, N., Flos, J., Romero, J. 1998. Littoral soft-bottom polychaete communities in a pollution gradient in front of Barcelona (Western Mediterranean, Spain). *Bulletin of Marine Science* 63: 167-178.
- Mendonça, E., Picado, A., Paixão, S.M., Silva, L., Cunha, M.A., Leitão, S., Moura, I., Cortez, C., Brito, F. 2009. Ecotoxicity tests in the environmental analysis of wastewater treatment plants: case study in Portugal. *Journal of Hazardous Materials* 163(2-3): 665-70.
- Mendonça, E., Picado, A., Cunha, M.A. Catarino, J. 2011. Environmental management of wastewater treatment plants — the added value of the ecotoxicological approach. Ed: E. Broniewicz, En: *Environmental Management in Practice*, InTech, Rijeka, Croatia, pp. 411–424.

- Mendonça, E., Picado, A., Paixão, S.M., Silva, L., Barbosa, M., Cunha, M.A. 2013. Ecotoxicological evaluation of wastewater in a municipal WWTP in Lisbon area (Portugal). *Desalination and Water Treatment* 51: 4162–4170.
- Menge, B.A., Sutherland, J.P. 1987. Community regulation - variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *American Naturalist* 130: 730-75.
- Menge, B.A. 2000. Top-down and bottom-up community regulation in marine rocky intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 257–289.
- Mews, M., Zimmer, M., Jelinski, D.E. 2006. Species-specific decomposition rates of beach-cast wrack in Barkley Sound, British Columbia, Canada. *Marine Ecology Progress Series* 328: 155-160.
- Morales-Caselles, C., Riba, I., Del Valls, T.A. 2009. A weight of evidence approach for quality assessment of sediments impacted by an oil spill: The role of a set of biomarkers as a line of evidence. *Marine Environmental Research* 67: 31-37.
- Nier, A.O. 1950. A redetermination of the relative abundances of the isotopes of neon, krypton, rubidium, xenon, and mercury. *Physical Review* 79: 450-454.
- OECD. 1992. Organization for Economic Cooperation and Development. Report OECD Workshop on the extrapolation of laboratory aquatic toxicity data to the real environment. *Environmental Monographs*. N° 59 OCDE/GD (92)169, pp. 43.
- Odum, E.P. 1985. Trends in stressed ecosystem. *Bioscience* 35: 419-422.
- OSPAR. 2007. Practical Guidance Document on Whole Effluent Assessment. Ospar Commission, Publication Number 316/2007, pp. 33
- Pagliosa, P.R. 2005. Another diet of worms: the applicability of polychaete feeding guilds as a useful conceptual framework and biological variable. *Marine Ecology* 26: 246-254.
- Pandard, P., Devillers, J., Charissou, A.M., Poulsen, V., Jourdain, M.J., Féraud, J.F., Grand, C., Bispo, A. 2006. Selecting a battery of bioassays for ecotoxicological characterization of wastes. *Science of the Total Environment* 363: 114-125.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 16: 229-311.
- Peckarsky, B.L., Dodson, S.I. 1980. An experimental analysis of biological factors contributing to stream community structure. *Ecology* 61: 1283–1290.
- Point, T.W., Waller, W.T. 2000. Field assessments in conjunction with whole effluent toxicity testing. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(1): 14–24.
- Peipoch, M., Martí, E., Gacia, E. 2012. Variability in $\delta^{15}\text{N}$ natural abundance of dissolved inorganic nitrogen and primary uptake compartments in fluvial ecosystems: a meta-analysis. *Freshwater Science* 31: 1003–1015.
- Persoone, G., Janssen, C., De Coen, W. 2000. New microbiotests for routine toxicity screening and biomonitoring. Kluwer Academic/Plenum Publishers. Springer US, New York, pp. 550.
- Persoone, G., Marsalek, B., Blinova, I., Törökne, A., Zarina, D., Manusadzianas, L., Nalecz-Jawecki, G., Tofan, L., Stepanova, N., Tothova, L., Kolar, B. 2003. A Practical and User-Friendly Toxicity Classification System with Microbiotests for Natural Waters and Wastewaters. *Environmental Toxicology* 18(6): 395-402.

- Peters, C., Becker, S., Noack, U., Pfitzner, S., Bülow, W., Barz, K., Ahlf, W., Berghahn, R. 2002. A marine bioassay test set to assess marine water and sediment quality-its need, the approach and first results. *Ecotoxicology* 11: 379-383.
- Phillips, B., Hunt, J.W., Anderson, B.S., Puckett, H.M., Fairey, R., Wilson, C.J., Tjeerdema, R. 2001. Statistical significance of sediment toxicity test results: threshold values derived by the detectable significance approach. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20: 371–373.
- Poschenrieder, C., Cabot, C., Martos, S., Gallego, B., Barceló, J. 2013. ¿Do toxic ions induce hormesis in plants? *Plant Science* 212: 15-25.
- Postma, J.F., De Valk, S., Dubbeldam, M., Maas, J.L., Tonkes M., Schipper, C.A., Kater, B.J. 2002. Confounding factors in bioassays with freshwater and marine organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 53 (2): 226-237.
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes. Ed: Rey-Méndez M., L.C., Fernández Casal J., Guerra A. En: XIII Foro dos Recursos mariños e da Acuicultura das Rías Galegas. USC, O Grove, pp. 201-218.
- Rainbow, P.S. 2006. Biomonitoring of trace metals in estuarine and marine environments. *Australas. Journal of Ecotoxicology* 12: 107–122.
- Richard, F. 1945. The biological decomposition of cellulose and protein test cords in soils under forest and grass associations. I. The method of determining biological soil activity by the so-called “tearing” test. *Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswes* 24: 297–397.
- Robinson, D. 2001. $\delta^{15}\text{N}$ as an integrator of the nitrogen cycle. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 153-162.
- Rosenfeld, J.S. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98: 156-162.
- Salas, F. 1996. Valoración y aplicabilidad de los índices e indicadores biológicos de contaminación orgánica en la gestión del medio marino. Universidad de Murcia, Murcia, pp. 191.
- Sapkota, A.R., Kucharski, M., Burke, J., McKenzie, S., Walker, P., Lawrence, R. 2008. Aquaculture practices and potential human health risks: Current knowledge and future priorities. *Environment International* 34: 1215-1226.
- Samper-Villarreal, J. 2020. Strengths and challenges of $\delta^{15}\text{N}$ to identify anthropogenic nutrient loading in coastal systems. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 56(5-6): 700-712.
- 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.
- Sarakinos, H.C., Bermingham, N., White, P.A., Rasmussen, J.B. 2000. Correspondence between whole effluent toxicity and the presence of priority substances in complex industrial effluents. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 63–71.
- Savage, C., Elmgren, R. 2004. Macroalgal (*Fucus vesiculosus*) $\delta^{15}\text{N}$ values trace decrease in sewage influence. *Ecological Applications* 14: 517-526.
- Schaanning, M.T., Hansen, P.K. 2005. The suitability of electrode measurements for assessment of benthic organic impact and their use in a management system for marine fish farms. Ed: Hargrave, B. En: *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*. Springer Berlin, Heidelberg, pp. 381-408.

- Scroggins, R., Borgmann, A., Miller, J., Moody, M. 2005. Strategies for monitoring environmental effects of industrial effluents. Ed: Blaise, F. y Férard, J.F. En: Small-scale freshwater toxicity investigations Vol. II. Springer, Netherlands, pp. 139-167.
- Sefrioui, S.B., Chergui, H. 2002. Application of kits microbiotests (Toxkits) in toxicity characterization of wastewaters of the city of Fes (Morocco). *Journal Europeen d'Hydrologie* 33: 101-114.
- Selck, H., Riemann, B., Christoffersen, K., Forbes, V.E., Gustavson, K., Hansen, B.W., Jacobsen, J.A., Kusk, O.K., Petersen, S. 2002. Comparing sensitivity of ecotoxicological effect endpoints between laboratory and field. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 52: 97-112.
- Sergeant, M.J., Constantinidou, C., Cogan, T.A., Bedford, M.R., Penn, C.W., Pallen, M.J. 2014. Extensive microbial and functional diversity within the chicken cecal microbiome. *PLoS One* 9(3): e91941.
- Siedlewicz, G., Zak, A., Sharm, L., Kosakowska, A., Pazdro, K. 2020. Effects of oxytetracycline on growth and chlorophyll a fluorescence in green algae (*Chlorella vulgaris*), diatom (*Phaeodactylum tricorutum*) and cyanobacteria (*Microcystis aeruginosa*). *Oceanologia* 62(2): 214—225.
- Simberloff, D. 2004. Community ecology: Is it time to move on? *American Naturalist* 163: 787-799.
- Southwood, T.R.E. 1977. Habitat, templet for ecological strategies -Presidential-address to British-Ecological-Society. *Journal of Animal Ecology* 46: 337-365.
- Stanton, M.L., Roy, B.A., Thiede, D.A. 2000. Evolution in stressful environments. I. Phenotypic variability, phenotypic selection, and response to selection in five distinct environmental stresses. *Evolution* 54: 93-111.
- Stubbs, W.J., Wilson, J.B. 2004. Evidence for limiting similarity in a sand dune community. *Journal of Ecology* 92: 557-567.
- Sutherland, T.F., Levings, C.D., Petersen, S.A., Poon, P., Piercey, B. 2007. The use of meiofauna as an indicator of benthic organic enrichment associated with salmonid aquaculture. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1249-1261.
- Tank, J., Rosi-Marshall, E., Griffiths, N., Entekin, S., Stephen, M. 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal Of The North American Benthological Society* 29(1): 118-146.
- Tello, A., Corner, R.A., Telfer, T.C. 2010. How do land-based salmonid farms affect stream ecology? *Environmental Pollution* 158: 1147-1158.
- Tiegs, S., Langhans, S., Tockner, K., Gessner, M. 2007. Cotton strips as a leaf surrogate to measure decomposition in river floodplain habitats. *Journal Of The North American Benthological Society* 26(1): 70-77.
- Tiegs, S.D., Clapcott, J.E., Griffiths, N.A., Boulton, A.J. 2013. A standardized cotton-strip assay for measuring organic-matter decomposition in streams. *Ecological indicators* 32: 131-139.
- Tomassetti, P., Porrello, S. 2005. Polychaetes as indicators of marine fish farm organic enrichment. *Aquaculture International* 13: 109-128.
- Tonkes, M., De Graaf, P.J.F., Graansma, J. 1999. Assessment of complex industrial effluents in the Netherlands using a whole effluent toxicity (or wet) approach. *Water Science and Technology* 39(10-11): 55-61.
- Tosin, M., Weber, M., Siotto, M., Lott, C., Degli-Innocenti, F. 2012. Laboratory test methods to determine the degradation of plastics in marine environmental conditions. *Frontiers in microbiology* 3:225.

- Tueros, I., Rodríguez J.G., Borja, A., Solaun, O., Valencia, V., Millán, E. 2008. Dissolved metal background levels in marine waters, for the assessment of the physico-chemical status, within the European Water Framework Directive. *Science of the Total Environment* 407: 40-52.
- Tsui, M.T.K., Chu, L.M. 2003. Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors. *Chemosphere* 52(7): 1189-1197.
- Underwood, A.J. 1997. *Experiments in ecology. Their logical and interpretation using analysis of variance*, 8 ed. Press syndicate of the University of Cambridge, Cambridge, pp. 524.
- Underwood, A.J. 2000. Experimental ecology of rocky intertidal habitats: what are we learning? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 51–76.
- USEPA. 1998. *Endocrine Disruptor Screening and Testing Advisory Committee (EDSTAC) Final Report*. US Environmental Protection Agency. Washington, DC., pp. 452.
- USEPA. 2014. *Endocrine Disruptor Screening Program*. US Environmental Protection Agency. Available from: <http://www.epa.gov/endo/>
- Vandenberg, L.N., Colborn, T., Hayes, T.B., Heindel, J., Jacobs, D., Lee, DG., Shioda, T., Soto, A.M., Vom-Saal, F., Welshons, W., Zoeller, R.T., Myers, J.P. 2012. Hormones and Endocrine-Disrupting Chemicals: Low-Dose Effects and Nonmonotonic Dose Responses. *Endocrine Reviews* 33(3): 378-455.
- Vasquez, M.I., Fatta-Kassinos, D. 2013. Is the evaluation of “traditional” physicochemical parameters sufficient to explain the potential toxicity of the treated wastewater at sewage treatment plants? *Environmental Science and Pollution Research* 20: 3516–3528.
- Viana, I.G., Aboal, J.R., Fernández, J.A., Real, C., Villares, R., Carballeira, A. 2010c. Use of macroalgae stored in an Environmental Specimen Bank for application of some European Framework Directives. *Water Research* 44: 1713-1724.
- Viana, I.G., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A., 2011. Measurement of $\delta^{15}\text{N}$ in macroalgae stored in an environmental specimen bank for regional scale monitoring of eutrophication in coastal areas. *Ecological Indicators* 11: 888-895.
- Villares, R., Puente, X., Carballeira, A. 2002. Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds. *Environmental Pollution* 119: 79–90.
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290-2301.
- Vindimian, E., 2005. A multitest index of effluent toxicity by pls regression. IEd: Blaise y J.F. Féraud. En: *Small-scale freshwater toxicity investigations Vol. 2*, Springer. Netherlands, pp. 139-167.
- Wagner, C., Lokke, H. 1991. Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. *Water Research* 25: 1237-1242.
- Wallace, J.B., Grubaugh, J.W., Whiles, M.R. 1996. Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. *Ecological Applications* 6: 140–151.
- Wang, S.F., Jia, Y.F., Wang, S.Y., Wang, X., Wang, H., Zhao, Z., Liu, B.Z. 2010. Fractionation of heavy metals in shallow marine sediments from Jinzhou Bay, China. *Journal of Environmental Science* 22: 23–31.

- Warwick, R.M. 1988a. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series* 46: 167-170.
- Warwick, R.M. 1988b. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 19: 259-268.
- Weed, D.L. 2005. Weight of evidence: a review of concept and methods. *Risk Analysis* 25(6): 1545-57.
- Wildish, D.J., Dowd, M., Sutherland, T.F., Levings, C.D. 2004. Near Field Organic Enrichment from Marine Finfish Aquaculture. Ed: Canada, F.A.O. En: *A Scientific Review of the Potential Environmental Effects of Aquaculture in Aquatic Ecosystems*. Canadian Technology Reports in Fisheries and Aquatic Science, pp. 17.
- Wildish, D.J., Hargrave, B.T., MacLeod, C., Crawford, C. 2003. Detection of organic enrichment near finfish net-pens by sediment profile imaging at SCUBA-accessible depths. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285–286: 403-413.
- Woodward, G., Ebenman, B., Emmerson, M., Montoya, J.M., Olesen, J.M., Valido, A. 2005. Body size in ecological networks. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 402-409.
- Xu, D., Xiao, Y., Pan, H., Me, Y. 2019. Toxic effects of tetracycline and its degradation products on freshwater green algae. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 174: 43-47.
- Young, R., Matthaei, C., Townsend, C. 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal Of The North American Benthological Society* 27(3): 605-625.
- Zhao, Y., Wang, X., Lin, X., Zhao, S., Lin, J. 2016. Comparative developmental toxicity of eight typical organic pollutants to red sea bream (*Pagrosomus major*) embryos and larvae. *Environmental Science and Pollution Research* 24(10): 9067-9078.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Saad, M., Chebbo, G. 2011. Partition of pollution between dissolved and particulate phases: what about emerging substances in urban stormwater catchments? *Water Research* 45(2): 913-925.

VIII. Selección de las variables indicadoras de impacto ambiental

Organismos sésiles empleados como bioindicadores. Foto: C. Carballeira



“ La vigilancia visual pretende constatar si se lleva a cabo una adecuada gestión de la granja en cuanto al proceso de alimentación, de la gestión de residuos y del mantenimiento de las instalaciones. La vigilancia sistemática procura prevenir la alteración de las poblaciones y comunidades que habitan el ecosistema receptor controlando la calidad de los vertidos y estudiando las respuestas biológicas de los organismos afectados.”

Criterios generales para la selección de las variables indicadoras

En el Capítulo anterior se expuso la aproximación conceptual subyacente al PVA integral diseñado y se hizo una amplia descripción de métodos y técnicas susceptibles de ser aplicadas indicando sus ventajas e inconvenientes. Pero como un PVA rutinario ha de ser operativo es necesario seleccionar unas pocas variables indicadoras que en conjunto nos permitan identificar los problemas asociados a cada actividad. Las variables indicadoras deben permitirnos la detección de cambios específicos para cada tipo de impacto potencial debidos a la influencia del cultivo en exclusiva. Para ello tienen que estar unidas a un diseño experimental apropiado, dado que ciertos diseños pueden presentar evidencias más convincentes que otros.

Dependiendo del proceso o del compartimento estudiado y de la magnitud puede ser necesario utilizar más de una variable indicadora para cada impacto previsto. La selección de las variables indicadoras de impacto ambiental es fundamental y para poder inferir relaciones de causalidad deberán cumplir una serie de criterios (Hill, 1965), tales como:

- *Intensidad y Especificidad de la asociación.* entre la variable y el tipo de impacto. Este criterio incluye considerar la precisión estadística. Existe una relación inherente entre la especificidad y la intensidad de la asociación en el sentido en que cuanto mejor definida esté la asociación más fuerte debería ser la relación causal observada. Pero el hecho de que un agente contribuya a múltiples impactos no es evidencia en contra de su participación en ningún impacto en particular.
- *Consistencia, Plausibilidad y Coherencia de la respuesta.* La respuesta de la variable debe ser estable (sin cambios bruscos en su variabilidad), que exista un mecanismo (físico, químico o biológico) capaz de explicarla en forma convincente y que sea coherente con los conocimientos generales.
- *Gradiente y Temporalidad de la respuesta.* La respuesta permitirá discriminar claramente entre zonas con distintos niveles de impacto y que



Concha deforme de mejillón (*Mytilus galloprovincialis*) recolectada en la zona de vertido de una piscifactoría marina instalada en tierra. La prevalencia de deformidades de una población puede no ser monótonica, porque a partir de un determinado nivel de contaminación la supervivencia no es viable, disminuyendo la probabilidad de observar individuos deformes.

la variación de sus niveles se ajuste al tiempo de exposición a la fuente de impacto. Se entiende por *gradiente biológico* al cambio incremental en la respuesta con los cambios correspondientes en la exposición. Los gradientes biológicos facilitan en gran medida la verificación de una relación dosis-respuesta en condiciones naturales consistente con el modelo conceptual hipotético.

- *Soporte experimental y Analogía entre escenarios.* La demostración de que bajo condiciones controladas (e.g. bioensayos de toxicidad) los cambios en la exposición producen cambios en el daño es de gran valor, incluso indispensable, para inferir causalidad. También se pue-

den aceptar argumentos que se asemejen a otros que ya aceptamos en otros escenarios.

Salvo la temporalidad (*no hay efecto sin exposición*) ningún criterio es absoluto, dado que las asociaciones causales pueden ser débiles, relativamente no específicas, inconsistentemente observadas o en conflicto con los conocimientos biológicos prevalentes. Pero cada criterio que se cumple apoya nuestra seguridad para caracterizar un factor como causal. Varios criterios (*Coherencia, Gradiente biológico, Especificidad, y tal vez, Intensidad*) pueden ser reformulados en términos de un tema más general de *Consistencia* de los datos observados con un modelo biológico hipotético. Un gradiente biológico puede no ser monótono (ver Capítulo VII, *Causas de confusión*), por ejemplo, dosis altas de un agente tumoral pueden llevar a la muerte celular y, por lo tanto, menores probabilidades de observar desarrollo de tumores. Lo mismo ocurre con la prevalencia de deformidades de una población, porque a partir de un determinado nivel de contaminación/deformidad la supervivencia no es viable, disminuyendo la probabilidad de observar individuos deformes.

Además de cumplir con los criterios de causalidad y suministrar respuestas relevantes, se dispondrá de un método analítico contrastado y al alcance de cualquier usuario para la determinación de las variables indicadoras seleccionadas. El conjunto de las variables utilizadas debería suministrar una imagen integrada del estado ecológico del sistema receptor. Al mismo tiempo, los resultados se podrán exponer de manera comprensible para poder interpretar con facilidad los valores de las respuestas y saber en qué medida se ajustan a los criterios de calidad establecidos.

El número de variables a considerar o la frecuencia con que se medirán residirá en:

- La interacción entre el tamaño de la granja y las características del ecosistema receptor. Mientras la primera determina la magnitud de las perturbaciones ambientales potenciales (*carga emitida*), la segunda determina la capacidad de amortiguación del impacto (*capacidad asimilativa*).

- El período de tiempo en explotación. El conocimiento sobre el grado de afección determina la necesidad de obtener más o menos información al respecto. Así, durante el período inicial, que va desde el comienzo de la actividad productiva hasta que se alcanza la producción máxima autorizada, la producción de residuos también aumenta hasta que se estabiliza. Durante este período inicial es necesario estrechar la vigilancia, sobre todo donde se pronostique que se van a producir las perturbaciones más severas. Por ello, para aquellas instalaciones que comienzan su actividad, a las variables de vigilancia ambiental establecidas como norma general se podrán añadir otras variables complementarias durante el tiempo estimado necesario para que se alcance la producción máxima autorizada. Igualmente podría ser necesario realizar un mayor esfuerzo de muestreo espacio-temporal para delimitar adecuadamente las distintas zonas (ZEP, ZIP) y hábitats sujetos a perturbaciones potenciales. Una vez estabilizada la relación carga/capacidad asimilativa se puede rediseñar el PVA escogiendo aquellas variables y su toma de muestras (tipo de muestreo, número de muestras y períodos de muestreo) que mejor información suministran para cada caso particular.

Por otra parte, la presencia o ausencia de determinadas perturbaciones no deseadas solo pueden ser constatadas mediante una inspección visual del entorno en que se desarrollan los cultivos. Esta inspección visual es también un sistema de control de la gestión de las instalaciones. Por tanto, dentro del esquema del PVA integrado propuesto, se plantean dos tipos de vigilancia, una **vigilancia visual** basada en observaciones calificadas de manera semicuantitativa y otra que llamaremos **vigilancia metódica** que incluye una serie de variables cuantitativas que se han de medir de manera sistemática.

La selección de las variables indicadoras para los distintos compartimentos del medio ha sido realizada teniendo en cuenta los resultados del estudio piloto realizado en el contexto del proyecto JACUMAR (Aguado et al., 2013) y otras investigaciones desarrolladas en Galicia. A continuación, se enumeran las variables propuestas para el seguimiento ambiental en los diferentes

compartimentos del medio susceptibles de recibir impactos derivados de los cultivos marinos instalados en la zona terrestre litoral.

Variables de la vigilancia visual

La vigilancia visual pretende constatar si se lleva a cabo una adecuada gestión de la granja en cuanto al proceso de alimentación, de la gestión de residuos y del mantenimiento de las instalaciones, concretamente, se trata de vigilar que no se produzcan las perturbaciones no deseadas relacionadas en el Capítulo VI. Se realizarán inspecciones visuales de la superficie del agua, de los fondos submareales y de la zona intermareal dentro de la zona de impacto potencial (ZIP). Esta inspección se realizará con una frecuencia mínima semestral. El proceso de inspección consiste en realizar registros foto o videográficos. La inspección de la zona intermareal se realizará en continuo durante la bajamar. En la zona submareal el registro se realizará a lo largo de transectos transversales al eje principal de la pluma del vertido de unos 100 m de longitud por 10 m de ancho. Se realizarán al menos 5 transectos entre el emisario y el límite de la ZIP. La separación entre transectos

Cuantificación para todos los indicadores, excepto cadáveres y escapes	
% contactos o interceptado	Valor
>5	0
1-5	2
0-1	6
0	10
Cuantificación para cadáveres o escapes	
Presencia	0
Ausencia	10

Tabla 8.1. Calificación de los impactos visuales según la frecuencia de contactos negativos obtenidos en la franja intermareal o el porcentaje interceptado en los transectos realizados en la franja submareal.

Valoración de vigilancia	Calificación
Todos los valores tienen valor 10	Excelente
Todos los valores tienen valor ≥ 6	Muy buena
Algún indicador tienen un valor igual a 2	Buena
Algún indicador tiene un valor igual a 0	Mala
De 2 o más indicadores tienen un valor igual a 0	Pésima

Tabla 8.2. Calificación global de la inspección visual.

puede ser regular o progresiva (e.g. para una ZIP de 800 m los transectos se podrían realizar a 50, 100, 200, 400 y 800 m) (figura 8.1). La ausencia de una dirección claramente dominante de la corriente podría exigir la realización de transectos complementarios en otras direcciones.

La inspección visual consiste en verificar la presencia o ausencia de: olor manifiesto, elementos flotantes en la superficie del agua o de la zona intermareal (películas de aceites, detergentes, combustibles...), restos visibles de pienso, restos de fouling derivado de la limpieza de las instalaciones, otros materiales procedentes de la estructura o mantenimiento de las instalaciones (e.g. envases, bolsas de pienso, plásticos...), restos de peces cultivados y presencia de escapes.

Considerando que en el conjunto de los transectos o del recorrido de la zona intermareal se localizan unas 50 celdas de observación, la calificación de estos aspectos se realiza individualmente conforme a la escala recogida en la tabla 8.1.

A continuación, el resultado final de la inspección visual puede ser calificado globalmente según la valoración que se recoge en la Tabla 8.2. Con una calificación final de BUENA, puede ser recomendable la aplicación de medidas correctoras, mientras que una valoración final de MALA o PÉSIMA requiere replanteamientos de la gestión ambiental de la explotación. Se tomarán las medidas pertinentes en relación con los resultados que pueden dar lugar a

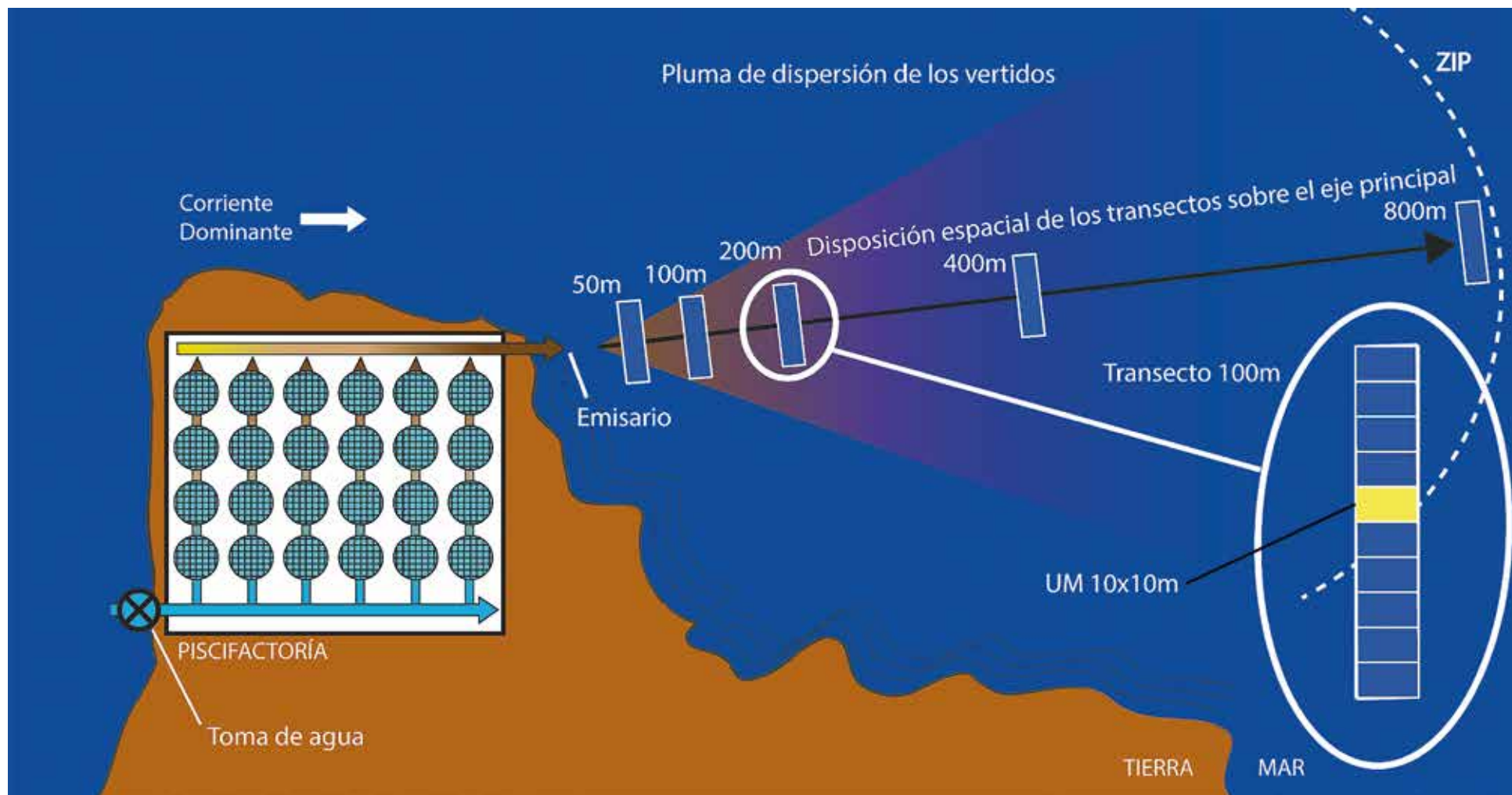


Figura 8.1. Ejemplo de disposición espacial de los transectos de muestreo a lo largo del eje principal de la pluma de dispersión de los vertidos para la vigilancia visual de una hipotética granja marina instalada en tierra.

expedientes, sanciones o modificaciones de las instalaciones, según dicte y legisle la autoridad competente.

Variables de la vigilancia metódica

La vigilancia metódica o sistemática se aplica a los vertidos (análisis fisicoquímico y toxicidad *in vitro*) y a los ecosistemas receptores (descriptores de exposición e integridad ecológica). En los cultivos marinos intensivos instalados en la parte litoral de la zona terrestre al localizarse en zonas expuestas la atención a los fondos de tipo rocoso (inter y submareales) ocupan un lugar prioritario. Mención aparte adquieren los ecosistemas sensibles y las especies protegidas que puedan localizarse en su entorno. Se completa la vigilancia metódica con unas consideraciones acerca de otro tipo de indicadores que puede ser necesario implementar.

Dentro de la vigilancia metódica se pueden distinguir dos tipos de variables: **Variables de Estado** y **Variables Explicativas**. Las primeras hacen referencia directa a las respuestas biológicas a nivel poblacional (e.g. alteración fisiológica) o de la comunidad (e.g. diversidad específica) mientras que las segundas son descriptores o predictores de las primeras (e.g. marcador de exposición). En general, los factores abióticos se consideran variables explicativas o independientes, pero no son factores causales *per se*, sino descriptores que se correlacionan con alguna variable de estado. Es obvio que los descriptores han de ser herramientas robustas, más fáciles de obtener y menos onerosas que la variable de estado que predicen. El menor coste de las variables explicativas supone un ahorro en la vigilancia siempre que permitan estimar adecuadamente las variables de estado, de esta manera también se podrán aplicar de manera rutinaria o intensiva en la vigilancia. Sin embargo, ya se ha expuesto antes la dificultad para establecer correlaciones claras entre las variables procedentes de las tres líneas de evidencia y que la robustez del sistema de vigilancia integrado se basa precisamente en disponer de información de todas las líneas de evidencia a la vez. Por ello y para reducir costes, es necesario priorizar aquellas variables explicativas que, de manera aislada o en conjunto, mejor contribuyan a la descripción del estado del sistema receptor. En el diseño de un PVA se ha de tener en cuenta

que las condiciones locales de partida pueden ser muy distintas y, por tanto, las variables explicativas seleccionadas no deberían ser enmascaradas por peculiaridades del medio. Por ejemplo, será más difícil distinguir el efecto trófico producido por una piscifactoría instalada en un medio natural rico en nutrientes frente a la misma piscifactoría instalada en un medio pobre. La discriminación se complica si se tratan factorías con cargas diferentes o medios con distintas capacidades dispersivas.

Variables explicativas

Dentro de las variables explicativas se incluyen los parámetros físicos, químicos y biológicos utilizados para caracterizar los vertidos, como temperatura, concentración de amoníaco o DBO_5 , pero también los utilizados en la evaluación del potencial ecotóxico (i.e., batería de bioensayos toxicológicos). Los parámetros fisicoquímicos convencionales del medio receptor también son considerados como variables explicativas. Los descriptores de exposición a los vertidos si son determinados en el medio se consideran variables explicativas, pero sí lo son en la biota se pueden considerar como un ínterin entre las variables explicativas y las variables de estado. Así, un biomarcador molecular determinado en organismos nativos puede ser a la vez indicador de exposición (V. explicativa) y de efectos (V. de estado).

Caracterización de los vertidos

Características fisicoquímicas. - Entre los parámetros fisicoquímicos a determinar en los efluentes de estas granjas están:

- Determinación *in situ*: Temperatura, Turbidez, pH, Oxígeno disuelto y Conductividad/Salinidad
- Determinación *in vitro*: Sólidos en suspensión, Materia orgánica, Carbono orgánico total, Amoníaco, Nitritos, Nitratos, Nitrógeno total, Fosfatos, Fósforo total, Demanda química (DQO) y Biológica (DBO_5) de Oxígeno

Los parámetros fisicoquímicos determinados *in situ* pueden ser medidos con sondas portátiles de uso común y, dada la facilidad de determinación y bajo coste frente a la información aportada, todos ellos podrían ser exigidos en los controles rutinarios de vigilancia, mientras que entre los determinados *in vitro* se pueden establecer ciertas prioridades (e.g. carbono orgánico total frente a sólidos en suspensión o DBO₅ frente a DQO). Las determinaciones de estos parámetros deberán seguir las normas nacionales e internacionales y las contempladas en la legislación de referencia (Anexo I).

En la Tabla 8.3 se recogen los valores medios e intervalo de confianza de los parámetros fisicoquímicos determinados en el agua de entrada y el vertido, así como los criterios de calidad ecológicos para las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral de Galicia. Los datos originales proceden de los controles rutinarios de autovigilancia suministrados por los productores a Augas de Galicia. Se puede observar que el pH, concentración de iones hidronio (H₃O⁺), es el único parámetro que disminuye su valor en el agua de salida frente a la de entrada. Hemos de señalar que incluso, por término medio, las aguas de salida están más oxigenadas que las de entrada, indicando que las granjas disponen de sistemas físicos (bombas de aire) o químicos (ozonificación) de oxigenación muy efectivos todo el año. Tampoco se observaron incrementos significativos en la temperatura debido al sombreado de los tanques y la elevada tasa de renovación hídrica.

En general, el carbono orgánico total (TOC) es el parámetro que informa mejor sobre el incremento de la carga orgánica en el agua de salida, un 15% superior a la media de entrada. Hemos de destacar que un ligero incremento de la carga orgánica específica, debido a los altos caudales bombeados, supone cargas absolutas importantes, convirtiéndose en un parámetro básico en el control de la gestión de las instalaciones. Todas las especies químicas de N y P aumentan en el agua de salida. Entre los nutrientes hemos de dedicar especial atención al N por ser el factor limitante por excelencia de la producción primaria en medio marino, mientras que el P lo es en sistemas acuáticos continentales. El pH tiene un efecto sustancial en el desarrollo de los microorganismos y de otros seres vivos y es la variable principal del control de la especiación y de la biodisponibilidad de las especies químicas.

En este sentido puede afectar a la disponibilidad de las formas de N por los productores primarios. Así, se observaron valores muy bajos de la señal isotópica δ¹⁵N en macroalgas en el punto más cercano al foco de contaminación (Carballeira et al. 2013b).

Presencia de microcontaminantes. - En este epígrafe se incluye el análisis de microcontaminantes que sin estar plenamente identificados por la actividad como elementos impactantes pudieran ser controlados por imposiciones legales (metales, disolventes, pesticidas, etc.). Su control podría ser necesario ya que suponen un riesgo debido a su especial toxicidad, persistencia y bioacumulación o por la importancia de su presencia en el medio acuático. Estas sustancias que se denominan prioritarias y preferentes de riesgo están reguladas y descritas en la legislación de referencia recogida en el Anexo I.

A priori no se contempla la determinación de microcontaminantes en el ámbito de la aplicación rutinaria del PVA de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral. Sin embargo, en determinados casos puede ser conveniente estudiar la presencia de alguno de estos microcontaminantes como una primera aproximación para la evaluación del riesgo potencial. Como la determinación de estos elementos en los vertidos, por sus bajas concentraciones, suele ser compleja y poco representativa del grado medio de exposición de los organismos, es aconsejable su determinación en *bioacumuladores*, aspecto que se trata más adelante dentro de los descriptores de exposición.

Demanda química (DQO) y Biológica (DBO) de Oxígeno. - La materia orgánica (MO) que aparece en los vertidos, en suspensión y en disolución, proviene del alimento no ingerido y de los desechos metabólicos de los organismos cultivados. Según el grado de hidrodinamismo del medio la materia orgánica particulada puede sedimentar en el fondo o ser resuspendida en la columna de agua. La MO proveniente de los piensos tiene un alto contenido proteínico que parece estimular a la población microbiana favoreciendo la tasa de degradación (Hall et al., 1990; Hermosilla, 2005; Holmer et al., 2004; Karakassis et al., 2000; Piedecausa et al., 2012). La MO en agua o

Parámetro	Nº de datos	MIP	Mediana de los valores observados			OCE
			E	S	S-E	
pH	68	-	8.03±0.03	7.73±0.06	-0.30±0.05	95% casos E-S < 0.30 5% casos E-S < 0.40
Conductividad (µS/cm)	72	-	53±1	70±16	16±17	95% casos S-E < 20µS/cm 5% casos S-E < 45µS/cm
DBO ₅ (mg/l)	59	-	2.93±0.26	6.62±2.42	1.23±0.22	95% casos S-E < 1.5 mg/l 5% casos S-E < 2.5 mg/l
N total (mg/l)	157	-	1.34±0.17	1.78±0.24	0.29±0.15	95% casos S-E < 0.3mg/l 5% casos S-E < 0.6mg/l 100% casos O < 5 mg/l
N nitritos (mg/l)	167	S-E<0.05	0.045±0.01	0.075±0.014	0.028±0.01	95% casos S-E < 0.03 mg/l 5% casos S-E < 0.06 mg/l
N amoniacal (mg/l)	54	-	2.33±1.35	2.42±1.56	0.12±0.21	95% casos S-E < 0.15 mg/l 5% casos S-E < 0.55 mg/l 100% casos O < 4.5 mg/l
P total (mg/l)	65	-	0.28±0.05	0.31±0.05	0.01±0.02	95% casos S-E < 0.02 5% casos S-E < 0.05 mg/l 100% casos O < 0.45 mg/l
P fosfatos (mg/l)	157	S-E<0.2	0.19±0.04	0.24±0.05	0.05±0.01	95% casos S-E < 0,05 mg/l 5% casos S-E < 0,15 mg/l 100% O < 0.35 mg/l
SS (mg/l)	180	S-E<5	13±20	13±27	0.68±0.87	95% casos S-E < 1 mg/l 5% casos S-E < 2.5 mg/l 100% casos O < 75 mg/l
COT (mg/l)	157	S-E<0.5	6.64±1.72	7.63±1.94	0.90±1.82	95% casos S-E < 1 mg/l 5% casos S-E < 3.5 mg/l

Tabla 8.3. Valores medios e intervalo de confianza de los parámetros fisicoquímicos del agua de entrada (E) y de salida (S), máximos incrementos permitidos (MIP) y objetivos de calidad ecológicos (OCE) de las piscifactorías marinas intensivas instaladas en tierra en la zona litoral de Galicia. [E: agua de entrada; S: vertido; S-E: Diferencia Salida-Entrada; E-S: Diferencia Entrada-Salida]. Tomado de Carballeira et al. (2012f).

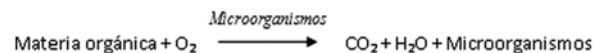
sedimento es un parámetro que se ha utilizado de manera convencional para expresar el grado de afección de los cultivos marinos. Sin embargo, la estima de la contaminación orgánica es un problema complejo y delicado debido a la naturaleza muy diversa de la materia orgánica y los distintos

estados de degradación. La oxidación de la materia orgánica para dar anhídrido carbónico y agua, y la de los compuestos minerales del nitrógeno para las sustancias cuaternarias, conducen a un consumo del oxígeno del agua, que es renovado por el oxígeno del aire. En principio, la materia orgánica

es el nutriente de los gérmenes aerobios; el nitrógeno con estado de oxidación superior (nitritos y nitratos) sirve a las nitrobacterias y nitrosomas. El conjunto de reacciones puede empobrecer la disponibilidad de oxígeno. Las bacterias que necesitan oxígeno lo retienen a expensas no solamente de los nitratos y nitritos sino a partir de los sulfatos con desprendimiento de sulfuros de hidrógeno. Estos fenómenos de oxidación que pueden tener lugar en la naturaleza, son más difíciles de reproducir en el laboratorio y de obtener la degradación última de la materia orgánica. Con todo, ciertos parámetros como la demanda química (DQO) y biológica (DBO) de oxígeno, permiten una apreciación de los fenómenos por vía química y biológica, con sus inherentes dificultades de reproducibilidad.

La *demanda química de oxígeno (DQO)* es la cantidad de oxígeno ($\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$) necesaria para oxidar toda la materia orgánica, en disolución y particulada, contenida en el agua. La determinación de DQO debe realizarse rápidamente después de la toma de muestras, para evitar la oxidación natural. En caso contrario, la muestra podría conservarse un cierto tiempo si se acidifica con ácido sulfúrico hasta pH entre 2 y 3. Sin embargo, esta opción deja de ser fiable en presencia de sustancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas, como cloruros en el caso de los vertidos de las piscifactorías. También se puede determinar por espectroscopía UV-VIS del color producido por la reducción del dicromato a Cr^{+3} posterior a la digestión. La DQO representa casi un *valor límite de posibilidad de oxidación* total de un residuo; por ello, generalmente, el valor de la DBO última (DBO_{20}) se debería aproximar a la DQO.

Habitualmente, la degradación de las sustancias orgánicas por medio de los test químicos es diferente y los resultados son difíciles de comparar a los obtenidos en los test biológicos. La *demanda biológica de oxígeno (DBO)* es un parámetro respirométrico que permite determinar la contaminación orgánica de las aguas debida a la fracción biodegradable de la MO presente en una muestra, según la siguiente reacción:



Este parámetro se basa en la cantidad de oxígeno necesaria para estabilizar biológicamente la materia orgánica durante un período de incubación determinado, ordinariamente 5 días, lo que se conoce como DBO_5 . Se recomienda utilizar el sistema Oxitop (WTW) y la determinación de la DBO en muestras no diluidas (debido a la baja carga de materia orgánica en relación con otros tipos de vertidos orgánicos, e.g. aguas residuales urbanas) para la determinación de la DBO_5 . La baja concentración de tóxicos de las muestras difícilmente podría inhibir la acción de los microorganismos resultando en valores confusos. Por otro lado, las muestras para el análisis de la DBO_5 pueden degradarse significativamente mientras están almacenadas, entre su recogida y análisis, pudiendo ser subestimada. Para evitar al máximo la reducción de la DBO las muestras han de ser analizadas inmediatamente después de su recolección o bien enfriarlas hasta una temperatura próxima al punto de congelación ($\approx 4^\circ\text{C}$). El período de almacenamiento de las muestras ha de reducirse lo máximo posible teniendo que ser estabilizadas a 20°C antes de la incubación. Igualmente es necesaria la adición de alitiourea (2 g.l^{-1}), que actúa como inhibidor de la nitrificación, evitando el consumo de oxígeno debido a las reacciones químicas de las formas del nitrógeno con el oxígeno. De esta manera el oxígeno será consumido únicamente por la descomposición de la materia por parte de los microorganismos.

El sistema de determinación Oxitop (WTW), siguiendo las normas UNE-EN 1899-1 y 1899-2 (Beiras, 2012), se basa en la medida mediante un sensor electrónico piezoresistivo de la diferencia de presión generada debido a la captación con NaOH del CO_2 producido por los descomponedores. Además, este método permite estudiar la cinética de consumo de oxígeno. El pH de las muestras ha de encontrarse entre 6,5 y 8,3 por lo que debe ajustarse el pH a ese rango mediante la adición de HCl y NaOH siempre que no se diluya la muestra más del 0,5 %. Este método requiere botellas de incubación, una cámara a $20 \pm 1^\circ\text{C}$ y en oscuridad, sistemas de agitación, juntas de goma, inóculo activo, sistemas de determinación Oxitop, sosa (KOH) y una solución con KH_2PO_4 , Na_2HPO_4 , K_2HPO_4 , NH_4Cl , FeCl_3 , CaCl_2 y MgSO_4 .

El método de determinación de la DBO en muestras de agua de mar no diluidas es más sencillo, rápido y económico que el anterior al necesitarse

únicamente un medidor de oxígeno disuelto (oxímetro), recipientes especiales para las muestras (botellas de borosilicato con tapón antiburbuja) y almacenarlos a 20°C en oscuridad. Se prescinde del inóculo bacteriano y de la adición de sales, ambos ya presentes en los vertidos marinos.

Biodegradabilidad de los vertidos de granjas marinas instaladas en tierra en la zona litoral

Quizás, para muchos efluentes, la biodegradación sea el proceso que condiciona en mayor medida la concentración y biodisponibilidad de las sustancias tóxicas en el medio (Kováts et al., 2002). Por ello, en numerosos países la legislación obliga a los fabricantes a demostrar que los productos que liberan al medio en grandes cantidades son biodegradables. Se han diseñado numerosos métodos para la medición de la biodegradabilidad de compuesto químicos y materiales (De Wilde et al., 2013). Por ejemplo, el esquema del *Programa de Evaluación de Productos Químicos* (OECD) clasifica los productos en tres niveles (inmediata, intrínseca y de simulación) en función de los ensayos que es necesario aplicar para su biodegradabilidad.

Algunos investigadores consideran que los resultados de los bioensayos en laboratorio de los efluentes no pueden ser aplicados a los ecosistemas receptores, debido a que la exposición cambia espaciotemporalmente, porque procesos físicos, químicos y biológicos complejos pueden dar lugar a cambios significativos de las sustancias en el tiempo. Es un proceso específico en el que influyen las condiciones abióticas y bióticas (e.g. población bacteriana) existentes de cada lugar. Limatola et al. (2020) comprueban mediante el ensayo de fertilización en *Paracentrotus lividus* en laboratorio que la remoción de sedimentos previamente contaminados de manera crónica siguen siendo una fuente de impacto ecotoxicológico después de cesar la actividad responsable. El patrón de turbulencia y el grado de oxigenación determinan los rasgos morfológicos ultra-estructurales y fisiológicos de los huevos fertilizados, pero los efectos perjudiciales fueron inhibidos por una mayor oxigenación. Consideran que la rehabilitación ambiental a través de la restauración de productores primarios formadores de hábitat, como pas-

tos marinos o formaciones algales, podrían aliviar el efecto de los contaminantes acumulados en la biota residente. Los ensayos de laboratorio tampoco tienen en cuenta la diversidad y la homeostasis de las comunidades microbianas naturales, así como la gradual desaparición del contaminante del ciclo biogeoquímico natural, como el debido a la adsorción por el sedimento. Además, en mezclas complejas se pueden dar interacciones entre compuestos de tal forma que unos pueden influir en la biodegradación de los otros y que esto puede darse dentro de determinados rangos de concentración relativas. La gran diversidad de compuestos que pueden estar presentes en los efluentes obliga a excluir las comprobaciones rutinarias de tales interacciones dentro de un PVA rutinario.

Sin embargo, como vimos en el Capítulo VII, toxicidad y persistencia son dos propiedades que intervienen de manera sustancial en el riesgo ambiental que supone un contaminante o una mezcla y, en consecuencia, es conveniente comprobar la posibilidad de que puedan suceder procesos tóxicos persistentes o no. Hemos de señalar que un PVA integrado ayuda a poner en evidencia la existencia de resultados contradictorios derivados de estos procesos.

Problemas metodológicos. - Uno de los principales problemas de los ensayos de degradación realizados con efluentes es la presencia de sustancias que pueden perturbar o bloquear la biodegradación (e.g. antibióticos). Para excluir esta posibilidad se efectúan pruebas específicas como: ensayar diferentes concentraciones, controlar la densidad microbiana o comprobar efectos sobre procesos indicadores de toxicidad relevantes (i.e., biomarcadores de metabolismo microbiano).

Otro inconveniente es que los protocolos de degradación de vertidos o de persistencia de los contaminantes han sido desarrollados únicamente para vertidos de agua dulce. La razón principal es que los pocos vertidos de agua salada existentes son aquellos que proceden fundamentalmente de piscifactorías marinas instaladas en tierra, industrias conserveras o plantas desaladoras. Además, a nivel mundial existen escasas piscifactorías marinas instaladas en tierra y, por este motivo, las evaluaciones del riesgo ambiental

se han centrado fundamentalmente en granjas marinas instaladas en jaulas o en las de agua dulce continentales. De esta forma los protocolos de degradación comúnmente usados para la evaluación de vertidos han tenido que ser adaptados para su uso con vertidos con una salinidad superior al 3%. Se ha escogido como referencia el trabajo de Costan et al. (1993) pues consideramos que es el que mejor se ajusta al caso de los vertidos de piscifactorías marinas. Dichos autores, estudian la toxicidad de vertidos procedentes de distintas industrias mediante la aplicación de un índice (PEEP, *Potential Ecotoxic Effects Probe*) que incluye los resultados de una batería de bioensayos realizados el día de la recogida de los efluentes y después de varios días de degradación. Carballeira et al. (2012b) emplean el índice PEEP para evaluar la toxicidad de los efluentes de varias piscifactorías marinas intensivas instaladas en tierra a lo largo de la costa gallega pero no consideran la persistencia de la toxicidad debida a la degradación del vertido en el medio. De esta forma, los valores del índice y de la carga tóxica encontrados fueron muy elevados y probablemente debidos, por un lado, a la mayor toxicidad de los vertidos sin degradar y, por el otro, a los grandes caudales emitidos por las granjas. Posteriormente, comprueban que los vertidos son fácilmente biodegradados y la toxicidad varía en función del tiempo de degradación al que son sometidos (Carballeira et al., 2018).

Protocolo del método de degradación. - Para la degradación de los efluentes, Costan et al. (op.cit.) añaden una solución de sales, una solución tamporada (buffer) y un inóculo de bacterias. En el caso de vertidos, las sales y el buffer no son necesarios debido a la presencia natural de éstos en el agua de mar. El método de degradación de vertidos en agua de mar propuesto por la OECD (1992) no considera el inóculo de bacterias, pero de forma opcional recomienda el conteo de *unidades formadoras de colonias* (UFC), que resulta más laborioso. Respecto a tamponar el efluente, hemos de señalar que el agua de mar es un tampón o *buffer* natural, aunque ya hemos visto que la media del pH del agua de entrada es superior al de salida en el caso de las piscifactorías marinas instaladas en tierra (tabla 8.1). Estos ligeros cambios de pH pueden suponer un impacto para la flora y fauna marinas próximas al vertido. Por otro lado, el tratamiento del agua de mar introducida en las piscifactorías (e.g. desinfectantes) puede haber

modificado o eliminado la comunidad bacteriana original. En ese caso, en vez de añadir las sales y el buffer se inocularán los vertidos con agua de mar, procedente de una localidad libre de contaminación, previamente filtrada a 180 µm.

Los estudios de degradación de efluentes son llevados a cabo a temperatura constante, generalmente a 20°C (temperatura estándar o normal), y baja oxigenación. Sin embargo, como la temperatura media anual del agua de las costas gallegas está más próxima a los 15°C que a los 20°C y existe un elevado hidrodinamismo, se escogió mantener los vertidos durante el período de degradación a 15°C y con elevada oxigenación (figura 8.2).

Respecto al período de incubación se debería optar por la necesidad de conocer la toxicidad no persistente y persistente, aunque implique duplicar los bioensayos. En general, la toxicidad inmediata de los efluentes piscícolas observada es baja y poco persistente, es decir, el riesgo ecológico

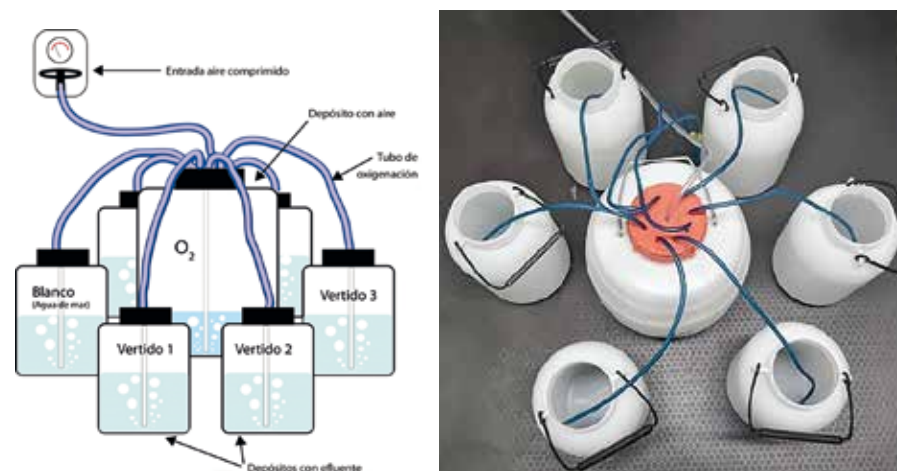


Figura 8.2. Dispositivo para la aireación, durante el período de degradación, de los vertidos procedentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra de la zona litoral.

Características	Costan et al. (1993)	Protocolo propuesto
Adición sales inorgánicas	MgSO ₄ ·7H ₂ O, CaCl ₂ , FeCl ₃ ·6H ₂ O	Ninguna
Adición buffer	Sí (7.2)	No
Control	Agua destilada	Agua de mar limpia y filtrada
Inóculo	Bacta-Pur (Bacterias)	Agua de mar filtrada
Tiempo incubación	5 días	0 y 5 días
Oxigenación	Baja	Alta
Tipo de vertido	Agua dulce	Agua salada
Temperatura incubación (°C)	20	15

Tabla 8.4. Diferencias entre el protocolo para la degradación de vertidos según Costan et al. (1993) y el método propuesto en este estudio.

asociado es muy bajo y sería aceptable dentro de la ZEP. En consecuencia, la toxicidad persistente podría ser ecológicamente más relevante por lo que sólo falta considerar cuál sería el período de degradación más adecuado. Cinco días es un período de degradación convencional (e.g. DBO₅) y es el que utiliza el índice PEEP (Costan et al., 1993), lo cual justifica su elección para la evaluación total de la toxicidad (Carballeira et al., 2018). Además, si tenemos en cuenta el hidrodinamismo de nuestras costas expuestas el grado de dilución que se produciría a mayor plazo de degradación minimizaría radicalmente el riesgo asociado.

A continuación, se detalla el protocolo de degradación desarrollado para su aplicación a los vertidos de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral:

- Adición de 50 mL por litro de efluente (5%) de agua de mar, tomada en una localidad libre de contaminación previa eliminación de la materia en suspensión por filtración (>180 mm), que actuará como inóculo bacteriano.

- Incubación a 15°C, oscuridad y buena aireación durante los diferentes tiempos de degradación ensayados.
- Para homogeneizar la oxigenación en todas las muestras de vertidos se utiliza un distribuidor de la presión del aire (figura 8.2).
- Realización de la batería de bioensayos a 0 y 5 días de degradación.

En la tabla 8.4 se resumen las diferencias existentes entre el método de biodegradación de vertidos propuesto por Costan et al. (1993) y el propuesto en este estudio.

Batería mínima de bioensayos para la evaluación de la toxicidad de los vertidos

Como vimos en el apartado *Parámetros e índices ecotoxicológicos*. Índices de ecotoxicidad (Capítulo VII), los parámetros toxicológicos obtenidos en los bioensayos se pueden integrar en un índice capaz de resumir el riesgo ecotóxico global observado. La mayoría de estos índices (e.g. PEEP) son ponderados, es decir, su cálculo es independiente del número y tipo de bioensayos aplicados, e incluso del signo positivo o negativo de los resultados. Evidentemente cuanto mayor sea el número de bioensayos aplicados a un efluente más precisa será su caracterización ecotóxica. Consideramos que la batería mínima de bioensayos a aplicar debe estar constituida al menos por tres bioensayos realizados con especies test pertenecientes a tres niveles tróficos distintos.

En nuestro caso utilizamos los bioensayos de bioluminiscencia bacteriana (microorganismo), de microalgas (productor primario) y de embriones de erizo (consumidor primario). Hemos de señalar que se puede construir la batería mínima con otros bioensayos o ampliarla. En el caso de que se amplíe conviene que el reparto siga siendo paritario entre los distintos niveles tróficos. Ahora bien, según sea el escenario se pueden implementar los ensayos de manera sesgada, representando cada nivel en mayor o menor proporción, si se considera que los resultados mejorarían la predicción del

Características	Bioensayo estándar	Bioensayo propuesto
Volumen de muestra (μl)	500-1000	200
Volumen de bacteria (μl)	20	10
Volumen de diluyente (μl)	500-1000	0
Salinidad del bioensayo (%)	>2,75 y variable	3,5
Salinidad de las muestras (%)	Todas	1-6

Tabla 8.5. Diferencias entre el bioensayo con *Vibrio fischeri* estandarizado y el modificado para la evaluación de vertidos piscícolas.

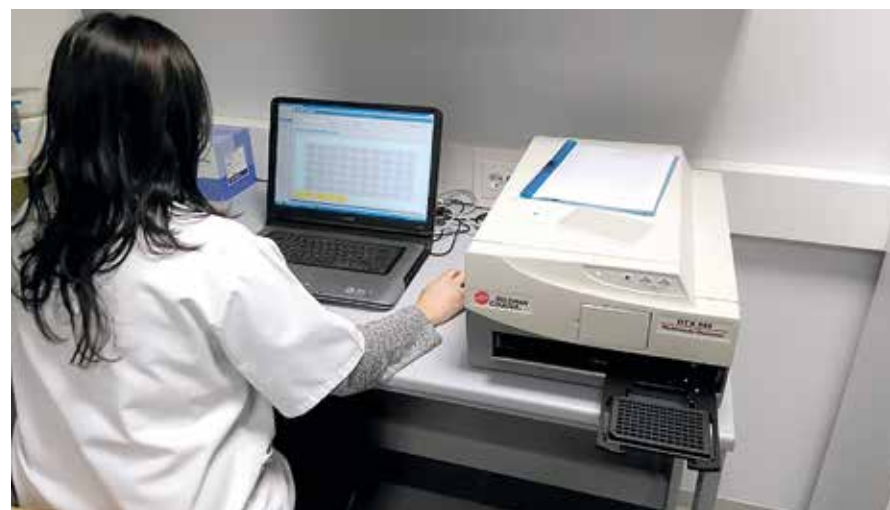
grado de afectación al que podría verse sometido el ecosistema receptor. En este sentido, es muy atractivo incluir en la batería de bioensayos especies de interés comercial o ecológico presentes en el medio receptor.

A parte del tipo de procesado de las muestras, a veces es preciso adaptar el bioensayo tipo a la naturaleza de los efluentes, realizando pequeñas modificaciones metodológicas. A continuación se detallan ciertas particularidades metodológicas de las pruebas aplicadas en la fase experimental a los efluentes procedentes de diferentes granjas instaladas en tierra de la zona litoral de Galicia y cuyos resultados tomamos como referencia para el establecimiento de los criterios de calidad del PVA.

Adaptación del bioensayo de luminiscencia bacteriana. - Kováts et al. (2002) después de evaluar el cambio de toxicidad de efluentes, causada por la degradación, consideran que dichos cambios pueden ser seguidos adecuadamente mediante la prueba de bacterias bioluminiscentes. El microbiotest comercial de luminiscencia Microtox es una herramienta de biomonitorización ampliamente utilizada para evaluar la toxicidad de contaminantes en medio acuático, tanto en agua como en lixiviados de sedimentos. Este bioensayo de toxicidad aguda ha desempeñado un papel principal y fundamental en el desarrollo de pruebas de toxicidad a microescala por su capacidad de detección de un amplio espectro de contaminantes químicos ambientales

(Isenberg, 1993). Microtox no puede sustituir bioensayos más caros que utilizan especies nativas de interés pero se podría definir como un bioensayo de obligada realización en estudios acuáticos.

El bioensayo consiste en exponer una bacteria marina luminiscente (*Vibrio fischeri*) a distintas diluciones de los contaminantes y expresar los resultados como porcentajes de inhibición de la luminiscencia observada. El método estandarizado se lleva a cabo en cubetas de 5 ml, pero puede ser miniaturizado realizándose en microplaca (Hirman et al., 2007; Carballeira et al., 2013c). Este cambio permite realizar mayor número de réplicas al medir 96 muestras conjuntamente, aumentando la fiabilidad y precisión de los resultados. Asimismo, permite estudiar la cinética tóxica tomando medidas consecutivas programadas a intervalos de tiempo convenientes. El protocolo estandarizado emplea un diluyente del 2% de NaCl para que este bioensayo se pueda aplicar a muestras de todo tipo de salinidades. Sin embargo, las modificaciones propuestas para este bioensayo limitan su uso a muestras



Determinación de bioluminiscencia bacteriana con un lector de microplacas.

cuya salinidad se encuentre dentro del rango de tolerancia de *V. fischeri*, entre 1 y 5 % de salinidad (Soto et al., 2009). En el protocolo estandarizado el diluyente supone el 50% del volumen de cada muestra y, por lo tanto, provoca la dilución del efecto tóxico del 100 % del vertido sobre la luminiscencia de la bacteria. Además, hemos realizado experimentos y observado que la bacteria emite más luz cuando se utiliza agua de mar limpia (3,5 %) como blanco que con el diluyente comercial (2 %), lo que se traduce en un aumento de la sensibilidad del bioensayo y la eliminación de interferencias debidas a cambios de salinidad. Por estos motivos se decidió retirar el diluyente comercial del protocolo en los estudios con los vertidos piscícolas, excepto con la sustancia de referencia ($ZnSO_4$) utilizada como control positivo, que sigue el protocolo habitual para validar los resultados del bioensayo. En la tabla 8.5 se resumen las diferencias entre el bioensayo estándar Microtox y el propuesto para la evaluación de la toxicidad de los vertidos piscícolas.

Adaptación del bioensayo de crecimiento de microalgas. - El bioensayo de crecimiento algal muestra la toxicidad o el potencial de eutrofización de los vertidos (*factor de confusión*) mediante la inhibición o estimulación del crecimiento de las microalgas. Basándonos en estudios anteriores se seleccionó la microalga *Isochrysis galbana* debido a su sensibilidad a estos vertidos, por ser un alga nativa con una amplia distribución en la costa gallega y ser empleada como alimento en acuicultura. Se siguió el procedimiento de la OECD (2011) pero, al igual que con el bioensayo bacteriano, el de crecimiento de microalgas se miniaturizó (figura 8.3) y se redujo la dilución de las muestras en la medida de lo posible (De Orte et al., 2013). Para ello, en vez de añadir el medio de cultivo diluido y las microalgas a las muestras de la microplaca, se calcula la densidad con una cámara de Neubauer y se añade medio diluido hasta alcanzar la densidad necesaria. De esta forma la dilución de las muestras se reduce aproximadamente del 33 al 16%. Si la densidad de las microalgas no es suficiente éstas se centrifugan y se resuspenden posteriormente con el medio. Sin embargo, se ha comprobado que la centrifugación puede formar agregaciones de éstas que pueden generar ruido en la lectura de las microplacas. La toxicidad disminuye a medida que aumenta la densidad inicial de microalgas (Franklin et al., 2002). Con *I. galbana* la concentración inicial comúnmente empleada varía de 10^5 a 10^6

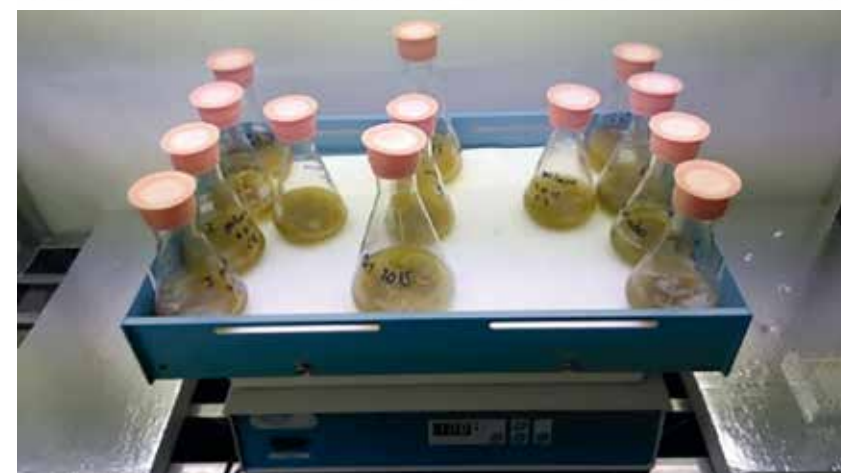
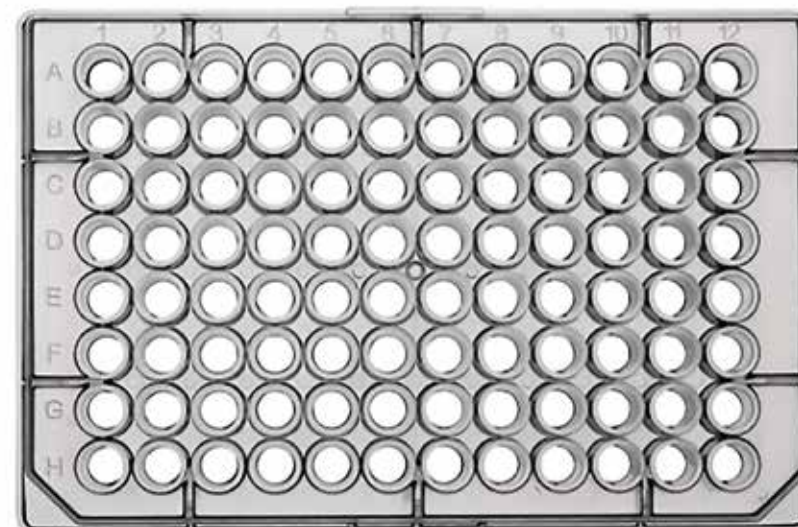


Figura 8.3. Microplaca estándar de 96 pocillos de 300 μ l (arriba) y agitador con cultivos de *Isochrysis galbana* (abajo), cuyo inóculo fue suministrado por el grupo de investigación ACUIBIOTEC-USC.

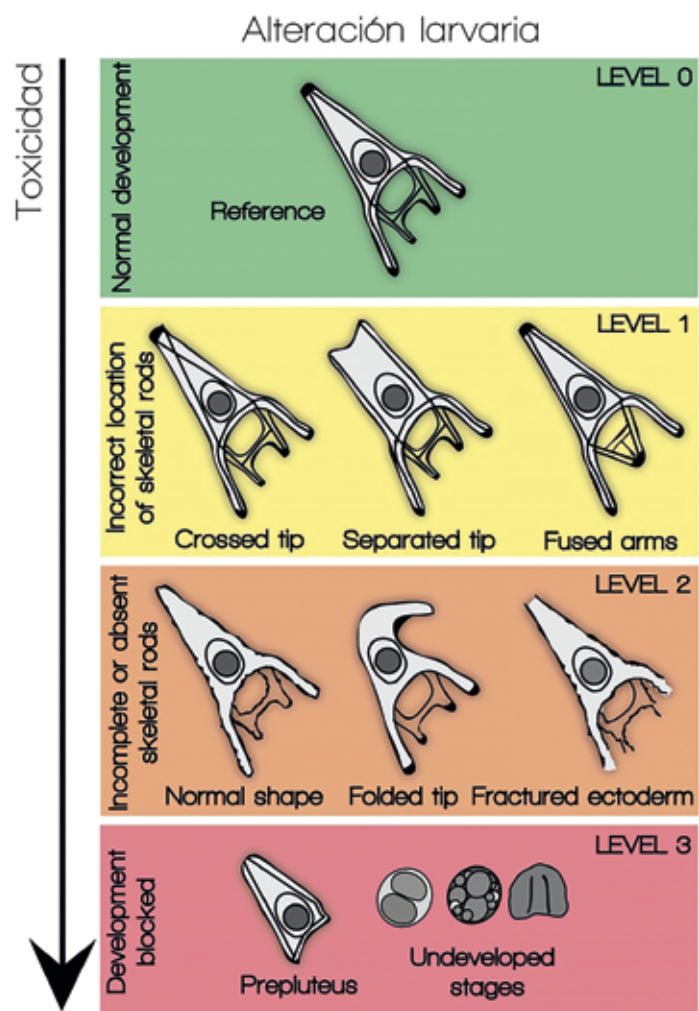


Figura 8.4. Criterios de toxicidad establecidos en función de las deformidades observadas en larvas de erizo expuestas a los vertidos de las piscifactorías marinas instaladas en tierra de la zona litoral. Tomado de Carballeira et al. (2012d).

microalgas.ml⁻¹. Se opta por la menor densidad (10⁵ microalgas.ml⁻¹) para evitar la centrifugación-dilución de las muestras y porque a pesar de que este tipo de vertidos son una mezcla de tóxicos y nutrientes, la estimulación del crecimiento es más habitual.

Aunque la cantidad de sólidos en suspensión no es muy elevada, se recomienda dejar reposar o filtrar las muestras en todos los bioensayos que conlleven medidas en microplaca puesto que la presencia o ausencia de los sólidos en suspensión puede generar interferencias que se traducen en una elevada variabilidad entre réplicas.

Adaptación del bioensayo de desarrollo embrionario con erizo de mar.- El bioensayo de desarrollo larvario con embriones de erizo de mar común (*Paracentrotus lividus*) consiste en exponer los embriones a diluciones de los contaminantes durante 48h. Los valores de toxicidad son expresados como porcentajes de desarrollo normal o anormal de las larvas. Para la realización del bioensayo se recogen erizos adultos y fértiles en una zona presumiblemente limpia y se transportan al laboratorio donde se mantienen en acuarios con circuito cerrado y filtración, a 13 °C, aireación, fotoperiodo 12:12 y alimentados con *Ulva* spp. Los erizos deben ser aclimatados durante 5 días antes del ensayo. Los gametos masculinos y femeninos necesarios para la fecundación *in vitro* se obtienen mediante inyección de KCl 0,5 M en la membrana perioral. Los espermatozoides se mantienen refrigerados hasta el momento de la fertilización y los óvulos en agua de mar filtrada a 22 µm y agitación continua. La madurez de los individuos (o viabilidad de sus gametos) se determina a través del análisis del grado de redondez de los huevos y la movilidad de los espermatozoides con la ayuda de un microscopio óptico. Tras la fecundación *in vitro* debe existir un mínimo de 80 % de huevos fecundados (determinado a través de la presencia de membranas de fecundación) para que sea válido el bioensayo.

Aproximadamente 300 embriones son introducidos en contadores *coulter* con 20 ml de cada muestra. Los tratamientos se replican tres veces, incluyendo los vertidos brutos (100%) y sus diluciones con agua de mar filtrada: 0 (control), 10, 25, 50 y 75 %. Se utiliza CdCl₂ y ZnSO₄ como controles posi-

vos. Tras 48 h de incubación, en oscuridad y a 20°C, se bloquea el desarrollo de las larvas añadiendo dos gotas de formol al 40%. Para la determinación de los valores de toxicidad de las muestras se cuantificó el porcentaje de larvas deformes o no desarrolladas (figura 8.4) mediante un microscopio invertido. Los niveles de toxicidad son clasificados siguiendo el criterio propuesto por Carballeira et al. (2012d) y que clasifica la toxicidad en función del grado y morfología de desarrollo de las espículas esqueléticas. Estos autores observaron por primera vez un nuevo tipo de deformidades originado por los vertidos de estas granjas y dónde las larvas no desarrollaban las espículas o se desarrollaban completamente, pero con una disposición anormal de las espículas.

El bioensayo de desarrollo embrionario de erizos tiene un amplio reconocimiento en la evaluación de la calidad del agua marina (Carballeira et al., 2011c; 2012b; 2012c; 2012d; 2018) siendo su única desventaja la no disponibilidad todo el año de especímenes fértiles. Según un estudio nuestro, realizado en Galicia, los individuos comienzan a ser fértiles a partir de enero alcanzando la máxima fertilidad y el mayor índice de condición gonadal cerca del verano. Fuera de la época fértil la criopreservación de los gametos es una alternativa, aunque actualmente solo es posible mantener la fertilidad de los huevos de erizo durante unos pocos días (Bellas y Paredes, 2011). Existe la posibilidad de recoger erizos de mar viables en otras zonas geográficas, pero deben ser mantenidos a 13°C (para evitar el desove) y el estrés al que se pueden ver sometidos durante el transporte puede incapacitarlos para realizar el experimento ya que habría que mantenerlos saludables al menos 10 días en acuarios y así poder realizar la secuencia de bioensayos.

El periodo fértil de la especie *Arbacia lixula* (erizo de mar negro) se extiende durante todo el año y puede ser una alternativa frente al empleo del erizo común para estos estudios (Carballeira et al., 2011c). Algunas bases de datos (e.g. World Echinoidea Database) describen la presencia de esta especie en toda la costa europea señalando que comparte hábitats con poblaciones de *P. lividus*. Sin embargo, Wangensteen (2013) solo señala su presencia europea en el mar mediterráneo. Hemos investigado la posible presencia

de erizo negro en las costas gallegas pero no hemos encontrado evidencia alguna.

Variables de estado

Las variables de estado clásicas incluyen todos los parámetros estructurales y funcionales determinados en las poblaciones y comunidades receptoras del impacto. Esto involucra desde la presencia, abundancia o vigor de poblaciones de especies indicadoras hasta parámetros macroscópicos de las comunidades, tanto estructurales (e.g. índices de riqueza o diversidad específica) como funcionales (e.g. composición clorofílica, productividad). Ya se comentó anteriormente que los descriptores de exposición y efectos determinados en la biota pueden ser calificados como variables de estado, lo cual facilita la vigilancia de la integridad ecológica del ecosistema receptor frente a las variables clásicas. Esto se circunscribe a biomarcadores moleculares e histopatológicos, señales isotópicas, tóxicos bioacumulados, fluorescencia clorofílica, etc. determinados en poblaciones o comunidades del medio receptor de los diferentes hábitats (rocoso, detrítico sedimentario, pelágico, especiales...).

Variables de estado de productores primarios y secundarios

La evaluación de los riesgos e impactos derivados de la eutrofización de aguas estuáricas y costeras es una de las cuestiones clave en la gestión ambiental (Painting et al., 2005). Los nutrientes en disolución, liberados por los cultivos, pueden alterar la composición de las comunidades de productores primarios planctónicos y bentónicos y estimular la producción hasta alcanzar niveles de degradación del medio insostenibles (*eutrofización*). El proceso de eutrofización se desarrolla cuando se supera la capacidad de asimilación de la zona receptora ya que los mecanismos de regulación natural tienen una capacidad limitada a partir de la cual el ecosistema comienza a cambiar su organización en términos de estructura y funciones ecológicas (UNEP, 2005). Como las características fisicoquímicas de cada localidad condicionan la respuesta ambiental frente a la misma carga, es necesario evaluar o vigilar el riesgo en cada caso específico (Nordvang y Hakanson, 2002).

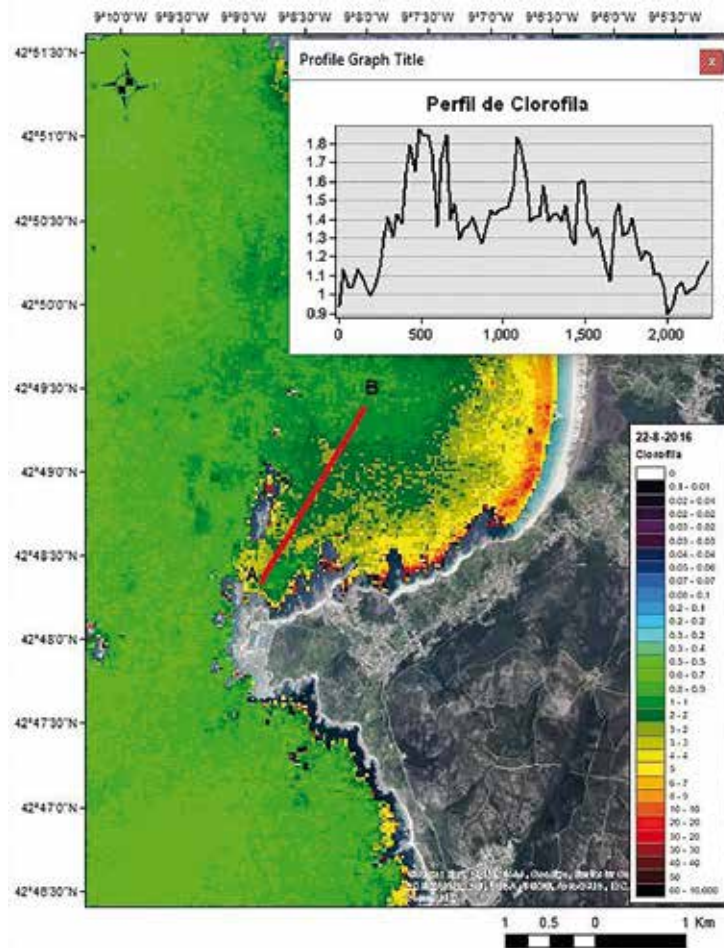


Figura 8.5. Análisis satelital de la zona de influencia de una granja instalada en Lira (A Coruña). El perfil de Clorofila *a* presenta valores elevados hasta los 700 m del foco, a partir de este punto descendiendo hasta los 2000 m. [Imagen del satélite Landsat 8 OLI; programa de código abierto SEADAS 7.3, algoritmo L2GEN]. Realizada por Jaime Aguilera en el Laboratorio de Oceanografía Satelital (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso-Chile).

Existen índices sencillos para la evaluación del estado trófico de las aguas costeras (Volleinweider et al., 1998; Pettine et al., 2007), habitualmente basados en la concentración de clorofila *a*, de los nutrientes en disolución y la disponibilidad de oxígeno. Para que cumplan las exigencias de la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/CE) los índices deben ser normalizados frente a las condiciones de referencia específicas. Por ejemplo, el índice UNTRIX es normalizado mediante la ratio entre la mediana del índice para el sitio de referencia específico y el percentil 75 del sitio impactado. Esta relación puede variar entre 0 y 1; cuanto mayor es el valor de la relación, más similar es el sitio analizado frente al de referencia (Pettine et al., 2007). Este ajuste a las condiciones locales mejora los resultados de la clasificación del estado trófico cuando se aplica a aguas impactadas por acuicultura marina (Yucel-Gier et al., 2011).

De todas las variables utilizadas en la construcción de estos índices solamente la clorofila *a* (*Chla*) se puede considerar una variable de estado representativa de la biomasa fitoplanctónica. Las otras variables son explicativas que pueden ayudar a mejorar la calificación del estado trófico. Sin embargo, la rápida dilución y dispersión de los nutrientes en ambientes expuestos dificulta la detección de picos en los niveles de clorofila-*a* del sistema pelágico receptor. Carballeira (2013) en ningún caso observaron cambios significativos (composición pigmentaria o biomasa) en comunidades fitoplanctónicas nativas confinadas en bolsas de diálisis y expuestas a modo de gradiente en la pluma de dispersión de los vertidos emitidos por granjas marinas intensivas instaladas en tierra en la zona litoral de la costa gallega. Debido a la elevada variabilidad espacio-temporal de estos parámetros en el agua su normalización exige realizar numerosos muestreos. Además, ya se mencionó anteriormente (Capítulo VII: Bioensayos ecotoxicológicos *in situ*) que la alteración de las comunidades planctónicas es un proceso complejo, debido a las interacciones con otras causas de origen natural y antrópico, que debe ser contemplado desde una perspectiva geográfica amplia. Por ello, entendemos que no está justificada la realización de seguimientos de este tipo en la columna de agua de forma sistemática, aunque sí se recomienda realizar otras aproximaciones, como las basadas en el análisis de imágenes satelitales (figura 8.5).

Por el contrario, a escala local los efectos tróficos de los vertidos si pueden alterar las comunidades de *productores primarios bentónicos*, máxime si se localizan a lo largo de las zonas inter y sub mareal inmediatas al emisario donde la concentración de nutrientes es mayor, por ser zonas de escasa profundidad y con menor capacidad dispersiva del medio. Transitoriamente, determinadas circunstancias (e.g. calma marina prolongada y viento con dirección hacia la costa) podrían agravar la situación. Este incremento nutritivo puede alterar las comunidades fitobentónicas como, por ejemplo, favoreciendo la abundancia de algas oportunistas (e.g. *Codium*, *Ulva*). En las inmediaciones del emisario puede observarse un incremento de algas verdes y un detrimento de algas pardas, pero no exclusivamente debido al exceso de nutrientes, sino también por la acción de desinfectantes de uso común en las piscifactorías terrestres, como la formalina o el hipoclorito de sodio, a la que son muy sensibles (<1ppm) las algas pardas (Vanwijk y Hutchinson, 1995).

La fluorescencia clorofílica, la composición pigmentaria o la concentración corporal de nutrientes sirven para indicar el estado de vigor de las macroalgas. Sin embargo, el incremento de *biomasa o cobertura de especies nitrófilas* oportunistas unido a la disminución de especies sensibles son síntomas más evidentes de eutrofia del medio receptor (Tett et al., 2007). En consecuencia, la abundancia de las especies oportunistas debe ser considerada una variable de estado prioritaria. El seguimiento convencional de la biomasa



La cobertura relativa de especies oportunistas en la zona intermareal, como las ulváceas, permite calificar el estado trófico del medio intermareal. La fotografía obtenida con drones facilita la estima de la cobertura algal.

sa o cobertura espacial de las macroalgas no es una tarea sencilla, pero la reciente aplicación de técnicas fotogramétricas en vehículos aéreos no tripulados (UAV, *Unmanned Aerial Vehicle*) puede facilitar en gran medida este tipo de mediciones en la franja intermareal afectada por vertidos acuícolas. La dominancia relativa de las especies nitrófilas bentónicas intermareales es una variable de estado muy estable frente a la variabilidad espacio-temporal de las medidas planctónicas.

Por otro lado, tal como se indicó en el capítulo anterior, mediante la realización de bioensayos *in situ* se han observado claras relaciones entre gradientes de exposición a los vertidos acuícolas y el crecimiento de macroalgas oportunistas (Carballeira et al., 2010b). Por ello, se puede utilizar como alternativa a las variables de estado (biomasa o cobertura algal) la determinación de la *señal isotópica $\delta^{15}N$ en macroalgas* por ser un buen descriptor de la intensidad y extensión del riesgo trófico y menos costoso de obtener.

En resumen, por su abundancia y facilidad de muestreo las macroalgas pueden considerarse biomonitores prioritarios de la calidad ambiental no solo respecto al grado trófico, sino también al tóxico por ser buenos biocumuladores de contaminantes. Las macroalgas suministran una imagen integrada del grado de exposición a los contaminantes, reduciendo significativamente el esfuerzo de muestreo y el coste de la monitorización frente a los análisis de la columna de agua (Barreiro et al., 1989, 1990, 1993, 1994; Carral et al., 1995, 1996; Carballeira, 2003; Carballeira et al., 2000; 2013b; 2014; Puente et al., 1994, 1996; Real et al., 1991; Viana et al., 2010; Villares et al., 2001, 2002, 2007; Villares y Carballeira, 2006).

Entre los biomonitores presentes en la intermareal rocosa de zonas batidas y representantes de los *productores secundarios nativos* destacan los mejillones por su abundancia, cosmopolitismo y biomasa individual. En las áreas de influencia de las piscifactorías también es fácil observar anémonas ya que su abundancia está ligada a los vertidos y que también pueden ser empleadas como biomonitores (figura 7.3). Actualmente la elevada resolución de las técnicas fotogramétricas instaladas en UAV también permite vigilar la abundancia/cobertura de los productores secundarios localizados en la zona intermareal. Por



Zona eutrofizada próxima al vertido.

otro lado, el estudio combinado de descriptores de exposición, como señales isotópicas y contaminantes bioacumulados, junto a la determinación de biomarcadores de efectos moleculares e histopatológicos en este tipo de organismos sésiles suministra una información muy valiosa para diagnosticar la intensidad y extensión del grado de integridad ecológica en los hábitats intermareales (figura 7.15). La importancia de la determinación de isótopos estables, contaminantes bioacumulados y biomarcadores en la biota para la evaluación de la exposición y la integridad ecológica ya fue tratada ampliamente en el Capítulo VII.

Variables de estado de cada tipo de hábitat

En el informe del 2015 sobre la situación de partida y perspectivas de la actividad acuícola en la Red Natura 2000 en España elaborado por el grupo técnico (GT2), responsable de los aspectos Ambientales e Innovación dentro del Plan Estratégico Plurianual en la Acuicultura Española, en colaboración

con la Fundación Biodiversidad, se recogen las especies y los hábitats de interés comunitario que pueden ser impactados por las actividades acuícolas. Entre los hábitats están:

- Bancos de arena cubiertos permanentemente por agua marina de poca profundidad
- Praderas de fanerógamas marinas
- Estuarios
- Llanos fangosos o arenosos que no están cubiertos de agua cuando hay marea baja
- Lagunas costeras
- Arrecifes
- Estructuras submarinas causadas por gases
- Fondos de maërl
- Fondos de cascajo
- Comunidades de marismas y pastizales salinos
- Comunidades marítimas dunares
- Comunidades de guijarros
- Aguas estancadas
- Áreas pantanosas
- Aguas corrientes

En Galicia, atendiendo al Decreto 88/2007 del 19 de abril, por el que se regula el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas y su modificación (Decreto 167/2011 de 4 de agosto) incluye las especies marinas que están recogidas en la tabla 8.6. A esta lista cabría añadir los caballitos de mar (*Hippocampus guttulatus* e *H. hippocampus*) ya que las poblaciones se encuentran en regresión a nivel mundial como consecuencia de la degradación del hábitat, capturas accidentales, sobreexplotación y comercio indiscriminado con fines medicinales o decorativos. Desde 2006 se desarrollaron varios proyectos financiados por el Ministerio de



Las poblaciones de caballitos de mar se encuentran en regresión como consecuencia de la degradación del hábitat, capturas accidentales, sobreexplotación y comercio. Foto: I. Bárbara.



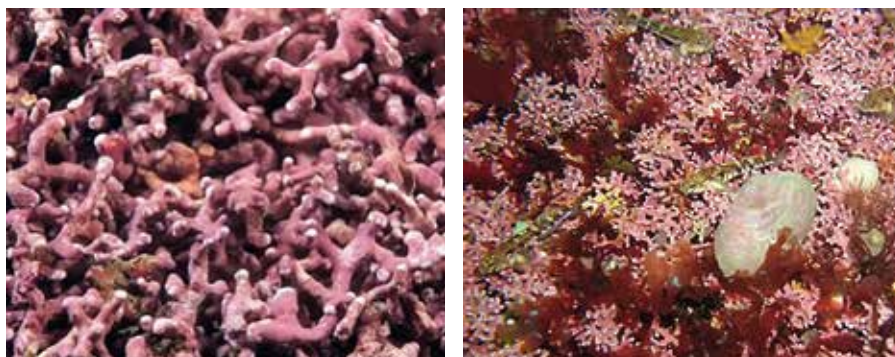
Tres algas catalogadas como vulnerables: *Ahnfeltiopsis pusilla* (Mont.) PC. Silva & DeCew, *Gloiocladia repens* (C. Agardh) Montagne et Bory, y *Solieria chordalis* (C. Agardh) J. Agardh. Foto: I. Bárbara.



Dos algas en Peligro de Extinción: *Griffithsia opunitioides* J. Agardh y *Petalonia zosterifolia* (Reinke) Kuntze. Foto: I. Bárbara.

Educación o la Xunta de Galicia, para el estudio de sus poblaciones, y su alimentación fue objeto de una tesis doctoral (Valladares, 2015). La especie *H. guttulatus* está incluida desde 2011 en el Listado Español de Especies Silvestres con Protección Especial (LESPRE). A esta lista habría que añadir la fanerógama *Zostera noltii* por estar catalogada a nivel estatal como vulnerable.

Más adelante, en la descripción de cada hábitat, también se hace mención a otras especies de interés, aunque no figuren en ningún catálogo de protección.



Las algas calcáreas *Lithothamnion coraloides* y *Phymatholithon calcareum*, formadoras de los fondos de maërl, están catalogadas como especies vulnerables y son poblaciones susceptibles de aprovechamiento discreto. Foto: I. Bárbara.

En Galicia no se ha aprobado ningún Plan General de Repoblación de especies protegidas en el ámbito marino, pero la Dirección Xeral de Desenvolvemento Pesqueiro ha liderado acciones de investigación de especies que, en algunos casos, han incluido métodos de suelta y recaptura tales como: viabilidad de las repoblaciones de rodaballo (*Scophthalmus maximus*) y bogavante (*Homarus gammarus*); cultivo y gestión del erizo de mar (*Paracentrotus lividus*, Lamarck, 1816); repoblación de especies marisqueras de interés comercial; cultivo en criadero, pre-engorde en batea y análisis de la diversidad genética de la coquina (*Donax trunculus*) (OESA–Fundación Biodiversidad, 2018).

Teniendo en cuenta que esta guía se refiere estrictamente al impacto sobre los hábitats marinos y dada la ubicación de estas granjas, generalmente en costas expuestas a semi-expuestas, los hábitats a considerar, como receptores de impacto, son fundamentalmente: fondos rocosos inter y submareales, fondos de maërl y cascajo, y costas sedimentarias. Excepcionalmente cabría esperar algún tipo de impacto sobre el sistema pelágico u otro tipo de hábitats especiales como praderas de fanerógamas marinas.

Phylum/ Clase	Código	Especie
En Peligro de Extinción		
Algas	1	<i>Griffithsia opunitiodes</i> J. Agardh
	2	<i>Petalonia zosterifolia</i> (Reinke) Kuntze
Moluscos	50	<i>Bolma rugosa</i> L.
	51	<i>Eastonia rugosa</i> (Helbling)
	195	<i>Charonia lampas</i> L.
Vulnerables		
	75	<i>Ahnfeltiopsis pusilla</i> (Mont.) PC. Silva & DeCew
	76	<i>Gloiocladia repens</i> (C. Agardh) N. Sánchez & Rodríguez-Prieto
Algas	77	<i>Lithothamnion corallioides</i> (P. Crouan & H. Crouan) P. Crouan & H. Crouan
	78	<i>Phymatholithon calcareum</i> (Pallas) Adey & McKibbin
	79	<i>Solieria chordalis</i> (C. Agardh) J. Agardh
Cnidarios	138	<i>Eunicella verrucosa</i> (Pallas 1766)
Equinodermos	145	<i>Echinus esculentus</i> L.
Taxones y poblaciones catalogadas susceptibles de aprovechamiento discreto		
Algas	77	<i>Lithothamnion corallioides</i> (P. Crouan & H. Crouan) P. Crouan & H. Crouan
	78	<i>Phymatholithon calcareum</i> (Pallas) Adey & McKibbin

Tabla 8.6. Lista de especies marinas incluidas en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas.

Fondos rocosos

Fondos rocosos intermareales. - Si las granjas se localizan en las partes medias e internas de las rías el ecosistema intermareal receptor de las descargas está dominado principalmente por *cinturas de grandes algas pardas perennes* del orden fucales, siendo las principales especies formadoras de hábitat *Fucus guiryi*, *F. vesiculosus*, *F. serratus* y *Bifurcaria bifurcata*. Es importante destacar que en estas costas abunda también otra fucal, *Himantophyllum*.



De arriba para abajo y de izquierda a derecha: *Fucus guiry*, *Chondrus crispus*, *Laminaria ochroleuca* e *Gelidium comeum*. Foto: J. Cremades e I. Bárbara.

lia elongata, especie bienal de estrategia oportunista, creciente valor comercial como alga alimentaria y de gran productividad. También es frecuente observar formaciones cespitosas de algas rojas (*Caulacanthus ustulatus*, *Chondracanthus* spp., *Corallina caespitosa*). Si las granjas se localizan en las partes más externas de las rías y en costa abierta (sometidas a un fuerte hidrodinamismo) encontramos: en los niveles medios e inferiores densas cinturas de carragenófitos formadas por especies de algas rojas del orden gigartinales (que son importantes materias primas para la extracción de fico-

coloides, e.g.carrageninas) en los niveles medios destaca la comunidad de *Mastocarpus stellatus* y en los inferiores la de *Chondrus crispus* o *Gigartina pistillata*. En los niveles inferiores de costas semi-expuestas (con mayor sedimentación arenosa) podemos encontrar también rasas cubiertas por *Bifurcaria bifurcata* y también abundante *Himanthalia elongata* (Cremades et al., 2004).

Fondos rocosos submareales. - Los sustratos duros submareales de las costas atlánticas europeas (incluida la costa gallega) suelen estar colonizados por distintos bosques o praderas de grandes algas pardas (bosques de laminariales), en función de la profundidad, exposición al oleaje y tipo de sustrato. En particular algas de los órdenes: Laminariales *sensu lato* (*Laminaria ochroleuca*, *L. hyperborea*, *Saccharina latissima*, *Sacchorriza polyschides*, *Undaria pinnatifida*, *Chorda filum* y *Phyllariopsis* spp.), Desmarestiales (*Desmarestia ligulata* y *D. aculeata*) y Fucales (*Treptacantha baccata*, *T. usneoides*, *T. nodicaulis*, *Halidrys siliquosa* y *Sargassum muticum*).

Galicia es la región de la Península Ibérica donde estos bosques de laminariales son más someros y abundantes (Bárbara et al., 2004; Donze, 1968; Otero-Schmitt y Perez-Cirera, 2002) y puesto que los vertidos se producen en o próximos a la zona intermareal, con batimetrías reducidas, son las comunidades submareales de sustratos duros que puedan verse más afectadas. Estas comunidades tienen un importante valor ecológico por contener un alto grado de estratificación vertical, una gran diversidad florística y faunística, y ser un hábitat muy importante para la reproducción y reclutamiento de numerosos organismos marinos. Bajo estas grandes algas pardas se encuentran otras especies de algas más pequeñas, y se refugian y alimentan más de un centenar de especies, entre peces, crustáceos, moluscos y equinodermos, muchas de ellas explotables económicamente (e.g. nécoras, erizos de mar) (Fernández, 2011). El declive actual de estos bosques ha sido observado en toda la costa norte de España, especialmente en la asturiana, y se atribuye a la subida de la temperatura del agua y a la reducción de la tasa de renovación de los nutrientes (necesarios para la supervivencia de estas algas) debido a cambios en la intensidad y duración del periodo del afloramiento de aguas profundas (Lamela-Silvarrey et al., 2012).

Por su singularidad, además de los bosques de laminariales, se debe prestar especial atención a las praderas de *Gelidium corneum* que pudieran verse afectadas. Esta alga roja es una de las principales materias primas a nivel mundial para la producción de agar de gran calidad (ficocoloide muy utilizado en biotecnología) y forma extensas praderas submareales en zonas muy expuestas, principalmente de la “*rasa*” cantábrica.

Vigilancia de los fondos rocosos. – Como ya se ha descrito, los sustratos rocosos albergan comunidades muy heterogéneas debido a la diversa combinación de atributos abióticos (orientación, hidrodinamismo, profundidad, tipo de



Eunicella verrucosa (Pallas 1766) o gorgonia blanca aparece en sustratos rocosos en áreas con oleaje y corrientes moderados (entre 4 y 50 m de profundidad) y está incluida en el Catálogo de Especies Protegidas como vulnerable. Foto: J. López.

sustrato...) que condicionan la colonización y el desarrollo de diferentes organismos. Dentro de cada comunidad podemos distinguir los organismos por las distintas funciones que desempeñan: los que caracterizan el hábitat (*formadores del hábitat*), los capaces de influenciar la distribución o abundancia de los formadores del hábitat, mediante depredación o ramoneo (*determinantes del hábitat*), y aquellos cuya distribución y abundancia está fuertemente influenciada por el estado del hábitat (*sensibles al hábitat*) (Jones y Andrews, 1992).

La dinámica de las comunidades de sustratos duros depende fundamentalmente de los organismos formadores del hábitat (i.e., macroalgas, gorgonias, esponjas y briozoos), de modo que cualquier proceso que pueda influir sobre estos organismos (como el vertido procedente de las instalaciones acuícolas litorales) a menudo conlleva efectos cascada sobre el resto de organismos que componen la comunidad. Cuando se estime que las comunidades de sustratos duros pudieran verse afectadas por los cultivos los esfuerzos han de centrarse en los organismos formadores del hábitat, que dependiendo de la localización de la comunidad (acantilado, losas horizontales profundas, ambientes fotófilos, esciáfilos...) pueden ser unas u otras especies, por lo que es necesario identificarlas y reconocer su biología como primer paso para su monitorización.

Por su amplia distribución y abundancia, así como por su papel ecológico y facilidad de muestreo las macroalgas son buenos biomonitores para la vigilancia rutinaria de los ecosistemas rocosos, siendo los parámetros básicos de control:

- La *señal isotópica* $\delta^{15}N$, tal como se señaló anteriormente, es un buen descriptor del grado de exposición a los vertidos, a la vez que un indicador precoz de procesos de eutrofización (figuras 7.4 y 7.13). Se ha obtenido una buena correlación entre $\delta^{15}N$ y la producción primaria neta en trasplantes de *Ulva* sp. expuestos a los vertidos de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en Galicia (Carballeira, 2013; Carballeira et al., 2010c). Además, es un parámetro independiente de la especie de macroalga muestreada lo cual facilita en gran medida su estima al poder usar cualquier especie presente en el área de influencia (Viana et al., 2011; Carballeira et al., 2014).

- La *abundancia de macroalgas oportunistas* es una medida realista del estado trófico. Por ello, se propone la estima de la cobertura relativa (% sobre la superficie intermareal disponible) o de la biomasa (máximo estacional, Kg/m²) de las macroalgas oportunistas en la franja intermareal rocosa del área de influencia delimitada por los valores observados de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$. Se considera que la situación es normal, admisible e inadmisibles si la cobertura es <15, 15-30 y >30% o si la biomasa es <1, 1-1,3 y >1,3 Kg/m², respectivamente (Tett et al., 2007).
- La *bioacumulación de contaminantes* por las macroalgas es la primera vía trófica de entrada de compuestos tóxicos en el sistema. En general, presentan una buena capacidad de bioconcentración de los contaminantes que se han relacionado con la actividad piscícola a través de medidas de la concentración tisular de antibióticos, pesticidas, metales, etc. (Carballeira, 2013; Rey-Asensio et al., 2010). Las macroalgas suministran una imagen integrada del grado de exposición a ese tipo de microcontaminantes, lo cual es una gran ventaja si lo comparamos con la variabilidad de los análisis de muestras de agua pues facilita la determinación al concentrar los contaminantes y reduce significativamente el esfuerzo de muestreo. Para la interpretación de los resultados se calcula el *Factor de Contaminación* (FC) de los contaminantes asociados a los vertidos. El FC mide el grado de bioacumulación de los contaminantes respecto al valor de referencia o nivel de fondo (NF) de la zona de estudio. El FC para cada par “*Contaminante-Especie*” es la relación entre la concentración corporal (CC) del contaminante y el NF correspondiente ($\text{FC} = \text{CC}/\text{NF}$). Si no se dispone del NF regional se puede utilizar la concentración media de una o varias estaciones control situadas cerca pero fuera del área de influencia de la granja y de otros focos de contaminación potenciales. Por lo general se considera que la situación ambiental es: Normal si $\text{FC} < 2$, Dudosa si $2 < \text{FC} < 5$ e Inadmisibles si $\text{FC} > 5$.

Con independencia de lo comentado sobre las macroalgas, si en el reconocimiento del hábitat previo a la monitorización se observara la presencia de



Recolección de muestras mediante buceo autónomo y dragado en: Isla Benencia (Ría de Arousa, 3 m de profundidad) (Izquierda), Islas Cíes (Ría de Vigo, 15 m de profundidad) (Centro), Punta del Molino (Ría de Vigo, 4 m de profundidad) (Derecha). Foto: V. Peña e I. Bárbara.

alguna especie clave, rara o protegida y ante un riesgo probable de alteración sería necesario completar la vigilancia rutinaria con un plan específico y exhaustivo que contemplara la evolución de parámetros poblacionales como la densidad, abundancia o biomasa, distribución de tallas, estado fisiológico, grado de epifitismo...

Fondos de maërl

Maërl es un término genérico de origen francés utilizado para englobar a aquellos lechos infra o circalitorales cubiertos por algas rojas calcáreas, nodulares y de vida libre (rodolitos). Estas formaciones algales se distribuyen en manchas más o menos extensas sobre fondos detríticos-sedimentarios y se caracterizan por un crecimiento muy lento y por estar adaptadas a unas condiciones de luz, temperatura, hidrodinamismo, sedimentación y disponibilidad de nutrientes muy particulares (Wilson et al., 2004). Los fondos de maërl forman un entramado estructural complejo formado por algas calcáreas vivas y esqueletos calcáreos muertos, a modo de bosque a pequeña escala, que proporciona una gran variedad de nichos ecológicos que sirven para el desarrollo de una importante y diversa comunidad de algas, invertebrados y peces, algunos de ellos son de interés comercial o exclusivos de este tipo de fondos. Su elevada diversidad biológica, complejidad estructural, crecimiento lento y sensibilidad a las condiciones ambientales han supuesto que los fondos de maërl fuesen catalogados como de protección

prioritaria. Las especies gallegas formadoras del hábitat más destacadas son *Phymatolithon calcareum*, *P. lusitanicum* y *Lithothamnion coralloides* (incluidas en el Anexo V de la Directiva Hábitat), aunque dependiendo de la hidrodinámica del fondo pueden ser más abundantes otras especies de los géneros *Peyssonnelia* spp. o *Lithophyllum* spp. (Aguado-Giménez y Ruiz-Fernández, 2012).

Se han realizado numerosos trabajos sobre los fondos de maërl en la costa gallega, destacando los realizados por el Grupo de Investigación en Biología Costera (BioCost-UDC) (Peña y Bárbara, 2007; 2008a; 2008b; 2009; 2010a; 2010b; Carro et al., 2014; Peña et al., 2014; 2015a), que suponen un exhaustivo y meritorio estudio ficológico de los fondos de maërl y cascajo. Después de realizar un considerable número de muestreos a lo largo de nuestras costas localizaron 111 bancos de maërl que se sitúan a menos de 47 m de profundidad y ocupan una superficie estimada de 21,78 km². Al comparar los bancos con los de regiones septentrionales del Atlántico europeo observaron que las manchas son más reducidas pero se encuentran en un rango de profundidades más amplio. La localización y características de los fondos gallegos aparecen detalladas en Peña (2010). Los fondos de maërl de Galicia están compuestos por depósitos puros de coralináceas o mixtos con cascajo, guijarros, arena y, ocasionalmente, con sedimento fino. Los especímenes de *Mesophyllum sphaericum*, especie presente en el Mediterráneo y que alcanza los 10 cm de diámetro, también se encontraron en una zona somera en Isla Benencia (Ría de Arousa, Galicia). Hasta el momento es la única población conocida en el Atlántico por lo que *debería considerarse su inclusión en planes de conservación* (Peña et al., 2011; 2015b). Asociadas a los fondos de maërl y cascajo encontraron en total 227 especies de algas, 133 especies fueron comunes a fondos de maërl y cascajo, 89 y 7 exclusivamente en fondos de maërl y cascajo, respectivamente. Solamente la riqueza ficológica, sin tener en cuenta la fauna asociada, nos da una idea clara de la elevada diversidad específica de estos hábitats. *Galicia está considerada como la región de mayor diversidad florística de este tipo de hábitats de todo el atlántico europeo*. La diversidad florística y el porcentaje de cobertura varía estacionalmente, siendo máxima en verano (115 especies) y mínima en invierno (95 especies). Esta

variabilidad florística estacional es un aspecto importante a tener en cuenta en los planes de vigilancia.

Afortunadamente, el impacto de las piscifactorías marinas sobre estos fondos ha sido señalado en pocas ocasiones (Aguado-Giménez y Ruiz-Fernández, 2012; Hall-Spencer et al., 2006; Sanz-Lázaro et al., 2011; Wilson et al., 2004) porque no se han dado muchos casos en que las instalaciones de cultivo en jaula se hayan localizado directamente sobre ellos. No obstante, se ha podido constatar que la hipersedimentación de materia



Ejemplar de *Mesophyllum sphaericum*. La única población gallega conocida se localiza en el banco de maërl somero en Isla Benencia (Ría de Arousa), por lo que debería ser considerada especie amenazada en riesgo de extinción. Foto: V. Peña e I. Barbara.

orgánica y la anoxia-toxicidad consecuentes conducen a una regresión progresiva de estos fondos. El propio entramado que forman los talos algales actúa como trampa para retener el material particulado que sedimenta sobre ellos, dificultando las posibilidades de resuspensión y transporte. Asimismo, el resto de la comunidad también experimenta importantes alteraciones al verse limitadas las capacidades filtradoras, suspensívoras, etc. como consecuencia del aumento de materiales en suspensión y del deterioro de las condiciones geoquímicas de los sedimentos subyacentes. Peña (2010) compara sus datos con los registrados 20 años antes y observa una clara alteración de los fondos de maërl en Galicia, fundamentalmente los localizados en las proximidades o dentro de los polígonos de acuicultura, dominados por bateas de mejillón. En las áreas impactadas observó un declive de la cobertura y la ratio de maërl vivo/muerto, una reducción del tamaño del banco y un incremento del morfotipo esferoidal debido al efecto negativo de la biodeposición y la carga de sedimento fino procedente de las bateas. Asimismo, la flora asociada disminuyó de tal forma que la mayoría de las especies características de los fondos de maërl gallegos están ausentes, excepto *Gelidiella calcicola*, *Gelidium maggsiae* y *Symphycladia parasitica* que fueron capaces de persistir en los puntos más impactados. Peña (2010) considera que, junto a la acuicultura, las actividades de marisqueo (e.g. extracción de moluscos bivalvos), la invasión por especies alóctonas y la alteración de la dinámica litoral podrían afectar a los bancos de maërl. El estado de conservación de estos hábitats en nuestras costas se puede resumir en función de la ratio de maërl vivo/muerto, dónde aproximadamente el 41, 40 y 19 % de los fondos presentan una ratio de >75, 25-50 y <25 %, respectivamente.

Un PVA, además de considerar la ratio de maërl vivo/muerto, debe tener en cuenta también otros parámetros como la extensión, la densidad o cobertura de maërl, el espesor máximo de la capa viva de maërl o el tamaño medio de las especies formadoras del mismo. Una vigilancia más intensa debería incluir el estudio de la fauna asociada, particularmente de la infauna, pero la complejidad, esfuerzo y coste de la identificación taxonómica (tarea altamente especializada) descarta los estudios de composición y estructura de comunidades florísticas y faunísticas de manera rutinaria, dejándolos



Mariscando navalliña o coquina (*Donax trunculus*) en O Vicedo. Tomado de La Voz de Galicia.

sólo para casos de fondos con especial relevancia. Un PVA rutinario debería contemplar como mínimo el seguimiento de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ como descriptor del grado de exposición a los residuos, la extensión del fondo y la relación entre el peso de maërl vivo y muerto (*biomasa / tanatoma* por unidad de superficie). La obtención de resultados inciertos implicaría aumentar la periodicidad de la vigilancia o incluir otros parámetros como la densidad o cobertura de maërl, el espesor máximo de su capa viva o el tamaño de sus especies formadoras.

Costas sedimentarias

Las playas gallegas presentan un creciente interés desde el punto de vista biológico y económico. Estos ecosistemas son utilizados como áreas recreacionales, al ser importantes focos de atracción turística, pero además se desarrollan numerosas actividades comerciales, como la extracción de moluscos bivalvos, de especial importancia económica en Galicia.

Las costas sedimentarias incluyen una gran variedad de hábitats, dependientes de la marea y profundidad, tipo de sedimento y exposición al oleaje: costas inter y submareales; costas sedimentarias compuestas de arena, fango o grava; y playas expuestas o protegidas. Las costas intermareales

sedimentarias se caracterizan por ser la frontera entre el medio marino y el terrestre. Esto se refleja claramente en sus dos comunidades de macrofauna, una puramente marina y otra semi-terrestre, que vive en el límite superior de las mareas (McLachlan y Jaramillo, 1995). La comunidad semi-terrestre, a pesar de poseer un ciclo de vida típicamente terrestre, tiene una dependencia directa del mar que aporta alimento, abrigo y humedad. Esta zona de transición, entre el hábitat marino y el terrestre, es especialmente sensible, porque la macrofauna semi-terrestre no se dispersa a través del agua y su recolonización es difícil cuando se ve afectada por cualquier tipo de alteración. Además, esta comunidad sirve de alimento a numerosas especies de aves que viven en estos ecosistemas. Las zonas inferiores de las playas se caracterizan por la presencia de numerosas especies de macrofauna marina pertenecientes a los grupos de poliquetos, crustáceos y moluscos (McLachlan, 1983; McLachlan y Brown, 2010). Dentro de estas especies se encuentran especies de alto valor comercial, como los moluscos bivalvos de las familias *Veneridae* y *Cardiidae* en playas protegidas, y de la familia *Donacidae* en playas expuestas.

Por todo ello, la vigilancia ambiental en estos ecosistemas deberá centrarse en la calidad fisicoquímica del medio (olores, residuos...) y en las características poblacionales (e.g. densidad, distribución de tallas...) de las especies protegidas o comerciales.

Praderas de fanerógamas marinas

Las praderas de fanerógamas marinas, dominadas por *Cymodocea nodosa* o *Posidonia oceanica*, se encuentran protegidas por legislaciones comunitarias y estatales. En Galicia solamente encontramos praderas de *Zostera* spp. (cebadales) que se localizan en batimetrías superiores, siendo los 3-4 m de profundidad el límite inferior de las praderas de *Zostera marina* L. Sp. (1753), mientras que *Zostera noltii* Hornem. in Oeder (1832) es intermareal (Cacabelos et al., 2015a; 2015b). Por su situación batimétrica los cebadales pueden ser alterados fácilmente por los vertidos superficiales de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral. Sin embargo, el riesgo de perturbación es muy bajo dado que este tipo de granjas se instalan habitual-

mente en costas semi o expuestas que generalmente están muy lejos de las zonas protegidas o estuáricas donde se localizan los cebadales.

El impacto de las praderas marinas depende del tipo, intensidad y frecuencia de la perturbación y su relación con la capacidad de recolonización y recuperación después de la fragmentación. Por ejemplo, la zona impactada por hipersedimentación de una pradera de *Z. marina*, debida a la extracción de moluscos en sus proximidades, mostró una densidad de brotes y biomasa total significativamente menor que la zona no impactada. Cuatro meses después del cese de la actividad extractiva los valores de biomasa y densidad de *Z. marina* alcanzaron valores similares a los medidos en el sitio no impactado, aunque otras propiedades poblacionales (e.g. patrones reproductivos) permanecieron alteradas (Barañano et al., 2017). Cullain et al. (2018) monitorizaron el impacto de granjas de salmón sobre las praderas de *Z. marina* de la costa atlántica canadiense teniendo en cuenta el tiempo de exposición y los diferentes niveles de respuesta, desde fisiológica hasta comunitaria. De los parámetros estudiados recomiendan el grado de enriquecimiento orgánico y de nutrientes, la abundancia de epifitos, la pérdida de cobertura y biomasa de la pradera y la reducción de la biomasa de la macroinfauna asociada como variables de monitoreo.

Los estudios de la influencia de los cultivos marinos sobre las praderas de fanerógamas se centran en *P. oceanica* (Delgado et al., 1997; Holmer et al., 2008; Ruiz et al., 2001) y cultivos en jaula del mar Mediterráneo. Aunque la magnitud de la respuesta puede variar entre especies, las causas principales que conducen a su degradación son las mismas (atenuación de la luz incidente, hipersedimentación, epifitismo y presión por herbívoros) y los efectos netos originados, como la disminución del tamaño y de la densidad de los haces, suponen una pérdida progresiva de la extensión de las praderas.

Los isótopos estables de N y C fueron utilizados como indicadores de impacto de los vertidos de origen urbano o de granjas piscícolas sobre las praderas de fanerógamas (Lepoint et al., 2004; Fourqurean et al., 1997; Machás, 2007; Cabaço et al., 2008). La señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ ha puesto de manifiesto que el alcance espacial de los residuos de tipo disuelto puede ser de varios

kilómetros, si bien a esas distancias no se observaron alteraciones en la estructura y dinámica poblacional de la pradera (Aguado-Giménez et al., 2007; Ruiz et al., 2010), pero sí se observó alteración del crecimiento hasta los 1000 m (Marbà et al., 2006). En todo caso, la señal $\delta^{15}\text{N}$ da fe del grado de exposición de las praderas a los efluentes y se correlaciona significativamente con el grado de alteración observado.

Entre las variables de estado utilizadas en la monitorización del impacto de los cultivos acuícolas sobre las praderas de fanerógamas marinas, las más relevantes son la tasa de sedimentación (umbral de 1,5 g de materia orgánica $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$) (Díaz-Almela et al., 2008; Holmer et al., 2008) y los cambios netos en la estructura de la población (densidad de haces y cobertura de la pradera). La densidad global de haces demostró ser mejor indicadora de la integridad ecológica. Ahora bien, García-Marín et al. (2013) propusieron un índice (ZoNI) enfocado a establecer la calidad ecológica de las praderas de *Z. noltii* con el objeto de facilitar el cumplimiento de la Directiva Marco del Agua Europea (WFD). De las diferentes métricas (cobertura, densidad, biomasa aérea y subterránea, longitud del haz, contenido en N y señal $\delta^{15}\text{N}$ en haces) utilizadas en la construcción del índice ZoNI, encontraron que la señal isotópica es la que tiene mayor poder discriminante.

En resumen, para la vigilancia ambiental de las praderas de fanerógamas se utilizará como mínimo la señal $\delta^{15}\text{N}$ como descriptor de exposición y la densidad global de haces como variable de estado porque entre ambas aportan información anticipada frente a un potencial proceso de degradación.

Hemos de señalar que si las instalaciones de acuicultura estuvieran situadas en las masas de aguas descritas por la tabla 45 de la ORDENARM/2656/2008 (Orden de Instrucción de Planificación Hidrológica), además de las variables explicativas y de estado recomendadas en esta guía, se deberían incorporar los indicadores que se describen en dicha orden.

Bibliografía

- Aguado-Giménez, F., Marín, A., Montoya, S., Marín-Guirao, L., Piedecausa, A., García-García, B. 2007. Comparison between some procedures for monitoring offshore cage culture in western Mediterranean Sea: Sampling methods and impact indicators in soft substrata. *Aquaculture* 271: 357-370.
- Aguado-Giménez, F., Ruiz-Fernández, J.M. 2012. Influence of an experimental fish farm on the spatio-temporal dynamic of a Mediterranean maërl algae community. *Marine Environmental Research* 74: 47-55.
- Aguado, F., Carballeira, A., Collado, C., González, N., Sánchez-Jerez, P. 2013. Propuesta metodológica para la elaboración y ejecución de los planes de vigilancia ambiental de las instalaciones de cultivos marinos en jaulas flotantes. En: JACUMAR. Ed: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 180.
- Barañano, C., Fernández, E., Méndez, G., Troncoso, J.S. 2017. Resilience of *Zostera marina* habitats and response of the macroinvertebrate community to physical disturbance caused by clam harvesting. *Marine Biology Research* 13(9): 955-966.
- Bárbara, I., Cremades, J., Veiga, A.J. 2004. Floristic study of a *maërl* and gravel subtidal bed in the Ría de Arousa (Galicia, Spain). *Botanica Complutensis* 28: 27-37.
- Barreiro, R., Carballeira, A., Real, C. 1989. Metales pesados en bivalvos comerciales de cinco rías gallegas. *Thalassas* 7: 15-18.
- Barreiro, R., Real, C., Carballeira, A. 1990. Heavy metals in organisms from the Eume estuary (Galicia NW Spain). *Environmental Contamination* 3: 635-637.

- Barreiro, R., Real, C., Carballeira, A. 1993. Heavy metal accumulation by *Fucus ceranoides* in small estuary in North West Spain. *Marine Environmental Research* 36: 39-61.
- Barreiro, R., Real, C., Carballeira, A. 1994. Chromium bioavailability from polluted estuarine sediments estimated using the amphipod *Corophium*. *Environmental Contamination* 6: 178-182.
- Beiras, R. 2012. Determinación da demanda biolóxica de osíxeno a 5 días. Método para mostras non diluídas. Universidad de Vigo, ECIMAT, pp. 7.
- Bellas, J., Paredes, E. 2011. Advances in the cryopreservation of sea-urchin embryos: Potential application in marine water quality assessment. *Cryobiology* 62: 174–180
- Cabaço, S., Machas, R., Vieira, V., Santos, R. 2008. Impacts of urban wastewater discharge on seagrass meadows (*Zostera noltii*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 1-13.
- Cacabelos, E., Quintas, P., Troncoso, J. Sánchez, J. Amigo, J., Romero, I., García, V., Cremades, J., Bárbara, I. 2015a. Praderas de angiospermas marinas: Galicia. In Ruiz, J.M., J. E. Guillén, A. Ramos Segura, A. & M.M. Otero (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*, IEO/IEL/ UICN, Murcia-Alicante-Málaga, pp. 488-529.
- Cacabelos, E., Quintas, P., Troncoso, J., Bárbara, I., García, V., Cremades, J., Garmendia, J.M., Puente, A., Recio, M., Ondiviela, B. 2015b. Las praderas marinas de España: una visión general. Cuadro temático 1. La biodiversidad de las praderas españolas, Atlántico norte. In Ruiz, J.M., J. E. Guillén, A. Ramos Segura, A. & M.M. Otero (Eds.). *Atlas de las praderas marinas de España*, IEO/IEL/UICN, Murcia-Alicante-Málaga, pp. 87-91.
- Carballeira, A., Carral, E., Puente, X., Villares, R. 2000. Regional-scale monitoring of coastal contamination. Nutrients and heavy metals in estuarine sediments and organisms on the coast of Galicia (Northwest Spain). *Journal of the Environment and Pollution* 13(1-6): 534-572.
- Carballeira, A. 2003. Considerations in the design of a monitoring program of the biological effects of the Prestige oil spill. *Marine Science* 29(1): 123-139.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2010b. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: bioensayos con embriones de erizo. Ed: Rey-Méndez, M., Fernández-Casal, J., Guerra, A. En: XIII Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 177–184.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2010c. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: bioensayos in situ de fertilidad. Ed: Rey-Méndez, M., Fernández-Casal, J., Guerra, A. En: XIII Foro dos Recursos marinos e da Acuicultura das Rías Galegas. USC, O Grove, pp. 181–189.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2011c. Optimization of fertilization and larval development toxicity tests using two marine sea urchin species: Study of salinity influence. *Marine Environmental Research* 72(4):196–203.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2012b. Implementation of a minimal set of biological tests to assess the ecotoxic effects of effluents from land-based marine fish farms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78: 148–161.

- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Del Valls, T.A., Carballeira, A. 2012c. Assessing the toxicity of Chemicals compounds associated with land-based marine fish-farms: the sea-urching embryo bioassay with *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 63: 249–261.
- Carballeira, C., Martín-Díaz, M.L., Del Valls, T.A. 2012d. Identification of specific malformations of sea urchin larvae for toxicity assessment: Application to marine pisciculture effluents. Marine Environmental Research 77: 12-22.
- Carballeira, C. 2013. Bases científicas para el diseño de un plan de vigilancia ambiental para las piscifactorías marinas instaladas en tierra. Universidad de Cádiz, Puerto Real, pp. 342.
- Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2013b. D15N values in macroalgae as an indicator of the potential impact of waste disposal from land-based marine fish farms. Journal of Applied Phycology 25(1): 97–107.
- Carballeira, A., Viana, I.G., De Orte, M., Carballeira, C. 2013c. Toxicity Evaluation of Commonly Used Biocides in Land Based Marine Fish Farms Using a Miniaturized Bioluminescence Test with *Vibrio fischeri*. Aquaculture conference: Celebrating 40 years of aquaculture. Gran Canaria.
- Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2014. Interannual changes in ¹⁵N values in *Fucus vesiculosus* L.. Marine Pollution Bulletin 85(1): 141-145.
- Carballeira, C., Cebro, A., Villares, R., Carballeira, A. 2018. Assessing changes in the toxicity of effluents from intensive marine fish farms over time by using a battery of bioassays. Environmental Science and Pollution Research 25: 12739–12748.
- Carral, E., Puente, X., Villares, R., Carballeira, A. 1995. Background heavy metal levels in estuarine sediments and organisms in Galicia (NW Spain) as determined by modal analysis. The Science of the Total Environment 172: 175-188.
- Carral, E., Villares, R., Puente, X., Carballeira, A. 1996. Influence of watershed lithology on heavy metal levels in estuarine sediments and organisms in Galicia (North west Spain). Marine Pollution Bulletin 30 (9): 604-608.
- Cullain, N., McIver, R., Schmidt, A., Milewskiand, I., Lotze, H. 2018. Potential impacts of finfish aquaculture on eelgrass (*Zostera marina*) beds and possible monitoring metrics for management: a case study in Atlantic Canada. PeerJ 6: e5630.
- Cremades, J., Bárbara, I., Veiga, A.J. 2004. Intertidal vegetation and its commercial potential on the shores of Galicia (NW Iberian Peninsula). Thalassas 20:69-80.
- Costan, G. Bermingham, N., Blaise, C. Ferard, J.F. 1993. Potential ecotoxic effects probe (PEEP): A novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents. Environmental Toxicology and Water Quality 8(2): 115-140.
- Cremades, J., Bárbara, I., Veiga, A.J. 2004. Intertidal vegetation and its commercial potential on the shores of Galicia (NW Iberian peninsula). Thalassas 20:69-80.
- Carro, B., López, L., Peña, V., Bárbara, I., Barreiro, R. 2014. DNA barcoding allows the accurate assessment of European maerl diversity: a Proof-of-Concept study. Phytotaxa 190(1): 176-189.
- Delgado, O., Grau, G., Pou, S., Riera, F., Massuti, C., Zabala, M., Ballesteros, E. 1997. Seagrass regression caused by fish cultures in Fornells Bay (Menorca, western Mediterranean). Oceanologica Acta 20: 557-563.

- De Orte, M.R., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2013. Assessing the toxicity of Chemicals compounds associated with marine land-based fish farms: The use of miniscale microalgal toxicity tests. *Chemistry and Ecology* 29(6): 554–563.
- De Wilde, B., Mortier, N., Verstichel, S., Briassoulis, D., Babou, M., Mistriotis, A., Hiskakis, M. 2013. Knowledge Based Bio-based Products' Pre-Standardization (KBBPPS). Work Package 6: Biodegradability Deliverable 6.1: Report on current relevant biodegradation and ecotoxicity standards. Ghent, pp. 181.
- Díaz-Almela, E., Marbà, N., Álvarez, E., Santiago, R., Holmer, M., Grau, A., Mirto, S., Danovaro, R., Petrou, A., Argyrou, M., Karakassis, I., Duarte, C.M. 2008. Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm-induced decline. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1332-1342.
- Donze, M. 1968. The Algal Vegetation of the Ría de Arosa (NW. Spain). *Blumea* 16: 159-192.
- Fernández, C. 2011. The retreat of large brown seaweeds on the north coast of Spain. En: The case of *Saccorhiza polyschides*. *European Journal of Phycology* 46(4): 352-360.
- Franklin, N.M., Stauber, J.L., Apte, S.C., Lim, R.P. 2002. Effect of initial cell density on the bioavailability and toxicity of copper in microalgal bioassays. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(4):742-751.
- Fourqurean, J., Moore, T., Fry, B., Hollibaugh, J. 1997. Spatial and temporal variation in C: N: P ratios, $\delta^{15}\text{N}$, and $\delta^{13}\text{C}$ of eelgrass *Zostera marina* as indicators of ecosystem processes, Tomales Bay, California, USA. *Marine Ecology Progress Series* 157: 147–157.
- García-Marín, P., Cabaço, S., Hernández, I., Vergara, J.J., Silva, S.J., Santos, R. 2013. Multi-metric index based on the seagrass *Zostera noltii* (ZoNI) for ecological quality assessment of coastal and estuarine systems in SW Iberian Peninsula. *Marine Pollution Bulletin* 68: 46-54.
- Hall-Spencer, J., White, N., Gillespie, E., Gillham, K., Foggo, A., 2006. Impact of fish farms on maërl beds in strongly tidal areas. *Marine Ecology Progress Series* 326: 1-9.
- Hall, S.J., Raffaelli, D., Turrell, W.R. 1990. Predator-caging experiments in marine systems a reexamination of their value. *American Naturalist* 136, 657-672.
- Hermosilla, Z. 2005. Diferencias espaciales y estacionales en el contenido de nutrientes, demanda de oxígeno y potencial redox en sedimentos bajo una instalación de producción acuícola en jaulas. *Instituto Español de Oceanografía* 21 (1-4):29-35.
- Hill, A.B. 1965. The environment and disease: association or causation? *Proceedings of the Royal Society of Medicine* 58: 295-300.
- Hirmann, D., Loibner, A.P., Braun, R., Szolar, O.H. 2007. Applicability of the bioluminescence inhibition test in the 96-well microplate format for PAH-solutions and elutriates of PAH-contaminated soils. *Chemosphere* 67: 1236-1242.
- Holmer, M., Argyrou, M., Dalsgaard, T., Danovaro, R., Diaz-Almela, E., Duarte, C.M., Frederiksen, M., Grau, A., Karakassis, I., Marbà, N., Mirto, S., Pérez, M., Pusceddu, A., Tsapakis, M. 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: Synthesis and provision of monitoring and management tools. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1618-1629.
- Holmer, M., Duarte, C.M., Boschker, H.T.S., Barrón, C. 2004. Carbon cycling and bacterial carbon sources in pristine and impacted Mediterranean seagrass sediments. *Aquatic Microbial Ecology* 36: 227-237.

- Jones, G.P., Andrews, N.L. 1992. Temperate reefs and the scope of seascape ecology. 2nd Temperate Reef Symposium, Auckland, pp. 63-76.
- Karakassis, I., Tzapakis, M., Hatziyanni, E., Papadopoulou, K.N., Plaiti, W. 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 57: 1462-1471.
- Kováts, N., Szalay, T., Kiss, I., Kárpáti, Á., Paulovits, G. 2002. Assessment of degradability in whole effluent toxicity testing using bioluminescent bacteria. Hungarian Journal of Industrial Chemistry 30(4): 271-274.
- Lamela-Silvarrey, C., Fernández, C., Anadón, R., Arrontes, J. 2012. Fucoid assemblages on the north coast of Spain. En: past and present (1977-2007). Botanica Marina 55: 199-207.
- Lepoint, G., Dauby, P., Gobert, S. 2004. Applications of C and N stable isotopes to ecological and environmental studies in seagrass ecosystems. Marine Pollution Bulletin 49: 887-891.
- Limatola, N., Bertocci, I., Chun, J.T., Musco, L., Munari, M., Caramiello, D., Danovaro, R., Santella, L. 2020. Oxygen supersaturation mitigates the impact of the regime of contaminated sediment reworking on sea urchin fertilization process. Marine Environmental Research 158: 104951.
- Machás, R. 2007. Isotopic tracking of sources in coastal systems: special emphasis to *Zostera noltii* (Horneman) food web. Universidade do Algarve, pp. 130.
- Marbà, N., Santiago, R., Díaz-Almela, E., Álvarez, E., Duarte, C.M. 2006. Seagrass (*Posidonia oceanica*) vertical growth as an early indicator of fish farm-derived stress. Estuarine, Coastal and Shelf Science 67: 475-483.
- McLachlan, A. 1983. Sandy beach ecology — A review. En: McLachlan, A., Erasmus, T. (Eds.) Sandy beaches as ecosystems. Springer Netherlands, pp. 321-380.
- McLachlan, A., Brown, A.C. 2010. The ecology of sandy shores. 2^a ed. Elsevier Science, San Diego, pp. 572.
- McLachlan, A., Jaramillo, E. 1995. Zonation on sandy beaches. Oceanography and Marine Biology: Annual Review of Biochemistry 33: 305-335.
- Nordvarg, L., Johansson, T. 2002. The effects of fish farm effluents on the water quality in the Åland archipelago, Baltic Sea. Aquacultural Engineering 25: 253-279.
- OECD. 1992. Test No. 306: Biodegradability in Seawater. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3, OECD Publishing, Paris, pp. 27.
- OECD. 2011. Guidelines for the testing of chemicals. Section 2: Effects on biotic systems test N° 201: Freshwater alga and cyanobacteria, growth inhibition test. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, pp. 25.
- OESA - Fundación Biodiversidad. 2018. Caracterización de la cría en cautividad y repoblación de especies de interés a través de la acuicultura. Fundación Biodiversidad, Madrid, pp. 60.
- Otero-Schmitt, J., Pérez-Cirera, J.L. 2002. Infralittoral benthic biocenoses from northern Ría de Muros, Atlantic coast of northwest Spain. Botánica Marina 45: 93-122.
- Painting, S.J., Devlin, M.J., Rogers, S.I., Mills, D.K., Parker, E.R., Rees, H.L. 2005. Assessing the suitability of OSPAR EcoQOs for eutrophication vs ICES criteria for England and Wales. Marine Pollution Bulletin 50(12): 1569-84.

- Peña, V. 2010. Estudio biológico de los fondos de maërl y cascajo en el noroeste de la Península Ibérica. Universidade da Coruña, pp. 626.
- Peña, V., Bárbara, I. 2007. Los fondos marinos de maërl del Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia, España): distribución, abundancia y flora asociada. Nova Acta Científica Compostelana (Biología) 15: 7-25.
- Peña, V., Bárbara, I. 2008a. Biological importance of an Atlantic European maërl bed off Benencia Island (northwest Iberian Peninsula). Botanica Marina 51: 493-505.
- Peña, V., Bárbara, I. 2008b. Maërl community in the north-western Iberian Peninsula: a review of floristic studies and long-term changes. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 18: 339-366.
- Peña, V., Bárbara, I. 2009. Distribution of the Galician maërl beds and their shape classes (Atlantic Iberian Peninsula): proposal of areas in future conservation actions. Cahiers de Biologie Marine 50: 353-368.
- Peña, V., Bárbara, I. 2010a. New records of crustose seaweeds associated with subtidal maërl beds and gravel bottoms in Galicia (NW Spain). Botanica Marina 53: 41-61.
- Peña, V., Bárbara, I. 2010b. Seasonal patterns in the maërl community of shallow European Atlantic beds and their use as a baseline for monitoring studies. European Journal of Phycology 45: 327-342.
- Peña, V., Adey, W.H., Riosmena-Rodríguez, R., Jung, M.Y., Afonso-Carrillo, J., Choi, H.G., Bárbara, I. 2011. *Mesophyllum sphaericum* sp. nov. (Corallinales, Rhodophyta): a new *maërl-forming* species from the NE Atlantic Journal of Phycology 47 (4): 911-927.
- Peña, V., Bárbara, I., Grall, J., Maggs, C.A., Hall-Spencer, J.M. 2014. The diversity of seaweeds on maerl in NE Atlantic. Marine Biodiversity 4: 533-51.
- Peña, V., Pardo, C., López, L., Carro, B., Hernández-Kantun, J.J., Adey, W.H., Bárbara, I., Barreiro, R., Le Gall, L. 2015a. *Phymatolithon lusitanicum* sp. nov. (Hapalidiales, Rhodophyta): the third most abundant maerl-forming species in the Atlantic Iberian Peninsula. Cryptogamie, Algologie 36: 429-59.
- Peña, V., Clerck, O. De, Bárbara, I., Barreiro, R., Afonso-Carrillo, J., Ballesteros, E., Le Gall, L. 2015b. An integrative systematic approach to species diversity and distribution in the genus *Mesophyllum* (Corallinales, Rhodophyta) in Atlantic and Mediterranean Europe. European Journal of Phycology 50 (1): 20-36.
- Pettine, M., Casentini, B., Fazi, S., Giovanardi, F., Pagnotta, R. 2007. A revisit of TRIX for trophic status assessment in the light of the European water framework directive: application to Italian coastal waters. Marine Pollution Bulletin 54: 1413-1426.
- Piedecausa, M.A., Aguado-Giménez, F., Cerezo Valverde, J., Hernández Llorente, M.D., García-García, B. 2012. Influence of fish food and faecal pellets on short-term oxygen uptake, ammonium flux and acid volatile sulphide accumulation in sediments impacted by fish farming and non-impacted sediments. Aquaculture Research 43: 66-74.
- Puente, X., Carral, E., Villares, R., Carballeira, A. 1994. Heavy metal bioavailability to deposit *Scrobicularia plana* and *Nereis diversicolor* from estuarine sediments in Galicia (NW Spain). Environmental Contamination 6: 253-256.
- Puente, X., Villares, R., Carral, E., Carballeira, A. 1996. Macroalgal proliferation (*Ulva Bloom*) along pattern of eutrophication in coastal areas of Galicia (NW Spain). Actas Interceltic Colloquium on Hydrology and water management (Brittany), Rennes, pp. 81-82.

- Real, C., Barreiro, R., Carballeira, A. 1991. Heavy metal bioindicator ability of *Fucus ceranoides* in NW Spain estuaries (Vertical position and Tissue age). Ed: Farmer, J.G. En: Heavy Metals in the Environment 9 (2): 195-198..
- Rey-Asensio, A., Carballeira, C., Viana, I.G., Carballeira, A. 2010. Biomonitorización de los efluentes de piscifactorías marinas instaladas en tierra: Bioacumulación de microcontaminantes, Ed: Rey-Méndez M., Fernández Casal J., Guerra A. En: XIII Foro dos Recursos mariños e da Acuicultura das Rías Galegas. O Grove, pp. 201-218.
- Ruiz, J.M., Marco-Méndez, C., Sanchez-Lizaso, J.L. 2010. Remote influence of offshore fish farm waste on Mediterranean seagrass meadows. Marine Environment Research 3: 118-126.
- 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.
- Sanz-Lázaro, C., Belando, M.D., Navarrete-Mier, F., Marín, A. 2011. Effects of wild fish and motile epibenthic invertebrates on the benthos below an open water fish farm. Estuarine, Coastal and Shelf Science 71: 22-30.
- Soto, W., Gutierrez, J., Remmenga, M.D., Nishiguchi, M.K. 2009. Salinity and temperature effects on physiological responses of *Vibrio fischeri* from diverse ecological niches. Microbial Ecology 57(1): 140-50.
- Tett, P., Gowen, R., Mills, D., Fernandes, T., Gilpin, L., Huxham, M., Kennington, K., Read, P., Service, M., Wilkinson, M., Malcolm, S. 2007. Defining and detecting undesirable disturbance in the context of marine eutrophication. Marine Pollution Bulletin 55: 282-297.
- UNEP. 2005. MED POL Eutrophication Monitoring Strategy: update report and proposal for new indicators. 3rd Review Meeting of MED POL-Phase III Monitoring Activities, Palermo, pp. 23.
- Valladares, S. 2015. Utilización de isótopos estables para el estudio de la alimentación del caballito de mar (*Hippocampus guttulatus*): implicaciones ecológicas y de cultivo. Tesis doctoral Universidad de VIGO.
- Vanwijk, D.J., Hutchinson, T.H. 1995. The Ecotoxicity of Chlorate to Aquatic Organisms: A Critical Review Original Research Article. Ecotoxicology and Environmental Safety 32(3): 244-253.
- Viana, I.G., Aboal, J.R., Fernández, J.A., Real, C., Villares, R., Carballeira, A. 2010. Use of macroalgae stored in an Environmental Specimen Bank for application of some European Framework Directives. Water Research 44: 1713-1724.
- Viana, I.G., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A. 2011. Measurement of $\delta^{15}\text{N}$ in macroalgae stored in an environmental specimen bank for regional scale monitoring of eutrophication in coastal areas. Ecological Indicators 11: 888-895.
- Villares, R., Puente, X., Carballeira, A. 2001. *Ulva* and *Enteromorpha* as indicators of heavy metal pollution. Hydrobiologia 462: 221-232.
- Villares, R., Puente, X., Carballeira, A. 2002. Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds. Environmental Pollution 119: 79-90.
- Villares, R., Real, C., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A. 2007. Use of an environmental specimen bank for evaluating the impact of the Prestige oil spill on the levels of trace elements in two species of *Fucus* on the coast of Galicia (NW Spain). Science of the Total Environment 374:379-387.
- Villares, R., Carballeira, A. 2006. Trophic categorization in the Rias Baixas (NW Spain): nutrients in water and in macroalgae. Scientia Marina 70(1): 89-97.

Volleinweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters, with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity, and generalized water quality index. *Environmetrics* 9: 329–357.

Wangensteen, O. 2013. Biología y filogeografía del erizo de mar negro *Arbacia lixula* (Echinoidea: Arbacioida). Universitat de Barcelona, Barcelona, pp. 315.

Wilson, S., Blake, C., Berges, J.A., Maggs, C.A. 2004. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maërl): implications for European marine conservation. *Biological Conservation* 120: 279-289.

Yucel-Gier, G., Pazi, I., Kucuksezgin, F., Kocak, F. 2011. The composite trophic status index (TRIX) as a potential tool for the regulation of Turkish marine aquaculture as applied to the eastern Aegean coast (Izmir Bay). *Journal of Applied Ichthyology* 27: 39–45.

IX. Diseño experimental y criterios de calidad ambiental

Fabricación de cámaras de incubación con metacrilato. Foto: C. Carballeira



“ Un ecosistema saludable es aquel que funciona bien, es decir, debe presentar capacidad de autorregulación y mantener un grado aceptable de inercia y resiliencia frente a las perturbaciones. Para ello deberá conservar sus parámetros característicos dentro del rango de los niveles de referencia o de normalidad.”

Diseño experimental

Justificación del diseño propuesto

El diseño experimental de un PVA adecuado a las granjas marinas instaladas en tierra en la zona litoral podemos dividirlo en dos apartados: *Diseño experimental para la vigilancia de los vertidos* y *Diseño para la vigilancia del ecosistema receptor*. El diseño experimental para vigilar los efectos potenciales de los vertidos, en función de la carga emitida y su toxicidad intrínseca, presenta como dificultad principal la variabilidad temporal, a nivel diario y estacional. Mientras que la vigilancia del ecosistema receptor exige un diseño mucho más complejo, ya que es preciso distinguir los cambios observados en el sistema debidos a los efluentes de las granjas frente a los derivados de procesos naturales. Además, es necesario considerar dichos cambios tanto a nivel espacial como temporal dentro de la variabilidad inata del ecosistema marino, puesto que las poblaciones no se distribuyen espacialmente de forma homogénea ni cambian de manera ordenada en el tiempo. La elevada heterogeneidad espacial del medio rocoso inter y submareal de las costas expuestas dificulta aún más la caracterización y, en mayor medida, el seguimiento de la composición y estructura de las comunidades que allí habitan. Tampoco se sabe si la zona impactada y la seleccionada como control funcionaban de forma semejante antes de empezar a producirse las perturbaciones. En consecuencia, para la monitorización del ecosistema receptor, debemos utilizar aquellas aproximaciones metodológicas y diseños de muestreo que permitan reducir en mayor medida la variabilidad espaciotemporal de este tipo de sistemas.

La vigilancia ambiental se basa en la detección de cambios en las variables seleccionadas frente a los esperados o los del control. Esto se refiere tanto a la medida o predicción realizada con cada variable explicativa frente al valor de referencia correspondiente, como a los cambios de las variables de estado de la zona impactada en comparación con la zona control. Existen diseños experimentales espaciotemporales denominados *BACI* (*Before – After Control – Impact*) basados en la realización de múltiples muestreos antes y después de aparecer los cambios en las zonas afectadas y el control (Un-

derwood, 1991; 1993; 1994). Los diseños BACI presentan diferentes opciones, dispositivos o aproximaciones que permiten ajustarse a las condiciones reales particulares. De los diseños BACI basados en el establecimiento de una zona control el *Temporal con nivel de referencia* bajo condiciones de impacto crónico es el que mejor se ajustaría al caso de las piscifactorías pero, para su aplicación, es necesario disponer de un estudio preoperacional preciso. Otro tipo de diseño BACI es el *Gradiente de perturbación*. Las respuestas de los sistemas biológicos naturales frente a gradientes de exposición generados por focos de contaminación aportan una valiosa información y facilitan la interpretación de los resultados por ser auto-explicativos. Es decir, para interpretar los resultados no es necesario disponer de controles *stricto sensu*, la propia respuesta gradual frente a la intensidad de la exposición es la que informa sobre el impacto. Ambos modelos, que denominamos Zonal y Gradual, fueron seleccionados para los PVA de las piscifactorías marinas instaladas en jaulas en Galicia (Carballeira y Carballeira, 2018). Sin embargo, como veremos más adelante el modelo del gradiente de perturbación o gradual es el que mejor se acomoda a la vigilancia de las granjas instaladas en tierra de la zona litoral y es el que se utilizara por defecto para analizar las respuestas observadas tanto en organismos nativos como trasplantados.

Diseño de la toma de muestras

Variables explicativas

El diseño de la toma de muestras para la determinación de las variables explicativas se refiere a la caracterización fisicoquímica y ecotóxica de los vertidos.

Como ya se comentó en el Capítulo I, la normativa actual se centra en regular trimestralmente los incrementos máximos autorizados de sólidos en suspensión, nitritos, fosfatos y carbono orgánico total, vertidos al mar en relación con las aguas de entrada a la granja marina. En cuanto a la vigilancia del medio receptor selecciona cinco puntos de muestreo de agua para su posterior análisis químico, con una periodicidad anual. Hemos de señalar la escasa representatividad de estos controles receptor al basarse en pará-



Figura 9.1. Exposición de trasplantes de organismos dispuestos en gradiente frente al efluente de una piscifactoría marina instalada en Lira (A Coruña).

metros del agua con una elevada variabilidad espaciotemporal. En ambos casos, el control se asienta solamente en análisis químicos del agua y no se considera ninguna respuesta biológica.

La caracterización fisicoquímica rutinaria de los vertidos puede ser fácilmente mejorada, completándola con algunas determinaciones *in situ* (temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad) y sobre todo *in vitro* (amonio, DBO₅),

pues no suponen un coste excesivo, ayudan a explicar los efectos biológicos observados y son de interés para la propia gestión de la granja. Los análisis de microcontaminantes no se contemplan en el ámbito de aplicación rutinaria del PVA aunque, en determinados casos y bajo sospecha, puede ser conveniente estudiar la presencia de alguno en particular para evaluar su riesgo potencial. Ya se comentó anteriormente que la determinación de microcontaminantes en los vertidos, por sus bajas concentraciones y variabilidad temporal, suele ser compleja y poco representativa del grado medio de exposición de los organismos. Por ello, es aconsejable su determinación en *bioacumuladores*, que amplifican e integran la señal química.

Las muestras utilizadas para la evaluación ecotóxica de los vertidos deberán acompañarse de una caracterización fisicoquímica lo más exhaustiva posible. En el epígrafe titulado *Muestreo y procesado de las muestras de los efluentes* se recoge el protocolo a seguir. Para reducir el coste de la evaluación del riesgo tóxico de los vertidos su temporalidad se reduce a nivel anual, durante la época crítica y sobre muestras compuestas representativas de la carga tóxica media de la granja. Si el riesgo tóxico observado fuera significativo la administración podría exigir su evaluación las veces que fuera necesario, así como un análisis químico exhaustivo de las muestras con que fueron realizados los ensayos, por lo que éstas deberán ser conservadas adecuadamente (-30 °C y oscuridad) durante el tiempo que especifique la administración.

Variables de estado

Escala espacial. - El modelo zonal pretende resolver la dificultad de obtener una referencia ambiental (control) mediante el establecimiento de al menos dos zonas fuera del área de influencia. Sin embargo, esto no siempre garantiza *per se* la obtención de un buen control, ya que por definición la heterogeneidad espacial aumenta con la distancia. Solamente mediante la medida de la mutabilidad en el espacio (*variograma*) de la variable de estado estudiada se garantizaría una apropiada selección de las zonas control. Además, comparado a lo que ocurre en cultivos en mar abierto, la obtención de controles aptos para aplicar el modelo zonal puede presentar muchas difi-

cultades en la zona litoral de nuestra costa debido a la constricción espacial, la compleja distribución espacial de los hábitats y las múltiples actividades concurrentes. Por estas complicaciones se debería utilizar preferentemente el modelo gradual (*gradiente de exposición*), tanto para la toma de muestras de organismos nativos como para la instalación de dispositivos de vigilancia (e.g. trasplantes).

El modelo gradual consiste en la localización de estaciones muestreo, transectos o dispositivos de exposición (EM) a distancias crecientes a partir del foco emisor. Cuanto mayor sea el número de EM estudiadas mejor se perfilará la intensidad, extensión y evolución de la respuesta del ecosistema receptor. La localización de las EM a distancias crecientes puede ser a intervalos regulares o no, siempre en la dirección de la corriente dominante, en la zona inter o submareal. Por ejemplo, en la figura 9.1 los dispositivos de exposición (trasplantes y superficies de colonización) se situaron aproximadamente a 50, 100, 200, 400, 700 y 1000 m del foco emisor. En los controles realizados en diferentes granjas nunca se detectó cambio significativo más allá de los 800 m. En la figura 9.2 se muestra a modo de ejemplo la disposición espacial de transectos a lo largo del eje principal de la pluma del vertido para la vigilancia visual de una hipotética granja marina instalada en tierra.

Para observar los cambios de las características del agua de salida se puede tomar la muestra control directamente en la entrada de agua a la granja, previo a cualquier tratamiento, o en la misma zona y profundidad donde se realiza la captación. Para evitar la contaminación del agua de entrada por los vertidos de la propia granja habitualmente la captación se localiza en dirección opuesta a la corriente dominante respecto al foco emisor y a cierta profundidad, mientras que el vertido se realiza en superficie (figura 9.1 y 9.3).

Determinadas circunstancias pueden obligar a reforzar la vigilancia con más EM localizadas en otras direcciones (ver el Cuadro 9.1). Esto puede ser debido a la falta de dominancia unidireccional de la corriente, a la posibilidad de interacción con otros usos o actividades (e.g. EDAR, desembocadura de arroyos y ríos, vertidos industriales...) o a la presencia de hábitats sensi-



La toma de muestras ha de realizarse de manera minuciosa y sistemática pues de ello depende la calidad de los datos obtenidos. Foto: I. Barbara.

bles cercanos. La necesidad del refuerzo de muestreo puede ser temporal o permanente. En cualquier caso, si existieran sospechas justificadas para reforzar el PVA esto debería de mantenerse hasta un año después de que la granja alcance la producción máxima permitida. Si al final de este período no se detectara riesgo alguno en las direcciones secundarias se podría diferir el refuerzo de muestreo (e.g. cada tres años) para reducir el coste de la vigilancia a largo plazo. Teniendo en cuenta que no existe ningún PVA válido a un coste razonable para todo tipo de situaciones, cuestiones como el planteado refuerzo de muestreo u otras, como el control de microcontaminantes en medio u organismos, solamente se programarían cuando existieran evidencias o sospechas fundamentadas que los justificaran.

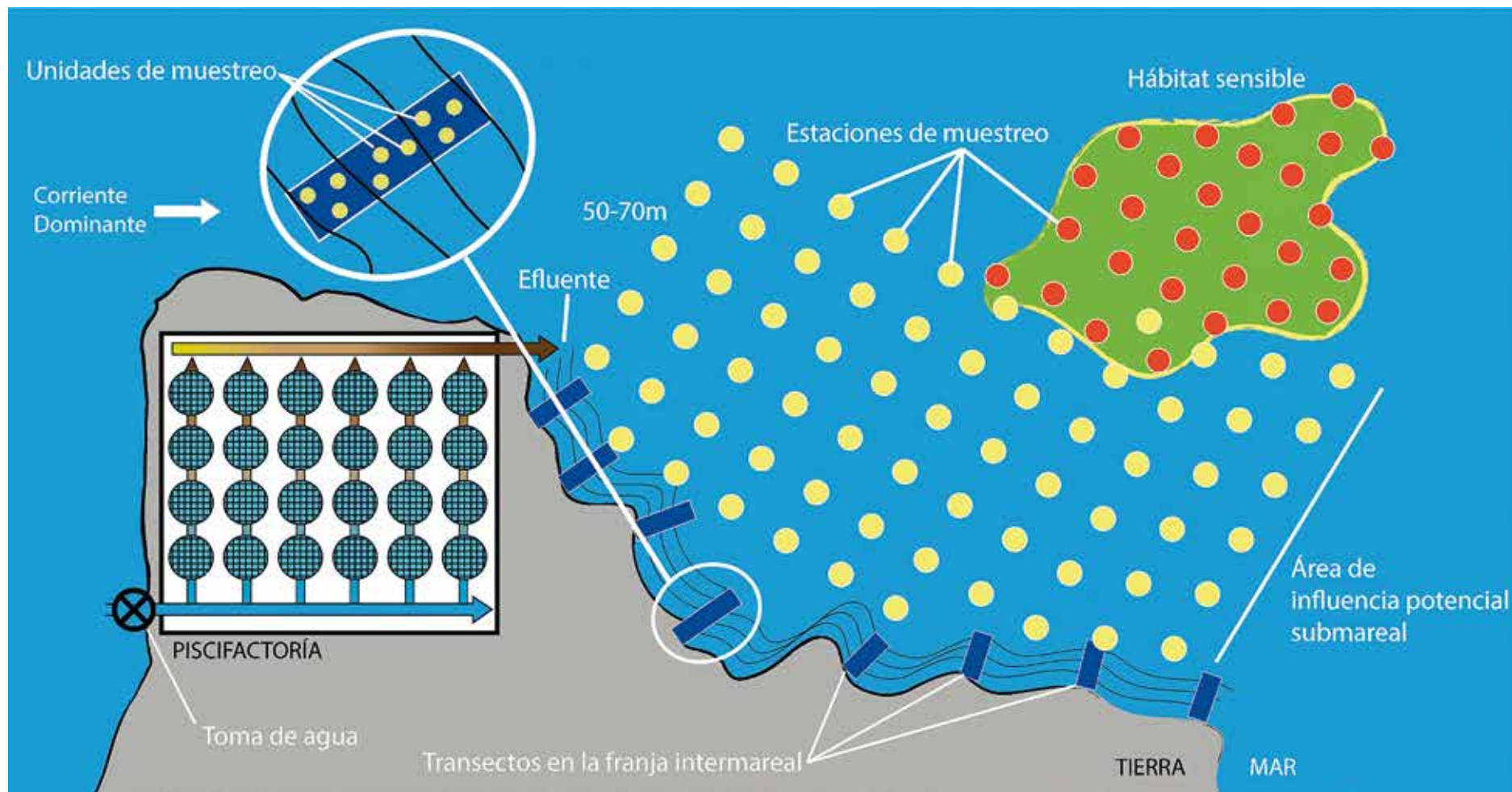


Figura 9.2. Ejemplo de disposición espacial de la malla regular con las estaciones (EM, submareal) y transectos transversales con unidades (UM, intermareal) de muestreo para la descripción del estado cero del entorno de una hipotética granja marina instalada en tierra en la zona litoral antes de iniciar su actividad. La detección de un hábitat o población sensible, localizada en o cerca de la zona de influencia potencial estimada, exige un deslinde preciso y el estudio pormenorizado de su estado de conservación mediante el diseño de una red de muestreo adecuada a su tamaño.

La interpretación de los resultados del modelo gradual es autónoma, es decir, para interpretar los resultados no se necesitan controles externos de difícil localización. La propia respuesta a lo largo del gradiente de exposición informa sobre la existencia, dirección, alcance y evolución de una alteración del ecosistema y, en consecuencia, facilita la selección de las muestras constitutivas de control. Asimismo, la repetición temporal del análisis gradual permite conocer la velocidad y dirección de desplazamiento de la zona impactada.

Estado cero. - Disponer de un estudio preciso sobre el estado cero o preoperativo de las características biogeoquímicas de la zona donde vierte o se va instalar una granja supone una gran ayuda para el diseño y desarrollo del PVA correspondiente. El estado cero es una referencia relevante tanto para evaluar la idoneidad del sitio seleccionado para la instalación de la granja como para la futura vigilancia ambiental. Para ello, el estado cero debe ser caracterizado de la manera más minuciosa posible en cuanto a diseño, esfuerzo de muestreo y parámetros biogeoquímicos seleccionados.

Para describir el estado cero se pueden diseñar dos redes de muestreo, una intermareal y otra submareal (figura 9.2), que incluyan con holgura toda el área que pueda verse potencialmente afectada en el futuro. La extensión de la red dependerá de la carga, capacidad dispersiva del medio y presencia de espacios sensibles en su cercanía. La densidad de la red de muestreo submareal, preferiblemente de malla regular para poder realizar una cartografía conforme, dependerá de la precisión requerida y de la variabilidad espacial de las condiciones del medio. Para conseguir una representación espacial apropiada la cuadrícula o poro de la malla no debería ser superior a 70 m de lado, siendo conveniente tomar como mínimo 50 puntos de muestreo para poder realizar un análisis espacial preciso de los resultados. La red de muestreo de la zona intermareal debería contemplar en cada intervalo de distancia (< 100 m) del gradiente explorado un transecto trasversal con al menos tres unidades de muestreo (UM) en cada franja (inferior, media y superior) del transecto. Además de los parámetros fisicoquímicos que contemple el futuro PVA, en cada UM sería aconsejable tomar medidas poblacionales de determinadas especies indicadoras, y de comerciales o protegidas, si las hubiera. Igualmente, la detección de un



Figura 9.3. Localización de la entrada y la salida de agua de las piscifactorías marinas instaladas en Merexo y Quilmás (A Coruña).

hábitat sensible, localizado en o cerca de la zona de influencia potencial estimada, exige realizar su deslinde preciso y un estudio pormenorizado de su estado de conservación mediante el diseño de una subred de muestreo ajustada a su tamaño e importancia ecológica. La caracterización precisa de poblaciones y hábitats sensibles es fundamental para su monitorización a largo plazo. Por ello, se deberán tomar profusas medidas de descriptores y variables de estado (e.g. densidad, características morfológicas, estados fisiológicos, concentración de contaminantes, señales isotópicas...) con el objeto de identificar los niveles de referencia y su variabilidad espacial. Una representación gráfica de la distribución de las variables de estado que podrían ser afectadas permitirá conocer la evolución, extensión y forma de la zona impactada, las direcciones preferentes en las que se extiende la alteración (anisotropía del proceso), localizar muestras control o modificar el diseño experimental original (i.e., esfuerzo de muestreo, extensión del área

a vigilar). Para apreciar visualmente la distribución espacial es suficiente con representar las variables con discos de diámetros proporcionales al valor de ésta (gráficos de burbuja o *bubble plots*). Estos gráficos sencillos muestran simultáneamente los datos y la densidad del muestreo, lo que es suficiente para estimar la cantidad de información de que se dispone (Pebesma y Bivand, 2005; Bivand et al., 2008).

Como no se puede analizar todo tipo de marcadores, ya estén relacionados con la actividad piscícola o con otra, sea actual o futura, la creación de un banco de especímenes ambientales (e.g. macroalgas, moluscos...) con las muestras recolectadas durante el estudio del estado cero podría ser muy útil a la hora de deslindar responsabilidades de perturbaciones futuras (Carballeira y Aboal, 2000).

Cuadro 9.1. Diseño ambiental para la vigilancia de una granja marina instalada en tierra de la zona litoral

Tomamos como ejemplo de diseño experimental la monitorización de una piscifactoría marina localizada en el litoral lucense (San Cibrao). Dicha granja vierte en la bahía cerrada por el Portiño de Morás (dedicación pesquera) y el Porto de Lago (servicio exclusivo de una fábrica de alúmina-aluminio). La circulación del agua en la bahía es inferior a $0,5 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ con una intensificación cercana a la boca de hasta $11 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$. La temperatura del agua de mar en la zona oscila anualmente entre 10 y 18°C y la salinidad está cerca del 35 por mil. El agua salada y fría entra por el fondo de la boca de la bahía y sale más dulce y cálida por la superficie (*circulación bicapa positiva*). La circulación transitoria, forzada por la marea y el viento, depende en gran medida de la dirección de este último, siendo el procedente del SW el que provoca mayor dispersión de los sólidos en suspensión al ayudar a la salida del agua de la bahía. Aun así, el tiempo de residencia medio, para un 80 % de renovación, es elevado (≈ 1 mes). Este es un factor que reduce la dispersión de los efluentes y aumenta el riesgo de eutrofización.



Teniendo en cuenta la circulación en la bahía, la influencia del vertido sobre el agua de entrada se evita situando el punto de captación a 21 m de profundidad (Punta Galiño) y descargando en superficie y en una marisma. La granja dispone de un foso de captación (5775 m^3), con filtros de desbaste y reja antialgas, que se conecta por un canal con el depósito de oxigenación (3450 m^3). El período medio de renovación del agua en la granja es de 1,25 a 1,50 veces por hora. La producción anual, que en el año 2005 era de 2205 t de adulto y $2,2 \cdot 10^6$ alevines de rodaballo, se realiza en tanques que procuran una lámina total de agua

de 47881 m² por 0,7 m de alto. Un sifón regulador exterior se encarga de mantener constante el nivel del agua de los tanques que posteriormente es conducida hasta un *foso de decantación* de 9800 m².

Debido al tipo de circulación marina, aportes de agua dulce a la bahía, presencia de pequeños núcleos de población, actividades pesqueras, etc. para la vigilancia de la piscifactoría fue necesario establecer a partir del punto de vertido dos gradientes ambientales que rodean la bahía. Los gradientes de la señal isotópica en las macroalgas intermareales indican que el agua de la piscifactoría afecta a toda el agua superficial de la bahía si la comparamos con el valor de la estación control localizada en el exterior. Los elevados valores de $\delta^{15}\text{N}$ observados (discos rojos) se explican por la baja tasa de renovación hídrica y la carga orgánica de todo tipo que recibe la bahía. Por otro lado, la comunidad bentónica instalada está dominada por moluscos y poliquetos, algunos en altas densidades como el bivalvo detritívoro superficial *Thyasira flexuosa* (Montagu 1803), especie característica de sedimentos relativamente ricos en materia orgánica y tolerante a la contaminación por hidrocarburos y metales pesados (Glemarec y Hill, 1981; López-Jamar y Parra, 1997; Solis-Weis, 1982), y el poliqueto *Spiochaetopterus costarum* (Claparède, 1870), indicador de sedimentos finos ricos en materia orgánica (Moreira et al., 2006).

Temporalidad. - El número de variables de estado a considerar y la frecuencia con que se midan estriba en la interacción entre la carga emitida y la capacidad asimilativa de cada uno de los hábitats del ecosistema receptor. La estima de la magnitud y peligrosidad potencial de la carga emitida se resuelve mediante las variables explicativas implicadas en la caracterización fisicoquímica y tóxica de los vertidos. El problema reside en controlar la capacidad asimilativa de cada uno de los hábitats, puesto que como se ha visto en el epígrafe titulado *Toxicidad versus Integridad ecológica (Capítulo VII)*, en muchas ocasiones es muy difícil predecir la alteración de la integridad ecológica con las variables explicativas. De ahí, la fortaleza de

los métodos de vigilancia integrados, que radica en utilizar simultáneamente múltiples líneas de evidencia. Cuanto mayor sea la extensión espacial de la zona impactada, la duración del impacto y el número de especies o hábitats afectados, más relevantes serán los cambios ecológicos. Aunque con fines prácticos, para focos de contaminación como las granjas acuícolas, el criterio final para la determinación de la relevancia ecológica es la *extensión espacial de las respuestas biológicas*.

Teniendo en cuenta todo esto solamente se utilizarán de manera rutinaria los descriptores de exposición (e.g. señal isotópica y biomarcadores en organismos nativos; abundancia de macroalgas oportunistas) tomados a modo de gradiente ambiental en la zona intermareal y en los hábitats especiales que existieran. En función de los resultados obtenidos con dichos descriptores y de su evolución en el tiempo la administración decidirá sobre la necesidad de realizar estudios ecológicos detallados (e.g. ratio biomasa/tanatomasa en los fondos de maerl; extensión de praderas de fanerógamas; estudios poblacionales; bioacumulación de microcontaminantes...).

En el diseño de la temporalidad de la vigilancia es necesario tener en cuenta el *tiempo de operación* de la granja porque desde el inicio de la actividad productiva hasta que se alcanza la producción máxima autorizada aumentará la carga emitida. Durante este período inicial es necesario estrechar la vigilancia, sobre todo donde se pronostique que se van a producir las perturbaciones más severas. En consecuencia, para aquellas instalaciones que comienzan su actividad, se les podrá exigir, junto a las variables explicativas y de estado rutinarias, la determinación de las variables de estado que intervienen en los estudios ecológicos detallados. Una vez estabilizada la relación carga emitida-capacidad asimilativa se puede rediseñar el PVA escogiendo aquellas variables, muestras y períodos que suministran mejor información para cada granja en particular.

La vigilancia ambiental debe ser continuada, hasta un mínimo de tres años después del cese de la actividad con el fin de conocer la evolución del medio en cuanto a su capacidad de rehabilitación. Esta es una ayuda relevante a la hora de realizar pronósticos más ajustados en futuros EIA de este tipo de actividades.

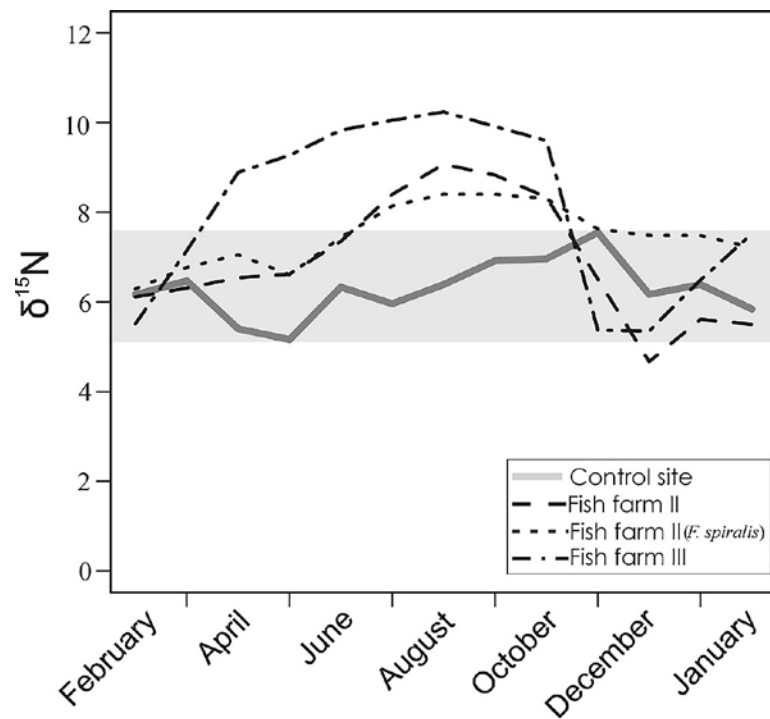


Figura 9.4. Variación anual de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ determinada en macroalgas recolectadas en la zona control y en la zona de influencia de tres piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral de Galicia. Tomado de Carballeira et al. (2014).

Debido a la variabilidad estacional natural de las condiciones del medio y de las comunidades receptoras, para que los resultados del PVA sean comparables en el tiempo deben realizarse en determinadas épocas del año. La variación estacional del impacto está relacionada con la producción piscícola (carga) y con las características ambientales, en especial con la temperatura del agua. En nuestras latitudes la mayor actividad fisiológica se da en verano-otoño debido a que la temperatura del agua acelera el metabolismo de las especies cultivadas, la capacidad de asimilación del

medio receptor es menor y, en consecuencia, el impacto puede ser más severo. Durante el invierno la actividad disminuye y el medio puede rehabilitarse hasta alcanzar las condiciones iniciales (Holmer et al., 2004; Martí et al., 2005).

La composición de los efluentes (concentración de nutrientes, demanda biológica de oxígeno, sólidos en suspensión...) puede variar en función de la calidad del alimento, estrategia de alimentación, época y ubicación (Tello et al., 2010). Por este motivo, es fundamental centrar la vigilancia ambiental en los periodos de máxima producción o actividad metabólica (*periodos críticos*). En la figura 9.4 se puede observar la variación temporal de la señal isotópica determinada en macroalgas (*F. spiralis*) recolectadas en la zona de influencia de tres piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral de Galicia frente a la banda de variación de la zona control (Carballeira et al., 2014). Para el conjunto de las granjas el período crítico suele ocurrir entre agosto y octubre. Si en este momento no se aprecia impacto negativo alguno el resto del año la situación ambiental se mantendrá igual o mejorará. Solamente cuando los resultados fuesen negativos en este período sería necesario intensificar temporalmente el seguimiento.

En resumen, para los descriptores de exposición en la zona intermareal y en los hábitats especiales la periodicidad mínima de seguimiento será anual y durante el período crítico. Concretamente, la periodicidad mínima de la vigilancia visual de la zona intermareal será trimestral y la de la zona submareal anual durante el periodo de máxima producción. Dependiendo de los valores de cada variable de estado obtenidos en este período y del nivel de vigilancia que se aplique a la instalación, la administración podrá exigir controles más detallados y frecuentes.

Interpretación de resultados: Criterios de calidad ambiental

Actualmente la vigilancia ambiental de los vertidos de las granjas marinas instaladas en tierra se basa *únicamente* en la medición de parámetros físicoquímicos convencionales del agua de entrada, de salida y de diversas zonas próximas al vertido. Sin embargo, para poder apreciar los efectos de

la acuicultura es necesario profundizar en las interacciones que el cultivo tiene con el medio y los organismos. En base a los estudios realizados en diferentes granjas gallegas se desarrolló el protocolo de operaciones prácticas y se establecieron los umbrales interpretativos de las variables seleccionadas, explicativas y de estado, necesarios para indicar los criterios de calidad ecológica. Un objetivo fundamental de esta guía era diseñar un PVA dinámico en relación a la evolución del medio, uniforme para todas las granjas con características similares, y estandarizado en cuanto a los métodos analíticos y de obtención de muestras. Los criterios para establecer los estándares de calidad pueden ser umbrales o valores críticos, intervalos de confianza o significación estadística. Estos criterios permiten fijar niveles de las variables seleccionadas que no se deben superar o conocer la evolución del comportamiento de estas variables a lo largo del tiempo. Cuando se dan umbrales o valores críticos, aunque se basan en datos experimentales, son aproximaciones que no deben tomarse de manera rígida ya que las variables cambian a lo largo de un *continuum* donde todo límite establecido es artificial. Por ello, la evaluación ambiental global se

deberá basar en la *validación de una tendencia* confirmada por diferentes variables explicativas o de estado.

Análisis fisicoquímico de los vertidos

Wang et al. (2020) revisan diferentes legislaciones internacionales sobre los Valores Límite de emisión (VLE) de los parámetros más relevantes para los efluentes de la maricultura y comprueban que los límites de algunos parámetros pueden variar entre países de manera significativa [DBO de <6 a <100mg/l; TSS <40 a <100 mg/l; Cloro residual libre <6 a <100 µg/l; Cu <3,8 a <20 µg/l; Zn <5 a <20 µg/l; Cr <74 a <1100 µg/l ...] mientras que otros son más concisos [N_{total} < 3mg/l, P_{total} < 0,5mg/l; Amoníaco < 2mg/l; $N_{Nitrito}$ < 1,1 mg/l; COT < 10mg/l; Hg < 0,05 µg/l]. También existe una variabilidad considerable en los estándares de calidad ambiental establecidos, incluso para aquellos parámetros considerados claves para a la calidad del agua o de los sedimentos, de aplicación a las zonas de efectos permitidos (ZEP).

Parámetro	Criterio Aguas de Galicia	Nº de datos	Mediana de los valores observados			Calificación		
			E	S	S-E	Adecuada	Admisible	Inadmisible
pH	-	168	8.03 ± 0.03	7.73 ± 0.06	-0.30 ± 0.05	E-S < 0.30	95% casos: E-S < 0.35 5% casos: E-S < 0.40	>5% casos: E-S > 0.40 S < 7.3
SS (mg/l)	S-E < 5 Vr: 25	180	13 ± 20	13 ± 27	0.68 ± 0.87	S-E < 2.5	95% casos: S-E < 2.5 5% casos: S-E < 5	> 5% casos: S-E > 5 S > 75
N_{NH_4} (mg/l)	- Vr: 1	54	2.33 ± 1.35	2.42 ± 1.56	0.12 ± 0.21	S-E < 0.12	95% casos: S-E < 0.15 5% casos: S-E < 0.55	>5% casos: S-E > 0.55 S > 4.5
N_{total} (mg/l)	-	157	1.34 ± 0.17	1.78 ± 0.24	0.29 ± 0.15	S-E < 0.45	95% casos: S-E < 0.3 5% casos: S-E < 0.6	> 5% casos: S-E > 0.6 S > 4
$P_{fosfatos}$ (mg/l)	S-E < 0,2 Vr: 0,7	157	0.19 ± 0.04	0.24 ± 0.05	0.05 ± 0.01	S-E < 0.10	95% casos: S-E < 0.05 5% casos: S-E < 0.15	>5% casos: S-E > 0.15 S > 0.35

E: Agua de entrada; S: Agua de salida; S-E o E-S: Balance del parámetro; Vr: Valor de referencia para vertidos (Anexo III de la Orden MAM/85/2008)

Tabla 9.1. Criterios de calidad fisicoquímicos de los vertidos de granjas marinas instaladas en tierra de la zona litoral.

Entre los parámetros fisicoquímicos del agua de entrada (E) y de salida (S) se priorizará el pH, el nitrógeno amoniacal y los sólidos en suspensión. Secundariamente, y por el escaso coste añadido, se deberían determinar también las concentraciones de nitrógeno total, fósforo procedente de fosfatos, COT y DBO₅.

En la tabla 9.1 se recogen los criterios de vigilancia utilizados por Augas de Galicia y las medianas de los valores procedentes de los controles rutinarios realizados en diferentes granjas de Galicia durante más de 10 años, para las aguas de entrada y de salida y para su balance (diferencia entre salida y entrada). A continuación se proponen los criterios para calificar como adecuada, admisible e inadmisibles la calidad fisicoquímica de los vertidos. Los criterios contemplan el balance entrada-salida, la frecuencia de superaciones y los límites absolutos de los parámetros.

Aunque no se esperan cambios significativos en el medio receptor, salvo en situaciones muy excepcionales, las instalaciones que se encuentren en las masas de agua descritas por la ORDEN ARM/2656/2008 de 10 de septiembre por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica, se utilizarán los criterios de calidad que se describen en la misma. Así, los valores de oxígeno disuelto han de ser siempre superiores al 70% de saturación y los valores de turbidez, nunca superarán las 4 ntu, admitiendo valores promedio hasta un 25% distinto del control. Para salinidad y temperatura, los valores de referencia son los establecidos para cada una de las masas de agua, aunque se admite una desviación <15, entre 15-25 y >25 % frente al control, como límites de calidad muy buena, buena y moderada, respectivamente.

Análisis toxicológico de los vertidos

La baja toxicidad potencial observada de los vertidos de estas piscifactorías no descarta un posible riesgo ecológico debido a los efectos derivados de una exposición crónica y un elevado volumen de descarga. El riesgo ecológico es difícil de estimar por depender de numerosos factores: condiciones del medio receptor, concentración, bioaccesibilidad, bioacumulación, interacciones entre compuestos, etc. que actúan de diferente forma según sea

la especie estudiada. Como los efectos biológicos de mezclas complejas son prácticamente imposibles de predecir, cuantos más bioensayos se apliquen se evaluarán los vertidos con mayor garantía ecotoxicológica. En general, la toxicidad determinada en laboratorio suele ser mayor que la ocurrida en condiciones de campo (debido a procesos de dispersión-dilución, de transformación y de adsorción), lo que nos añade un margen de seguridad frente al riesgo real. Por ejemplo, se ha comprobado que los sólidos en suspensión desempeñan un papel fundamental en el impacto tóxico de los vertidos orgánicos, debido a que algunos microcontaminantes contenidos en los efluentes son adsorbidos sobre la superficie de las partículas y predominantemente se encuentran en fase no bioaccesible (Angerville, 2009; Gasperi et al., 2008; Li y Zuo, 2013; Tsui y Chu, 2003; Zgheib et al., 2011). Aunque esto reduce fuertemente su toxicidad inmediata posteriormente pueden ser liberados durante los procesos de descomposición. La dilución de los compuestos liberados lentamente por descomposición reduciría su potencial tóxico en mayor o menor medida según la facilidad de bioacumulación de cada compuesto y la capacidad dispersiva del medio. Generalmente, las piscifactorías marinas instaladas en tierra se localizan en costas con alto hidrodinamismo, donde no se encuentran sedimentos finos acumuladores, esto ayuda a minimizar el bajo riesgo ecológico potencial observado.

Por otro lado, es necesario degradar los vertidos antes de su filtrado para liberar aquellos contaminantes que se encuentran asociados y no subestimar su toxicidad. Además, los bioensayos de laboratorio, sobre todo los miniaturizados, emplean vertidos previamente filtrados para evitar interferencias en las mediciones.

Para evaluar el riesgo ecotóxico potencial de los vertidos (muestras compuestas recogidas durante el **período de máxima producción, agosto-octubre**) se propone aplicar una batería de bioensayos formada por al menos tres especies test pertenecientes a niveles tróficos diferentes. En los estudios experimentales realizados antes de la redacción de esta guía la batería mínima propuesta consistió en tres bioensayos: bioluminiscencia de *Vibrio fischeri*, crecimiento de la microalga *Isochrysis galbana* y alteración de embriones de erizo de mar *Paracentrotus lividus*. Hemos de señalar que esta batería de

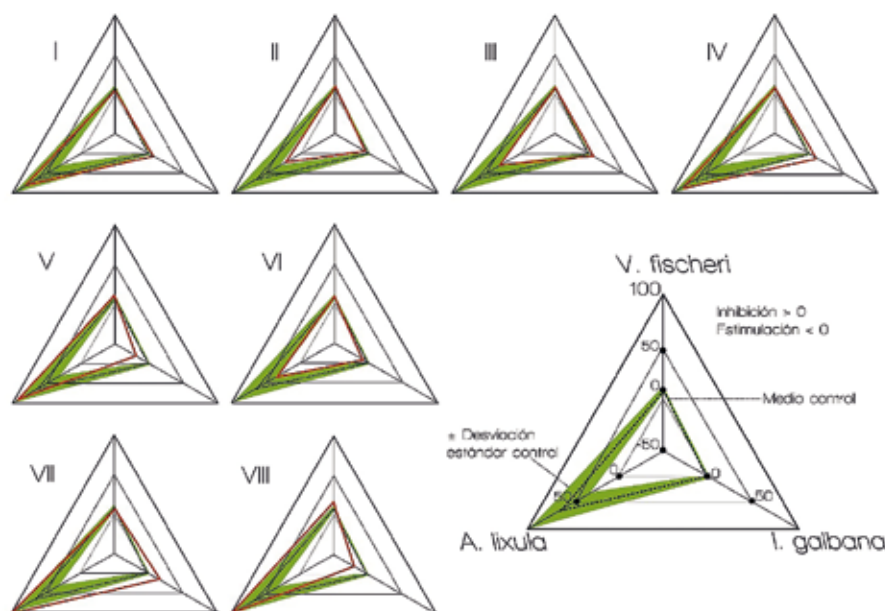


Figura 9.5. Perfiles ecotoxicológicos de los vertidos procedentes de ocho piscifactorías marinas instaladas en tierra de la zona litoral de Galicia. Tomado de Carballeira et al. (2012b).

ensayos puede ser sustituida por otra combinación, previa justificación de su idoneidad, o, lo que sería más conveniente, ampliar la batería con nuevos ensayos. En este caso se observó que la dilución que mejor explicaba la variabilidad entre granjas y el parámetro ecotoxicológico más apropiado para ser usado en los PVA fueron 1:4 v/v (25% de vertido) y EC_{20} respectivamente (Carballeira et al., 2012b). Se esbozó una representación gráfica de los resultados que permite interpretar fácilmente la ecotoxicidad instantánea de cada vertido en función de los resultados obtenidos con la batería de bioensayos (figura 9.5) (Carballeira et al., 2012b). La deformación del triángulo, respecto al equilátero de referencia, nos indica la toxicidad y que tipo de organismos test son más o menos sensibles. Ahora bien, si queremos integrar todos los efectos tóxicos provocados por los vertidos, incluidas baterías con mayor número de

bioensayos, que nos permita comparar los resultados entre piscifactorías o la evolución de una instalación en el tiempo la información obtenida debe ser resumida en un único valor numérico. Se considera que el índice PEEP (ver Capítulo VII pág. 30) es el que mejor se adecúa para el cálculo integrado de la toxicidad intrínseca de los efluentes o *huella tóxica* (HT), que puede ser ponderada por el caudal para obtener la carga tóxica. Para el cálculo de la HT se utilizará como criterio la EC_{20} obtenida de las curvas concentración-respuesta de cada bioensayo. Hemos de señalar que el índice PEEP puede integrar un número indefinido de bioensayos independientemente que los resultados sean negativos (toxicidad) o positivos (fertilidad).

El cálculo de las cargas tóxicas se obtiene al ponderar la huella tóxica con el *caudal medio anual* de los efluentes. En las piscifactorías el caudal

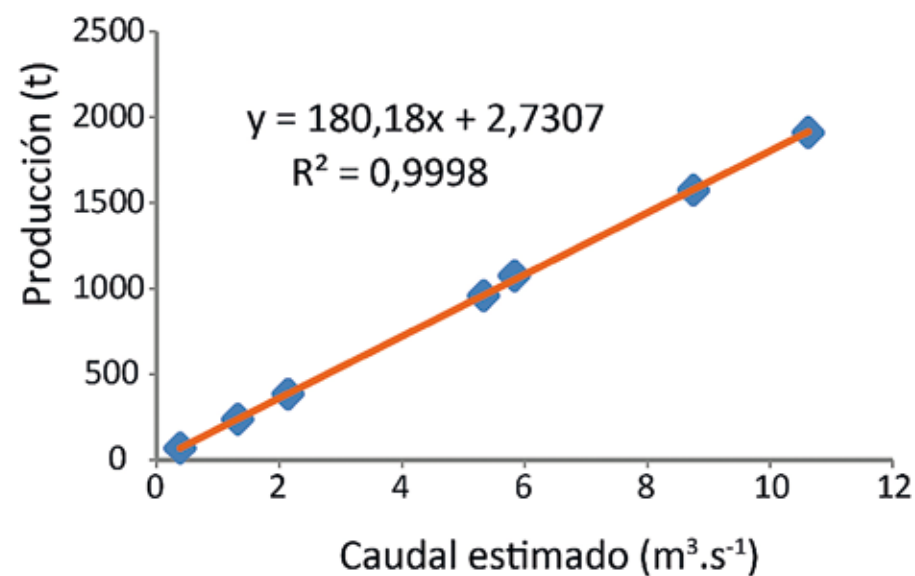


Figura 9.6. Relación entre la producción de peces planos ($t \cdot año^{-1}$) y el caudal ($m^3 \cdot s^{-1}$) bombeado en piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral de Galicia.

anual bombeado es proporcional a la producción neta anual (figura 9.6), mientras que el caudal diario lo es respecto a la biomasa establecida en ese momento. De esta forma, la caracterización tóxica podría incluir la carga tóxica calculada de manera alternativa ponderando el índice de toxicidad por la *producción neta anual* o por la *biomasa establecida* el día en que se realizó el muestreo. La ponderación por la biomasa media establecida en el período crítico, cuando deben realizarse los ensayos, muestra una estima de la carga tóxica fácil de obtener y ajustada a este tipo de instalaciones.

Por último, en el diseño del PVA se puede optar por la necesidad de conocer la toxicidad inmediata y la toxicidad retardada, o solamente la retardada. Evidentemente la primera opción daría más información ecotóxica, pero también es más onerosa, al tener que duplicar los bioensayos. Por el contrario, si consideramos que el impacto más relevante sería el crónico entonces solamente se testaría la toxicidad retardada

con la muestra compuesta después de someterla a biodegradación *in vitro* como se indicó en el epígrafe *Protocolo del método de degradación* del Capítulo VIII.

En la tabla 9.2 se recoge una propuesta de criterios de calidad ecotoxicológica del agua de salida de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en base a la variabilidad de los resultados obtenidos en los bioensayos realizados con vertidos procedentes de diferentes granjas instaladas en Galicia y biodegradados en condiciones controladas. Para todos los ensayos, si la diferencia de toxicidad entre el agua de salida y entrada (control) es inferior al 20 % el riesgo tóxico se considera NULO. El riesgo es CIERTO si el 5 % de los casos supera un determinado porcentaje para cada bioensayo (30, 35 y 25 %) y DUDOSO para las situaciones.

La huella tóxica es un valor promedio y, por tanto, indiferente al número y tipo de bioensayos utilizados, pero debe existir un reparto equilibrado de especies test entre niveles tróficos. Los límites para la huella tóxica fueron establecidos en función de los valores observados (HT <22, entre 22-43 y > 43). La huella tóxica es un parámetro que permite calificar y comparar la calidad del agua de salida entre diferentes instalaciones o para la misma instalación en el tiempo, porque el caudal bombeado es proporcional a la biomasa producida. Se puede considerar que el grado de dilución es constante y las diferencias de toxicidad observadas entre granjas se deberán solamente a las distintas prácticas realizadas en la gestión de los cultivos. Sin embargo, el análisis de la carga tóxica ha de ser contemplado en función de la capacidad de asimilación del impacto del medio, es decir, es necesario integrarlo con los resultados del análisis del medio receptor. De ahí la importancia de realizar una selección del sitio adecuada al tamaño de la instalación.

Si los bioensayos toxicológicos realizados con los vertidos de una granja arrojan resultados que involucran un riesgo ecológico potencial CIERTO, sería necesario evaluar la carga tóxica en otras épocas del año, realizar estudios complementarios del medio receptor.

Bioensayo	Riesgo ecológico potencial		
	Nulo	Dudoso	Cierto
bioluminiscencia de <i>V. fischeri</i>	S - E < 20 % Inh.	95 % casos Inh. < 20 % 5 % casos Inh. < 30 %	> 5 % casos Inh. >30 %
Crecimiento de <i>I. galbana</i>	S - E < 20 % Inh.	95 % casos Inh. < 20 % 5 % casos Inh. < 35 %	> 5 % casos Inh. >35 %
Embriones de <i>P. lividus</i>	S - E < 20 % Inh.	95 % casos Inh. < 20 % 5 % casos Inh. < 25 %	> 5 % casos Inh. >25 %
Huella tóxica	HT < 22	95 % casos HT < 22 5 % casos HT < 43	> 5 % casos HT > 43

Tabla 9.2. Criterios de calidad ecotoxicológica del agua de salida de las piscifactorías marinas instaladas en tierra de la zona litoral. [Inh. = Inhibición (%) respecto al control para EC₂₀ empleando una dilución 1:4 del vertido con agua de mar artificial].

Las autorizaciones de vertido deberían contemplar tanto las características fisicoquímicas como las toxicológicas de los vertidos y otorgarse por un plazo máximo (en general 3-5 años). Tras su vigencia, las autorizaciones estarían sujetas a renovación automática por plazos sucesivos si no hubiera incumplimiento de los criterios de calidad ambiental. Si se dieran otras circunstancias la administración correspondiente procedería a su revisión.

Análisis del medio receptor

En el diseño del modelo gradual no se plantea hacer suposiciones sobre la dinámica del impacto más allá de cuestiones básicas como dirección y extensión del área afectada, y su evolución temporal. Se proponen como herramientas adecuadas utilizar técnicas simples de representación gráfica de los datos, como enfrentar un descriptor o variable de estado con la distancia al foco del vertido. Esto permite comprobar si la alteración supera la zona de efectos permitidos (ZEP). Por ejemplo, en el Capítulo III se muestra como la contaminación por Hg en anémonas varía con la distancia al foco (figura 7.3). Del mismo modo, en la figura 9.7 se puede observar como el nivel de daño histológico en moluscos se corresponde con el grado de exposición a los vertidos de una granja. El grado de exposición en función de la señal isotópica ($\delta^{15}\text{N}$) que puede ser determinada tanto en los propios moluscos como en macroalgas recogidas en su vecindad. Este tipo de relaciones ilustran como se puede predecir a partir de una variable explicativa el valor de una variable de estado, de difícil y costosa determinación, como es un daño histopatológico (Carballeira et al., 2011b).

En la interpretación de resultados se tendrá en cuenta el tamaño de la sección del gradiente explorado en la que se superen los umbrales categóricos de efecto para indicadores de exposición (e.g. señal isotópica y factor de contaminación), de alteraciones biológicas (e.g. biomarcadores de efectos) o de la integridad ecológica (e.g. cobertura de especies oportunistas y parámetros funcionales o estructurales de comunidades).

Para hábitats y poblaciones de especies sensibles la interpretación de los resultados se basará igualmente en umbrales característicos de descriptores

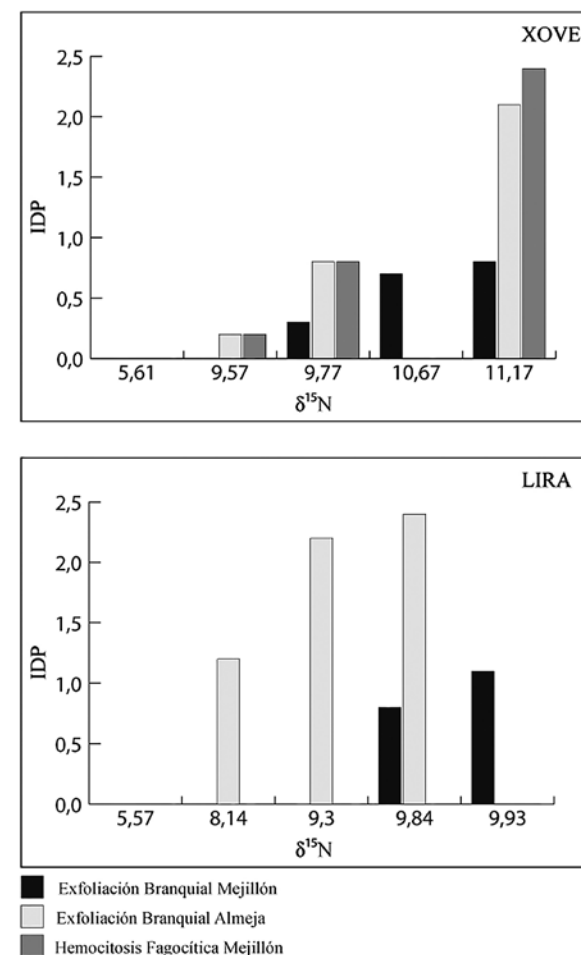


Figura 9.7. Variación del índice de daño histológico ponderado (IDP) observado en mejillones nativos y almejas trasplantadas en función del grado de exposición a los vertidos de una granja. En abscisas, la exposición o distancia al foco se representa como la señal isotópica ($\delta^{15}\text{N}$) medida en macroalgas. Adaptado de Carballeira et al. (2011b).

o variables de estado (e.g. señal isotópica, densidad poblacional, índice biomasa/tanatomasa y abundancia global de haces de fanerógamas marinas).

Hay que señalar que los resultados obtenidos a lo largo de gradientes ambientales permiten establecer comparaciones cualitativas o cuantitativas del grado de afectación de forma relativa entre secciones del gradiente. Aunque la solidez de las conclusiones radicará en la acumulación de evidencias tocante a la extensión del impacto.

Por otro lado, se recomienda el tratamiento univariante de los datos. Si se utilizan variables multivariantes (e.g. composición específica de comunidades colonizadoras de sustratos artificiales) deberán analizarse mediante el empleo de índices macroscópicos (e.g. índices de diversidad o equitatividad específica) o, mejor, reducir la información a la presencia/abundancia de especies indicadoras sensibles o resistentes.

Dada la variabilidad de situaciones ambientales en las que se colocan las instalaciones y la variabilidad de las características de las propias instalaciones, no se puede recomendar un procedimiento estadístico que detalle el número, distribución, etc. de las muestras que sea válido para todos los casos. Esto no impide que se pueda diseñar un sistema de vigilancia adaptado a cada instalación que permita extraer conclusiones estadísticamente robustas y válidas.

En cualquier caso, el órgano de la administración competente deberá resolver sobre la calidad de estos diseños y de los informes que se deriven de ellos. Es necesario recordar que son planes de autovigilancia ambiental, es decir, deben ser realizados por profesionales competentes en la materia bajo la responsabilidad del acuicultor y que la administración podría auditar en cualquier momento.

Evaluación de la exposición a contaminantes

Se ha comprobado que la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ es un descriptor de exposición fehaciente porque resume la interacción carga contaminante-capacidad dispersiva del medio, lo que facilita la vigilancia de la extensión e intensidad del impacto potencial. Para la vigilancia general de la exposición a los vertidos, se propone la determinación de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en macroalgas nativas recolectadas a modo de gradiente respecto al foco de emisión en la dirección de la corriente dominante, al menos una vez al año y en la época de máxima producción (tabla 9.3). En cada estación de muestreo se tomará una muestra compuesta de toda la franja intermareal donde habita de la macroalga representativa. El mismo procedimiento se aplicará a especies o hábitats sensibles, salvo que por su significación ecológica o extensión del hábitat el muestreo ha de ser replicado adecuadamente.

Hemos comprobado que la variabilidad natural de la señal $\delta^{15}\text{N}$ en macroalgas entre zonas limpias próximas es inferior a la unidad (1 ‰) en nuestras rías (García-Seoane et al., 2020). En general, los valores de la señal $\delta^{15}\text{N}$ en macroalgas que no superen en más de 2 unidades (‰) a los valores promedio del control o del nivel de referencia indican que el grado de exposición a los vertidos no es capaz de alterar significativamente diferentes procesos biológicos, como la estimulación del crecimiento algal o la aparición de daños histológicos en moluscos.

Respecto a poblaciones y hábitats sensibles o de alto valor ecológico (e.g. fondos de maërl y praderas de fanerógamas) se utilizará la señal isotópica como *marcador temprano de exposición*. En estos casos se considera que

Criterio Exposición al vertido	Riesgo ecológico potencial	
	Nulo	Cierto Se necesita intensificar la vigilancia con los parámetros especificados
Señal $\delta^{15}\text{N}$ de macroalgas del gradiente ambiental frente al foco	$\delta^{15}\text{N}_{\text{problema}} < (\delta^{15}\text{N}_{\text{control}} + 2)$	$\delta^{15}\text{N}_{\text{problema}} > (\delta^{15}\text{N}_{\text{control}} + 2)$
Señal $\delta^{15}\text{N}$ de poblaciones y hábitats sensibles	$\delta^{15}\text{N}_{\text{problema}} \approx \delta^{15}\text{N}_{\text{control}}$	$\delta^{15}\text{N}_{\text{problema}} > (\delta^{15}\text{N}_{\text{control}} + 1)$

Tabla 9.3. Criterios de calidad para la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ (‰) utilizada como descriptor del grado de exposición al vertido.

Criterio	Riesgo ecológico potencial		
	Nulo	Dudoso	Cierto
Factor de contaminación (FC)	$FC \leq 2$	$2 < FC \leq 5$	$FC > 5$

Tabla 9.4. Criterios de calidad genéricos para los factores de contaminación (FC).

los valores promedio de la señal $\delta^{15}\text{N}$ admitidos serán equivalentes a los valores promedio del control o del estado de referencia. Un incremento medio significativo superior a 1 unidad (‰) de la señal isotópica respecto al control o estado de referencia supone la intensificación de la vigilancia con los parámetros especificados para cada caso.

Las normas de calidad para sustancias prioritarias, preferentes y otros contaminantes relevantes, establecidas por el Real Decreto 60/2011, se entienden como normas mínimas y se aplicarán a todas las aguas superficiales definidas en el artículo 3. Los criterios o normas de calidad se expresan como concentración, máxima admisible o media anual, de un determinado contaminante o grupo de contaminantes en el agua, los sedimentos o la biota, que no debe superarse en aras de la protección de la salud humana y el medio ambiente.

Ahora bien, cuando no se disponga de referencia y se sospeche sobre algún contaminante dañino de vertido se propone el cálculo de *factores de contaminación* (FC) en algún biomonitor. El concepto de FC, aplicado por primera vez a sedimentos por Turekian y Wedepohl (1961), mide el grado de bioacumulación de un contaminante respecto al valor de referencia de la zona de estudio. En este caso: $FC = \frac{\text{Concentración corporal del organismo } in\ situ}{\text{Concentración corporal de referencia}}$. La manera de proceder consistiría en realizar un muestreo del biomonitor-acumulador a modo de gradiente en el área de influencia para poder interpretar los resultados de manera adecuada. En el caso de especies o hábitats sensibles se diseñará un procedimiento de estudio de los FC ajustado a su distribución espacial y seguimiento temporal. En la tabla 9.4 se recogen unos sencillos y genéricos criterios de calidad para los factores de contaminación que categorizan el riesgo ecológico potencial de los contaminantes. El riesgo ecológico poten-

cial de un compuesto químico aumenta con el factor de contaminación encontrado. Para los contaminantes homobióticos, normalmente se considera que el riesgo ecológico es NULO o despreciable si el $FC < 2$ y CIERTO cuando $FC > 5$. La situación se califica como de riesgo potencial DUDOSO, entre NULO y CIERTO, debido a la variabilidad espacial de los datos, errores del procedimiento analítico, etc. Sin embargo, la extensión de la contaminación y su tendencia temporal son factores clave para definir el riesgo estimado. La extensión y persistencia de una situación de riesgo CIERTO para uno o más elementos implica la realización de estudios detallados de las poblaciones de especies de interés que puedan verse afectadas.



Un método de seguimiento del grado trófico consiste en vigilar la abundancia de macroalgas oportunistas, como las ulváceas, en la franja intermareal rocosa. Foto: J. Cremades.

Criterio		Integridad ecológica		
		Sin alterar	Dudosa	Alterada
Trófico	Señal $\delta^{15}\text{N}$ macroalga (‰)	< 7,40	7,40 - 8,10	> 8,10
	Δ Cobertura de especies oportunistas (% de la zona intermareal disponible)	$\Delta \leq 15$	$15 > \Delta \leq 30$	$\Delta > 30$
	Δ Biomasa de especies oportunistas (máximo estacional, kg.m ²)	$\Delta \leq 1$	$1 > \Delta \leq 1,3$	$\Delta > 1,3$
Tóxico	Ind. de daño ponderado (IDP) en <i>M. galloprovincialis</i> nativo	IDP= 0	$0 < \text{IDP} \leq 1$	IDP > 1

Tabla 9.5. Criterios de calidad de la integridad ecológica del medio receptor afectado por las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral [Δ = incremento; IDP = índice de daño histológico ponderado].

En todos los casos, se recomienda ir estableciendo correlaciones entre el descriptor de exposición y variables de estado para agilizar las labores de vigilancia futuras.

Evaluación de la integridad ecológica

Respecto al estado trófico del medio receptor, las pruebas de fertilidad realizadas *in situ* con discos de algas expuestos en cámaras de metacrilato arrojaron resultados significativos en exposiciones a corto plazo. Además, el incremento neto de biomasa se correlacionó claramente con la señal $\delta^{15}\text{N}$ corporal. Cuando la señal $\delta^{15}\text{N}$ del disco es superior a 8,10 ‰ el incremento neto de biomasa es altamente significativo frente al control (figura 7.12). Dada la elevada correlación de la señal isotópica entre diferentes especies de macroalgas (Viana et al., 2011) se puede extender el criterio de fertilidad determinado, en función de la señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en discos, a cualquiera de las macroalgas nativas comunes encontradas en la zona intermareal.

Un método alternativo a las pruebas de fertilidad, sin necesidad de instalar dispositivos de exposición, consiste en controlar el estado trófico mediante el seguimiento de la abundancia de macroalgas oportunistas en la franja inter-

mareal rocosa (Tett et al., 2007) localizada en el área de influencia delimitada previamente por los valores de la señal $\delta^{15}\text{N}$. La abundancia de macroalgas oportunistas se puede expresar como cobertura relativa (%) respecto a la superficie intermareal disponible o como biomasa media por unidad de superficie (kg ps.m²) de dicha franja intermareal.

Para las instalaciones que se encuentren en las masas de agua descritas por la Orden ARM/2656/se utilizarán los indicadores que se describen en la misma. Respecto al contenido en *Clorofila-a*, aunque no se esperan cambios significativos en el medio pelágico, salvo en situaciones muy excepcionales, se admiten valores promedio de hasta un 25% superior a la zona control.

El estudio de la integridad ecológica a nivel de estructura y composición de comunidades es complejo y costoso, por lo que se deberían centrar los esfuerzos en la vigilancia de poblaciones de especies indicadoras nativas o trasplantadas. El análisis de biomarcadores moleculares o histopatológicos en organismos recolectados en la zona intermareal resulta mucho más asequible que el estudio de comunidades nativas o colonizadoras de sustratos artificiales. Aun así, es costoso, por lo que es necesario desarrollar o adaptar métodos más operativos y menos onerosos (e.g. bioensayo de descomposición de sustratos naturales o artificiales).

En la tabla 9.5 se resumen los criterios que califican la integridad ecológica trófica y tóxica dentro del área de influencia de los vertidos.

Criterios de calidad de los hábitats sensibles

Fondos de maërl. - Por su relevancia ecológica y *estatus de protección*, los fondos de maërl localizados en el entorno de las granjas estarán sujetos a vigilancia, especialmente si otros focos de contaminación, de igual o diferente naturaleza, confluyen en la misma zona por si sufrieran efectos aditivos. Como la emisión de residuos es continua las comunidades distantes podrían estar recibéndolos en pequeñas concentraciones, pero de forma crónica. Este tipo de impacto crónico difuso no es fácil de caracterizar frente a los directos. Como los fondos de maërl nunca podrían estar localizados en el

área de influencia ni en su entorno inmediato, los criterios de calidad se centran en la comparación de la evolución en el tiempo de los parámetros establecidos (señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ y relación biomasa/tanatomasa de algas calcáreas), del hábitat y del control o estado de referencia preoperativo.

Praderas de fanerógamas marinas. - En Galicia es poco probable que las granjas piscícolas se localicen lo suficientemente cerca de estas biocenosis típicas de fondos de ría, pero dada su importancia ecológica y estado de protección, las praderas de fanerógamas marinas que se encuentren relativamente cerca de las granjas deben estar sujetas a seguimiento, especialmente si varios focos de contaminación de igual o diferente naturaleza se concentran en la misma zona. Cuando se estime que pueden estar sometidas a impactos difusos es preceptiva su monitorización por los mismos motivos expuestos anteriormente para los fondos de maërl. Igualmente, los criterios de calidad se centran en la comparación de la evolución en el tiempo de los parámetros establecidos (señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ y densidad global de haces) entre la pradera y el control o estado de referencia preoperativo.

Especies o comunidades singulares. - A título general, si en el entorno exterior del área de influencia potencial estimada en el EsIA se encontrara alguna especie o comunidad con importancia ecológica singular o con algún grado de protección, especialmente cuando varios focos se concentran en una misma zona y pudieran darse efectos aditivos, deben estar sujetas a vigilancia. Como especies o comunidades con algún tipo de protección nunca podrían estar localizadas en el área de influencia potencial (ZIP) ni en su entorno inmediato. Los criterios de calidad, igual que en los casos anteriores, se centrarán en la comparación de la evolución en el tiempo de los parámetros seleccionados (señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$, caracteres poblacionales, índices funcionales o estructurales macroscópicos...) entre la especie o comunidad y su correspondiente control o estado de referencia preoperativo.

Hemos de recalcar, que para la vigilancia de hábitats y especies singulares el diseño de muestreo ha de permitir la aplicación de test estadísticos robustos para contrastar la hipótesis de que no existen diferencias significativas frente a su control o estado de referencia preoperativo.

Respecto a las especies sujetas a algún tipo de protección es fácil encontrar que la misma especie puede figurar en diferentes clases según la organización consultada, como la Lista Roja del UICN, el Convenio de Berna, el Convenio de Barcelona, el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, el Catálogo Español de Especies Amenazadas o los listados rojos regionales (e.g. *Catálogo gallego de especies amenazadas* Decreto 88/2007, DOGA nº 89, 9 de mayo de 2007). En este sentido, Pardo y Aguilar (2009) hacen una interesante revisión crítica sobre los niveles de protección de las especies marinas amenazadas que habitan en las costas españolas. Entre las especies con algún nivel de protección que pudieran ser afectadas potencialmente por las granjas marinas instaladas en tierra en Galicia, es decir, que pueden encontrarse de 0 a 30 metros de profundidad, figuran: fanerógamas (*Zostera noltii* y *Z. marina*), algas calcáreas formadoras de maërl (géneros *Phymatolithon*, *Lithothamnion*, *Mesophyllum*, *Lithophyllum*) o peces como los caballitos de mar (*Hippocampus hippocampus* e *H. ramulosus*). Aunque, en general, son de ámbito mediterráneo también se podría incluir la presencia de algas pardas (*Cystoseira amentacea*, *Desmarestia ligulata*), esponjas (*Spongia agaricina*, *Axinella polypoides*), gorgonias (*Eunicella verrucosa*, *Paramuricea clavata*), corales (*Astroides calycularis*) y moluscos (*Pinna nobilis*, *Charonia lampas*). Adicionalmente y por su consumo, aunque no está recogida bajo ningún convenio, se recomienda la protección del erizo de mar *Paracentrotus lividus* y de la ortiguilla *Anemonia sulcata*.

“La vigilancia ambiental se basa en la detección de cambios en las variables seleccionadas frente a los esperados o el control, siendo el modelo gradual el que mejor se acomoda a la vigilancia de las granjas instaladas en tierra de la zona litoral. Es la propia respuesta a lo largo del gradiente de exposición lo que informa sobre la existencia, dirección, alcance y evolución de una alteración del ecosistema.”

Bibliografía

- Angerville, R. 2009. Ecotoxicological Risks Evaluation of Urban Wet-Weather Flows (UWWF) Spills in Streams: Application to a French City and a Haitian City. National Institute of Applied Sciences of Lyon, Lyon, pp. 485.
- Bivand, R.S., Pebesma, E.J., Gómez-Rubio, V. 2008. Visualising spatial data. Applied Spatial Data Analysis with R, pp. 57-80.
- Carballeira, A., Aboal, J. 2000. Bancos de especímenes ambientales: Una propuesta para Galicia. En: Universidade de Santiago de Compostela (ed), Santiago de Compostela, pp. 123.
- Carballeira, C., Espinosa, J., Carballeira, A. 2011b. Linking $\delta^{15}\text{N}$ and histopathological effects in molluscs exposed *in situ* to effluents from land-based marine fish farms. Marine Pollution Bulletin 62: 2633–2641.
- Carballeira, C., De Orte, M.R., Viana, I.G., Carballeira, A. 2012b. Implementation of a minimal set of biological tests to assess the ecotoxic effects of effluents from land-based marine fish farms. Ecotoxicology and Environmental Safety 78: 148–161.
- Carballeira, C., Rey-Asensio, A., Carballeira, A. 2014. Interannual changes in ^{15}N values in *Fucus vesiculosus* L.. Marine Pollution Bulletin 85(1): 141-145.
- Carballeira A., Carballeira, C.B. 2018. Guía para la realización de planes de vigilancia ambiental de cultivos marinos en jaulas flotantes instaladas en las costas de Galicia. Estratexia galega da acuicultura. Ed. Xunta de Galicia Consellería do Medio Rural e do Mar. Santiago de Compostela, pp. 206.
- García-Seoane, R., Aboal, J.R., Fernandez, J.A. 2020. Optimal number of *Fucus vesiculosus* samples to differentiate between sites affected by distinct levels of heavy metal contamination. Aquatic Toxicology 222: 105465.
- Gasperi, J., Garnaud, S., Rocher, V., Moilleron, R. 2008. Priority pollutants in wastewater and combined sewer overflow. Science of the Total Environment 407(1): 263-272.
- Glermarec, M., Hily, C. 1981. Perturbations apportées á la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par le effluents urbains et portuaires. Acta Oecologica Applicata 2(2): 139-150.
- Holmer, M., Duarte, C.M., Boschker, H.T.S., Barrón, C. 2004. Carbon cycling and bacterial carbon sources in pristine and impacted Mediterranean seagrass sediments. Aquatic Microbial Ecology 36: 227-237.
- Li, H., Zuo, X.J. 2013. Speciation and size distribution of copper and zinc in urban road runoff. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 90(4): 471-476.
- López-Jamar, E., Parra, S. 1997. Distribución y ecología de *Thyasira flexuosa* (Montagu, 1803) (Bivalvia, Lucinacea) en las rías de Galicia. Instituto Español de Oceanografía 23:187-197.
- Martí, E., Martí, C.M., Martínez, M.R., Paches, M.A.V., Giaccaglia, S.L. 2005. El programa de vigilancia ambiental de piscifactorías en jaulas flotantes. Boletín Instituto Español de Oceanografía 21: 67-73.
- Moreira, J., Quintas, P., Troncoso, J. 2006. Spatial distribution of soft-bottom polychaete annelids in the Ensenada de Baiona (Ría de Vigo, Galicia, NW Spain). Scientia Marina 70: 217-224.
- Pardo, E., Aguilar, R. 2009. Especies amenazadas. Oceana (ed). Caixa Catalunya, Publicado online, pp. 124.
- Pebesma, E.J., Bivand, R.S. 2005. Classes and methods for spatial data in R. R news 5(2): 9-13.

- Solis-Weis, V. 1982. Estudio de las poblaciones macrobénticas en áreas contaminadas de la bahía de Marsella (Francia). Anuario Instituto. Ciencias del Mar y Limnología 9(1):1-23.
- Tett, P., Gowen, R., Mills, D., Fernandes, T., Gilpin, L., Huxham, M., Kennington, K., Read, P., Service, M., Wilkinson, M., Malcolm, S. 2007. Defining and detecting undesirable disturbance in the context of marine eutrophication. Marine Pollution Bulletin 55: 282-297.
- Tsui, M.T.K., Chu, L.M. 2003. Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors. Chemosphere 52(7): 1189-1197.
- Turekian, K.K., Wedepohl, K.H. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Geological Society of America Bulletin 72: 175-192.
- Underwood, A. 1991. Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. Marine and Freshwater Research 42: 569-587.
- Underwood, A.J. 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. Australian Journal of Ecology 18: 99-116.
- Underwood, A.J. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. Ecological Applications 4: 3-15.
- Viana, I.G., Fernández, J.A., Aboal, J.R., Carballeira, A. 2011. Measurement of $\delta^{15}\text{N}$ in macroalgae stored in an environmental specimen bank for regional scale monitoring of eutrophication in coastal areas. Ecological Indicators 11: 888-895.
- Wang, X., Cuthbertson, A., Gualtieri, C., Shao, D. 2020. A Review on Mariculture Effluent: Characterization and Management Tools. Water 12: 2991.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Saad, M., Chebbo, G. 2011. Partition of pollution between dissolved and particulate phases: what about emerging substances in urban stormwater catchments? Water Resources 45 (2): 913-925.

X. Diseño adaptativo del plan de vigilancia ambiental

Siempre es necesario adaptar las metodologías a los lugares de estudio (dispositivos, medios, muestreo...). Foto: C. Carballreira



“ Todos los criterios de calidad son importantes y han de cumplirse, pero los que tratan sobre la integridad ecológica prevalecen sobre todos los demás.”

Además de eficiente, la vigilancia ambiental de las instalaciones acuícolas deberá ser dinámica, es decir, se irá adaptando en función de la adquisición progresiva de información sobre la evolución espacio-temporal del ecosistema receptor. El rigor de la vigilancia será conforme a la intensidad y extensión de los impactos (Aguado et al., 2013).

En mar abierto la diferencia del impacto esperado entre granjas radica básicamente en la carga productiva y su gestión, lo que facilita su tipificación a la hora de asignar distintos niveles de impacto y de vigilancia. En la zona litoral, además de la producción acuícola, el impacto depende en mayor medida de las condiciones dispersivas de la masa de agua (oleaje, profundidad, velocidad de la corriente, rango mareal, tiempo de residencia, viento...) y de la mayor probabilidad de encontrar en su proximidad especies o hábitats singulares, así como de otras fuentes de contaminación que pueden generar efectos sinérgicos o que se produzcan interacciones con otros usos. Por ello, es preciso diseñar el PVA ajustado a las peculiaridades de cada localidad, realizar un mayor esfuerzo en el seguimiento, sobre todo los primeros años y hasta que se estabiliza la producción, rediseñar el PVA a medida que se vaya obteniendo información más precisa sobre las respuestas del medio receptor y tomar las medidas preventivas necesarias para evitar impactos acumulativos, posibles efectos sinérgicos que pudieran darse y/o interacciones con otros usos. Es destacable la importancia que tiene la selección del sitio para la minimización del impacto ambiental derivado de los cultivos marinos instalados en tierra de la zona litoral y que su vigilancia requiere de más atención que las instaladas en jaulas en mar abierto (fuera de las rías).

Si el EsIA arrojará alguna incertidumbre sobre el impacto que pudiera ocasionar el establecimiento de la producción máxima solicitada la autorización de la producción deberá ser progresiva. Solamente a medida que se vaya certificando la ausencia de alteraciones ambientales se podrán ir autorizando incrementos de la carga piscícola (Carballeira y Carballeira, 2018). Como se indicó en el Capítulo IV dentro de la instalación se debería reservar espacio para futuras instalaciones IMTA indoor (e.g. cultivos hidropónicos de moluscos y biofiltros de algas que valoricen los vertidos y reduzcan el impacto ambiental), que permitan reducir la carga vertida sin mermar o poder aumentar la producción.

Nivel y periodicidad de la vigilancia

El nivel y la periodicidad de la vigilancia dependerán de la carga del efluente y de la sensibilidad del medio receptor. Admitiendo que la gestión de las granjas marinas instaladas en tierra es similar, excepto las que recirculan el agua, la carga del efluente es proporcional a la producción anual, al caudal bombeado o al consumo energético. La capacidad de acogida y la sensibilidad del medio han de ser estimadas y autorizadas para cada caso en particular ya que dependen de la capacidad dispersiva y de la presencia de poblaciones o hábitats sensibles. En consecuencia, la zona de efectos permitidos (ZEP) se determinará a la vista del EsIA. Suponiendo que se realizó una correcta *selección del sitio* la periodicidad de la vigilancia se puede diseñar acorde a la carga solicitada. Se proponen tres niveles de impacto en función de la producción anual autorizada:

Nivel de vigilancia	Producción (t. año ⁻¹)	Calificación
I	< 500	Baja
II	≥ 500 - < 2000	Media
III	≥ 2000	Alta

En la tabla 10.1 se recogen los criterios de calidad y la periodicidad de la vigilancia inicial correspondiente a cada nivel de vigilancia. El número de criterios de calidad y la periodicidad de los controles aumenta con el nivel de vigilancia. Como se puede observar, en todos los casos se prioriza la vigilancia durante el mes de septiembre (Sp), la época crítica, cuando el efecto acumulado puede ser más elevado. La idea es que si en el período potencialmente más impactante (crítico) los resultados de la vigilancia son satisfactorios, el resto del año lo serían aún más. Por el contrario, en el caso de que fuesen insatisfactorios habría que extender la vigilancia a otras épocas del año.

También el PVA debe contemplar la reducción de la periodicidad de algunos de los controles establecidos si se constata que el ecosistema

receptor es capaz de asimilar el impacto de la granja. Para ello, será necesario que los criterios de calidad de la integridad del ecosistema receptor, considerados en el PVA, se mantengan con el tiempo dentro de los rangos establecidos como adecuados fuera de la zona de efectos permitidos (ZEP) establecida para cada granja. Hemos de señalar que los criterios de integridad trófica basados en la abundancia (cobertura o biomasa) de macroalgas oportunistas solo se aplicarán cuando se incumplan los criterios de calidad dados para el marcador de exposición (señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$) en macroalgas. Por el contrario, un incremento significativo de la abundancia de macroalgas oportunistas supondría reforzar la vigilancia estudiando otras variables de estado del ecosistema receptor, como la población de la macroalga clave o la composición y estructura de las comunidades inter y submareales.

La eutrofización del sistema pelágico es muy improbable, y solo ocurriría en masas de agua con una tasa de renovación hidráulica muy baja, en tal caso o si la masa de agua se incluye en la Orden ARM/2656/, sería necesario vigilar la concentración de *Clorofila-a* en el medio receptor en el período crítico del año (Sp-Oc). Para ello, se recomienda analizar en forma de gradiente la pluma de dispersión, localizando al menos cinco estaciones de muestreo (EM) (e.g. a 50, 100, 200, 400, 800 m del foco) y tomando muestras de agua en cada EM a tres profundidades: a 1 m de la superficie y del fondo y a la profundidad media.

Respecto a los criterios de integridad tóxica, si en algún momento surgieran sospechas sobre algún tipo de contaminación o si en la exploración de contaminantes en biomonitores se detectara algún factor de contaminación que supusiese un riesgo ecológico potencial de nivel CIERTO o se observara una tendencia al alza, sería obligatorio acomodar el programa de vigilancia al caso particular. La acomodación será supervisada por la administración responsable, quien determinará los contaminantes a analizar, en qué organismos o hábitats (los potencialmente afectados), cómo se localizarán las EM, cuál será el número de réplicas... Si lo estimase conveniente, indicará que estudios (e.g. biomarcadores, tasa de fecundidad, alteraciones histopatológicas...) sería necesario realizar para diagnosticar el estado de las

poblaciones afectadas. Paralelamente se realizarán estudios hacia la localización y eliminación de la fuente de contaminación.

Si en la exploración de contaminantes no se detecta ningún factor de contaminación que suponga un riesgo ecológico CIERTO, no significa necesariamente que no puedan originarse procesos ecotóxicos. Esto puede ser debido a que no se han analizado los contaminantes responsables o a un efecto aditivo o sinérgico debido a mezclas de contaminantes con FC bajos. Por ello, es necesario vigilar posibles procesos tóxicos mediante exámenes de estado de biomonitores (e.g. índice ponderado de daño en mejillón). La detección de alteraciones biológicas significativas, respecto al estado de referencia o control, fuera de la ZEP implica profundizar en las investigaciones para la identificación y eliminación de las causas de perturbación.

Por lo comentado antes, se advierte que todos los criterios de calidad son importantes y han de cumplirse, pero los que tratan sobre la integridad ecológica prevalecen sobre todos los demás. En consecuencia, aunque los vertidos cumplan los criterios de calidad fisicoquímica y toxicológica eso no exime la vigilancia de la integridad ecológica. Rotulamos que la fortaleza del sistema de vigilancia integrado propuesto radica en combinar la información procedente de las tres líneas de evidencia (Ver el epígrafe: *Toxicidad vertidos versus Integridad ecológica*. Capítulo VII).

Como los hábitats sensibles o las especies y comunidades singulares o protegidas nunca podrían estar localizados en el área de influencia ni en el entorno inmediato de las granjas, los criterios de calidad se centrarán en la evolución en el tiempo de los parámetros seleccionados. El número de estaciones de muestreo (EM) de cada hábitat sensible será proporcional a su importancia y extensión, pero en ningún caso inferior a 4 EM, y en cada EM se tomará como mínimo 3 réplicas o unidades de muestreo (UM). La periodicidad mínima para la vigilancia de las variables de estado (e.g. relación biomasa / tanatomasa, densidad global de haces, biomarcadores...) será anual, pero el incumplimiento del criterio de exposición (señal $\delta^{15}\text{N}$) o la observación de alguna alteración respecto al control o estado de referencia obliga a ampliar la vigilancia a otros períodos del año (análisis semestral o

		Nivel de Vigilancia		
		I	II	III
Producción anual (t.año ⁻¹)		< 500	≥ 500 - < 2000	≥ 2000
Criterio de calidad		Periodicidad		
Calidad fisicoquímica del vertido		Trimestral Mr, Jn, Sp , Dc	Bimensual En, Mr, My, JI, Sp , Nv	Mensual En, Fb, Mr, Ab, My, Jn JI, Ag, Sp , Oc, Nv, Dc
Grado de exposición	Gradiente señal $\delta^{15}\text{N}$ <small>macroalgas</small>	Anual (Sp)	Anual (Sp)	Semestral (Mr, Sp)
Bioensayos de toxicidad (batería mínima)		Anual (Sp)	Anual (Sp)	Trimestral (Mr, Jn, Sp , Dc)
Integridad ecológica: Sistema pelágico	Concentración de Chl-a	Anual (Sp)	Anual (Sp)	Anual (Sp)
Integridad ecológica: Sistema bentónico	Aplicar un criterio trófico	Trienal (Sp)	Bienal (Sp)	Anual (Sp)
	Análisis de contaminantes (gradiente de un biomonitor)	Trienal (Sp)	Bienal (Sp)	Anual (Sp)
	Aplicar un criterio tóxico (gradiente de un biomonitor)	Trienal (Sp)	Bienal (Sp)	Anual (Sp)
Hábitats sensibles y especies o comunidades singulares	Variable explicativa ($\delta^{15}\text{N}$)	Anual (Sp)	Semestral (Mr, Sp)	Semestral (Mr, Sp)
	Variables de estado	Anual (Sp)	Anual (Sp)	Anual (Sp)
Inspección visual de los fondos	Franja Intermareal	Trimestral (Mr, Jn, Sp , Dc)	Trimestral (Mr, Jn, Sp , Dc)	Trimestral (Mr, Jn, Sp , Dc)
	Zona Submareal	Anual (Sp)	Anual (Sp)	Semestral (Mr, Sp)

Tabla 10.1. Niveles de vigilancia ambiental de las piscifactorías marinas instaladas en tierra en la zona litoral.

cuatrimestral) para comprobar la resiliencia del sistema. Si la rehabilitación del sistema no se completa dentro del ciclo anual y con el tiempo se aprecia un deterioro progresivo la administración tomará las medidas de protección oportunas.

En todos los casos (medio receptor, hábitats sensibles, especies protegidas...) la vigilancia puede incrementarse o disminuirse en función del grado de cumplimiento de los criterios de calidad y de la aparición o desaparición de perturbaciones no deseadas, i.e., de la evolución del ecosistema receptor. La adaptación del *nivel de vigilancia* de partida de una granja, correspondiente a su producción anual autorizada, se aplicará cuando se haya alcanzado dicha producción de forma sostenida, momento en que la administración competente deberá realizar una evaluación sobre la adecuación del PVA teniendo en cuenta el diseño experimental, las metodologías aplicadas y los resultados obtenidos. Esto incluye la redefinición de la zona de efectos permitidos (ZEP).

Dentro de cada nivel de vigilancia previsto puede ser necesario diferenciar casos especiales en función de la presencia de otros focos o actividades en la proximidad de la granja, por si pudieran sumarse o potenciarse los efectos negativos esperados. Frente a la posibilidad de efectos sinérgicos, por una producción anual autorizada excesiva para la zona, a los seguimientos individuales habría que añadir un estudio de sinergias y valorar si el área acumulada afectada es asumible.

Todos los niveles de vigilancia incluyen la inspección visual de los fondos conforme se recoge en el apartado sobre *Variables de vigilancia visual* del Capítulo VIII. La periodicidad mínima de la vigilancia visual de la zona intermareal será trimestral y la de la zona submareal anual durante el periodo de máxima producción.

“ La adaptabilidad del PVA se realizará en función del grado de cumplimiento de los criterios de calidad o de la aparición de perturbaciones no deseadas, es decir, en función de la evolución de los ecosistemas receptores. Por ello, es de gran ayuda conocer el valor de referencia de las variables explicativas y de estado antes de que comience la actividad productiva. ”

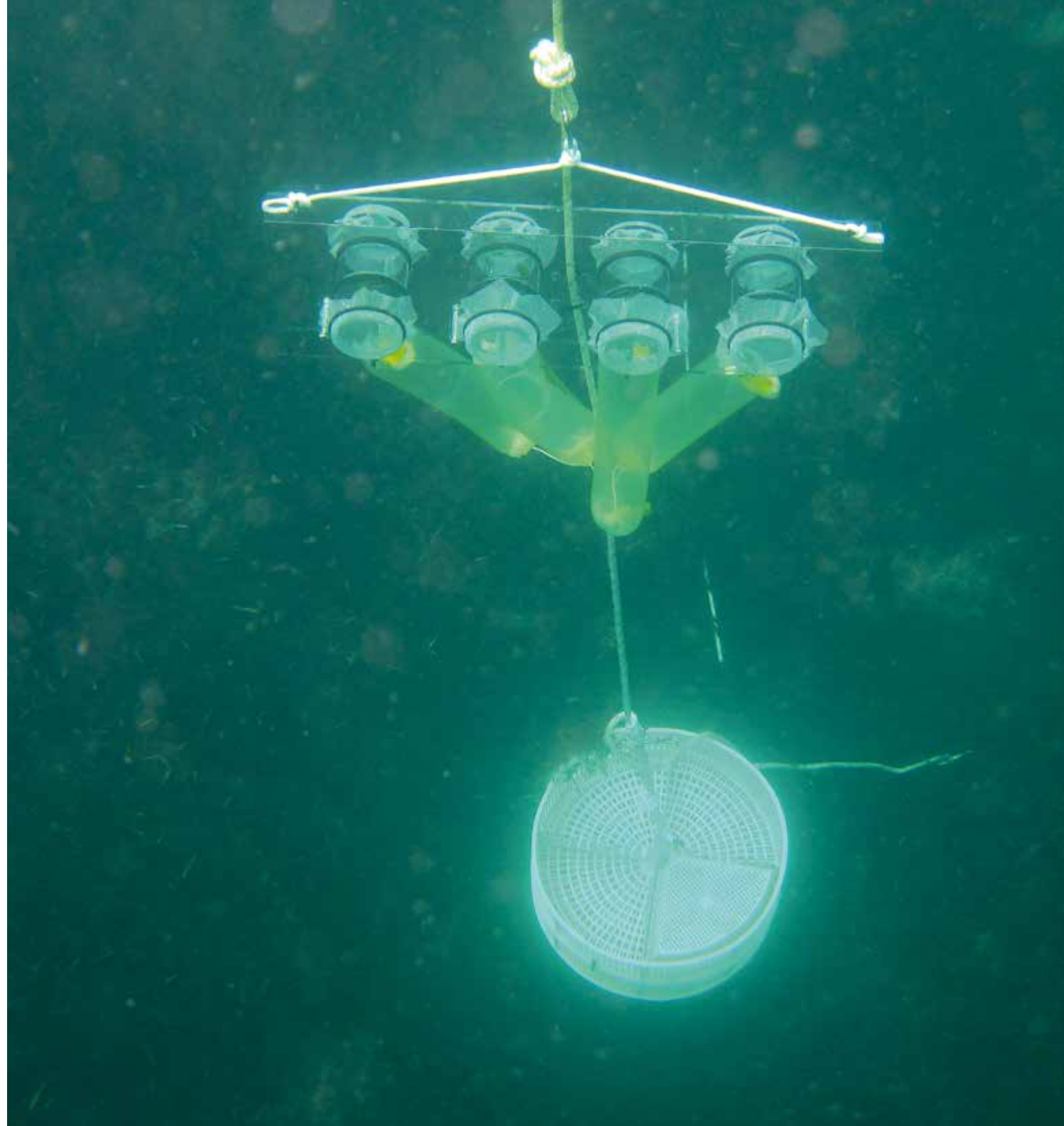
Bibliografía

Aguado, F., Carballeira, A., Collado, C., González, N., Sánchez-Jerez, P. et al. 2013. Propuesta metodológica para la elaboración y ejecución de los planes de vigilancia ambiental de las instalaciones de cultivos marinos en jaulas flotantes. Ed. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, in: JACUMAR (Ed.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp. 180.

Carballeira, A., Carballeira, C.B. 2018. Guía para la realización de planes de vigilancia ambiental de cultivos marinos en jaulas flotantes instaladas en las costas de Galicia. Estratexia Galega da Acuicultura. Ed. Xunta de Galicia Consellería do Medio Rural e do Mar. Santiago de Compostela, pp. 226.

Glosario

Dispositivo de muestreo para la realización de bioensayos in situ. Foto: C. Carballeira.



Acuicultura

Cultivo de organismos acuáticos con la intervención antrópica en el proceso de crianza para incrementar la producción y la propiedad individual o empresarial del stock cultivado.

Agregación

Grupo de especies que se agrupan para explotar el mismo ambiente de manera similar.

Amonio

Catión poliatómico de fórmula química NH_4^+ que se forma mediante la protonación del amoníaco. Ver *urea*.

Anisotropía

Este término, referido al área de influencia de un foco emisor de contaminantes, indica que la contaminación varía según la dirección en que es examinada. El término opuesto es isotropía.

ANOVA

Análisis de la varianza. Colección de modelos estadísticos de gran robustez usados para analizar las diferencias entre grupos. En su diseño más sencillo, desarrolla un contraste de hipótesis estadísticas que afecta simultáneamente a los valores medios o esperados de poblaciones (variables aleatorias) con distribución normal e idénticas varianzas.

Anóxica

Condición del agua o del sedimento con nula o extremadamente baja disponibilidad de oxígeno disuelto, habitualmente menor del 1% de la correspondiente en saturación. Generalmente, la anoxia se relaciona con cargas orgá-

nicas excesivas de tal forma que el consumo de oxígeno por las bacterias es mayor que el suministro de oxígeno.

Antibiótico

Sustancia química, producida sintéticamente o por organismos, capaz de eliminar o inhibir el crecimiento de otros microorganismos.

Antrópico

Originado por la actividad humana. También se dice actividad antropogénica.

Antifouling

Antiincrustante o compuesto químico que previene la colonización de superficies por organismos. Generalmente se refiere a pinturas o productos formados por una resina en la que se ha disuelto uno o más biocidas para evitar que se fijen algas y otras formas de vida acuáticas. Un ejemplo ampliamente conocido es el Tributyltin (TBT), cuyo uso fue prohibido por su elevada toxicidad.

Arribazón

Acúmulos algales en zonas sedimentarias (playas de arena y fango) depositados por la acción de fuertes vientos y corrientes. Los arribazones naturales se suelen producir en los meses equinociales, los de mayor producción de macroalgas. La cuantificación de algas depositadas en los arribazones puede utilizarse como una medida del estado trófico del sistema. Ver *eutrofización*.

Artilugio de agregación de peces

Estructura o efecto de atracción de determinadas especies. Las granjas marinas se pueden considerar artilugios de agregación de peces (*fish aggrega-*

tion devices, FAD) al aumentar significativamente el tamaño de determinadas poblaciones (e.g. peces y aves) en su entorno.

Autovigilancia

Responsabilidad del productor de asumir los controles ambientales asociados a sus vertidos. Los planes de vigilancia ambiental de las instalaciones acuícolas realmente son planes de autovigilancia porque la responsabilidad y financiación son del promotor, aunque deben ser desarrollados por expertos acreditados, siendo la autoridad ambiental correspondiente quien debe fijar el diseño de cada PVA y de su adaptación en el tiempo.

Batería mínima de bioensayos

Conjunto de experimentos ecotoxicológicos con distintas especies y niveles tróficos que tiene como finalidad detectar el riesgo o efectos tóxicos asociados a las muestras estudiadas. Es ampliamente reconocido que ningún bioensayo puede utilizarse para evaluar los efectos tóxicos de diferentes modos de acción porque no todos los sitios diana son relevantes y se encuentran en un solo organismo. Por lo tanto, es obligado aplicar una batería de bioensayos.

Bentónico

También béntico, referido a lo que está o sucede en el fondo de un cuerpo de agua. Son organismos bentónicos aquellos que viven íntimamente ligados al lecho acuático, independientemente de su naturaleza (sedimentos, rocas...).

Biocenosis

Grupo de organismos que forman una comunidad natural determinada por las condiciones del ambiente o ecosistema local.

Bioindicador o monitor biológico (biomonitor)

Cualquier especie, o grupo de especies, capaz de informar sobre la salud del ecosistema o del medio ambiente. En función del organismo seleccionado y su uso se pueden distinguir diferentes tipos de biomonitores. Habitualmente se utiliza la presencia o la abundancia de una especie como carácter indicador, pero también se pueden usar respuestas bioquímicas, fisiológicas o del comportamiento. Cuando se utiliza el análisis corporal de elementos o compuestos se habla de bioindicadores de la contaminación por acumulación (*Bioacumulador*), mientras que si se utiliza la composición o estructura de una comunidad biológica entonces se conocen como *Biointegradores*.

Biomarcador

Son medidas, a nivel bioquímico, fisiológico o morfológico, que indican si el organismo ha estado expuesto a sustancias tóxicas (*Biomarcador de exposición*) y/o la magnitud de la respuesta del organismo frente a la intoxicación (*Biomarcador de efectos*).

Biomonitorización

Es el uso sistemático de organismos o respuestas biológicas en la vigilancia de la calidad ambiental. Ver *biomonitor*.

Carga tóxica

Es el potencial tóxico de un vertido, determinado *in vitro*, ponderado por su flujo.

Coloide

También denominada suspensión coloidal, es un sistema formado por dos fases; una continua (fluida) y otra dispersa en forma de partículas (sólida). Las partículas en los coloides son microscópicas (1nm-1µm) y una de las

principales propiedades es su tendencia espontánea a agregarse, formando coágulos.

Contaminantes emergentes

Cualquier contaminante desconocido o no reconocido como tal, cuya presencia en el medio ambiente no es necesariamente nueva, pero sí la preocupación por sus posibles consecuencias. Entre los contaminantes emergentes presentes en el agua están fármacos, compuestos perfluorados, hormonas, drogas de abuso, productos de higiene personal, nanos materiales, microplásticos...

Criptobiótico

Estado latente de un organismo. Ver *microbiotest*.

Criterio de Calidad Ambiental (CCA)

Valor o intervalo de una variable explicativa o de estado que no debe ser superado o reducido en aras de la protección de la salud humana y del medio ambiente.

Daño medioambiental

En general, se entiende por daño medioambiental al cambio adverso o perjuicio mensurable de un recurso natural, tanto si se producen directa como indirectamente. Respecto a las especies y hábitats naturales, cualquier daño que produzca efectos adversos significativos en su conservación. Respecto a un medio, como las aguas, los efectos adversos significativos alteran el estado ecológico o el potencial ecológico.

Degradabilidad

Grado en que un producto o una sustancia tarda en descomponerse en los elementos químicos que la conforman. La velocidad de degradación de una sustancia depende de la estabilidad que presenta su molécula, de las con-

diciones ambientales y de los agentes biológicos presentes en el medio. Ver *Persistencia de un tóxico*.

Demanda Biológica de Oxígeno (DBO)

Parámetro respirométrico que permite determinar la fracción de la materia orgánica biodegradable presente en una muestra. Este parámetro se basa en la cantidad de oxígeno ($\text{mg O}_2/\text{l}$) necesaria para estabilizar microbiológicamente la materia orgánica durante un período de incubación determinado, generalmente 2 o 5 días, lo que se conoce como DBO_2 o DBO_5 .

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Es la cantidad de oxígeno ($\text{mg O}_2/\text{l}$) necesario para oxidar toda la materia orgánica, en disolución y particulada, contenida en un litro de agua.

Descriptor de exposición

Descriptor o marcador del grado de exposición de una población o comunidad a un vertido es todo elemento que puede ser bioacumulado (contaminante, señal isotópica) o generado como una forma de respuesta (biomarcador molecular) de manera proporcional a la carga recibida de un efluente.

Desinfectante

Compuesto terapéutico, usado para el tratamiento o prevención de parásitos, virus, hongos e infecciones bacterianas, que pueden ser administrados en el alimento o por inmersión. Entre los compuestos más comúnmente utilizados están los derivados clorados, el peróxido de hidrógeno, la formalina e insecticidas.

Detergente

Sustancia que limpia y purifica sin provocar corrosión, utilizada por su propiedad químico-física de peptizar, es decir, dispersar en el agua, otro líquido o un sólido. Suelen estar formados por alquilbencenos.

Detrítico–sedimentario

Fondo formado por la sedimentación y compresión de partículas de materiales geológicos o biogénicos preexistentes.

Dioxinas

Son compuestos químicos que se producen a partir de procesos de combustión que implican al cloro. Habitualmente el término se aplica indistintamente a las policlorodibenzodioxinas (PCDD) como a los furanos (policlorodibenzofuranos, PCDF). Son reconocidos contaminantes ambientales persistentes. Debido a su persistencia en el medio y afinidad por las grasas se acumulan fácilmente a lo largo de la cadena alimentaria.

Diseños BACI (Before and After – Control – Impact)

Diseño experimental óptimo para estudios ambientales que considera el muestreo antes y después de comenzar un impacto, teniendo en cuenta localidades control. Si no se consideraran zonas control, la posibilidad de que un cambio observado fuera causado por algún otro fenómeno no podría ser excluida. Del mismo modo, si sólo existieran datos de zonas de impacto y control posteriores al fenómeno de estudio las diferencias observadas sólo serían válidas si ambas fueran idénticas en ausencia de impacto.

Distribución de sensibilidades específicas

Es un criterio de protección que consiste en calcular estadísticamente la dilución de un vertido que protegería un determinado porcentaje de especies. Por ejemplo, HC_5 sería la concentración peligrosa para el 5% de las especies afectadas, es decir, que protegería al 95 % restante. Ver *Especie más sensible*.

CE_x

Concentración eficaz o subletal para un porcentaje x de los individuos ensayados (*Effective Concentration, EC_x*).

Enfoque ecosistémico

El enfoque ecosistémico es una estrategia para la ordenación integrada de la tierra, el agua y los recursos vivos que promueve la conservación y el uso sostenible de manera equitativa. Basado en la teoría general de los sistemas se caracteriza por su perspectiva holística e integradora, en donde lo importante son las relaciones y los conjuntos que a partir de ellas emergen. Aplica métodos científicos a los diferentes niveles de organización biológica sobre los procesos, las funciones y las interacciones esenciales entre los organismos y su ambiente, y que reconoce a los humanos como un componente integrante de los ecosistemas.

Epidemiología

Derivada del griego *epi* (sobre), *demós* (pueblo) y *logos* (ciencia), es una disciplina científica que estudia la distribución, frecuencia, factores determinantes, predicciones y control de los factores relacionados con la salud y las enfermedades de la población humana. Las técnicas epidemiológicas desarrolladas pueden ser utilizadas para el estudio de poblaciones de otras especies (eco-epidemiología).

Epífita

Proviene del griego *epi* (sobre) y *phyton* (planta), se refiere a cualquier planta que crece sobre otro vegetal usándolo solo como soporte, sin ser parásito.

Especie más sensible

Es un criterio de protección consistente en la dilución mínima necesaria de un vertido para que no se alcance un determinado parámetro toxicológico

(e.g. NOEC, EC_{10}) correspondiente a la especie más sensible de la batería ensayada. Ver *Distribución de sensibilidades específicas*.

Estación de muestreo o ecológica (EM)

La EM es el universo ecológico definido, por los objetivos del estudio, en términos geográficos, sectoriales (población, comunidad, hábitat...) o temporales. La EM será representada estadísticamente por una fracción de la misma que denominamos Muestra, a través de la cual se obtienen datos de las variables de interés. La Muestra se construye con varias Unidades de muestreo (UM). Ver *Unidades de muestreo*.

Estado cero o preoperativo

Es el resultado de un estudio preciso sobre el estado pre-operativo a una instalación o actividad humana de las características del ecosistema que puede verse potencialmente afectado. El estado cero supone una referencia relevante para el plan de vigilancia ambiental futura.

Estado de conservación

Con respecto a un *hábitat natural*, la suma de influencias que actúan sobre él y sobre sus especies típicas que puedan afectar a su distribución natural a largo plazo, a su estructura y funciones, así como a la supervivencia a largo plazo de sus especies típicas, en el área de distribución natural de dicho hábitat.

Un estado de conservación favorable de un hábitat prevé que: su área de distribución sea estable o esté en crecimiento; su composición y estructura específica y sus funciones van a seguir manteniéndose en un futuro previsible; y que el estado de conservación de sus especies típicas sea favorable.

Con respecto a una *especie*, la suma de influencias que actúan sobre ella que puedan afectar a su distribución a largo plazo y a la abundancia natural de sus poblaciones. Un estado de conservación favorable de una especie

prevé que su dinámica poblacional y su área de distribución natural se mantienen a largo plazo.

Estudio del Impacto Ambiental (EsIA)

El Estudio de Impacto Ambiental constituye el documento básico para el proceso de Evaluación del Impacto Ambiental de una actividad que se vaya a desarrollar. Es un estudio técnico, objetivo, de carácter pluri e interdisciplinario, que se realiza para predecir los impactos ambientales que pueden derivarse de la ejecución de un proyecto, creación o modificación de una normativa existente... permitiendo la toma de decisiones sobre la viabilidad ambiental del mismo.

Eutrofización

Proceso de degradación del medio debido al enriquecimiento natural o artificial de los nutrientes de un cuerpo de agua (*nutricación*), asociado a extensas floraciones algales (planctónicas o bentónicas) y la consiguiente reducción del oxígeno disuelto.

Evaluación de Impacto Ambiental (EIA)

Procedimiento técnico-administrativo que permite identificar, prevenir e interpretar los impactos ambientales que producirá un proyecto en su entorno a fin de que la administración competente pueda aceptarlo, rechazarlo o modificarlo. Comprende las siguientes actuaciones:

- *Solicitud* de sometimiento del proyecto a evaluación de impacto ambiental por el promotor, acompañada del documento inicial del proyecto.
- *Determinación de alcance* del estudio de impacto ambiental por el órgano ambiental, previa consulta a las administraciones públicas afectadas y, en su caso, a las personas interesadas.

- *Elaboración* del estudio de impacto ambiental por el promotor del proyecto.
- *Evacuación* del trámite de información pública y de consultas a las Administraciones públicas afectadas y a personas interesadas, por el órgano sustantivo.
- *Emisión* de la Declaración de Impacto Ambiental por el órgano ambiental, la cual se hará pública.

Factor de confusión

Se refiere al efecto de los efluentes sobre los productores primarios, observado en los bioensayos y que dificulta la interpretación de los resultados, debidos a la combinación de tóxicos y de nutrientes, potenciales inhibidores y activadores del crecimiento, respectivamente. También existen factores de confusión, cuando se quieren establecer ligazones entre los resultados de los bioensayos toxicológicos realizados *in vitro* con los vertidos y los realizados *in situ* o con las medidas de campo, debidos a la variabilidad natural espaciotemporal de los factores ecológicos.

Factores de aplicación o extrapolación (FA)

Son valores numéricos, aplicados a parámetros toxicológicos, en principio a la CL_{50} , para estimar umbrales subletales o de no efecto sobre organismos acuáticos.

Fitodetrito marino

Restos algales depositados en fondos submarinos (fitoplancton) o en playas (macroalgas).

Fondo de maërl

Ver *Maërl*.

Fouling

Conjunto de organismos acuáticos que se adhieren y crecen sobre objetos sumergidos, como cascos de barcos, estructuras de muelles, redes de jaulas y balsas. Ver *Antifouling*.

Gráficos de burbuja

Representación de una variable con puntos de diámetros proporcionales al valor de ésta (*Bubble plots*).

Hipoxia

Condición del agua o del sedimento con reducida disponibilidad de oxígeno disuelto, inferior al 30 % del oxígeno en saturación.

Homobiótico

Contaminante de origen natural (*homo*: igual). Ver *Xenobiótico*.

Imposex

Desorden reproductivo producido en moluscos y que está causado por ciertos contaminantes marinos. Estos disruptores hormonales afectan a las hembras de moluscos que desarrollan órganos sexuales masculinos (e.g. vasos deferentes y falsos penes) comprometiendo la puesta y su supervivencia. Ver *TBT*.

Índices de Diversidad específica

Se usan para medir la diversidad de especies existente en una comunidad biológica. Un índice comúnmente usado es el de Shannon-Wiener (H'), que contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies) y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas es-

pecies (abundancia). Este índice se expresa en *bit* (logaritmo en base 2) y normalmente toma valores entre 1 y 4,5 bit.

Índices de ecotoxicidad

Índices que integran o ponderan la información proveniente de una batería de bioensayos mediante algún sistema de clasificación de su toxicidad global. Algunos índices combinan o incorporan información de ensayos de toxicidad junto a parámetros fisicoquímicos, bioquímicos o microbiológicos.

Infaunal

Referido a los organismos que en el caso de un fondo sedimentario viven entre las partículas. Excavan y se desplazan en el interior del sustrato.

Inframareal

Franja del medio marino que comprende los fondos marinos permanentemente sumergidos, o muy raramente emergidas, desde el nivel inferior de la bajamar hasta la profundidad máxima compatible con el desarrollo de fanerógamas marinas y algas fotófilas, lo cual depende del grado de transparencia del agua. No suele sobrepasar los 15-20 m en las costas atlánticas.

Integridad ecológica

La Directiva Europea Marco del Agua exige mantener el buen estado ecológico de las masas de agua expuestas a grandes volúmenes de descargas. Considera un *ecosistema saludable* aquel que funciona bien, es decir, debe presentar capacidad de autorregulación y mantener un grado aceptable de inercia y resiliencia frente a las perturbaciones. Para ello deberá conservar sus parámetros característicos dentro del rango de los niveles de referencia o de normalidad. La Integridad es una condición subyacente de la organización funcional de un ecosistema que se refleja en variables estructurales y funcionales observables. No existe un índice

universal de integridad ecológica por lo que es necesario desarrollar indicadores específicos, a diferentes niveles de la jerarquía biológica, que permitan una evaluación precisa de la situación de una población o comunidad local vigilada.

Intermareal

Franja del medio marino afectada por el barrido de las olas y las mareas, por lo que está sometida a inmersiones y emersiones periódicas. En las costas atlánticas gallegas esta franja tiene una notable amplitud (de hasta 4,5 m) de desnivel relativo debido a la oscilación mareal.

Krigging

El krigeado es un método geoestadístico avanzado de estimación de puntos que utiliza un modelo de variograma para la obtención de datos. Esta técnica de interpolación asume que los datos recogidos de una determinada población se encuentran correlacionados en el espacio de tal forma que: "*puntos próximos en el espacio tienden a tener valores más parecidos que los puntos más distantes*". Genera una superficie estimada a partir de un conjunto de puntos dispersados y proporciona alguna medida de certeza o precisión de las predicciones.

CL_x

Concentración letal para un porcentaje x de los individuos ensayados (*Lethal Concentration, LC_x*).

Litter bag

Técnica de la "bolsa de hojarasca" utilizada fundamentalmente para estudiar los procesos de descomposición de material vegetal, tanto en medio terrestre como acuático.

LOE

Cada línea de evidencia (*Lines Of Evidence*) agrupa un determinado tipo de estresores (variables afectadas por un impacto ambiental) entre los utilizados en la evaluación de impactos ecológicos.

LOEC

La concentración más baja a la que se observa un efecto significativo respecto del control (*Lowest Observed Effect Concentration*).

Maëri

Es un término genérico de origen francés, utilizado para englobar a aquellos lechos infra o circalitorales cubiertos por algas rojas calcáreas, nodulares y de vida libre (rodolitos). Su elevada diversidad biológica, complejidad estructural, crecimiento lento y sensibilidad a las condiciones ambientales hacen que estos fondos de algas rojas coralinas fuesen catalogados como de protección prioritaria por la Directiva Hábitat de la UE y son relativamente comunes en nuestras costas.

Mesomareal

Véase *Intermareal*.

Método Triaxial

Esquema conceptual del método de vigilancia ambiental integrado. El método integrado consta de líneas de evidencia y está basado en la aproximación del peso de la evidencia. Las tres líneas de evidencia o ejes principales son: Exposición a estresores, Toxicidad potencial e Integridad ecológica.

Microbiotest

Son versiones reducidas de los bioensayos estándar, miniaturizados para optimizar su relación coste-eficacia. Se basan en el uso de criptobióticos (embriones, quistes o huevos latentes) de determinadas especies de la biota acuática. Tales criptobióticos pueden almacenarse durante largos períodos de tiempo sin perder su viabilidad e incubarlos a voluntad rápidamente.

Nivel de significación

En estadística, un resultado o efecto es estadísticamente significativo cuando es improbable que haya sido debido al azar. El nivel de significación (α) se define como la probabilidad de rechazar erróneamente la hipótesis nula. Son comunes los niveles de significación del 0.05, 0.01 y 0.001. Si un contraste de hipótesis proporciona un valor p inferior a α , la hipótesis nula es rechazada, siendo tal resultado denominado *estadísticamente significativo*.

NOEC

La concentración más alta a la que no se observa un efecto significativo respecto al control (*No Observed Effect Concentration*).

Organismo test

La especie utilizada en un ensayo biológico.

HAP

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (*Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAH*) son compuestos orgánicos que se componen de anillos aromáticos simples que se han unido, y no contienen heteroátomos ni llevan sustituyentes. Los HAP son contaminantes derivados de la utilización de combustibles fósiles o biomasa. Algunos HAP han sido identificados como carcinógenos, mutágenos y teratógenos.

Parámetro macroscópico

Son los parámetros que caracterizan el funcionamiento (e.g. flujos de energía) o la estructura del ecosistema (e.g. fisionomía).

PCB

Los policlorobifenilos, bifenilos policlorados (*PolyChlorinated Biphenyls*) o compuestos organoclorados, constituyen una familia de 209 congéneres, los cuales se forman mediante la cloración de diferentes posiciones del bifenilo, poseen una estructura química orgánica similar en una variedad de formas. El grado de toxicidad es directamente proporcional al grado de cloración de la molécula. Los PCB pueden llegar a la hidrosfera por solubilización de restos en sedimentos, excreción de organismos marinos y por deposición húmeda o seca desde la atmósfera.

PEEP

Es un índice de ecotoxicidad (*Potential Ecotoxic Effects Probe*) que resume el potencial ecotóxico de un vertido basado en el uso de un conjunto apropiado de bioensayos multitróficos (descomponedores, productores primarios y consumidores) y pondera la toxicidad integrada de los bioensayos por el caudal de los efluentes para obtener la *carga tóxica*.

Perfil ecológico

Es una serie ordenada de las respuestas biológicas en las clases de un factor o descriptor a lo largo de un gradiente ambiental. Los perfiles ecológicos es un método que facilita la identificación, caracterización y selección de bioindicadores.

Persistencia de un tóxico

Estabilidad de la propiedad tóxica de un compuesto o una mezcla a los distintos tipos de degradaciones posibles. Cuanto más persistente es un tóxico

mayor es la probabilidad de ser bioacumulado y de ejercer un daño biológico. Ver *Degradabilidad*.

Perturbaciones no Deseadas (PnD)

Cambios ocasionados por el cultivo que son intolerables, no sólo en su entorno, sino también en la ZEP.

Pesticida

Producto químico para combatir plagas de organismos perjudiciales.

pH

La sigla se refiere al potencial de hidrógeno, que es una medida de la acidez o alcalinidad de un medio. Es el logaritmo inverso en base 10 de la actividad de los iones hidrógeno. Varía de 0 a 14. Los medios con $\text{pH} \approx 7$ son neutros, con $\text{pH} < 7$ son ácidos y con $\text{pH} > 7$ son alcalinos. El agua oceánica es ligeramente alcalina, con un pH que varía entre 7,5 y 8,4 en función de la temperatura, salinidad, presión o profundidad y actividad vital de los organismos marinos.

Planctónico

Relativo a los organismos que derivan pasivamente o nadan débilmente en la columna de agua.

Plan de Vigilancia Ambiental (PVA)

El Plan de Vigilancia Ambiental es un sistema que permite conocer la evolución del medio en relación con los pronósticos realizados en el EslA, y valorar si éstas se están cumpliendo. Se trata de una vigilancia dinámica que puede ser modificada a tenor de las observaciones realizadas.

Pradera de fanerógamas marinas

Fanerógama es un término que se refiere a aquellas plantas que presentan flores, si además viven bajo el mar, las llamamos *fanerógamas marinas*. Se asientan sobre fondos blandos de tipo fango-arenoso, formando auténticas praderas marinas (*seagrass meadows*) con una gran densidad de individuos.

Poseen un reconocido valor por los servicios y funciones ecológicas que prestan, por ello, normalmente se encuentran protegidas por legislaciones comunitarias y estatales.

Prebiótico

Productos sintéticos o naturales, que contienen principalmente elementos estructurales de microorganismos que ejercen un efecto beneficioso en la salud de los peces. Ver *Probióticos*.

Probióticos

Son alimentos con organismos vivos adicionados que permanecen activos en el intestino en cantidad suficiente como para cambiar de manera beneficiosa la microbiota intestinal del hospedador. El uso de pre y probióticos reduce la mortandad de los peces por medio de la estimulación del sistema inmune (activan los leucocitos), actúan como promotores del crecimiento al favorecer la absorción de nutrientes y su uso disminuye los riesgos ambientales asociados a los cultivos intensivos. No actúan contra un microorganismo específico, por lo que tienen un uso profiláctico general. Ver *Prebiotico* y *Vacuna*.

Productores primarios

Son los organismos por dónde entra la energía en los ecosistemas. Los principales productores primarios del medio marino son las algas, que mediante el proceso de la fotosíntesis captan la energía luminosa que procede del sol y la convierten en energía química, con la concurrencia de CO₂, agua y nitró-

geno. En medio marino se distingue entre producción primaria bentónica y planctónica a la realizada por las macroalgas y por las microalgas (fitoplancton), respectivamente.

QSAR

Relación cuantitativa entre la estructura química de un compuesto y su actividad biológica (*Quantitative Structure Activity Relation*).

Resiliencia

Capacidad de rehabilitación o recuperación de un recurso (hábitat natural, comunidad, población) o de un servicio natural. Es el retorno a su estado de conservación básico. Ver *Estado de conservación*.

Selección del sitio

Proceso para identificar los lugares más apropiados para el desarrollo individual de una granja dentro de cada zona acuícola. Ver *Zonificación de la acuicultura*.

Señal isotópica del ¹⁵N (δ¹⁵N)

Es la ratio de los isótopos estables del N, entre el isótopo más pesado (¹⁵N) frente al más ligero (¹⁴N), determinada en el medio o en los organismos. La señal δ¹⁵N indica la desviación de la composición de la muestra frente al valor estándar internacional tomado del aire.

Sistemas Multitróficos Integrados

Es una práctica acuícola (*Integrated Multi-Trophic Aquaculture, IMTA*) en la que los desechos de una especie son reciclados como fertilizantes o alimento para otra. La acuicultura tradicional es combinada con la acuicultura extractiva vegetal (i.e., algas) o animal (i.e., moluscos, peces) para crear sistemas ambientalmente sostenibles (*biomitigación*), con mayor estabili-

dad económica, diversificación de productos y aceptación social. El término multitrófico se refiere a la incorporación de especies de diferentes niveles tróficos, e Integrados se refiere al cultivo intensivo de diferentes especies conectadas por la transferencia e nutrientes o energía a través del agua. En esta guía se distinguen dos tipos de *IMTA*, los *Outdoor*, emplazados en el mar cerca del foco de vertido, y los *Indoor*, ubicados dentro de la instalación con el objeto de reutilizar los residuos de la granja antes del vertido al mar.

Sólidos en Suspensión (SS)

Parámetro utilizado en la calificación de la calidad del agua que indica la cantidad de sólidos presentes (mg/l) que pueden ser separados por medios mecánicos (filtración, centrifugación).

Sostenibilidad

Que satisface las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer las de las generaciones futuras.

Submareal

Ver *Inframareal*.

Supralitoral

Franja del medio marino sometida a la influencia directa de la humectación y de las salpicaduras del mar, pero que nunca queda sumergida ni sometida al barrido de las olas.

Tanatomasa

Masa de origen vegetal o animal representativa de organismos muertos cuyos restos permanecen en la comunidad. Normalmente se trata de restos calcáreos persistentes durante un tiempo prolongado.

TBT

Tributil estaño (*Tri-Butyl Tin*) y sus derivados, son sustancias que se usan como conservantes de la madera, como biocidas con un amplio espectro de acción y especialmente como agente anti-incrustante, aplicado a cascos de buques, puertos, tuberías submarinas, tanques... Algunos de estos compuestos son tóxicos (disruptores endocrinos), especialmente para moluscos gasterópodos y bivalvos a los que provoca alteraciones morfológicas. Ver *Imposex*.

Toxicidad potencial

Describe la capacidad teórica que tienen los contaminantes de ser incorporados por los organismos y provocar un daño.

Toxicidad inmediata o retrasada

Según sean las características y composición del vertido podríamos encontrar un efecto tóxico agudo o a corto plazo (*toxicidad inmediata o no persistente*) y otro efecto tóxico crónico o a largo plazo (*toxicidad retrasada o persistente*). Ver *Persistencia de un tóxico*.

Transecto

En ecología es un tipo de disposición de las estaciones o unidades de muestreo a lo largo de una línea o pasillo situado al azar o en la dirección de un gradiente ambiental.

Unidad de muestreo (UM)

Es la unidad mínima de observación de la que se obtendrá información de las variables útiles. El conjunto de unidades de muestreo tomadas en una estación ecológica (EE) constituye la muestra representativa de dicho universo. Según como se localicen las UM así se denominará el tipo de muestreo realizado (aleatorio, regular, estratificado...). El tamaño de la muestra

o número de UM debe definirse para cada universo, en función de la variabilidad observada, el nivel de confianza fijado y el nivel de error aceptable. Ver *Muestra*.

Unidad de Turbidez Nefelométrica (ntu)

Específicamente la ntu (*Nefelometric Turbidity Unit*) detalla una técnica analítica para determinar la turbidez basada en la dispersión de la luz por partículas en suspensión en el seno de una disolución y que mide el haz de luz en la dirección que forma un ángulo recto (90°).

Urea

Es un compuesto químico cristalino e incoloro $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$, producto terminal del metabolismo de las proteínas como vía para excretar el amonio. En los peces óseos, el amonio producido por transdesaminación se libera simplemente del hígado a la sangre para su transporte a las branquias, y es rápidamente eliminado de la sangre a medida que el agua pasa a través de las branquias.

Unidad tóxica (TU)

Es la concentración de una sustancia expresada como una fracción del punto final de toxicidad medido (e.g. $1/\text{CL}_{50}$).

Vacuna

Una preparación de microorganismos atenuados o muertos que se introduce en el organismo de un pez para inmunizarlo contra una enfermedad determinada. En acuicultura se realizan tratamientos preventivos con vacunas para reforzar las defensas naturales de los animales y mejorar su resistencia a las infecciones, cambios de temperatura y contaminantes. Las vacunas y las dietas son fundamentales para prevenir y combatir las dolencias de los animales acuáticos cultivados, a la vez que contribuyen a disminuir significa-

tivamente la contaminación ambiental al reducir el uso de otros compuestos químicos. Ver *Pre y probiótico*.

Varianza

Constante que representa una medida de dispersión media de una variable aleatoria, respecto a su valor medio o esperado. Puede interpretarse como medida de “variabilidad” de la variable.

Variograma (semivariograma)

Es una herramienta que permite analizar el comportamiento espacial de una variable sobre un área definida, obteniendo como resultado la influencia de los datos a diferentes distancias. La tasa de crecimiento del variograma con la distancia indica cuán rápido la influencia de un foco decae con la distancia. Cuando no hay más correlación entre las muestras el variograma alcanza su valor límite. Esta distancia crítica o “rango” da una definición más precisa de la noción de “zona de influencia”. A partir de los datos proporcionados por el variograma teórico se realizará la estimación por krigeaje. Ver *Kriging*.

WOE

Para obtener una idea comprensiva del conjunto de relaciones establecidas entre la multiplicidad de parámetros que intervienen en los impactos ecológicos es conveniente contar con la aproximación conceptual basada en el peso de la evidencia (*Weight Of Evidence*).

Xenobiótico

Contaminante de origen sintético (*xeno*: extraño). Ver *Homobiótico*.

Zona de Efectos Permitidos (ZEP)

Área del fondo marino y volumen de la masa de agua receptora donde la autoridad competente permite a los productores alguna alteración de los ni-

veles de determinados indicadores ambientales, definidos por los criterios de calidad ambiental, establecidos por grupos de expertos en base a estudios piloto o datos existentes, produciendo un efecto negativo sobre el ecosistema.

Zona de influencia potencial (ZIP)

Es la distancia al foco del vertido a partir de la cual no se percibe, de manera significativamente diferente al control, efecto ecológico alguno atribuible a dicho vertido.

Zona de mezcla (ZM)

Es la distancia media que va desde el foco del vertido al punto donde la mezcla se puede considerar completa.

Zona gris (gray zone)

Situación de degradación, difícil de discernir cuantitativamente, intermedia entre las zonas con degradación cierta y la ausencia de ésta.

Zonificación de la acuicultura

Definición de zonas adecuadas para las actividades acuícolas o mezclas de actividades. Ver *Selección del sitio*.

Anexos

Emisario de una piscifactoría intensiva situada en la costa norte de Galicia. Foto: C. Carballeira.



ANEXO I

Normas nacionales e internacionales y legislación de referencia

Normativa de referencia para la aplicación de los métodos/normas

UNE	Norma UNE, acrónimo de Una Norma Española, son un conjunto de normas, normas experimentales e informes (estándares) creados en los Comités Técnicos de Normalización (CTN) de la Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR).
UNE-EN	Una Norma Española-European Norm. Normas AENOR que son estándares europeos.
UNE-EN-ISO	Una Norma Española-European Norm-International Standardization Organization. Normas AENOR que son estándares europeos e internacionales.
ISO	Normativa internacional. Organización Internacional de Normalización.
SM	Métodos de análisis para aguas y aguas residuales.

Muestreo y análisis fisicoquímico de la calidad del agua

ISO 5667 – 1: 2006.	Calidad del agua. Muestreo. Parte 1: Líneas directrices para la concepción de programas y técnicas de muestreo. En esta norma se incluye: definición de muestras tomadas en serie (perfiles verticales), la preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario.
ISO 5667 – 9: 2003	Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Guía para la conservación y manipulación de las muestras de agua. En esta norma se incluye: tabla de recomendaciones para la conservación de muestras de macroalgas (masa fresca).

ISO 5667-24:2016	Calidad del agua. Determinación de la temperatura. Muestreo - Parte 24: Orientación sobre la auditoría del muestreo de la calidad del agua.
UNE-EN ISO 10523:2012	Calidad del agua. Determinación del pH. (ISO 10523:2008).
UNE-EN ISO 27888:1994	Calidad del agua. Determinación de la conductividad eléctrica.
ISO 7027: 1999.	Calidad del agua. Determinación de la turbidez. En esta norma se incluye: método del tubo y del disco Secchi para la evaluación de la transparencia; método de la radiación difusa; método de la atenuación de la transparencia.
UNE-EN ISO 7027-1:2016	Calidad del agua. Determinación de la turbidez. Parte 1: Métodos cuantitativos.
ISO 5814: 1990.	Calidad del agua. Determinación de Oxígeno Disuelto mediante un método electroquímico a través de un sensor. En esta norma se incluye: ejemplo de calibrado del sensor, cálculo de la concentración de O ₂ , tablas de solubilidad del O ₂ en función de la temperatura, la salinidad y la presión para la corrección de los datos.
UNE-EN 872:2006	Calidad del agua. Determinación de los sólidos en suspensión. Método de filtración por filtro de fibra de vidrio.
ISO 8245:1999	Guía para la determinación de carbono orgánico total (TOC) y carbono orgánico disuelto (DOC) Aguas residuales y lixiviados.

ISO 10048:1991	Calidad del agua - Determinación de nitrógeno - Digestión catalítica después de la reducción con aleación de Devarda.	OECD 1992	Guideline for testing of chemicals. Test n°. 301: Ready biodegradability.
ISO 10304-2:1995	Calidad del agua - Determinación de aniones disueltos por cromatografía líquida de iones - Parte 1: Determinación de bromuro, cloruro, nitrato, nitrito, ortofosfato y sulfato en aguas residuales.	OECD 1992	Guideline for testing of chemicals. Test n° 306: Biodegradability in Seawater.
ASTM D 4327-97 (1997)	Standard Test Method for Anions in Water by Chemically Suppressed Ion Chromatography.	ISO 11348-3:2007	Calidad del agua - Determinación del efecto inhibidor de las muestras de agua sobre la emisión de luz de <i>Vibrio fischeri</i> (Prueba de bacterias luminiscentes) - Parte 3: Método que utiliza bacterias liofilizadas.
ISO 10304-1:2007	Calidad del agua - Determinación de aniones disueltos por cromatografía líquida de iones - Parte 1: Determinación de bromuro, cloruro, fluoruro, nitrato, nitrito, fosfato y sulfato.	ISO 10253:2006	Calidad del agua - Prueba de inhibición del crecimiento de algas marinas con <i>Skeletonema costatum</i> y <i>Phaeodactylum tricornutum</i> .
ISO 6060:1989	Calidad del agua - Determinación de la demanda química de oxígeno.	OECD 2011	Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. Test N°. 201: Freshwater Alga and Cyanobacteria, Growth Inhibition Test.
SM 5220-C	Determinación de la DQO en muestras con contenidos salinos > 2 g/L. Método alternativo. Std. Meth. Edición20 (APHAAWWA-WPCF).	USEPA 2002	Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving water to west coast marine and estuarine organisms, third ed. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, pp. 370.

Bioensayos *in vitro* de Toxicidad de los efluentes

ISO 5815-1:2003	Calidad del agua - Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno después de n días (DBOn) - Parte 1: Método de dilución y siembra con adición de alitiourea.	Environment Canada 2011	Biological Test Method: Fertilization Assay Using Echinoids (sea urchins and sand dollars), Method Development and Applications. Environmental Technology Center, Ottawa, pp. 140.
ISO 5815-2:2003	Calidad del agua - Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno después de n días (BODn) - Parte 2: Método para muestras sin diluir.		

Toma de datos y bioensayos *in situ*

UNE-EN 15972:2012	Calidad del agua. Directrices para el estudio cuantitativo y cualitativo del fitoplancton marino.
-------------------	---

EN ISO 5667-3:2012 Calidad del agua. Muestreo. Parte 3: Establece los requisitos generales para el muestreo, la preservación, la manipulación, el transporte y el almacenamiento de todas las muestras de agua, incluidas las de análisis biológicos.

ISO 10260:1992 Calidad del agua. Medida de parámetros bioquímicos. Determinación espectrométrica de la concentración de clorofila-a.

FIRMS, 2011 Carter J.F., Barwick, V.J. (Eds). 2011. Good practice guide for isotope ratio mass spectrometry. Forensic Isotope Ratio Mass Spectrometry (FIRMS). UK.

ISO 16665:2005 Directrices para el muestreo cuantitativo y el tratamiento de muestras de la macrofauna de los fondos blandos marinos.

ISO 19493:2007 Calidad del agua. Líneas directrices para la realización de estudios biológicos marinos de poblaciones de sustrato duro. En esta norma se incluyen: muestreo, indicaciones para la identificación taxonómica, tratamiento de las muestras, formulario de campo tipo.

NS 4783 Análisis del agua – Determina por espectrometría de absorción atómica del contenido metálico en material biológico.

ISO Guide 33:2015 Materiales de referencia - Buenas prácticas en el uso de materiales de referencia.

UNESCO/WHO/UNEP 1996. Evaluaciones de la calidad del agua: una guía para el uso de la biota, los sedimentos y el

agua en el monitoreo ambiental. Ed. D. Chapman, Cambridge, pp. 609.

ISO 15586:2003 Calidad del agua - Determinación de elementos traza utilizando espectrometría de absorción atómica con horno de grafito.

ISO 10710:2010 Calidad del agua - Prueba de inhibición del crecimiento con la macroalga de agua marina y salobre *Ceramium tenuicorne*.

Nota

La estandarización de un bioensayo para un único contaminante lo lleva a cabo la OECD. Cuando se trata de validar y estandarizar los bioensayos para la evaluación de muestras ambientales se encarga la International Organization for Standardization (ISO) (Reifferscheid y Buchinger, 2017).

Reifferscheid, G., Buchinger, S.R. 2017. *In vitro* Environmental Toxicology - Concepts, Application and Assessment. Vol. 157 de Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology. Springer, pp. 324

Legislación de referencia

Legislación acuicultura

Legislación autonómica zona terrestre

Ley 11/2008, de 3 de diciembre, de pesca de Galicia (DOG núm. 243, de 16.12.2008).

Ley 6/2009, de 11 de diciembre, de modificación de la Ley 11/2008, de 3 de diciembre, de pesca de Galicia (DOG núm. 243, de 15.12.2009).

Decreto 274/2003, de 4 de junio, por el que se regula el procedimiento de obtención del permiso y concesión de actividad para los establecimientos de

acuicultura y auxiliares de acuicultura en la zona terrestre (DOG núm. 110, de 09.06.2003).

Decreto 20/2011, de 10 de febrero, por el que se aprueba definitivamente el Plan de Ordenación do Litoral de Galicia (DOG núm. 37, de 23.02.2011).

Orden del 15 de marzo de 2012, conjunta de las consellerías de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras y de Medio Rural y del Mar, sobre el régimen de evaluación ambiental de los establecimientos de acuicultura en parte litoral de la zona terrestre (DOG núm. 66, de 04.04.2012).

Orden de 13 de julio de 1993 por la que se aprueba la instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar (BOE núm. 178, de 27.07.1993).

Estrategias marinas (Legislación estatal)

Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino (BOE núm. 317 del 30.12.2010)

Resolución de 13 de noviembre de 2012, de la Secretaría de Estado de Medio Ambiente, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros de 2 de noviembre de 2012, por el que se aprueban los objetivos ambientales de las estrategias marinas españolas (BOE núm. 285 del 27.11.2012)

Real Decreto 1365/2018, de 2 de noviembre, por el que se aprueban las estrategias marinas (BOE núm. 279 del 19.11.2018)

Real Decreto 79/2019, de 22 de febrero, por el que se regula el informe de compatibilidad y se establecen los criterios de compatibilidad con las estrategias marinas. (BOE núm. 47 del 23.02.2019)

Evaluación ambiental de proyectos (legislación estatal)

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (BOE núm. 299, de 14.12.2007).

La DIRECTIVA 2008/56/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 17 de junio de 2008 por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina).

Orden ARM/2656/2008, do 10 de septiembre, por el que se aprueba a instrucción da planificación hidrológica.

Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental. BOE nº 296, de 11 de diciembre de 2013.

Orden AAA/1260/2014, de 9 de julio, por la que se declaran Zonas de Especial Protección para las Aves en aguas marinas españolas (BOE núm. 173, de 17.07.2014).

Real Decreto Legislativo 1/2016, de 16 de diciembre, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de prevención y control integrados de la contaminación (BOE núm. 316, de 31.12.2016).

Evaluación de la incidencia ambiental de actividades (legislación autonómica)

Ley 9/2013, de 19 de diciembre, de emprendimiento y de la competitividad económica de Galicia. (DOG núm. 247 de 27.12.2013).

Decreto 37/2014, de 14 de marzo, por el que se declaran zonas especiales de conservación los lugares de importancia comunitaria de Galicia y se aprueba el Plan Director de la Red Natura 2000 de Galicia (DOG núm. 62, de 31.03.2014).

Aguas

Ley 9/2010, de 4 de noviembre, de aguas de Galicia (DOG núm. 222 de 18.11.2010).

Real Decreto legislativo 1/2001, do 20 de julio, por lo que se aprueba el texto refundido de la Ley de aguas. (BOE núm. 176, de 24.07.2001).

Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

DIRECTIVA 2014/101/UE DE LA COMISIÓN de 30 de octubre de 2014 que modifica la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

Sanidad Animal

Ley 8/2003, de 24 de abril, de sanidad animal. (BOE núm. 99 de 25.04.2003).

Real Decreto 1614/2008, de 3 de octubre, relativo a los requisitos zoonutricionales de los animales y los productos de la acuicultura, así como a la prevención y el control de determinadas enfermedades de los animales acuáticos. (BOE núm. 242 de 07.04.2008).

Real Decreto 479/2004, de 26 de marzo, por lo que se establece y regula el Registro general de explotaciones ganaderas (BOE núm. 89 de 13.04.2004).

Rela Decreto 617/2007, de 16 de mayo, por el que se establece la lista de enfermedades de los animales de declaración obligatoria y se regula su notificación. (BOE núm. 118, de 17.05.2007).

Directiva 2006/88/CE del consejo de 24 de octubre de 2006 relativa a los requisitos zoonutricionales de los animales y de los productos de la acuicultura, y a la prevención y el control de determinadas enfermedades de los animales acuáticos.

Reglamento (CE) núm. 708/2007 del consejo de 11 de junio de 2007 sobre el uso de las especies exóticas y las especies localmente ausentes en la acuicultura.

ANEXO II

Formularios para el muestreo y desarrollo de bioensayos

Identificación del plan de vigilancia ambiental Nivel de Vigilancia Fecha / /

Datos identificativos de la granja

Datos de la empresa		Dirección de contacto	
Nombre		Calle / nº / piso / puerta	
		Población	
		C.P. / Provincia	
		Teléfono	
CIF		Fax	
		Persona de contacto	
		Email	
Datos de la concesión			
Código		Superficie ocupada	
Coordenadas toma	Latitud / Longitud	Caudal máximo (nº bombas)	
	/		
Coordenadas vertido	/		
Cultivo especie 1		Cultivo especie 2	
Nº de tanques		Nº de tanques	
Tamaño especies		Tamaño especies	
Material de los tanques		Material de los tanques	
Producción anual total sp 1		Producción anual total sp 2	

- Datos identificativos del operador/entidad/empresa ambiental que realiza la vigilancia

Datos del operador ambiental		Dirección de contacto	
Empresa		Calle / nº / piso / puerta	
		Población	
		C.P. / Provincia	
		Teléfono	
CIF		E-mail	
		Fax	
		Coordinador de la campaña	

Vigilancia visual

- Indicadores que podrían ser observados, dentro del área de influencia de la granja, en el agua o en el fondo de las franjas inter y sub mareal.
- Olor manifiesto
- Elementos flotantes en la superficie del agua o de la zona intermareal (películas de aceites, detergentes, combustibles...)
- Restos visibles de pienso
- Restos de fouling derivado de limpieza de instalaciones
- Otros materiales procedentes de la estructura o mantenimiento de las instalaciones (e.g. envases, bolsas de pienso, plásticos...)
- Restos de peces cultivados
- Presencia de escapes

Inspección visual de la franja intermareal			
Transecto continuo	Longitud (X)	Latitud (Y)	Descripción de los indicadores observados
Punto 1			
Punto 2			
Punto 3			
.....			
Punto n			

Inspección visual de la franja submareal (descripción de puntos de muestreo en superficie y fondo)			
Transecto transversal (10 × 100 m)	Coordenadas de los extremos del transecto		Descripción de los indicadores observados
	Long / Lat	Long / Lat	
Zona 1 (50 m)			
Zona 2 (100 m)			
Zona 3 (200 m)			
Zona 4 (400 m)			
Zona 5 (800 m)			

Cuantificación para todos los indicadores, excepto cadáveres y escapes	
% de contactos o de interceptación	Valor
>5	0
1-5	2
0-1	6
0	10
Cuantificación para cadáveres o escapes	
Presencia	0
Ausencia	10



Valoración de vigilancia	Calificación
Todos los valores tienen valor 10	Excelente
Todos los valores tienen valor ≥ 6	Muy buena
Algún indicador tiene un valor igual a 2	Buena
Algún indicador tiene un valor igual a 0	Mala
De 2 o más indicadores tienen un valor igual a 0	Pésima

Vigilancia metódica

Muestreo del influente/efluente

Fecha __/__/____ Técnico responsable de la toma de muestras _____

Muestreo automático: Duración: __ horas, de __ a __. Periodicidad: cada ___ minutos Tamaño muestra ___ ml

Muestreo manual: Duración: de __ a __ horas Momentos (horas) _____ Tamaño muestra ___ ml

Mantenimiento de la *muestra compuesta* antes de procesar:

Influente

Submuestra 1 Vol. ___ ml t ___ °C de __/__/__ a __/__/__ Tipo de procesado _____

Submuestra 2 Vol. ___ ml t ___ °C de __/__/__ a __/__/__ Tipo de procesado _____

Submuestra 3 Vol. ___ ml t ___ °C de __/__/__ a __/__/__ Tipo de procesado _____

Efluente

Submuestra 1 Vol. ___ ml t ___ °C de __/__/__ a __/__/__ Tipo de procesado _____

Submuestra 2 Vol. ___ ml t ___ °C de __/__/__ a __/__/__ Tipo de procesado _____

Submuestra 3 Vol. ___ ml t ___ °C de __/__/__ a __/__/__ Tipo de procesado _____

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Análisis fisicoquímico in situ e in vitro del Influyente (I) y del Efluente (E)

Variable	Réplica	I/E	Equipo (marca) o método	Fecha (/ /)	Hora (:)	Unidades	Observaciones
<i>In situ</i>							
Temperatura	1	I					
Temperatura	2	I					
Temperatura	3	I					
Temperatura	1	E					
Temperatura	2	E					
Temperatura	3	E					
Salinidad	1	I					
Salinidad	2	I					
Salinidad	3	I					
Salinidad	1	E					
Salinidad	2	E					
Salinidad	3	E					

Oxígeno Disuelto	1	I					
Oxígeno Disuelto	2	I					
Oxígeno Disuelto	3	I					
Oxígeno Disuelto	1	E					
Oxígeno Disuelto	2	E					
Oxígeno Disuelto	3	E					
Turbidez	1	I					
Turbidez	2	I					
Turbidez	3	I					
Turbidez	1	E					
Turbidez	2	E					
Turbidez	3	E					
pH	1	I					
pH	2	I					
pH	3	I					
pH	1	E					
pH	2	E					
pH	3	E					

<i>In vitro</i>						
Amonio	1	I				
Amonio	2	I				
Amonio	3	I				
Amonio	1	E				
Amonio	2	E				
Amonio	3	E				
DBO ₅	1	I				
DBO ₅	2	I				
DBO ₅	3	I				
DBO ₅	1	E				
DBO ₅	2	E				
DBO ₅	3	E				

DQO	1	I					
DQO	2	I					
DQO	3	I					
DQO	1	E					
DQO	2	E					
DQO	3	E					
Fosfatos	1	I					
Fosfatos	2	I					
Fosfatos	3	I					
Fosfatos	1	E					
Fosfatos	2	E					
Fosfatos	3	E					
Nitrógeno total	1	I					
Nitrógeno total	2	I					
Nitrógeno total	3	I					
Nitrógeno total	1	E					
Nitrógeno total	2	E					
Nitrógeno total	3	E					

COT	1	I					
COT	2	I					
COT	3	I					
COT	1	E					
COT	2	E					
COT	3	E					
SS	1	I					
SS	2	I					
SS	3	I					
SS	1	E					
SS	2	E					
SS	3	E					

Observaciones durante la toma de datos y del análisis fisicoquimico de las muestras (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Bioensayos toxicológicos: Influyente (I) y Efluente (E)

Especie test	Réplica	I/E	Método (ISO, referencia bibliográfica...)	Fecha (_/_/__)	Hora (_:__)	EC ₁₀ (% vertido)	EC ₂₀ (% vertido)	EC ₅₀ (% vertido)	Observaciones
Bacteria	1								
Bacteria	2								
Bacteria	3								
Bacteria	1								
Bacteria	2								
Bacteria	3								
Microalga	1								
Microalga	2								
Microalga	3								
Microalga	1								
Microalga	2								
Microalga	3								
Equinodermo	1								
Equinodermo	2								
Equinodermo	3								
Equinodermo	1								
Equinodermo	2								
Equinodermo	3								
Otra sp test									
.....								

Observaciones de los bioensayos (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Integración de los resultados de los bioensayos toxicológicos

Índice PEEP (Potential Ecotoxic Effects Probe)

$$PEEP = \log_{10} \left[1 + n \cdot \left(\sum \frac{T_i}{N} \right) \cdot Q \right]$$

Donde

- n número de muestras que exhiben una respuesta tóxica
- N número total de muestras
- T porcentaje de toxicidad generada por cada uno de los bioensayos (valores ECx calculados)
- Q caudal medio del efluente (m³h⁻¹)

Ejemplo de cálculo del Índice PEEP (con los valores de EC10 obtenidos en los distintos bioensayos de laboratorio) para el efluente de hipotéticas granjas marinas instaladas en tierra en la zona litoral.

		Unidades Tóxicas						Huella tóxica	Caudal (Q) del efluente (m ³ h ⁻¹)	Carga Tóxica	PEEP (fluctúa de 1 a 10)
		Descomponedor		Productor primario		Consumidor					
Bioensayo		Sp 1	Sp 2	Sp 3	Sp 4	Sp 5	Sp 6				
Efluente problema	I	2,7	2,5	134,5	7,2	21,7	18,5	187,1	23.311	4.361.534	6,6
	II	1,4	1,3	2,6	4,2	4,5	22,2	36,2	5.690	206.112	5,3
	III	2,1	4,5	22,9	23,4	90,1	19,6	162,8	1.020	166.130	5,2
	IV	2,5	3,1	n.d.	2,4	n.d.	4,7	8,6	6.160	52.748	4,7
	V	1,9	3,1	n.d.	1,9	3,5	4,4	12,3	872	10.751	4,0

Ecosistema receptor: Gradiente de exposición

Concentración clorofila (muestra de agua tomada a 1 m de profundidad)

Zona Transecto	Réplica	Longitud (X)	Latitud (Y)	Fecha (/ /)	Hora (:)	Clorofila (ugl ⁻¹)
0 - 50 m	1					
0 - 50 m	2					
0 - 50 m	3					
.....	...					
100 - 150 m	1					
100 - 150 m	2					
100 - 150 m	3					
.....	...					
200 - 250 m	1					
200 - 250 m	2					
200 - 250 m	3					
.....	...					
500 - 550 m	1					
500 - 550 m	2					
500 - 550 m	3					
.....						
Otra distancia						

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Ecosistema receptor: Gradiente de exposición

Señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en macroalgas de la franja intermareal (muestra compuesta de la misma especie, 10 submuestras)

Zona Transecto	Réplica	Longitud (x)	Latitud (y)	Biomonitor (sp)	Fecha (_ / _ / _)	Hora (_ : _)	Señal $\delta^{15}\text{N}$ (‰)
0 - 50 m	1						
0 - 50 m	2						
0 - 50 m	3						
.....						
100 – 150 m	1						
100 – 150 m	2						
100 – 150 m	3						
.....						
200 – 250 m	1						
200 – 250 m	2						
200 – 250 m	3						
.....						
500 – 550 m	1						
500 – 550 m	2						
500 – 550 m	3						
.....						
Otra distancia	1						
....						

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Ecosistema receptor: Gradiente de exposición

Acumulación de microcontaminantes en organismos sésiles de la franja intermareal (muestra compuesta de cada especie analizada, 10 submuestras)

Zona Transecto	Réplica	Longitud (x)	Latitud (y)	Biomonitor (sp)	Fecha (/ /)	Hora (:)	Contaminante (unidades)				
							C1	C2	C3	...	Cn
0 - 50 m	1										
0 - 50 m	2										
0 - 50 m	3										
....										
100 – 150 m	1										
100 – 150 m	2										
100 – 150 m	3										
....										
200 – 250 m	1										
200 – 250 m	2										
200 – 250 m	3										
....										
500 – 550 m	1										
500 – 550 m	2										
500 – 550 m	3										
....										
Otra distancia	1										
....										

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Ecosistema receptor: Gradiente de exposición

Biomarcadores histológicos en organismos sésiles de la franja intermareal (muestra compuesta de cada especie analizada, 10 submuestras)

Zona Transecto	Réplica	Longitud (x)	Latitud (y)	Biomonitor (sp)	Fecha (_ / _ / _)	Hora (_ : _)	Daños histológicos encontrados	
							Fagocitosis hemocítica	Exfoliación branquial
0 - 50 m	1							
0 - 50 m	2							
0 - 50 m	3							
....							
100 - 150 m	1							
100 - 150 m	2							
100 - 150 m	3							
....							
200 - 250 m	1							
200 - 250 m	2							
200 - 250 m	3							
....							
500 - 550 m	1							
500 - 550 m	2							
500 - 550 m	3							
....							
Otra distancia	1							
.....							

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Ecosistema receptor: Gradiente de exposición

Biomasa o Cobertura de macroalgas oportunistas en la franja intermareal (raspado de todas las algas de la cuadrícula; muestra compuesta de cada especie estudiada, 10 cuadrículas)

Zona Transecto	Réplica	Longitud (x)	Latitud (y)	Especie	Fecha (/ /)	Hora (:)	Tamaño cuadrícula	Biomasa (kg ps.m ²) Cobertura (%)
0 - 50 m	1							
0 - 50 m	2							
0 - 50 m	3							
....							
100 – 150 m	1							
100 – 150 m	2							
100 – 150 m	3							
....							
200 – 250 m	1							
200 – 250 m	2							
200 – 250 m	3							
....							
500 – 550 m	1							
500 – 550 m	2							
500 – 550 m	3							
....							
Otra distancia	1							
....							

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Ecosistema receptor: Hábitats sensibles o comunidades singulares

Señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ (muestra compuesta, 10 submuestras)

Zona	Réplica	Longitud (x)	Latitud (y)	Especie	Fecha (/ /)	Hora (:)	Señal $\delta^{15}\text{N}$ (‰)
Problema 1	1						
Problema 1	2						
Problema 1	3						
Problema 1	4						
Problema 1	5						
Control 1	1						
Control 1	2						
Control 1	3						
Control 1	4						
Control 1	5						
Problema 2	1						
Problema 2	2						
Problema 2	3						
Problema 2	4						
Problema 2	5						
Control 2	1						
Control 2	2						
Control 2	3						
Control 2	4						
Control 2	5						

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Ecosistema receptor: Fondo de Maërl

Ratio Biomasa/Tanatomasa (raspado de toda la comunidad, 10 cuadrículas)

Zona	Réplica	Longitud (x)	Latitud (y)	Profundidad (m)	Fecha (/ /)	Hora (:)	Biomasa/Tanatomasa (%)
Problema	1						
Problema	2						
Problema	3						
Problema	4						
Problema	5						
.....						
Control	1						
Control	2						
Control	3						
Control	4						
Control	5						

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Ecosistema receptor: Pradera de fanerógamas

Densidad de haces

Zona	Réplica	Longitud (x)	Latitud (y)	Profundidad (m)	Fecha (/ /)	Hora (:)	Tamaño Cuadrícula	Densidad de haces (nnsi ²)
Problema	1							
Problema	2							
Problema	3							
Problema	4							
Problema	5							
.....							
Control	1							
Control	2							
Control	3							
Control	4							
Control	5							

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Ecosistema receptor: Pradera de fanerógamas

Cobertura (se mide visualmente a lo largo de un transecto lineal de ≈40 m estimando el porcentaje de intercepción)

Zona	Réplica	Longitud (x)	Latitud (y)	Profundidad (m)	Fecha (_ / _ / _)	Hora (_ : _)	Long. Interceptada / Long. Total transecto	Cobertura (% intercepción)
Problema	1							
Problema	2							
Problema	3							
Problema	4							
Problema	5							
.....							
Control	1							
Control	2							
Control	3							
Control	4							
Control	5							

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

Ecosistema receptor: Hábitats sensibles o comunidades singulares

Delimitación del hábitat (el número de coordenadas para deslindar el hábitat depende del tamaño y la forma o compacidad)

Tipo de hábitat	Réplica	Longitud (x)	Latitud (y)	Profundidad (m)	Fecha (/ /)	Observaciones
Hábitat 1	1					
Hábitat 1	2					
Hábitat 1	3					
Hábitat 1	4					
.....					
Hábitat 1	n					
Hábitat 2	1					
Hábitat 2	2					
Hábitat 2	3					
Hábitat 2	4					
.....					
Hábitat n	n					

Observaciones del muestreo (incidencias, datos que se van a desechar, etc.):

ANEXO III

Resumen de la normativa disponible sobre muestreo, procesado, análisis y criterios de interpretación de las variables explicativas y de estado				
Variable	Norma	Parámetro	Aplicación	Interpretación
Análisis fisicoquímico				
Muestreo	ISO 5667 - 1: 2006	Calidad del Agua. Muestreo En esta norma se incluyen: definiciones referentes a los tipos de muestreos que se pueden realizar. el equipo de muestreo genérico, tanto para muestras de agua como de sedimentos. la preparación de una campaña de muestreo y de todo el equipo necesario. transporte, almacenamiento y registro de las muestras extraídas.	Análisis fisicoquímico del influente/efluente	<ul style="list-style-type: none"> • Criterios dados en esta guía
Muestreo y conservación de muestras de aguas y biológicas	ISO 5667 – 9: 2003 EN-ISO 5667-3:2012	Calidad del agua. Muestreo En estas normas se establece los requisitos generales para el muestreo, la preservación, la manipulación, el transporte y el almacenamiento de todas las muestras de agua, incluidas las de análisis biológicos.	Análisis fisicoquímico del influente/efluente Biomasa de organismos formadores del hábitat	<ul style="list-style-type: none"> • Criterios dados en esta guía
Temperatura	ISO 5667-24:2016	Calidad del agua. Determinación de la temperatura del agua Seguir las especificaciones del fabricante de la sonda utilizada	Análisis fisicoquímico del influente/efluente	<ul style="list-style-type: none"> • ORDEN ARM/2656/2008 <p>En las instalaciones que se encuentren en las masas de agua descritas por la tabla 45 de dicha orden utilizarán los indicadores que se describen en la misma.</p>
pH	UNE-EN ISO 10523:2012 ISO 10523:2008.	Calidad del agua. Determinación del pH del agua Seguir las especificaciones del fabricante de la sonda utilizada	Análisis fisicoquímico del influente/efluente	<ul style="list-style-type: none"> • DIRECTIVA 2006/113/CE • Criterios de calidad dados en esta guía • Augas de Galicia
Conductividad eléctrica	UNE-EN ISO 27888:1994	Calidad del agua. Determinación de la conductividad eléctrica Seguir las especificaciones del fabricante de la sonda utilizada	Análisis fisicoquímico del influente/efluente	<ul style="list-style-type: none"> • ORDEN ARM/2656/2008 • DIRECTIVA 2006/113/CE • Augas de Galicia
Turbidez	ISO 7027: 1999 UNE-EN ISO 7027-1:2016	Calidad del agua. Determinación de la turbidez. En esta norma se incluye: método del tubo y del disco Secchi para la evaluación de la transparencia; método de la radiación difusa; método de la atenuación de la transparencia Parte 1: Métodos cuantitativos. Seguir las especificaciones del fabricante de la sonda utilizada	Análisis fisicoquímico del influente/efluente	<ul style="list-style-type: none"> • ORDEN ARM/2656/2008 • Augas de Galicia
Oxígeno Disuelto	ISO 5814: 1990	Calidad del agua. Determinación de Oxígeno Disuelto mediante un método electroquímico a través de un sensor. En esta norma se incluye: ejemplo de calibrado del sensor, cálculo de la concentración de O ₂ , tablas de solubilidad del O ₂ en función de la temperatura, la salinidad y la presión para la corrección de los datos. Seguir las especificaciones del fabricante de la sonda utilizada	Análisis fisicoquímico del influente/efluente	<ul style="list-style-type: none"> • ORDEN ARM/2656/2008 • DIRECTIVA 2006/113/CE • Augas de Galicia

Resumen de la normativa disponible sobre muestreo, procesado, análisis y criterios de interpretación de las variables explicativas y de estado

Variable	Norma	Parámetro	Aplicación	Interpretación
Sólidos en suspensión	UNE-EN 872:2006	Calidad del agua. Determinación de los sólidos en suspensión. Método de filtración por filtro de fibra de vidrio.	Análisis fisicoquímico del influente/efluente	• Augas de Galicia
Carbono Orgánico Total	ISO 8245:1999	Calidad del agua. Carbono Orgánico Total. Guía para la determinación de carbono orgánico total (TOC) y carbono orgánico disuelto (DOC) en Aguas residuales y lixiviados	Análisis fisicoquímico del influente/efluente	• Augas de Galicia
Formas nitrogenadas	ISO 10048:1991 ISO 10304-1:2007 ISO 10304-2:1995 ASTM D 4327-97 (1997)	Calidad del agua. Nitrógeno total. N-Nitratos. N-Amonio. Determinación de nitrógeno - Digestión catalítica después de la reducción con aleación de Devarda. Determinación de aniones disueltos por cromatografía líquida de iones - Parte 1: Determinación de bromuro, cloruro, fluoruro, nitrato, nitrito, fosfato y sulfato. Método estándar para aniones en agua mediante cromatografía de iones químicamente suprimida.	Análisis fisicoquímico del influente/efluente	• Augas de Galicia
Fosfato	ISO 10304-1:2007	Calidad del agua. Fósforo total. F-Fosfatos	Análisis fisicoquímico del influente/efluente	• Augas de Galicia
Demanda Química de Oxígeno	ASTM 5220-C ISO 6060:1989 SM 5220-C	Calidad del agua. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO). Método del dicromato. Determinación de la DQO en muestras con contenidos salinos > 2g/l. Método alternativo	Análisis fisicoquímico del influente/efluente	• Augas de Galicia
Toxicidad de efluentes				
Demanda Bioquímica de Oxígeno	ISO 5815-1:2003 ISO 5815-2:2003	Toxicidad del efluente. Demanda Bioquímica de Oxígeno Consultar el texto de esta guía (bibliografía y adaptación del método)	Caracterización toxicológica del influente/efluente	• Criterios de calidad del efluente dados en esta guía
Biodegradabilidad aeróbica	Test 301 y 306 Guías OECD (1992)	Toxicidad del efluente. Biodegradabilidad previa Evaluación en medio acuoso de la biodegradabilidad aerobia final de compuestos orgánicos. Método por análisis de la demanda bioquímica de oxígeno. Consultar el texto de esta guía (Adaptación del método de Costan et al., 1993)	Caracterización toxicológica del influente/efluente	• Criterios de calidad del efluente dados en esta guía
Bioensayo de luminiscencia bacteriana	ISO 11348-3:2007	Toxicidad del efluente. Bioensayo de luminiscencia bacteriana Consultar el texto de esta guía (bibliografía y adaptación del método)	Caracterización toxicológica del influente/efluente	• Criterios de toxicidad del efluente dados en esta guía
Bioensayo de inhibición del crecimiento de microalgas	ISO 10253:2006 ISO 10253:2006 OECD (2011)	Toxicidad del efluente. Bioensayo de crecimiento de microalgas Consultar el texto de esta guía (bibliografía y adaptación del método)	Caracterización toxicológica del influente/efluente	• Criterios de toxicidad del efluente dados en esta guía
Bioensayo de embriones de erizo	USEPA (2002) Environment Canada (2011)	Toxicidad del efluente. Bioensayo de embriones de erizo de mar Consultar el texto de esta guía (Adaptación del método en Carballeira, C., Ramos-Gómez, J., Martín-Díaz, L., DelValls, T.A. 2012.)	Caracterización toxicológica del influente/efluente	• Criterios de toxicidad del efluente dados en esta guía (Carballeira et al 2012c.)

Resumen de la normativa disponible sobre muestreo, procesado, análisis y criterios de interpretación de las variables explicativas y de estado				
Variable	Norma	Parámetro	Aplicación	Interpretación
Toma de datos y bioensayos <i>in situ</i>				
Clorofila a	UNE-EN 15972:2012 ISO 10260:1992	Calidad del hábitat. Determinación de clorofila a Calidad del agua. Directrices para el estudio cuantitativo y cualitativo del fitoplancton marino. Calidad del agua. Medida de parámetros bioquímicos. Determinación espectrométrica de la concentración de clorofila-a.	Integridad ecológica del sistema pelágico	OCDE, 1982 • ORDEN ARM/2656/2008
Señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en biota	FIRMS, 2011 ISO 16665:2005 ISO 19493:2007	Calidad del hábitat. Exposición: Señal isotópica $\delta^{15}\text{N}$ en biota Guía de buenas prácticas para la determinación de isótopos mediante espectrometría de masas. Las ISO se refieren al muestreo de la biota sobre sustrato blando o duro Consultar el texto de esta guía (bibliografía y adaptación del método)	Descriptor de exposición Delimitación ZIP y ZEP Integridad ecológica	• Criterios de calidad (exposición e integridad ecológica) dados en esta guía.
Contaminantes traza Biomarcadores histológicos en biota	NS 4783 ISO Guide 33:2015 UNESCO/WHO/UNEP (1996) ISO 15586:2003 Biomarcadores basados en Carballeira et al. (2011)	Calidad del hábitat. Exposición y Alteración: Análisis de contaminantes traza y de biomarcadores histológicos de organismos nativos Consultar otros métodos y técnicas analíticas para cada contaminante en particular. Consultar el texto y la bibliografía de esta guía	Descriptor de exposición Delimitación ZIP y ZEP Integridad ecológica	• Criterios de calidad genéricos para los factores de contaminación
Bioensayo de discos de <i>Ulva</i> spp.	ISO 10710:2010	Calidad del hábitat. Alteración: Bioensayo de discos de <i>Ulva</i> spp. Consultar el texto y la bibliografía de esta guía (Dalsgaard y Krause-Jensen, 2006)	Integridad ecológica del sistema pelágico	• Criterios de calidad (exposición e integridad ecológica) dados en esta guía.
Muestreo de los fondos blandos marinos	ISO 16665:2005	Calidad del hábitat. Alteración: Directrices para el muestreo cuantitativo y el tratamiento de muestras de la macrofauna de los fondos blandos marinos.	Biomasa de organismos formadores del hábitat Integridad ecológica de hábitats especiales	• ORDEN ARM/2656/2008
Muestreo de sustratos duros	ISO 19493:2007	Calidad del hábitat. Alteración: Líneas directrices para la realización de estudios biológicos marinos de poblaciones de sustrato duro. En esta norma se incluyen: • muestreo • indicaciones para la identificación taxonómica • tratamiento de las muestras • formulario de campo tipo Consultar el texto de esta guía (bibliografía y adaptación del método)	Biomasa de organismos formadores del hábitat Integridad ecológica de hábitats especiales	• Criterios de calidad (exposición e integridad ecológica) dados en esta guía.

Resumen de la normativa disponible sobre muestreo, procesado, análisis y criterios de interpretación de las variables explicativas y de estado

Variable	Norma	Parámetro	Aplicación	Interpretación
Praderas de fanerógamas	ISO 16665:2005	Calidad del hábitat. Alteración: Praderas de fanerógamas. Cobertura. Densidad de haces Consultar el texto de esta guía (ver bibliografía)	Integridad ecológica de hábitats especiales	<ul style="list-style-type: none"> • Criterios de calidad (exposición e integridad ecológica) dados en esta guía • ORDEN ARM/2656/2008
Fondos de Maërl	ISO 5667 - 9:2003 ISO 19493:2007	Calidad del hábitat. Alteración: Fondos de Maërl. Biomasa/tanatomasa Consultar el texto de esta guía (ver bibliografía)	Integridad ecológica de hábitats especiales	<ul style="list-style-type: none"> • Criterios de calidad (exposición e integridad ecológica) dados en esta guía • ORDEN ARM/2656/2008

La Normativa de referencia para la aplicación de los métodos/normas citada en este cuadro se recoge en el Anexo I

