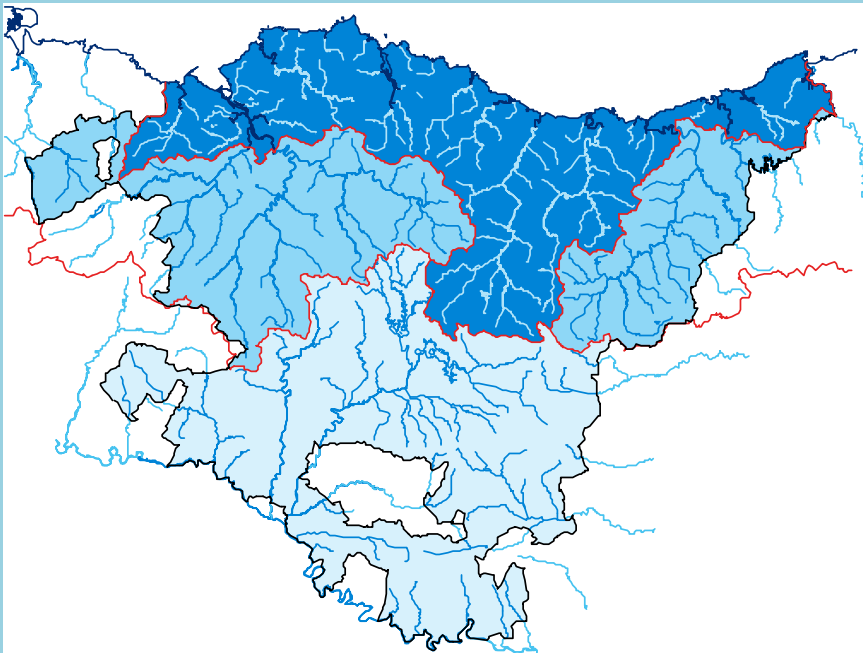




uraAGUA

Protocolos de muestreo y análisis de organismos fitobentónicos en ríos y valoración del estado según la Directiva 2000/60/CE

2008



INDICE

1. INTRODUCCIÓN	3
2. ESTADO ECOLÓGICO SEGÚN LA DIRECTIVA 2000/60/CE	4
2.1. ANTECEDENTES LEGISLATIVOS.....	4
2.2. OBJETIVOS AMBIENTALES SEGÚN LA DIRECTIVA 2000/60/CE	5
3. SISTEMAS DE VALORACIÓN DEL COMPONENTE ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS EN RÍOS Y CONCORDANCIA CON LAS DEFINICIONES NORMATIVAS ESTABLECIDAS EN EL ANEXO V DE LA DMA.....	8
3.1. EJERCICIO DE INTERCALIBRACIÓN. ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS.....	9
3.2. ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS EN RÍOS SEGÚN LA INSTRUCCIÓN DE PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA (ORDEN ARM/2656/2008).....	14
4. ESTUDIO DE ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS EN RÍOS DE LA CAPV	15
4.1. PROTOCOLO DE MUESTREO, SEPARACIÓN Y ANÁLISIS DE ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS EN RÍOS DE LA CAPV	16
4.2. MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS EN RÍOS EN LA CAPV	20
5. ASIGNACIÓN DE TIPOLOGÍAS DE LA CATEGORÍA RÍOS EN LA CAPV	21
5.1. ESTABLECIMIENTO DE CONDICIONES DE REFERENCIA.....	24
5.2. CRITERIOS DE SELECCIÓN DE ESTACIONES DE REFERENCIA	25
5.3. SELECCIÓN DE ESTACIONES DE REFERENCIA EN RÍOS DE LA CAPV	36
6. OBJETIVOS AMBIENTALES ESTABLECIDOS PARA ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS EN LOS RÍOS DE LA CAPV	39
7. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS	44
7.1. ESTACIONES DE REFERENCIA VS ESTACIONES NO DE REFERENCIA	44
7.2. MASAS NATURALES VS MASAS MUY MODIFICADAS.....	45
7.3. ANÁLISIS FRENTE A GRADIENTE DE PRESIONES	46
7.3.1 Aproximación semicuantitativa.....	46
7.3.2 Aproximación mediante análisis de componentes principales	47
7.4. RELACIÓN ENTRE MÉTRICAS BIOLÓGICAS QUE PARTICIPAN EN LA DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO.....	48
8. CONCLUSIONES	51
9. REFERENCIAS.....	52

1. INTRODUCCIÓN

El documento que aquí se presenta tiene como objetivo la redacción de protocolos de muestreo y análisis de organismos fitobentónicos en ríos y valoración del estado según la Directiva 2000/60/CE, del Parlamento Europeo y el 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, en adelante DMA, (DOCE, 2000¹).

El objeto de este trabajo es la comunidad de organismos fitobentónicos de masas de agua de la categoría ríos, en especial diatomeas.

La comunidad de organismos fitobentónicos forma parte del componente biológico necesario para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua superficial de la categoría ríos según el anexo V de la DMA.

Disponer de protocolos de muestreo, separación, identificación de organismos fitobentónicos en tramos fluviales es oportuno para así poder realizar aproximaciones a las condiciones de referencia específicas de cada tipo de río, establecer objetivos medioambientales y así poder realizar correctamente la valoración del estado asociado a este componente.

Este trabajo ha permitido la determinación de objetivos ambientales asociados a organismos fitobentónicos de ríos de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) siguiendo las indicaciones de la DMA, y por tanto, se considera como contribución al Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación de las Cuencas Internas del País Vasco, y como base para la correcta elaboración del Programa de Medidas que debe recoger los mecanismos necesarios para lograr estos objetivos ambientales. Por último, también esta documentación debe servir de referencia para las oportunas aportaciones a los Planes Hidrológicos de la Demarcación del Cantábrico y del Ebro.

Para dar cumplimiento a los objetivos planteados se ha considerado necesario establecer las siguientes etapas:

- Redacción de protocolos de muestreo, separación y análisis de organismos fitobentónicos en ríos con grado de detalle suficiente para que se pueda analizar en nuevos muestreos el grado de cumplimiento de los

objetivos ambientales de forma homogénea, y de forma independiente a los equipos de muestreo, de separación y de análisis.

- Búsqueda bibliográfica relativa a sistemas de valoración del componente organismos fitobentónicos en ríos.
- Recopilación de datos relativos a análisis y muestreos de organismos fitobentónicos en ríos de la CAPV.
- Análisis de la idoneidad de estos resultados para ser estudiados en función de los requerimientos del Anexo V, Directiva 2000/60/CE.
- Selección de sistema o sistemas de valoración del estado a partir de datos de organismos fitobentónicos en ríos,
- A partir de los datos disponibles y tras los análisis estadísticos oportunos realizar una aproximación a las condiciones de referencia para organismos fitobentónicos en ríos por tipología y elaborar una propuesta de objetivos ambientales asociada a organismos fitobentónicos en ríos.
- Análisis y discusión de los resultados obtenidos.

Este informe se ha basado en los trabajos realizados en el marco de la Red de Seguimiento del estado ecológico de los ríos de la CAPV, perteneciente a la Red de seguimiento de la calidad de las masas de agua superficial de la CAPV y promovida por el Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco a través de la Agencia Vasca del Agua (URA).

Al estar enmarcado en este contexto son muchos los agradecimientos empezando por los equipos de la UTE ONDOTTEK II (adjudicataria de las últimas ediciones de la red; 2003-2007).

A efectos de referencia bibliográfica este informe podría citarse de la siguiente forma:

B. G. de Bikuña & Fraile, H. 2008. Protocolos de muestreo y análisis de organismos fitobentónicos en ríos y valoración del estado según la Directiva 2000/60/CE. Diciembre 2008. Informe no publicado de Anbiotek SL, para URA Agencia Vasca del Agua. Vitoria-Gasteiz. 53 pp.

2. ESTADO ECOLÓGICO SEGÚN LA DIRECTIVA 2000/60/CE

2.1. ANTECEDENTES LEGISLATIVOS

En el artículo 174 del Tratado Constitutivo de la Comunidad Europea, se establece que la política de la Comunidad en el ámbito del medio ambiente contribuirá a alcanzar, entre otros, la conservación, la protección y la mejora de la calidad del medio ambiente y la utilización prudente y racional de los recursos naturales.

En relación con este artículo del Tratado, la primera oleada legislativa en materia de protección y mejora de las aguas comunitarias se dio en los años 70 mediante una serie de Directivas sobre objetivos de calidad y control de emisiones. Estas Directivas en general presentaban planteamientos de protección y mejora de las aguas en función de usos del agua. Así se aprobaron entre otras las siguientes Directivas:

- Directiva 75/440/CEE del Consejo, de 16 de junio de 1975, relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable en los Estados miembros.²
- Directiva 78/659/CEE del Consejo, de 18 de julio de 1978, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces.³
- Directiva 79/923/CEE del Consejo, de 30 de octubre de 1979, relativa a la calidad exigida a las aguas para cría de moluscos⁴.
- Directiva 80/68/CEE del Consejo, de 17 de diciembre de 1979, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas⁵, y
- Directiva 76/464/CEE del consejo, de 4 de mayo de 1976, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la comunidad⁶.

Posteriormente, en las conclusiones del seminario ministerial sobre la política de aguas de la Comunidad, celebrado en Francfort en 1988, se puso de manifiesto la necesidad de una legislación comunitaria que aborde la calidad ecológica. El Consejo, en su Resolución de 28 de junio de 1988, solicitaba a la Comisión que presentara propuestas

para mejorar la calidad ecológica de las aguas superficiales comunitarias.

Más tarde, en la declaración del seminario ministerial sobre aguas subterráneas, celebrado en La Haya en 1991, se reconocía la necesidad de adoptar medidas para evitar el deterioro a largo plazo de los aspectos cualitativos y cuantitativos de las aguas dulces y se solicitó la aplicación de un programa de medidas antes del año 2000 encaminado a lograr la gestión sostenible y la protección de los recursos hídricos.

Considerando que las aguas de la Comunidad están sometidas a la creciente presión que supone el continuo crecimiento de la demanda de agua de buena calidad en cantidades suficientes para todos los usos; el 10 de noviembre de 1995, en su Informe «El medio ambiente en la Unión Europea, 1995», la Agencia Europea del Medio Ambiente presentó un estudio actualizado sobre el estado del medio ambiente en el que se confirmaba la necesidad de tomar medidas para proteger las aguas comunitarias tanto en términos cualitativos como cuantitativos.

El 18 de diciembre de 1995, el Consejo adoptó unas Conclusiones en las que exigía, entre otras cosas, la elaboración de una nueva Directiva marco que estableciera los principios básicos de una política de aguas sostenible en la Unión Europea e invitaba a la Comisión a que presentara una propuesta.

El 21 de febrero de 1996, la Comisión adoptó una Comunicación al Consejo y al Parlamento Europeo relativa a la política de aguas de la Comunidad Europea, en la que se enunciaban los principios de una política de aguas de la Comunidad.

El 9 de septiembre de 1996, la Comisión presentó una propuesta de Decisión del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a un programa de acción para la gestión y la protección integradas de las aguas subterráneas. En dicha propuesta la Comisión subrayaba la necesidad de establecer procedimientos normativos para la extracción de agua dulce y de seguimiento de la cantidad y calidad de las aguas dulces.

El Consejo, el 25 de junio de 1996, el Comité de las Regiones, el 19 de septiembre de 1996, el Comité Económico y Social, el 26 de septiembre de 1996, y el Parlamento Europeo, el 23 de octubre de 1996, solicitaron a la Comisión que presentara una propuesta de Directiva del Consejo que estableciera un marco para una política europea de aguas.

Así el 22 de diciembre de 2000 fue publicada en el Diario Oficial de la Unión Europea la 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.

Los principios básicos del espíritu de esta Directiva y su significación novedosa ya quedan evidenciados desde el considerando primero - "el agua no es un bien comercial como los demás, sino

un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal".

La DMA recoge los objetivos y finalidades de la legislación anterior relativa a la calidad de las aguas, y las engloba en una visión integradora de los sistemas acuáticos, con un enfoque combinado y desde un punto de vista ecosistémico.

La DMA promueve que las limitaciones en el uso del agua, el control de los vertidos y de las actividades que pueden causar impactos en los ecosistemas acuáticos se realicen a partir de un análisis integrado del medio acuático considerando tanto los elementos fisicoquímicos adecuados para el mantenimiento de una buena calidad, como el buen estado de las comunidades biológicas presentes y de la calidad de la estructura del hábitat.

2.2. OBJETIVOS AMBIENTALES SEGÚN LA DIRECTIVA 2000/60/CE

En el artículo 4 de la DMA se establecen una serie de objetivos ambientales que serán de obligado cumplimiento en el año 2015 para conseguir una adecuada protección de las aguas.

Así para las aguas superficiales, salvo cuando éstas incurran en determinadas situaciones de excepción, se plantea la consecución de los siguientes objetivos ambientales:

- prevenir el deterioro del estado de todas las masas de agua superficial,
- proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua superficial con objeto de alcanzar un buen estado de las aguas superficiales,
- proteger y mejorar el estado de todas las masas de agua artificiales y muy modificadas para lograr un buen potencial ecológico y un buen estado químico;
- y reducir progresivamente la contaminación procedente de sustancias prioritarias e interrumpir o suprimir gradualmente los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias peligrosas prioritarias.

En su artículo 2 la DMA se dan las definiciones de los siguientes conceptos relevantes a los efectos del establecimiento de objetivos ambientales en las aguas superficiales:

- Estado de las aguas superficiales: "la expresión general del estado de una masa de agua

superficial, determinado por el peor valor de su estado ecológico y de su estado químico"

- Buen estado de las aguas superficiales: "el estado alcanzado por una masa de agua superficial cuando tanto su estado ecológico como su estado químico son, al menos, buenos".
- Estado ecológico: "una expresión de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales, que se clasifica de acuerdo con arreglo al anexo V de la DMA". En dicho anexo se define buen estado ecológico, como el estado que se da cuando "los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial muestran valores bajos de distorsión causada por la actividad humana, pero sólo se desvían ligeramente de los valores normalmente asociados con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas".
- Buen estado químico de las aguas superficiales: "el estado químico necesario para cumplir los objetivos ambientales para las aguas superficiales, es decir, el estado químico alcanzado por una masa de agua superficial en la que las concentraciones de los contaminantes no superan normas de calidad medioambiental".
- Norma de calidad medioambiental: "la concentración 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”.

Por tanto, en la DMA se relega el concepto de calidad de las aguas derivado de legislación anterior y se introduce el término de estado en sentido ecológico.

Llegar al buen estado ecológico y químico de las aguas superficiales constituye uno de los objetivos ambientales principales de la DMA. Estos objetivos ambientales implican que los diferentes indicadores del estado no deben apartarse significativamente de las condiciones naturales, es decir, la consecución de un buen estado ecológico o un buen potencial ecológico, Figura 1.

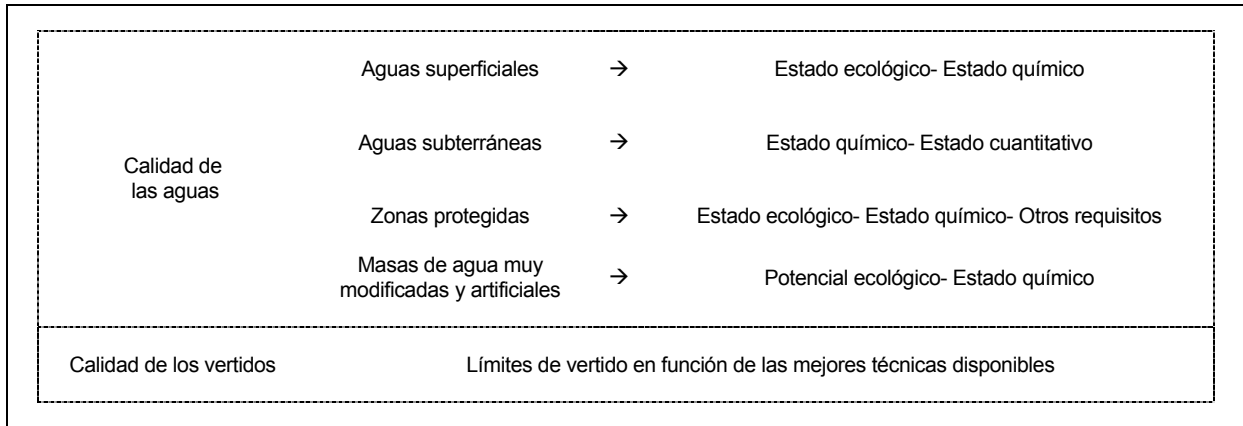


Figura 1. Enfoques legislativos de la DMA

Para la determinación del estado ecológico de las aguas superficiales, en el anexo V de la DMA se hace referencia a indicadores biológicos, indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos e indicadores químicos y fisicoquímicos que afectan a los indicadores biológicos.

Para la determinación del estado químico de las aguas superficiales, en el anexo V de la DMA se hace referencia a:

- los contaminantes específicos, a los que se les asocia normas de calidad.
- Las condiciones fisicoquímicas generales específicas de cada tipología tales como, condiciones térmicas, condiciones de oxigenación, salinidad, estado de acidificación y condiciones en cuanto a nutrientes, a los que se les asocia valores de referencia.

Según la DMA, el componente con mayor peso específico en la determinación del estado ecológico son los elementos biológicos siendo el componente químico determinante únicamente para la determinación del Muy buen estado o del Buen estado, Figura 2

Como regla general Muy buen estado ecológico es el estado de una masa de agua superficial cuyos indicadores de calidad biológicos muestran los valores normalmente asociados al tipo de masa en

condiciones inalteradas y no muestran indicios de distorsión o muestran indicios de escasa importancia. Además, no existen alteraciones antropogénicas de los valores de los indicadores hidromorfológicos y fisicoquímicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial, o existen alteraciones de muy escasa importancia.

El Buen estado se define por aquel estado en que los valores de distorsión respecto al esperado son bajos.

Un sistema con el componente biológico en un estado de menor calidad que el Bueno adquiere siempre la clasificación que tome por el componente biológico, por ello el componente químico solo es necesario para discernir entre el Muy Buen estado y el Buen estado y para separar, y esto es lo más importante, entre la consecución de los objetivos ambientales (buen estado) y el no cumplimiento de los mismos y por ende el no cumplimiento de la DMA (estados inferiores al Bueno).

Las definiciones normativas del anexo V de la DMA no arrojan mucha luz sobre cómo establecer el estado ecológico y lo más básico que se extrae del texto de la DMA es que el estado debe calcularse como referencia a un estado inalterado y además que este estado inalterado tiene que fijarse para cada tipo o tipología de masa de agua superficial establecida.

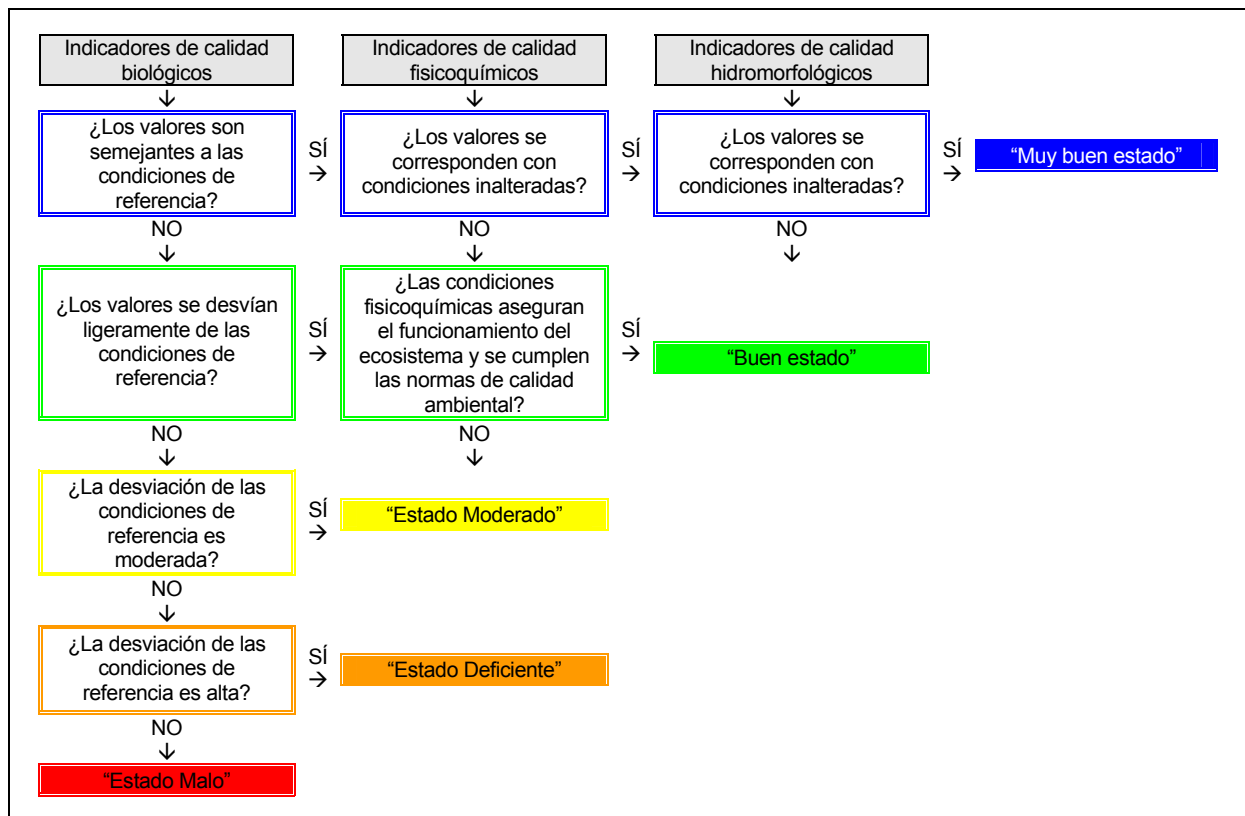


Figura 2. Indicación de los papeles relativos de los elementos de calidad biológica, hidromorfológica y fisicoquímica en la clasificación del estado ecológico de acuerdo con las definiciones normativas del Anexo V:1.2 (Nota: -figura reproducida de los documentos guía REFCOND y COAST)

El Anexo V de la Directiva 2000 (60/CE) trata “macrófitos y fitobentos” como un único elemento biológico e identifica cuatro características del mismo:

- composición taxonómica,
- abundancia,
- probabilidad de perturbaciones no deseables y
- presencia de aglomerados o capas de bacterias, que deberían ser consideradas cuando se establecen los límites entre clases de estado.

En lo que se refiere a la determinación del estado ecológico de los ríos a partir de Macrófitos y organismos fitobentónicos, en el Anexo V de la DMA, concretamente en el apartado 1.2.1. Definiciones del estado ecológico muy bueno, bueno y aceptable en los ríos, se hacen las siguientes apreciaciones

- Muy buen estado: La composición taxonómica corresponde totalmente o casi totalmente a las condiciones inalteradas. No existen cambios perceptibles en la abundancia media de macrófitos y de organismos fitobentónicos.
- Buen estado: Existen cambios leves en la composición y abundancia de los taxones de macrófitos y de organismos fitobentónicos en comparación con las comunidades específicas

del tipo. Dichos cambios no indican ningún crecimiento acelerado de organismos fitobentónicos o de formas superiores de vida vegetal que ocasione perturbaciones indeseables en el equilibrio de los organismos presentes en la masa de agua o en la calidad fisicoquímica del agua o del sedimento. La comunidad fitobentónica no se encuentra afectada negativamente por aglomerados o capas de bacterias presentes debido a actividades antropogénicas.

- Estado aceptable: La composición de los taxones de macrófitos y de organismos fitobentónicos difiere moderadamente de la comunidad específica del tipo y se encuentra significativamente más distorsionada que en el buen estado. Existen signos manifiestos de cambios moderados en la abundancia media de macrófitos y de organismos fitobentónicos. La comunidad fitobentónica puede sufrir interferencias y, en algunas zonas, ser desplazada por aglomerados y capas de bacterias presentes debido a actividades antropogénicas.

Por tanto, las calificaciones del estado ecológico para fauna macrófitos y organismos fitobentónicos de ríos y el resto de los elementos biológicos exigidos en la DMA se tienen que expresar como medidas de la desviación respecto a condiciones más o menos inalteradas.

Este grado de desviación se determina mediante el correspondiente EQR (Ecological Quality Ratio) o Cociente de calidad ecológica (Figura 3), es decir, la relación existente entre los valores observados para una determinada variable o métrica y los valores obtenidos para esa misma variable en las estaciones de referencia.

$$\text{EQR} = \frac{\text{Estado ecológico (E}_i\text{)}}{\text{Estado referencia (E}_0\text{)}}$$

Figura 3. Ecological Quality Ratio

El EQR adquiere valores entre 0-1. Esa banda hay que dividirla en 5 grupos que engloban desde el más alto valor ecológico, correspondiente a los valores de referencia o condiciones inalteradas, y el peor de los estados.

Implícitamente, estas definiciones nos llevan a la determinación de condiciones de referencia específicas del tipo que son necesarias para la determinación del EQR. Esto implica establecer el

estatus de referencia, que se considera equivalente al estado ecológico alto^{7 y 8}.

Junto a la determinación de condiciones de referencia específicas del tipo, se plantea uno de los grandes problemas de todo el proceso de implantación de la DMA a nivel europeo, esto es, establecer de manera idónea los valores de separación entre el Muy Buen estado y el Buen estado y sobre todo los valores umbrales entre el Buen estado y el Estado Moderado (aceptable), ya que este umbral marca el límite por debajo del cual no se cumplen los objetivos ambientales y, por tanto, se puede hablar de un incumplimiento de la normativa, con todo lo que esto conlleva de obligatoriedad de establecer programas de medidas para la recuperación del sistema.

La DMA hace mención a que los Estados miembros desarrollarán sistemas de control y evaluación a fin de calcular los valores de los indicadores de calidad biológicos especificados para cada categoría de aguas superficiales y a que se realizará un ejercicio de intercalibración para garantizar que los límites entre clases de estado se establecen en consonancia con las definiciones normativas del anexo V punto 1.2 y que son comparables entre Estados miembros.

3. SISTEMAS DE VALORACIÓN DEL COMPONENTE ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS EN RÍOS Y CONCORDANCIA CON LAS DEFINICIONES NORMATIVAS ESTABLECIDAS EN EL ANEXO V DE LA DMA

Los organismos fitobentónicos son organismos autótrofos (fotosintéticos) que viven asociados a cualquier sustrato del fondo en los ecosistemas acuáticos, e incluye cianobacterias, algas microscópicas, macroalgas y macrófitos.

Asociado al fitobentos, dentro del perifitonⁱ y del grupo de las microalgas bentónicas, están las diatomeas que suelen constituir el 80 ó 90% de la comunidad del perifiton.

El grupo de las diatomeas son bioindicadoras de presiones fisicoquímicas debidas a eutrofización y contaminación, salinidad y acidificación; e integran cambios de calidad del agua a medio plazo (aproximadamente dos meses). En general son poco sensibles a presiones hidromorfológicas, como la alteración del régimen hidrológico, continuidad del río y condiciones morfológicas del lecho.

Su uso como indicadores está generalizado en el estudio de los ríos y existen procedimientos de muestreo, análisis y métricas ya estandarizadas. Diferentes estudios demuestran que las comunidades de diatomeas integran los cambios de calidad del agua de unos 60 días anteriores, por lo que reflejarían la calidad de los dos meses anteriores a la fecha de muestreo.

ⁱ Comunidad de microorganismos acuáticos que se adhieren a plantas enraizadas, objetos sumergidos anexados o a sustratos sólidos sumergidos. Comprenden una gran variedad de especies: algas de todo tipo, bacterias, cianobacterias, protozoos, etc.)

Las diatomeas tienen como ventaja su fácil manipulación y conservación de las muestras, que se debe a su esqueleto de sílice (frústulo) que es muy resistente y tiene características morfológicas claves para la identificación de las especies.

En numerosos estudios limnológicos, la calidad de las aguas de los ríos se determina mediante índices bióticos aplicados a las comunidades de organismos fitobentónicos.

Los índices bióticos se basan en el distinto grado de tolerancia de las especies a las características fisicoquímicas de las aguas; normalmente tolerancia a diferentes concentraciones de materia orgánica y a elementos limitantes derivados de su oxidación-reducción: déficit oxígeno disuelto, alta concentración de amoníaco, nitrito, nitratos, etc.

La determinación de los objetivos ambientales y el nivel de protección que pretende dar la Directiva Marco del Agua se convierten en elementos clave, puesto que condicionan las líneas de actuación del futuro Plan Hidrológico.

El objetivo de buen estado ecológico objetivo final de la DMA implica que los diferentes indicadores de valoración del estado no se aparten significativamente de los valores asociados a condiciones naturales o inalteradas, las denominadas condiciones de referencia.

Para aguas superficiales, los objetivos ambientales asociados a indicadores biológicos se están definiendo en la actualidad mediante el denominado «Ejercicio de Intercalibración» impulsado por la Comisión Europea.

Este ejercicio pretende evaluar la conformidad de los diferentes sistemas de clasificación nacionales con las definiciones normativas de la clasificación del estado ecológico, y evaluar la similitud de los sistemas de clasificación de los Estados miembro, en especial los resultados del control biológico, y así garantizar que los límites entre clases de estado sean valorados de forma comparable y consensuada entre los Estados miembro, en especial los límites entre las clases de estado muy bueno y bueno, así como el correspondiente a los objetivos ambientales, es decir, el límite entre estado bueno y moderado.

3.1. EJERCICIO DE INTERCALIBRACIÓN. ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS

DEFINICIONES NORMATIVAS

El Anexo V de la Directiva 2000 (60/CE) trata “macrófitos y fitobentos” como un único elemento biológico e identifica cuatro características del mismo:

- composición taxonómica,
- abundancia,
- probabilidad de perturbaciones no deseables y
- presencia de aglomerados o capas de bacterias, que deberían ser consideradas cuando se establecen los límites entre clases de estado.

La mayoría de los estados miembros participantes en los Grupos Geográficos de Intercalibración han elegido desarrollar métodos por separado para macrófitos y fitobentos, y en concreto, usan las diatomeas como equivalente al fitobentos. La principal razón es que las diatomeas son el grupo más abundante del fitobentos y suelen constituir entre el 80-90% del mismo.

La mayor parte de los estados miembros de los grupos de intercalibración de fitobentos no tienen en cuenta los cuatro elementos de la definición normativa (composición taxonómica, abundancia,

probabilidad de perturbaciones indeseables y presencia de tapetes bacterianos).

Todos ellos incluyen la composición taxonómica de diatomeas; algunos incluyen también otros grupos que no son diatomeas; y algunos evalúan la relación entre diatomeas y no diatomeas.

En los Grupos Geográficos de Intercalibración se considera que el análisis de la abundancia es problemático. En la mayoría de los sistemas se valora la abundancia relativa, más que la absoluta, y solamente de taxones de diatomeas. Así se sugiere que los requerimientos de seguimiento de la abundancia tal y como se indica en las definiciones normativas debieran realizarse mediante métodos de control de macrófitos, particularmente los que incluyen macroalgas. Se considera que la biomasa del fitobentos es muy heterogénea tanto espacial como temporalmente; y un análisis cuantitativo no es apropiado para reflejar el estado ecológico a un bajo o moderado nivel de presión. Sin embargo, a niveles altos de presión, se dan crecimientos de macroalgas como *Cladophora* que son obvios a visu y de forma notable, y a menudo a costa de la pérdida de diversidad de macrófitos. Por tanto, se determina que usando métodos de muestreo sencillos para

evaluación rutinaria de tales crecimientos se puede obtener información tanto o más útil que la evaluación cuantitativa de la abundancia del fitobentos.

Las perturbaciones indeseables no están detalladas en la propia DMA. El ECOSTAT (2005) las define como 'aquellos impactos sobre los ecosistemas acuáticos de origen directa o indirectamente antropogénico que producen una degradación apreciable de la salud o amenazan el uso humano sostenible de esos ecosistemas'. Solamente hay dos estados del grupo de intercalibración Central Báltico que incluyen esta variable en sus métodos nacionales. Varios de los ejemplos de perturbaciones indeseables listadas en ECOSTAT (2005) relacionan los efectos de macrófitos y fitobentos con otros elementos biológicos, sin embargo, resulta difícil diferenciar entre efectos directos del gradiente de presiones en los elementos biológicos y la interacción con otros elementos biológicos.

Lo mismo ocurre con los tapetes bacterianos, ya que no son incluidos directamente en ningún sistema de valoración por los estados.

La opinión del grupo de expertos del GIG central Báltico es que si se establece una aproximación prudente para el establecimiento de umbrales de calidad relativo a otras propiedades (composición taxonómica...), las perturbaciones indeseables y los tapetes bacterianos deberían ser mínimos cuando el estado ecológico es muy bueno o bueno.



En el grupo de intercalibración Central Báltico, el principal objetivo de todas las métricas usadas para la valoración del fitobentos es la composición taxonómica. La mayor parte de las métricas incluyen también la abundancia, aunque en términos de abundancia relativa y referida únicamente a diatomeas. Solamente dos regiones incluyen en su

métrica nacional la valoración de las perturbaciones o alteraciones indeseables (Flandes y Países Bajos). Por otra parte, hay 5 naciones que recogen la presencia de tapetes bacterianos en sus protocolos de campo, pero no lo incluyen en la métrica nacional de fitobentos.

Varios sistemas nacionales basan sus valoraciones para el fitobentos en métricas ya existentes que se basan en medias ponderadas (índice IPS⁹, índice IBD, índice TDI^{10,11,12,13,14}). Hay dos estados que utilizan el índice TDI y cuatro estados que utilizan el índice IPS para la evaluación del fitobentos.

Sin embargo, otros estados han desarrollado métodos nuevos para la implementación de la Directiva Marco. Estas nuevas metodologías se basan en la abundancia relativa de especies indicadoras positivas y negativas, y a menudo han sido calculados para cada tipo. En algunos casos, conjuntamente con valoraciones basadas en métricas ponderadas.

El estado español (representado por Galicia-NWSpain) propone el índice MDIAT (multimétrico de diatomeas) Este índice MDIAT está compuesto por:

- un promedio de varios índices calculados usando el programa OMNIDIA¹⁵ (SHE¹⁶+ SLAD¹⁷+ IDG¹⁸+ TDI¹²+ IPS+ L&M¹⁹)
- y métricas de taxones sensibles, respecto a la comunidad de diatomeas de referencia en los pequeños y medianos ríos de Galicia (FPSS+ PABSS), donde FPSS es el porcentaje de riqueza de taxones sensibles, y PABSS es el porcentaje de abundancia de taxones sensibles (ambas métricas desarrolladas por Galicia).

El grupo de intercalibración GIG Mediterráneo tampoco incluye los cuatro elementos de la definición normativa en sus métricas nacionales. Todos los métodos valoran la composición taxonómica únicamente del grupo de diatomeas y utilizan datos de abundancia relativa (no absoluta). Las perturbaciones indeseables y la presencia o no de tapetes bacterianos no se incluyen en las metodologías para la valoración del fitobentos.

España utiliza como métrica nacional el índice IPS. Portugal utilizan el índice IPS y el índice CEE (Descy et Coste, 1990) y Francia, el índice IBD (AFNOR NF T 90 354, 2000).

Por otra parte en España, las principales metodologías establecidas y/o utilizadas por las Administraciones del agua o confederaciones competentes respecto a este componente del sistema se exponen en la Tabla 1.

Es de destacar que los métodos de evaluación más extendidos son el índice IPS y el índice IBD.

Metodología	Pais Vasco Norte	Galicia Costa	Duero	Tajo	Guadiana	C. Atlántica Andaluza	Guadalquivir C. Mediterránea Andaluza	Segura	Júcar	Ebro	Cataluña	Baleares	Canarias
CEN EN 13946:2003 Water Quality. Guidance standard for routine sampling and pre-treatment of benthic diatoms from rivers.	X	X	X	X	X			X	X	X		X	-
Protocolos de muestreo y análisis para fitobentos. Confederación Hidrográfica del Ebro. 2005.		X	X	X		X	X	X					-
IPS (CEMAGREF, 1986)	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X		-
IBD (Prygiel y Coste, 1998)	X		X	X	X	X	X	X	X	X			-
CEE (Lange-Bertalot, 1979)			X	X	X	X		X	X				-
Multimetric approach IDAP, IDG, SHE, TDI and IPS		X	X			X						X	-

Tabla 1 Metodologías aplicadas por los distintos organismos de cuenca. Tomado de Javier Ruza, 2007: "Design of inland water monitoring networks in Spain". Whorkshop on surface waters monitoring networks. Ispra feb.2007.

OBJETIVOS DEL EJERCICIO DE INTERCALIBRACIÓN

El ejercicio de Intercalibración, para cada elemento de calidad biológico a considerar en la determinación de estado ecológico según el anexo V de la DMA, pretende:

- evaluar la conformidad de los diferentes sistemas de clasificación nacionales con las definiciones normativas de la DMA para la clasificación del estado ecológico,
- evaluar la comparabilidad de los sistemas de clasificación de los Estados miembro de la Unión Europea, en especial los resultados del control biológico,
- y garantizar que los límites entre clases de estado sean valorados de forma comparable y consensuada entre los Estados miembro, en especial los límites entre las clases de estado muy bueno y bueno, así como el correspondiente a los objetivos ambientales, es decir, el límite entre estado bueno y moderado.

El WFD Common Implementation Strategy (CIS) Working Group on Ecological Status Group A - Ecological Status (ECOSTAT) es el responsable de la evaluación de los resultados del ejercicio de intercalibración y hacer las recomendaciones oportunas al Strategic Co-ordination Group or WFD Committee^{20 y21}.

GRUPOS GEOGRÁFICOS DE INTERCALIBRACIÓN Y TIPOLOGÍAS

Para las masas de agua de la categoría ríos en el ejercicio de intercalibración se han establecido cinco grupos geográficos afines, denominados Grupos Geográficos de Intercalibración (GIG). Cada uno de estos grupos es responsable de unos tipos de ríos en áreas geográficas definidas como: GIG Mediterráneo, GIG Central-Báltico, GIG Alpino, GIG Norte y GIG Continental-Este²².

Dentro del Grupo Central-Báltico, se definieron seis tipologías de intercalibración, Tabla 2, y cuatro en el Grupo Mediterráneo, Tabla 3.

En relación con el ejercicio de intercalibración, en la Península Ibérica fueron identificados ríos asociados a tres Grupos Geográficos de Intercalibración: Alpino (zona pirenaica), Central-Báltico (ríos cantabro atlánticos) y Mediterráneo.

De los cuatro grupos de intercalibración geográficos (Norte, Central Báltico, Alpino y Mediterráneo) que han trabajado el indicador biológico fitobentos, el estado español ha participado en tres de ellos.

Los tipos existentes en la CAPV son pertenecientes al grupo geográfico de intercalibración Central-Báltico (GIG-CB) y al grupo de intercalibración de ríos mediterráneos (GIG-MED).

Tipo	Caracterización del río	Superficie de la cuenca (km ²)	Altitud y geomorfología	Alcalinidad (meq/l)	Países que comparten los tipos intercalibrados
R-C1	Pequeño, tierras bajas, silíceo, arena	10-100	Tierras bajas, dominado por sus-trato arenoso (tamaño pequeño de partícula), 3-8 m de anchura de cauce	> 0,4	Bélgica (Flandes), Alemania, Dinamarca, Francia, Italia, Lituania, Países Bajos, Polonia, Suecia, Reino Unido
R-C2	Pequeño, tierras bajas, silíceo, roca	10-100	Tierras bajas, material rocoso 3-8 m de anchura de cauce	< 0,4	España, Francia, Irlanda, Portugal, Suecia, Reino Unido
R-C3	Pequeño, altura media, silíceo	10-100	Altitud media, roca (granito), sus-trato de grava, 2-10 m de anchura de cauce	< 0,4	Austria, Bélgica (Valonia), República Checa, Alemania, Polonia, Portugal, España, Suecia, Francia, Letonia, Luxemburgo, Reino Unido
R-C4	Mediano, tierras bajas, litología mixta	100-1 000	Tierras bajas, sustrato mixto de grava y arenas, 8-25 m de anchura de cauce	> 0,4	Bélgica (Flandes), República Checa, Alemania, Dinamarca, Estonia, España, Francia, Irlanda, Italia, Lituania, Luxemburgo, Países Bajos, Polonia, Suecia, Reino Unido
R-C5	Grande, tierras bajas, litología mixta	1 000-10 000	Tierras bajas, zona de barbo, variaciones de velocidad, máxima altitud de cuenca: 800 m > 25 m de anchura de cauce	> 0,4	República Checa, Estonia, Francia, Alemania, España, Irlanda, Italia, Letonia, Lituania, Luxemburgo, Países Bajos, Polonia, Suecia, Reino Unido
R-C6	Pequeño, tierras bajas, calcáreo	10-300	Tierras bajas, sustrato de grava (caliza), 3-10 m anchura de cauce	> 2	Dinamarca, Estonia, España, Francia, Irlanda, Italia, Polonia, Lituania, Luxemburgo, Suecia, Reino Unido

Tabla 2 Tipos de intercalibración dentro del Grupo Geográfico de Intercalibración Central-Báltico

Tipo	R-M1	R-M2	R-M4	R-M5
Superficie de la cuenca (km ²)	10-100	100-1000	10-1000	10-100
Altitud (m)	200-800	<400	400-1500	<300
Geología	Mixta	Mixta	No silícea	Mixta
Régimen	Altamente estacional	Altamente estacional	Altamente estacional	Temporal
Países que comparten los tipos intercalibrados	España, Francia y Portugal	España, Francia y Portugal	España y Francia	España y Portugal

Tabla 3 Tipos de intercalibración dentro del Grupo Geográfico de Intercalibración Mediterráneo

PROCESO DE INTERCALIBRACIÓN

El proceso de Intercalibración comprende los tres siguientes pasos:

- Evaluación de los métodos nacionales, de las condiciones de referencia y de los valores frontera establecidos.
- Comparación de los valores frontera entre el Muy Buen estado y el Buen estado y el valor frontera entre el Bueno-Moderado de cada miembro en una escala común. Para esto, se usa la regresión lineal obtenida entre los EQRs del índice multimétrico común (ICM²³) y del método nacional de cada estado participante. En el caso de fitobentos el ICM fue derivado de dos métricas de amplio uso – IPS y TI²⁴. Los valores límite entre el Muy Buen estado y el Buen estado y el valor frontera entre el Bueno-Moderado estado son transformados a valor ICMi usando la ecuación de regresión obtenida. El principio básico de la intercalibración ha sido que todos los países participantes hayan enviado su serie de datos cubriendo la mayor amplitud posible de escenarios.

- Armonización: Se calcula un valor medio de los valores fronteras anteriormente señaladas respecto del ICMi incluyendo únicamente los valores de los estados miembros cuyos métodos y valores frontera fueron aceptados por el grupo GIG correspondiente. Así se estableció una banda de armonización como un rango de valores que permitía establecer que métodos eran homólogos y cuales necesitaban ajustes para corregir las diferencias.

CONCLUSIONES DE INTERCALIBRACIÓN

A finales de 2008 para el componente biológico asociado a organismos fitobentónicos de ríos la situación del ejercicio de intercalibración se puede considerar como muy avanzada^{25 y 26} ya que se dispone de resultados finales.

Así el 10 de diciembre de 2008 fue publicada la Decisión de la comisión de 30 de octubre de 2008 por la que se fijan, de conformidad con la directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, los valores de las clasificaciones de los sistemas de seguimiento de los estados miembros a raíz del ejercicio de intercalibración.

En la Tabla 5 y Tabla 4 se muestra los valores límites establecidos para organismos fitobentónicos en el ejercicio de intercalibración correspondientes a

los Grupo Geográfico de intercalibración Mediterráneo y Central Báltico

Tipo y país	Sistemas nacionales de clasificación intercalibrados	Índices de calidad ecológica	
		Límite muy bueno-bueno	Límite bueno-aceptable
R-M1			
Francia	Classification française DCE Índice Biológico de Diatomeas (IBD) Norma AFNOR NF T 90-354 (2000) y circular MEDD/DE/MAGE/ BEMA 05 n° 14 de 28 de julio de 2005, modificada el 13 de junio de 2007	0,93	0,80
Portugal	Índice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)	0,84	0,62
España	Índice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)	0,90	0,67
R-M2			
Francia	Classification française DCE Índice Biológico de Diatomeas (IBD) Norma AFNOR NF T 90-354 (2000) y circular MEDD/DE/MAGE/ BEMA 05 n° 14 de 28 de julio de 2005, modificada el 13 de junio de 2007	0,93	0,80
Portugal	Índice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)	0,84	0,62
España	Índice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)	0,93	0,70
R-M4			
España	Índice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)	0,91	0,68
R-M5			
Portugal	Índice europeo (CEE)	0,85	0,64
España	Índice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)	0,95	0,71

Tabla 4 Grupo Geográfico de intercalibración Mediterráneo. Ríos. Indicador de calidad biológica: Organismos fitobentónicos. Índices de calidad ecológica de los sistemas nacionales de clasificación intercalibrados:

País	Sistemas nacionales de clasificación intercalibrados	Tipo	Índices de calidad ecológica	
			Límite muy bueno-bueno	Límite bueno-aceptable
Austria	Método multimétrico que consta de 3 módulos/métricos (índice trófico, índice saprobico, especie de referencia)	Todos los tipos, altitud < 500 m	0,70	0,42
		Todos los tipos, altitud > 500 m	0,71	0,42
Bélgica (Flandes)	Proportions of Impact-Sensitive and Impact-Associated Diatoms (PISIAD)	Todos los tipos	0,80	0,60
Bélgica (Valonia)	Índice de Polluosensibilité Spécifique (IPS) Norma AFNOR NF T 90-354 y «Provisional Definition of the Good Status», Ministerio de la Región Valona (2007)	Todos los tipos	0,93	0,68
Estonia	Índice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)	Todos los tipos	0,85	0,70
Francia	Classification française DCE Índice Biológico de Diatomeas (IBD) norma AFNOR NF T 90-354 (2000) y circular MEDD/DE/MAGE/ BEMA 05 n° 14 de 28 de julio de 2005, modificada el 13 de junio de 2007	Tipos nacionales 1, 2 y 4	0,93	0,80
		Tipo nacional 3	0,92	0,77
Alemania	Deutsches Bewertungsverfahren für Mak-rophyten und Phytobenthos (PHYLIB)	R-C1	0,67	0,43
		R-C3	0,67	0,43
		R-C4	0,61	0,43
		R-C5	0,73	0,55
Irlanda	Forma revisada del Trophic Diatom Index (TDI)	Todos los tipos	0,93	0,78
Luxemburgo	Índice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)	Todos los tipos	0,85	0,70
Países Bajos	KRW Maatlat	Todos los tipos	0,80	0,60
España	Diatom multimetric (MDIAT)	Todos los tipos	0,93	0,70
Suecia	Métodos suecos de evaluación, reglamentos EPA suecos (NFS 2008:1) basados en el Índice de Polluosensibilité Spécifique (IPS)	Todos los tipos	0,89	0,74
Reino Unido	Diatom Assessment for River Ecological Status (DARES)	Todos los tipos	0,93	0,78

Tabla 5 Grupo Geográfico de intercalibración Central/Báltico. Ríos. Indicador de calidad biológica: Organismos fitobentónicos. Índices de calidad ecológica de los sistemas nacionales de clasificación intercalibrados:

El trabajo de intercalibración sobre el fitobentos de los distintos grupos geográficos²⁵ ha puesto de manifiesto los siguientes problemas:

- la dificultad en seleccionar los sitios de referencia; ya que los estados miembro adoptaron diversos enfoques para su selección. Los protocolos para la selección de sitios de referencia no permiten confirmar que las presiones actuales se determinan de la misma

forma por todos los participantes del ejercicio de intercalibración. Las categorías de uso del suelo, por ejemplo, pueden representar una muy amplia gama de cargas efectivas de nutrientes, algunos tipos de contaminación puntual pueden haberse obviado; y en algunos protocolos de investigación se han incluido criterios finales que implican diferentes criterios biológicos y en otros no

- la tipología de intercalibración no discrimina entre los lugares de referencia,
- existe un fuerte gradiente trófico entre los propios sitios de referencia,
- no queda claro si las diferencias que hay entre estados miembro se debe a los procedimientos de monitoreo o a diferencias ecológicas reales.
- solo se han considerado como presiones relevantes la eutrofización y la contaminación orgánica (no se ha considerado el posible efecto o la interacción de la acidificación, alteraciones hidromorfológicas, sustancias tóxicas...).

Como conclusiones y recomendaciones generales del ejercicio de intercalibración destacan las siguientes:

- se necesita un estudio mayor acerca de la relación entre los cuatro componentes de la definición normativa (composición taxonómica, abundancia, alteraciones indeseables y tapetes bacterianos),

- debería incluirse un ejercicio de homogeneización taxonómica,
- se recomienda investigar cómo los estados miembro integran los elementos 'macrófitas' y 'fitobentos' en sus sistemas nacionales de valoración; ya que es posible que el resultado de una valoración de 'macrófitas y fitobentos' difiera de una que se basa únicamente en las diatomeas.

En referencia a la idoneidad de los resultados en la CAPV, confirmamos las deficiencias observadas por los grupos de intercalibración añadiendo la dificultad de establecer un sistema de valoración para el componente macrófitas

Respecto al elemento macrófitas se está participando en el ejercicio de intercalibración aunque sin resultados todavía. También en este componente biológico se han puesto de manifiesto las dificultades existentes para todos los grupos en la integración de ese elemento), por lo que todo lo referente al elemento flora vegetal se puede considerar como provisional.

3.2. ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS EN RÍOS SEGÚN LA INSTRUCCIÓN DE PLANIFICACIÓN HIDROLÓGICA (ORDEN ARM/2656/2008)

En España, la Orden ARM/2656/2008²⁷ por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica, define que para el elemento de calidad, flora acuática (organismos fitobentónicos), se utilicen los siguientes indicadores: Índice de Polusensibilidad específica (IPS) y/o Multimétrico de diatomeas (MDIAT).

Para su evaluación se utilizarán, siempre que sea posible, los valores de las condiciones medias anuales, las de referencia y de límites de cambio de clase para cada tipo de río que se detallan en la Tabla 6. En la mayoría de los tipos se utiliza el IPS y, solamente se incluye el MDIAT en las tipologías silíceas del Norte de España.

Tipo	Indicador	REF	EQR (MB/B)	EQR (B/M)	EQR (M/D)	EQR (D/MM)
9 Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	IPS	17,5	0,96	0,72	0,48	0,24
12 Ríos de montaña mediterránea calcárea	IPS	17	0,94	0,70	0,47	0,23
26 Ríos de montaña húmeda calcárea	IPS	17,7	0,92	0,69	0,46	0,23
30 Ríos costeros cantabro-atlánticos	MDIAT	8,008	0,93	0,7	0,5	0,25
31. Pequeños ejes cantabro-atlánticos silíceos	MDIAT	8,008	0,93	0,7	0,5	0,25

Tabla 6 Tipologías de ríos presentes en la CAPV. Indicadores para valorar el elemento 'Organismos fitobentónicos' (IPS; MDIAT). Condiciones de referencia (REF); límites entre clases de calidad expresados como valores del Ecological Quality Ratio (EQR): muy bueno (MB), bueno (B), moderado (M), deficiente (D) y mala (MM). Fuente: Orden ARM/2656/2008.

4. ESTUDIO DE ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS EN RÍOS DE LA CAPV

En el ámbito de la CAPV el estudio del componente biológico de los ríos tiene ya un largo recorrido de más de 20 años, en especial en lo que se refiere a la fauna macroinvertebrada bentónica.

En 1985 la Diputación Foral de Bizkaia aborda un proyecto ambicioso denominado “Estudio de caracterización fisicoquímica y biológica de la Red Hidrográfica de Bizkaia”^{28,29} llevado a cabo entre 1985 y 1987, y en el que se abordaba por primera vez un estudio ecológico integral de los ríos la CAPV.

Por otro lado, la Diputación Foral de Gipuzkoa comenzó por las mismas fechas los primeros controles fisicoquímicos de agua en la red hidrológica de Gipuzkoa. A partir de este momento se incorporan más puntos de muestreo, así como nuevos grupos de indicadores (algas, macroinvertebrados, peces). Así, en el año 1987 se inició el análisis de la calidad biológica mediante el uso de macroinvertebrados bénticos como indicadores biológicos y el cálculo de índices bióticos.

En 1988 y recogiendo lo ya realizado en los Territorios Históricos mencionados, el Gobierno Vasco comenzaba su implicación en el conocimiento de la calidad de los ecosistemas acuáticos, en particular ríos, mediante el uso de los macroinvertebrados y los denominados índices bióticos.

En 1992, el Gobierno Vasco publicaba el estudio denominado “Caracterización Hidrobiológica de la Red Fluvial de Álava y Gipuzkoa”³⁰, en el que se habían realizado investigaciones encaminadas a conocer y analizar los valores de diversas condiciones fisicoquímicas del ambiente fluvial, junto con otros aspectos climáticos y fisiográficos de las cuencas fluviales. También era descrito el componente biológico que se utilizaba para la caracterización biótica, relacionando estos datos con los abióticos.

Por otra parte, en este estudio se realizó un estudio de la población de peces, macrófitos, etc., así como la determinación de especies y comunidades indicadoras, proponiendo una metodología para la evaluación de la calidad biológica de las aguas fluviales de la CAPV.

Tomando como punto de partida dichos estudios, el entonces Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente decidió abordar en el año 1993 los trabajos de definición y puesta en marcha de “Red de Vigilancia de la Calidad de las Aguas y del Estado Ambiental de los Ríos de la CAPV”.

Por otro lado, y como ya lo hemos comentado anteriormente, otros gestores como la Diputación Foral de Guipúzcoa, comenzaba asimismo una serie de estudios globales sobre las aguas superficiales por lo que para principios de los 90 se disponía de un conocimiento previo de los sistemas fluviales muy completo.

Las Redes de vigilancia se concibieron con el objetivo de contar con un instrumento imprescindible para llevar a cabo una correcta planificación hidrológica y han progresado mediante la adecuación a los criterios que se establecieron a lo largo de los años de gestación de la DMA y por supuesto desde su publicación. La DMA ha sido el referente que ha ido marcando todas y cada una de las mejoras que se han ido incorporando a las redes de vigilancia, fruto de lo cual la CAPV cuenta con una red de vigilancia muy cercana a cumplir los requerimientos de seguimiento y control de la DMA.

En estas redes de vigilancia se aúnan metodologías tradicionales para la determinación de las características fisicoquímicas y microbiológicas de las aguas e indicadores que procesan estas concentraciones en índices de calidad, junto con la aplicación de metodologías biológicas tendentes a caracterizar el estado ambiental y la calidad ecológica de los ríos, estuarios y aguas litorales de la CAPV todo ello integrado en la denominada Red de vigilancia de la calidad de las masas de agua superficial de la CAPV.

Desde 1996 existe una valoración sobre la base de pigmentos fotosintéticos asociados al perifiton; y desde el año 2002 se realizan muestreos encaminados a la determinación de índices bióticos de organismos fitobentónicos, concretamente índice de sensibilidad a la polución específico (IPS) y el Índice Biológico de Diatomeas (IBD)

La serie de años de muestreo, la frecuencia de control y la densidad de puntos de muestreos ha dado lugar a que la Agencia Vasca del Agua como

gestora de la Red de vigilancia de la calidad de las masas de agua superficial de la CAPV disponga de una base de datos amplia generada a partir de un número de muestreos del orden de 800 para el análisis de pigmentos fotosintéticos y de más de 500 para la obtención de listados taxonómicos e interpretación mediante índices bióticos.

A partir de esta experiencia acumulada se considera que la comunidad de organismos fitobentónicos es un componente del sistema fluvial válido para evaluar el estado de las masas de agua en función de la vida vegetal microscópica.

4.1. PROTOCOLO DE MUESTREO, SEPARACIÓN Y ANÁLISIS DE ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS EN RÍOS DE LA CAPV

El grado de cumplimiento de las definiciones normativas de la DMA (Anexo V) se inicia con el tipo de muestreo, el nivel taxonómico de identificación, la naturaleza de los datos recopilados, etc.

Materiales

Equipo personal: botas de pescador, guantes de goma.

Material de muestreo: viales de plástico, cepillo, cutre, cuadrante para fijar superficie de muestreo sobre las piedras, rotulador resistente al agua, formol (4%), hojas de campo y lapicero y cámara de fotos

Consideraciones previas

Tramo de muestreo: La toma de muestras se realiza en una zona de rápidos con una velocidad de corriente de unos 20 cm seg.⁻¹ y en un tramo bien iluminado para evitar el efecto de la deriva y deposición de algas microscópicas, que podría interferir con los resultados.

Selección de la época de muestreo: Los periodos de muestreo se corresponde con primavera-temprana (mayor potencialidad biológica y condiciones de elevado caudal) y/o verano-tardío (mayor estrés biológico y caudales más bajos).

Trabajo de campo

Se completa un protocolo de campo basándose en la Normativa CEN TC 230 (Guidance for routine sampling of benthic algae in shallow swift running waters) y que incluye: la cobertura de perifiton, el tipo de sustrato, el % de sombreado del cauce y la claridad del agua.³¹

El protocolo de muestreo de recogida de muestra vegetal biológica del lecho y el protocolo de identificación, recuento e interpretación de muestras de diatomeas bentónicas de ríos se basa en procedimientos internacionales estandarizados

incluidos en la legislación española como Normas AENOR^{32,33}.

El muestreo se debe realizar en sustratos duros y lo más estables posible (bloques>cantos>guijarros). En todos los casos se debe raspar (con un bisturí, con una navaja o con un cepillo de dientes) únicamente la cara superior de los sustratos. En arroyos de curso lento, es conveniente agitar las piedras seleccionadas en la zona de corriente para facilitar el desprendimiento de las especies accidentales y la eliminación de los depósitos de materiales orgánicos o minerales, además de las células muertas.

Se seleccionan entre 2 y 5 piedras (en función de la diversidad aparente del perifiton) y se procede a recoger todas las algas de un área definida (utilizando el bisturí, cutter y cepillo de dientes), integrando los materiales recogidos de cada piedra en una única muestra mixta.



En todos los casos se debe raspar únicamente la cara superior de los sustratos. En arroyos de curso lento, se deben agitar las piedras seleccionadas en la zona de corriente para facilitar el desprendimiento de las especies accidentales y la eliminación de los depósitos de materiales orgánicos o minerales, además de las células muertas.

En los procedimientos internacionales estandarizados (Normativa CEN TC-230) se indica que se deben tomar como mínimo 5 réplicas; sin embargo, en los ríos de la CAPV la variabilidad es pequeña y se ha comprobado que es suficiente con una única muestra integrada tal como se ha explicado anteriormente.



Si junto al estudio de diatomeas se pretende realizar la determinación de pigmentos fotosintéticos se toman dos muestras de perifiton que, tras mezclarse, se dividen en dos fracciones idénticas.

La muestra para la determinación de pigmentos se conserva en frío y en oscuridad hasta ser tratada en el laboratorio.

La muestra para la identificación de las diatomeas bentónicas y el cálculo de índices bióticos (IBD e IPS), será fijada con formol al 4% pudiendo conservarse sin problemas hasta su análisis en el laboratorio.

Determinación de pigmentos e índices asociados

La cuantificación de los pigmentos fotosintetizadores se realiza para estimar la biomasa y capacidad de fotosíntesis de los productores primarios (en este caso de las algas bentónicas) La relación entre las distintas clases de pigmentos es indicativa tanto de la composición taxonómica de la muestra como del estado fitofisiológico del ecosistema fluvial.

La clorofila a puede sobreestimarse por incluir feopigmentos (y otros productos de degradación de la clorofila) que absorben cerca de la misma longitud de onda que la clorofila a, por lo que es recomendable utilizar la metodología de Lorenzen³⁴, que implica la filtración sobre un filtro de fibra de vidrio (Whatman GF/C), y extracción de clorofila con acetona al 90%, centrifugación de la muestra (a unas 2000 rpm

durante 10 minutos) y lectura de absorbancia a distintas longitudes de onda según los procedimientos estandarizados. Si la muestra no contiene pigmentos de degradación se aplica el método tricromático de Jeffery y Humphrey³⁵.

La necesidad de analizar el estado fitofisiológico de los tramos fluviales como otro parámetro en los diagnósticos de calidad de las aguas estriba en el distinto comportamiento de las masas de agua frente al crecimiento de productores primarios (microfitos y macrofitos) según su pertenencia a un sistema fotosintético.

En los ecosistemas fluviales existen dos tipos de estados fitofisiológicos, establecidos en base a las concentraciones de los fotopigmentos: Fotosistema I y Fotosistema II.

Para la valoración del estado fitofisiológico se calculan tanto el Índice de Margalef (índice pigmentario D430/D665) como el Índice de Clorofilas (IC).

El índice de clorofilas (IC) expresa de forma más evidente la discriminación de ambos tipos de sistemas que el índice (D430/D665), y se corresponde con el cologaritmo de la relación (a/b-f), siendo a, la clorofila a; b, la clorofila b y f, los feopigmentos. Según el índice de clorofilas se establece la siguiente clasificación de estados fitofisiológicos:

- SISTEMA I. Implica un elevado crecimiento algal del ecosistema fluvial, un estado de sobresaturación de clorofila "a" (biomasa vegetal) y manifestación de la eutrofización o hipereutrofización. Implica valores negativos del índice de clorofilas.
- SISTEMA II. Implica condiciones naturales en el metabolismo algal, con un equilibrio entre la producción y la asimilación por parte del ecosistema. Implica valores positivos del índice de clorofilas.

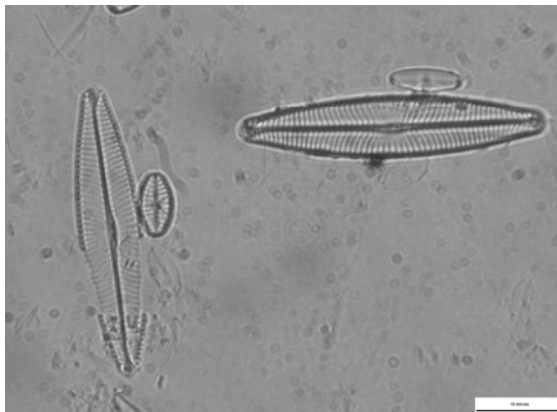
El índice pigmentario de Margalef, D430/D665 mide la relación entre la concentración de todos los pigmentos (carotenos, xantofilas y clorofilas a, b, c, d) y la concentración exclusivamente de clorofilas es mayor donde el cociente producción/biomasa es menor (Margalef, 1972).

La presencia de la clorofila a viene determinada por la absorción a 665 nm de longitud de onda y el

resto de los pigmentos absorben con preferencia a 430 nm.

La abundancia de clorofila a caracteriza a una población de síntesis rápida, en crecimiento activo. En cultivos viejos y, en general, en todas las poblaciones que muestran baja productividad, la concentración en pigmentos totales es baja, pero sin embargo la razón D430/D665 crece por la más rápida degradación de la clorofila a.

Margalef estima que el índice (D430/D665) también podría utilizarse para discriminar la pertenencia a un Sistema u otro ya que adquiere valores más bajos cuando predomina la clorofila a (Sistema I) e incrementándose la relación cuando existen otros pigmentos (Sistema II) o cuando la clorofila se empieza a degradar aumentando los productos de degradación entre los que se encuentra la feofitina (Margalef, 1983). También dice que el índice de pigmentos (D430/D665) en material de ríos contaminados es anormalmente alto (Margalef, 1983).



Identificación de diatomeas

Para la identificación, enumeración e interpretación de las muestras de diatomeas bentónicas se siguen procedimientos internacionales estandarizados³² y se realiza en las preparaciones permanentes realizadas con NAPHRAX

Sobre las preparaciones permanentes no se determina la abundancia de algas bentónicas (diatomeas) en sentido estricto, sino que se realiza un recuento con el objeto de poder aplicar los índices, que se detallan más adelante.

Como tratamientos previos antes de proceder al estudio para la identificación de las diatomeas bentónicas se deben realizar los siguientes pasos:

- Resuspensión y agitación del contenido de los botes de muestreo; extracción de 2 ml de muestra y depositarlos en un tubo de ensayo
- Añadir 8 ml de peróxido de hidrógeno concentrado (110 o 130 vol) para destruir la materia orgánica. Para que el proceso pueda completarse son necesarias unas 12 horas a temperatura ambiente. Si se quiere acelerar el proceso se pueden colocar los tubos en un baño de agua caliente. En cualquier caso la duración del tratamiento dependerá de la cantidad de materia orgánica presente en la muestra. Al final debe obtenerse una solución ligeramente blanquizca
- Adición de algunas gotas de ácido clorhídrico para eliminar los carbonatos de calcio presentes. Este paso también puede ser previo al tratamiento con el peróxido de hidrógeno
- Realizar tres o cuatro lavados con agua destilada mediante una centrifugación a velocidad lenta (1.500 rpm)
- Recuperar la suspensión en agua destilada y tomar algunas gotas de la suspensión obtenida para depositarlas en un cubreobjetos
- Dejar secar a temperatura baja (<40°C) para evitar la formación de agregados de células, en particular en los bordes de las preparaciones. Se deben utilizar preferentemente cubreobjetos redondos y finos.
- Realizar una última limpieza del material con etanol y tolueno y dejar evaporar en una placa caliente
- Depositar tres gotas de una resina de alto índice de refracción sobre el portaobjetos. La resina más utilizada es NAPHRAX, con índice de refracción 1,7.
- Colocar el cubreobjetos sobre la gota de resina del portaobjetos y situar éste sobre una placa caliente
- Después de la ebullición de la resina retirar el portaobjetos de la placa caliente y colocarlo sobre una superficie plana
- Aplicar una ligera presión sobre el cubreobjetos para asegurar un reparto en un plano horizontal del material. Esta última etapa puede repetirse cuantas veces sea necesario para asegurarse un

buen reparto del material. Basta con situar la preparación sobre una placa caliente

- Proceder a la observación microscópica una vez que la resina se haya solidificado y la preparación esté fría.

Se deben realizar inventarios de 400 individuos observando la preparación con el mayor aumento posible (x 100 inmersión).

Para la realización de los recuentos celulares es fundamental realizar recorridos sobre el portaobjetos siguiendo una línea quebrada que garantice no repetir varias veces el mismo recorrido. Este tipo de recuento tiene algunas características específicas:

- no permite diferenciar los frústulos completos (dos valvas) de las valvas separadas

- no permite diferenciar las valvas o los frústulos vacíos, que suelen representar células muertas en el momento del muestreo
- no se deben cuantificar los frústulos o valvas demasiado deteriorados. Sólo se toman en consideración aquellos que representen al menos 3/4 partes de la célula completa y que sean perfectamente identificables.

Si el recuento es inferior a 400 individuos deben repetirse la operación en cuantas preparaciones sea preciso hasta completar ese número.

Las métricas e índices se calculan mediante el software Omnidia 4 v3.8. Por cada muestra se facilita el número de especies presentes, inventario florístico y abundancia relativa (tanto por mil).



Figura 4. Tratamientos previos antes de proceder al estudio de las muestras de los diferentes grupos algales.

4.2. MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS EN RÍOS EN LA CAPV

A pesar de que el Anexo V de la Directiva 2000 (60/CE) trata “macrófitos y fitobentos” como un único elemento biológico, en la CAPV se ha decidido desarrollar métodos independientes para macrófitos y para fitobentos, al igual que otros muchos países participantes en el ejercicio de intercalibración. De igual manera se usan valoraciones relativas a diatomeas como aproximación a la valoración de fitobentos.

Debe considerarse que un método de valoración de fitobentos no debe necesariamente considerar todas las propiedades dadas en las definiciones normativas del anexo V de la DMA, bien porque estén consideradas en un método de valoración de macrófitos que se use en paralelo al método de fitobentos o porque se pueda demostrar que existe una relación entre las propiedades de las definiciones normativas que demuestre que la medida de una propiedad permite determinar una clasificación en un estado u otro.

En la Red de seguimiento del estado ecológico de los ríos de la CAPV se calcula el índice IPS (Índice de polusensibilidad específica)^{36,37} sobre la base del programa Omnidia¹⁵.

El índice multimétrico de diatomeas (MDIAT) no ha sido aplicado en los ríos de la CAPV, debido a que incluye métricas de taxones sensibles, respecto a la comunidad de diatomeas de referencia en los pequeños y medianos ríos de Galicia de tipo silíceo.

La aplicación de cualquiera de estos dos índices requiere en la práctica de una adaptación a las peculiaridades de cada sistema hidrográfico. Ya que parece lógico que será necesario ajustar el valor del índice en algunas ecorregiones; así como, que la sensibilidad de algunas especies sea distinta según las condiciones ambientales propias de la región o las características del sustrato (silíceo o calizo).

Hasta la fecha, no se ha realizado un ajuste tan preciso por ecorregión para el cálculo del IPS. Sin embargo, el uso de un número suficientemente amplio de datos y la determinación de sitios de referencia para los tipos de ríos permiten obtener la valoración del IPS para dichas condiciones de referencia.

Por ello el índice IPS ha sido seleccionado en los tipos de ríos de la CAPV para valorar el estado a partir de los datos de organismos fitobentónicos.

Relativo a los Índices de diatomeas en Europa en los últimos años se han propuesto más de una veintena de métodos para evaluar la calidad del agua de los ríos en función de sus poblaciones de diatomeas.

La mayor parte de los índices que utilizan algas se basan en la propuesta de Zelinka & Marvan³⁸, que tiene en cuenta tanto la abundancia de los taxones como su sensibilidad a la polución y su valor indicador. Las diferencias fundamentales entre los índices se basan en los taxones utilizados y en los valores de los coeficientes de sensibilidad y los valores indicadores. Muchos de estos índices pueden calcularse de forma automática mediante diferentes aplicaciones informáticas.

En el marco de la Red de vigilancia de la calidad de las masas de agua superficial de la CAPV se han utilizado dos índices bióticos para el estudio de organismos fitobentónicos: índice de sensibilidad a la polución específico (IPS)³⁶ y el Índice Biológico de Diatomeas (IBD)³⁹,

El índice de sensibilidad a la polución específico (IPS) se calcula sobre la base de medias ponderadas de los valores de sensibilidad a la contaminación (Sj), valor indicador de contaminación (Vj) y abundancia relativa de la especie (j). En su primera versión se basaba en 263 especies y taxones infraespecíficos y propuso una valoración de 1 a 20 de calidad ambiental creciente. Desde el año de su propuesta este índice ha sido reciclado, puesto al día de forma constante y en la última versión incluye 2500 taxones (incluidos los sinónimos).

El Índice Biológico de Diatomeas (IBD), homologado como Norma AFNOR está integrado en Francia en un sistema más amplio de evaluación de la calidad de los cursos de agua (SEQbio). El Índice Biológico de Diatomeas (IBD) ha sido desarrollado por las agencias del agua de Francia con el objetivo de ampliar a todo el país un método puesto en marcha en primer lugar en la cuenca del Sena, y las agencias del agua de Ródano-Mediterráneo-Córcega y Artois-Picardie. El trabajo de los últimos años se ha centrado en facilitar los cálculos reduciendo, en la

medida de lo posible el número de taxones para los que se conoce su grado de tolerancia y potencialmente utilizables. En este contexto, se han definido una serie de especies equivalentes ecológicamente, aunque diferentes taxonómicamente, tratando de reducir al máximo el número de las especies difícilmente diferenciables con los métodos convencionales o que requieren un grado mayor de especialización. Este proceso condujo a un inventario final de 209 taxones empleados en el cálculo del IBD, de ellos unos 73 se encuentran asociados a otros 53, los restantes son especies únicas.

En el caso de ambos índices (IPS e IBD) los análisis de coinercia permiten obtener un perfil de probabilidad de la presencia y de la abundancia de cada uno de los taxones que se utilizan en el cálculo. Los ejes de ordenación permiten separar tanto la contaminación orgánica como la salina.

En el cálculo de los índices intervienen tanto la abundancia como el valor indicador, que refleja la distribución del taxón en las clases de calidad de agua. Si el perfil de probabilidad de una especie dada se extiende por todas las clases de calidad su valor indicador será pequeño. Si por el contrario, su perfil se restringe a una única clase de calidad su valor indicador será muy elevado.

Tanto el índice IBD como el IPS han sido concebidos para su aplicación en cursos de agua, a excepción de zonas salinas. Siempre que se respeten las recomendaciones para los muestreos ambos índices nos permiten evaluar la calidad biológica de una estación concreta, controlar la evolución temporal de la calidad biológica de una estación, etc.

Ambos índices han pasado el ejercicio de intercalibración y su cálculo se realiza sobre la base del programa Omnidia ¹⁵.

Resumiendo, el cálculo se hace calculando la frecuencia ponderada de un taxón ficticio representativo de la comunidad para cada una de las clases de calidad, determinando el baricentro de siete frecuencias ponderadas y transformando este valor en una escala de 1 al 20.

El componente macrófitos no es el objeto de este documento. Actualmente dentro de los trabajos de la Red de vigilancia de la calidad de las masas de agua superficial de la CAPV, se ha propuesto un método de interpretación de resultados y de valoración mediante el índice ECV. Este índice trata de establecer una estimación cuantitativa del grado de conservación de los tramos fluviales sobre la base de una serie de características estructurales, que afectan de forma directa a la actual configuración del componente vegetal en estos ecosistemas. El ECV funciona como un método multimétrico y se calcula mediante una estima cuantitativa del grado de conservación de los tramos fluviales sobre la base de una serie de características estructurales, que afectan de forma directa a la configuración del componente vegetal en estos ecosistemas

Sin embargo la valoración de macrófitos mediante el índice ECV valoración se considera que es una propuesta metodológica inicial y que se debe contrastar con otras experiencias similares en el marco de un ejercicio de intercalibración.

5. ASIGNACIÓN DE TIPOLOGÍAS DE LA CATEGORÍA RÍOS EN LA CAPV

La DMA establece que las masas de agua superficial de cada demarcación hidrográfica se clasificarán en la categoría de ríos, lagos, aguas de transición o aguas costeras. De acuerdo con su naturaleza, podrán clasificarse como naturales, artificiales o muy modificadas. Para cada categoría de agua superficial, las masas pertinentes de aguas superficiales de la demarcación hidrográfica se clasificarán por tipos. Estos tipos son los que se definen utilizando el sistema A o el B descritos en la sección 1.2 del anexo II de la DMA.

Esta agrupación de masas sirve para establecer para cada tipo sus características naturales y valores asociados a condiciones inalteradas, y así poder

establecer las denominadas condiciones de referencia, elemento clave para el establecimiento de objetivos ambientales y en la clasificación de estado. Estas condiciones de referencia deben obtenerse para cada tipo y asociarse a cada indicador de calidad biológica así como a ciertos indicadores de calidad fisicoquímica.

En el ámbito de la CAPV, en 2002 se realizó el estudio denominado Caracterización de las masas de agua superficiales continentales de la CAPV ⁴⁰ donde para las masas de agua de la categoría ríos se aplicó el sistema B de asignación de tipologías ya que se consideró que existía suficiente información de partida

como para responder a los factores obligatorios y a un amplio abanico de criterios optativos.

Por lo tanto, se preveía conseguir un grado de tipificación superior al sistema A y adaptado a las características hidrológicas de la CAPV.

El proceso planteado para la definición de tipologías fue una regionalización fisiográfica, seguido de una regionalización biológica y la realización de un contraste de la regionalización biológica con la tipificación fisiográfica, primando los criterios biológicos; por último se hizo una búsqueda de una coherencia con la tipificación existente en la vertiente mediterránea⁴¹ y un correcto ajuste de las regiones resultantes a límites geográficos y de gestión lo más claro que fuera posible (Figura 5 y Tabla 7).

Código	Descripción
RVP	Vasco Pirenaica
PRC	Pequeños Ríos Costeros
EJP	Ejes cantábricos Principales
RVC	Vasco Cantábrica
MH	Ríos de Montaña húmeda
MHd	Montaña húmeda subtipo divisoria
MM	Ríos de Montaña mediterránea
MMs	Montaña mediterránea subtipo Salado
D	Depresión
Dc	Depresión subtipo Rioja Alavesa
GR	Grandes ríos. (Ríos importantes)

Tabla 7 Tipologías establecidas en los ríos vascos. CAPV-2002

Posteriormente, en el año 2005 se realizó un estudio planteado con el mismo fin por el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX)⁴² para el conjunto del territorio español, Figura 6 y Tabla 8.

En este estudio, sin embargo, no se planteó el uso de información sobre las comunidades biológicas asociadas a las tipologías. Las tipologías determinadas en este estudio fueron publicadas en 2008 en el Boletín Oficial del Estado como Orden Ministerial²⁷.

Código	Descripción
9	Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados
22	Ríos cantabro atlánticos calcáreos
23	Ríos vasco pirenaicos
26	Ríos de montaña húmeda calcárea
29	Ejes fluviales principales cantabro-atlánticos calcáreos
30	Ríos costeros cantabro atlánticos
32	Pequeños ejes cantabro atlánticos calcáreos

Tabla 8 Tipologías establecidas en los ríos vascos. CEDEX-2005

En 2007, sobre la base de la tipología asignada a la categoría ríos por el CEDEX⁴² para el ámbito estatal, se ha realizado un ajuste para las masas de agua tipo río presentes en la CAPV y que fuera en buena parte acorde con los criterios plasmados en el trabajo de Caracterización de las masas de agua superficiales de la CAPV. De este ajuste se concluye que existe un total de 5 tipologías en la vertiente cantábrica y otras 5 en la vertiente mediterránea de la CAPV, Tabla 9 y Figura 7.

Esto ha implicado que un número reducido de masas de agua de la categoría río (4 en la vertiente mediterránea y 11 en la vertiente cantábrica) fueran reasignadas a otra tipología diferente de la inicialmente propuesta por el CEDEX.

Código 2007	Tipología GV 2007	Nº Masas
Vertiente Cantábrica		
22	Ríos cantabro-atlánticos calcáreos	34
23	Ríos vasco-pirenaicos	24
29	Ejes fluviales principales cantabro-atlánticos calcáreos	7
30	Ríos costeros cantabro-atlánticos	9
32	Pequeños ejes cantabro-atlánticos calcáreos	10
Vertiente Mediterránea		
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	14
12-1	Ríos de montaña mediterránea calcárea subtipo Salado	1
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	1
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	12
9	Ríos mineralizados de la baja montaña mediterránea	1

Tabla 9 Tipos existentes en los ríos de la CAPV

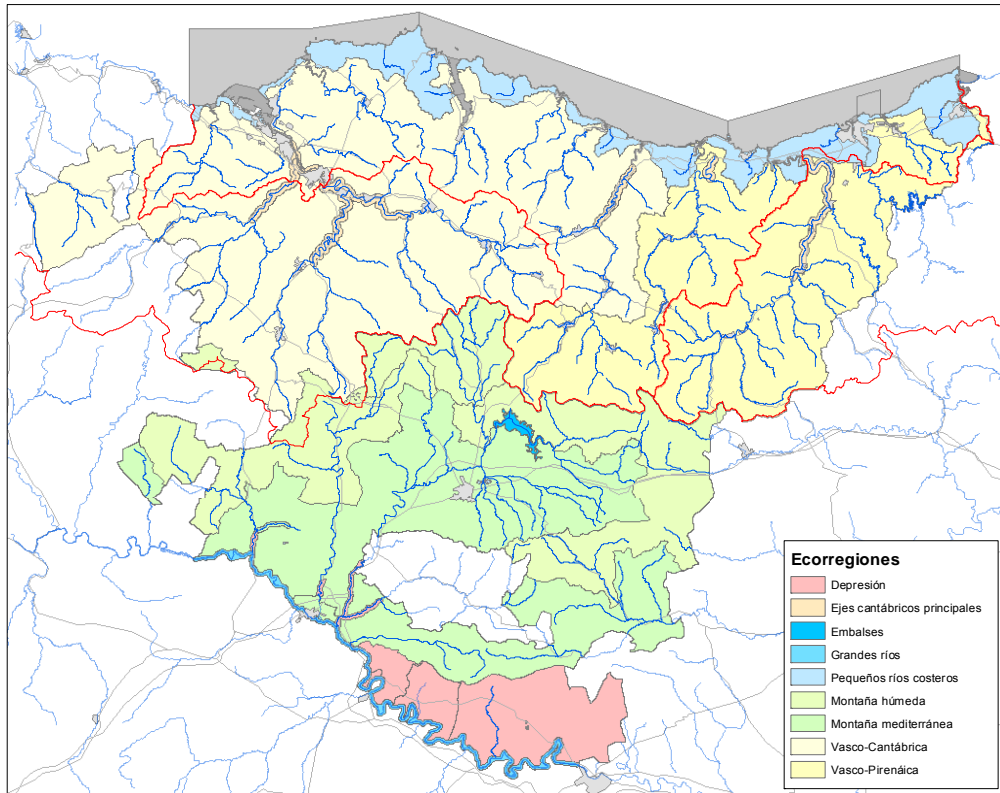


Figura 5. Mapa de las Tipologías. Categoría ríos. Caracterización de las masas de agua superficiales de la CAPV (Gobierno Vasco, 2002)

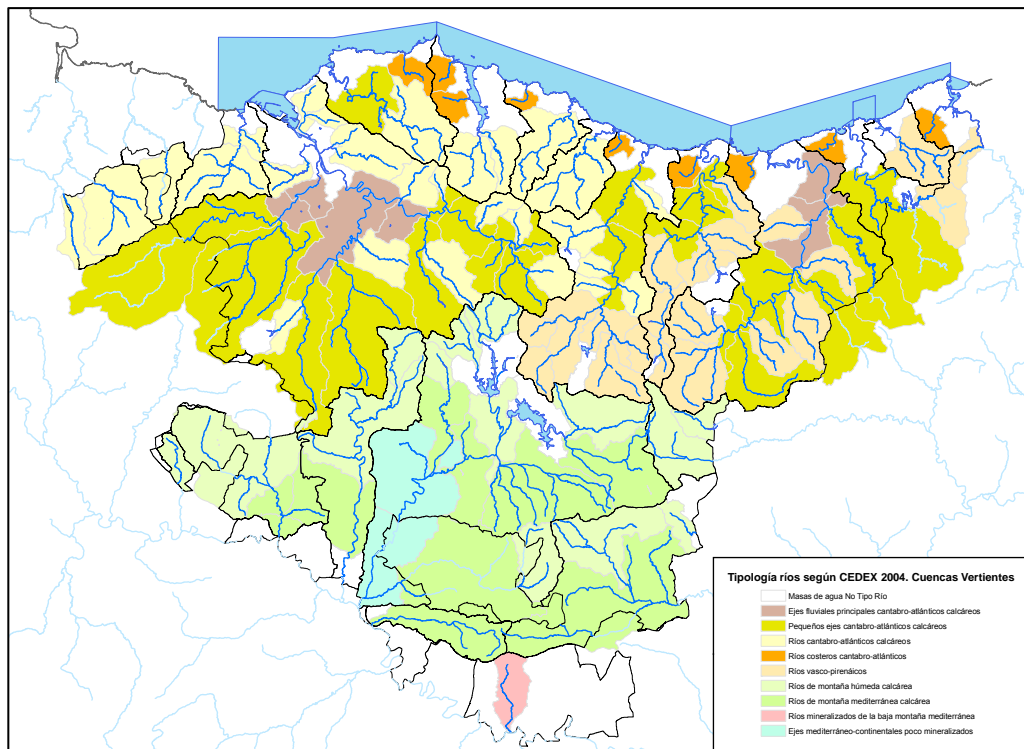


Figura 6. Mapa de las Tipologías. Categoría ríos. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, (CEDEX, 2005)

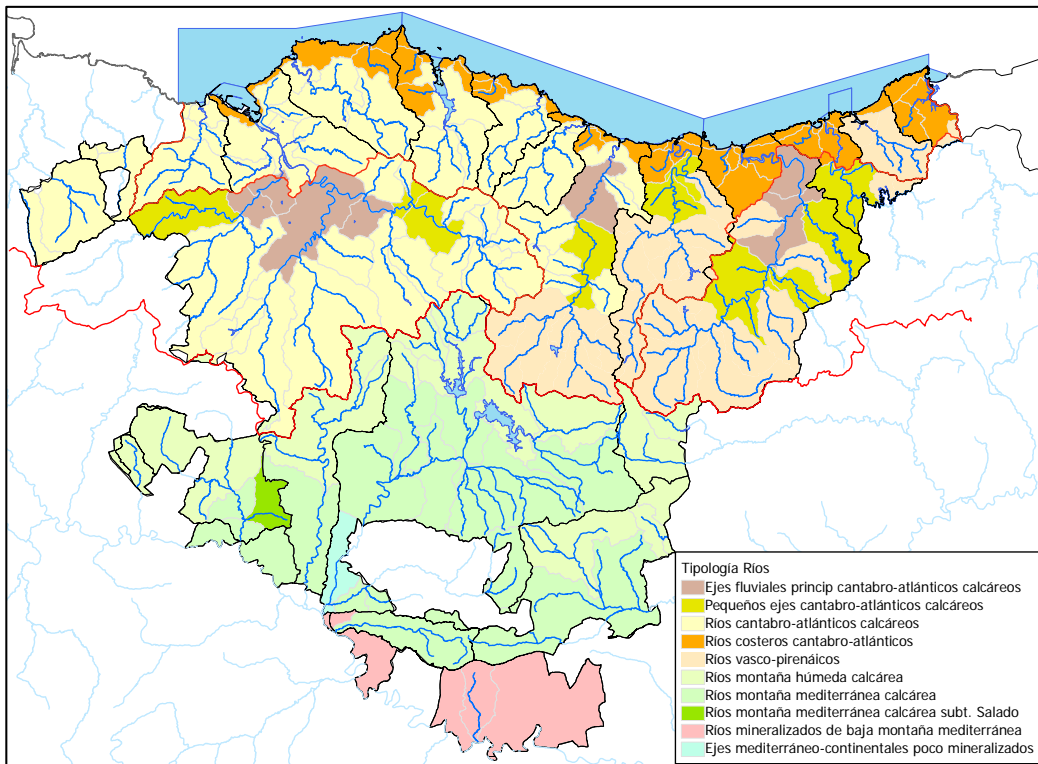


Figura 7. Mapa de las Tipologías en las que se han dividido las masas de agua superficial de la categoría ríos en la CAPV

5.1. ESTABLECIMIENTO DE CONDICIONES DE REFERENCIA.

Del Documento guía nº 10 (Ríos y lagos-Tipología, condiciones de referencia y sistemas de clasificación) generado por el Grupo de Trabajo 2.3 o grupo REFCOND de la Estrategia Común de Implementación de la DMA^{43,44,45} se deducen los siguientes conceptos:

- Las condiciones de referencia no se deben identificar necesariamente con condiciones prístinas o no alteradas. Incluye alteraciones mínimas que implican que la presión humana esta permitida siempre que se den efectos ecológicos mínimos.
- Las condiciones de referencia se deben identificar con estado ecológico alto, esto es, no se deben dar o deben ser menores las evidencias de alteración de los elementos de calidad de fisicoquímica general, hidromorfológicos o biológicos.
- Las condiciones de referencia deben representarse mediante valores de elementos de calidad biológica relevantes en la clasificación del estado ecológico.
- Las condiciones de referencia pueden ser un estado actual o pasado.

- Las condiciones de referencia deben establecerse para cada tipo de masa de agua.
- Las condiciones de referencia requieren que los contaminantes específicos sintéticos tengan concentraciones cercanas a cero o al menos inferiores a los límites de detección de las técnicas analíticas de uso general más avanzadas.
- Las condiciones de referencia requieren que las concentraciones de los contaminantes específicos no sintéticos tengan concentraciones que estén dentro del rango normalmente asociado con condiciones no alteradas o valores de fondo.

En resumen, las condiciones de referencia se corresponden con un estado actual o pasado que se asocia a niveles de presión nulos o muy bajos, sin efectos debidos a urbanización, industrialización o agricultura intensiva y con mínimas modificaciones físico-químicas, hidromorfológicas y biológicas. También se puede inducir las siguientes definiciones:

- Datos de referencia – datos obtenidos de muestras de referencia para un tipo de masa de agua particular.

- Muestra de referencia – una muestra que ha sido recogida desde un sitio de referencia siempre que se encuentre en un estado de referencia
- Sitio de referencia – una ubicación que se considere que se encuentra en estado de referencia.
- Estación de referencia – una ubicación que se encuentre en un estado ecológico alto y que cumple con la guía REFCOND y los criterios especificados por los Grupos Geográficos de Intercalibración, GIG. Aquellas estaciones o sitios seleccionados según REFCOND y GIG cuyos datos van a ser utilizados para establecer las condiciones de referencia
- Valor de referencia – el valor de una métrica de clasificación nacional que se usa como normalizador de métricas al producir un ratio de calidad ecológica (EQR)
- Condiciones de referencia Para cada tipo de masa de agua, las condiciones de referencia son el conjunto de valores de los indicadores de calidad fisicoquímica y biológica que definen el Muy Buen Estado ecológico en el que la desviación de las condiciones naturales debido a la actividad humana es mínima.

Como ya se ha comentado anteriormente, un aspecto clave en el proceso de determinación de objetivos ambientales y en la aplicación de sistemas de clasificación es el establecimiento de las condiciones de referencia asociadas a cada grupo de indicadores, ya que, con independencia del método utilizado, cambios en las condiciones de referencia pueden producir cambios notables en la clasificación y/o en la asignación de objetivos.

El establecimiento de estas condiciones de referencia resulta fundamental, dado que la calidad fisicoquímica y biológica de cualquier estación de

muestreo se debe calcular como desviación con respecto a dichas condiciones de referencia.

En los correspondientes planes hidrológicos se debe incluir las condiciones hidromorfológicas y fisicoquímicas específicas de cada tipo de masa de agua superficial que representen los valores de los indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos y fisicoquímicos correspondientes al muy buen estado ecológico. Asimismo, incluirá condiciones biológicas de referencia específicas, de tal modo que representen los valores de los indicadores de los elementos de calidad biológicos correspondientes al muy buen estado ecológico.

Entre los métodos que se pueden utilizar para obtener las condiciones específicas de cada tipo se encuentran las mediciones efectuadas en una red de referencia, las basadas en modelizaciones, en una combinación de ambos procedimientos o en el asesoramiento de expertos.

El Documento guía nº 10⁴³ en lo que se refiere a condiciones de referencia obtenidas a partir de una red de referencia espacial indica que si se dispone de una serie de ubicaciones inalteradas o mínimamente alteradas y su número es adecuado para determinar un valor fiable de la media, mediana o la moda, así como los valores de distribución (percentiles, límites de confianza), entonces el uso de datos de muestreo es uno de los métodos disponibles más sencillos para establecer las condiciones de referencia. Esto se haría mediante una recopilación de datos procedentes de los sitios de referencia, incluyendo criterios de exclusión para delimitar la población de referencia. Esta aproximación se usa habitualmente puesto que permite diseñarla para incluir variabilidad natural, tanto especial como temporal.

Se considera que una red de referencia estará compuesta por estaciones de control situadas en masas con escasa o nula intervención humana.

5.2. CRITERIOS DE SELECCIÓN DE ESTACIONES DE REFERENCIA

CRITERIOS REFCOND

El documento Guidance Document No. 10⁴³, en su anexo Tool 1. Proposed pressure screening criteria for selecting potential reference condition sites or values, define condiciones de referencia o de estado alto como un estado actual o pasado que se asocia a niveles de presión nulos o muy bajos, sin efectos debidos a urbanización, industrialización o agricultura

intensiva y con mínimas modificaciones fisicoquímicas, hidromorfológicas y biológicas.

Establece que para la selección de sitios de referencia se deben cumplir los siguientes criterios:

- Las fuentes de contaminación difusa de origen agrícola, o de cualquier otro uso intensivo del suelo, deben ser total o prácticamente inexistentes.

- Los contaminantes sintéticos específicos procedentes de fuentes de contaminación puntual deben aparecer en concentraciones cercanas a cero o, al menos, por debajo de los límites de detección de las técnicas analíticas de uso general más avanzadas.
- Los contaminantes no sintéticos específicos deben aparecer en concentraciones dentro de los márgenes que corresponden normalmente a condiciones inalteradas, lo que se denomina valores de fondo.
- Ausencia de otras fuentes de contaminación puntual o la presencia de descargas locales con efectos ecológicos menores
- Las alteraciones morfológicas directas deber permitir la adaptación y recuperación de los ecosistemas a un nivel de biodiversidad y funcionalidad ecológica equivalente al de las masas de agua naturales.
- Las extracciones de agua y las regulaciones del flujo deben representar reducciones en los niveles de flujo muy pequeñas, de forma que no supongan más que efectos insignificantes en los elementos de calidad.
- La vegetación de ribera adyacente deben ser la apropiada al tipo correspondiente y a la localización geográfica de la masa de agua.
- La introducción de peces, crustáceos, moluscos o cualquier otro tipo de animales o plantas, debe ser compatible con un daño menor a la biota autóctona. No de debe detectar impactos por especies de flora o fauna invasora.
- Las industrias pesqueras y la acuicultura deben permitir el mantenimiento, la estructura, la productividad, el funcionamiento y la diversidad de los ecosistemas (incluyendo el hábitat y las especies dependientes y relacionadas ecológicamente) de los que depende la actividad industrial asociada.
- El almacenamiento de peces no indígenas no debe afectar significativamente la estructura y funcionamiento del ecosistema.
- El uso recreativo no será intensivo (camping, baño, piragüismo, etc.)

CRITERIOS GIG CENTRAL BÁLTICO

Estos criterios generales determinados por la Guía REFCOND en el documento Guidance Document No. 10⁴³ fueron concretados por el Grupo Geográfico de Intercalibración Central Báltico⁴⁶ mediante las siguientes propuestas:

Es poco probable encontrar ubicaciones totalmente inalteradas (al menos debido a la deposición atmosférica mundial) en un estado cercano a prístino (excepto quizás en algunos parques nacionales). El concepto estado prístino no es relevante en la práctica para la definición de condiciones de referencia para el Grupo Geográfico de Intercalibración Central Báltico.

Si se va a usar una base de datos histórica, debería ser procedente de un período de tiempo sin actividad intensiva de carácter industrial, hidráulico o agrícola.

Los criterios de selección de sitios de referencia se basan en presiones antropogénicas, que deben ser nulas o muy bajas; el problema es definir un nivel de presión muy bajo que de lugar a impactos insignificantes o muy bajo a nivel ecosistémico.

Impacto insignificante podría interpretarse como difícilmente diferenciable de la variabilidad natural (espacial o temporal) en lo que corresponde a los elementos biológicos.

Una primera validación de impacto muy bajo debería evaluarse en base a parámetros abióticos (físicoquímicos o hidromorfológicos)

- En una primera fase, los elementos biológicos no se consideran entre los criterios de selección.
- En una segunda fase, aquellas ubicaciones donde las comunidades acuáticas muestren valores biológicos bajos estadísticamente deben revisarse las presiones a las que está sometidas, y los sitios dudosos deben eliminarse.
- El proceso de revisión debe considerar posibles errores en la evaluación de las presiones, y en los métodos de muestreo de las comunidades biológicas. Si después de la revisión, no se detectan ni presiones significativas ni errores de muestreo, estos sitios se pueden considerar representativos de la variabilidad natural del tipo.

Sin embargo, cualquier muestra que caiga fuera del rango de buen estado ecológico debería incluirse

en el cálculo de valores de referencia para el elemento de calidad biológica considerado.

Los impactos en el río o en la cuenca no deben afectar a las características originales, esto es, la comunidad acuática debe estar alterada de forma mínima. Las comunidades específicas del tipo y las condiciones deben estar representadas.

Un tramo de río que se considere como candidato a sitio de referencia debe situarse dentro de una tipología nacional. Tiene que tener poblaciones representativas del tipo.

Las probables presiones que afectan al sitio de referencia deben evaluarse en tres escalas espaciales relevantes: la cuenca vertiente al sitio, la escala de tramo (es decir, la masa de agua) y el sitio de referencia propiamente dicho.

Las longitudes mínimas propuestas para los tramos de río son:

- >1 Km. para ríos pequeños (orden 1- 3),
- >5 Km. para ríos de tamaño medio (orden 4- 5),
- >10 Km. para ríos grandes (orden mayor de 6).

Para cada criterio de presión se definen dos umbrales:

- Un umbral de referencia, por debajo del que un sitio es considerado como probable de referencia.

- Un umbral de rechazo por encima del cual el sitio no se considera como sitio de referencia y se elimina., y que se corresponde con una alta probabilidad de impacto significativo,
- Las ubicaciones que tengan todos los criterios por debajo del de referencia se consideran sitios de referencia.
- Ubicaciones que tengan la mayoría de los criterios por debajo de los umbrales de referencia y solo algunos parámetros entre los umbrales de referencia y de rechazo se consideran sitios de referencia posibles. Para estos sitios, solo se permite que unas pocas presiones (por ejemplo menos del 10% de los criterios) puedan exceder el umbral de referencia.
- Si en una ubicación se sobrepasa el umbral de rechazo en algún criterio ya no debe considerarse como sitio de referencia. Estos sitios podrían considerarse solamente tras una revisión cuidadosa de los efectos acumulados de las presiones mediante el uso de expertos locales

Asimismo se estableció un diagrama de flujo para la selección o rechazo de sitios de referencia²⁵, Figura 8.

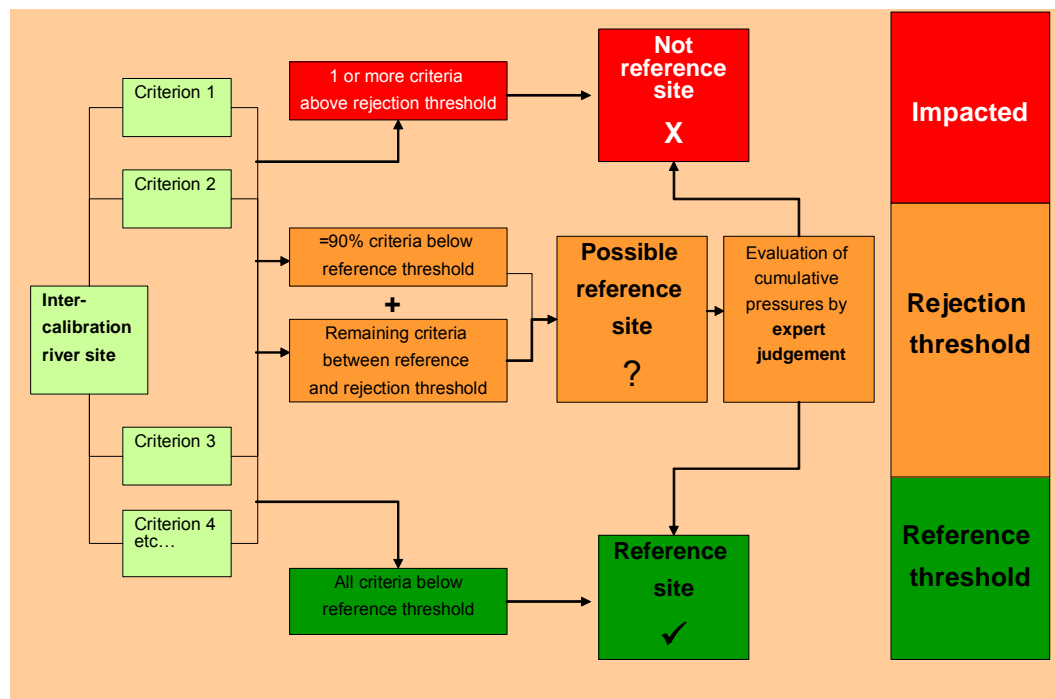


Figura 8. Diagrama de flujo para la selección de estaciones de referencia. Final Intercalibration Report. Central Baltic Rivers GIG (macro-invertebrate working group Annex 2.2.1.4: Reference screening flowchart)

Los impactos en el río o dentro de la cuenca deben tener solo efectos locales para poder considerarse como en un estado de referencia.

Se propone usar la clasificación del CORINE Land Cover (Coordination of Information on the Environment; CLC) para la evaluación del uso del suelo en la cuenca y en el área riparia. Sin embargo, el uso del suelo representa una fuerza motriz más que una presión, y así debe entenderse como que representa una probabilidad de impacto.

La clasificación del CLC debe considerarse con precaución. Se proponen las siguientes definiciones:

- Uso artificial del suelo: La suma de todas las categorías de la clase 1. (áreas urbanas continuas y discontinuas, zonas industriales y comerciales, infraestructuras de comunicación, minas, etc.)
- Agricultura intensiva: la suma de las categorías del CLC que se corresponden con alto potencial de impacto procedente de las actividades agrícolas: suelo cultivable (incluyendo zonas de regadío), cultivos permanentes (con cultivos anuales asociados), viñedos, huertos, olivares, modelos de cultivo complejos, - códigos CLC: 2.1, 2.2, 2.4.1, 2.4.2.
- Áreas agrícolas de baja intensidad: la suma de las categorías del CLC que se corresponden con bajo potencial de impacto procedente de las actividades agrícolas: pastos, suelo ocupado principalmente por agricultura con áreas significativas de vegetación natural, áreas agro-forestales: - códigos CLC: 2.3.1, 2.4.3, 2.4.4.
- Áreas seminaturales: Bosques y áreas naturales, zonas húmedas, cuerpos de agua - códigos CLC: 3.1.1, 3.1.2, 3.1.3, 3.2, 3.3, 4 y 5.

CONTAMINACIÓN PUNTUAL.

Otros vertidos/ descargas (contaminación urbana)

- Alteraciones menores de las condiciones fisicoquímicas, esto es, cerca de los valores de fondo naturales.
- Ausencia de vertidos o vertidos con carácter muy local con efectos ecológicos mínimos.
- Ausencia de sucesos de contaminación industrial (contaminación salina o térmica, etc....)

Los siguientes criterios pueden usarse para validar niveles muy bajos de contaminación puntual:

- Nivel muy bajo de urbanización, evaluada por el porcentaje de suelo correspondiente a áreas artificiales de la cuenca (CLC clase 1). pueden usarse los siguientes umbrales:
 - "Umbral de referencia" <0.4% de uso artificial del suelo en el área de cuenca vertiente.
 - Para valores entre 0.4% y 0.8% debe realizarse una validación en base a datos fisicoquímicos
 - "Umbral de rechazo": 0.8 % de uso artificial del suelo en el área de cuenca vertiente.
 - Por encima de 0.8%, es necesaria una validación con parámetros fisicoquímicos a escala de sitio.

Para tramos de río pequeños: ausencia de vertidos puntuales, o impactos muy localizados con autodepuración.

Para tramos mayores o ríos: se permite un nivel de vertido puntual muy bajo. Si existen fuentes puntuales, es necesaria una validación con parámetros fisicoquímicos.

Como alternativa para validar los efectos ecológicos mínimos, pueden usarse las clases de calidad saprobiológica del agua (de acuerdo con los tipos o ecorregiones). Si se usan estos criterios deben explicarse.

Contaminantes específicos sintéticos.

Las sustancias mencionadas en el anexo X y/o en el anexo VIII de la DMA deben tener concentraciones al menos por debajo de los límites de detección de las técnicas analíticas de uso general más avanzadas.

Los valores medidos de otras sustancias sintéticas de origen humano deben estar bajo los objetivos de calidad o cerca de concentraciones naturales de fondo, excepto para las que sean de origen atmosférico. El impacto de la polución atmosférica en tramos de ríos de referencia debe ser indetectable (por ejemplo reducción de la comunidad acuática por acidificación).

Contaminantes específicos no sintéticos.

Solo se permiten alteraciones menores de las condiciones fisicoquímicas, es decir, cerca de los valores de fondo naturales si puede estimarse, sino el límite de detección (cuantitativo) puede usarse de

forma provisional. Ausencia de vertidos de contaminantes específicos no sintéticos aguas arriba.

Si no se dispone de datos químicos, se pueden usar los siguientes criterios para validar el nivel muy bajo de presiones generales tóxicas:

- Para tramos pequeños: ausencia de vertidos contaminantes tóxicos conocidos.
- Para tramos mayores y ríos: ausencia de sospecha de vertidos contaminantes tóxicos; si se dan fuentes de contaminación tóxica actual o antigua en la cuenca, relación PEC / PNEC <1.
- En áreas agrícolas, los sitios con riesgo de contaminación por pesticidas de acuerdo con los mapas existentes de riesgo, deben evitarse.

FUENTES DE CONTAMINACIÓN DIFUSA.

Intensificación de uso del suelo: Agricultura, silvicultura. La porción de uso humano del suelo en la cuenca vertiente (agricultura, forestal) debe ser pequeña y mostrar solo efectos locales. En el caso de planicies aluviales específicas del tipo, debe mantenerse la conectividad lateral y vertical. Los sitios de referencia deben tener una amplia zona de transición ribereña con vegetación riparia específica del tipo.

El uso del suelo aguas arriba del sitio de referencia debe cumplir con los siguientes criterios:

Agricultura intensiva: <20% del área de la cuenca vertiente como umbral de referencia; y <50% del área de la cuenca vertiente como umbral de rechazo. Sin embargo, en tierras bajas llanas sitios con uso agrícola intensiva entre 20% y 50% pueden tenerse en cuenta si:

- No hay riesgo significativo de erosión del suelo
- El fondo de valle está ocupado principalmente por áreas agrícolas de baja intensidad (principalmente pastos) y/o áreas seminaturales; y el corredor ripario está globalmente preservado a escala de sitio y de tramo.

Entre 20% y 50% de agricultura intensiva, se recomienda una validación con parámetros fisicoquímicos a escala de sitio.

Cría de ganado: solo cría de ganado no intensiva (al aire libre); <1.25 unidades animal por hectárea en la cuenca vertiente.

Viñedos, huertos: <1% de la cuenca vertiente, y no situados en la zona ribereña.

Zonas de riego ≤ 10%

Silvicultura: <30% de plantaciones arbóreas (coníferas, eucaliptos...). Si hay plantaciones en más del 30% del área de la cuenca vertiente, incluso sin signos de acidificación, el corredor ripario debe estar protegido y compuesto de la vegetación natural específica del tipo.

Acidificación: Ausencia de signos de acidificación por plantaciones de coníferas (en suelos silicios). pH >6. Si pH <6, es necesario determinar si el sitio es de forma natural ácido.

Eutrofización: Ausencia de signos de proliferación de plantas (macrófitas, algas). Si es posible debe validarse con datos químicos.

VEGETACIÓN RIPARIA.

Definición de la zona riparia: la anchura mínima de la zona riparia o corredor que debe considerarse es 30 m para tramos pequeños (orden 1-3), 50m para ríos de tamaño medio (orden 4 - 5) y 100 m para ríos grandes (orden ≥ 6)

En la escala de tramo: En ámbitos agrícolas (agricultura intensiva entre 20% y 50%), <10% del tramo con uso agrícola intensivo del suelo. El uso del suelo como corredor ripario debe ser superior al 90% en áreas de agricultura de baja intensidad o seminaturales. En zonas no agrícolas (agricultura intensiva <20%): el fondo de valle y el corredor ripario debe estar ocupado por áreas de agricultura de baja intensidad o seminaturales. Áreas artificiales: <10% del tramo.

En la escala de sitio: La zona riparia del sitio está completamente rodeada por vegetación específica del tipo o uso seminatural del suelo, con la posible excepción de los accesos al río. Continuidad de la vegetación de ribera: ininterrumpida o con pocas interrupciones (acceso al sitio). La conectividad lateral entre el río y el corredor ripario se mantiene a lo largo del sitio. Ausencia de impacto directo de pisoteo de Ganado.

ALTERACIONES MORFOLÓGICAS.

Morfología del río.

Las condiciones hidromorfológicas específicas del tipo se mantienen (incluyendo los elementos mencionados en el anexo V de la DMA), dando lugar a la conservación de todos los tipos de hábitat asociados.

La dinámica morfológica natura se mantiene, con ausencia de influencia humana y de carácter mínimo. Condiciones morfológicas mínimamente alteradas tienen un alto potencial para retornar a las condiciones naturales de flujo sin la acción human en un futuro cercano.

En la escala de cuenca se requiere una evaluación de:

- Transporte de sedimentos: Ausencia de presas que modifiquen significativamente el régimen de sedimentos (retención de sedimentos) dando lugar a alteraciones morfológicas, evidenciadas por signos de incisión en el cauce (por ejemplo, incisión $>0.2m * \text{orden del tramo}$, aparición de cauce rocoso desnudo...).
- Barreras a la migración para sitios de referencia para peces: Este tema tiene que ser tratado específicamente por los expertos en peces para la definición de condiciones de referencia para peces.
- Sugerencia para condiciones de referencia para peces: "Continuidad" para peces debe estar relacionada con el mantenimiento de la continuidad del río y del tramo para facilitar el movimiento de especies específicas del tipo que pueden representar el estado de referencia – por ejemplo, los peces tienen que tener acceso tanto a las zonas de desove (que pueden estar en tramos superiores) como a las zonas cría (que pueden estar en tramos inferiores) y las especies anfíromas deben tener acceso al mar. Si esta condición no se da y algunas especies migratorias están ausentes, estas especies deben añadirse al listado de especies de peces específicas del tipo.

En la escala de tramo (si no existe un mapa general de alteraciones morfológicas, se requiere una evaluación experta del tramo seleccionado):

- Resistencia al flujo: $<10\%$ del tramo debe estar afectado por Resistencia al flujo, debido a efectos

hidráulicos de presas, etc.... El % de tramo afectado por Resistencia al flujo puede evaluarse por la relación entre la suma de alturas de las presas (en metros) y la diferencia total en altura entre el punto inicial y final del tramo ($\text{pendiente} * \text{longitud en metros}$).

- Canalización: $<10\%$ del tramo debe estar afectado por obras duras (como modificación de los perfiles longitudinal y/o transversal, estrechamiento de márgenes, pérdida de conectividad lateral...), a parte de eso, el cauce y la orilla deben estar compuesto de materiales naturales.
- Estabilización: $<20\%$ del tramo debe estar afectado por obras blandas (como por ejemplo protección de márgenes, presas alejadas, mantenimiento de cauces que no afectan el perfil longitudinal y/o transversal y la conectividad lateral globalmente se mantiene...).
- Si se dan ambos tipos de obras, debe estar afectado menos del 10% del tramo.
- Acumulación de finos: deben evitarse los tramos en los que se sospeche una acumulación de finos anómala, debido a erosión de suelo agrícola, (juicio de experto).
- Conexión con aguas subterráneas: Conexión total con aguas subterráneas de forma lateral y vertical.
- Condiciones del sustrato: Deben corresponderse con la tipología a la que pertenece.
- Perfil del río y variaciones en anchura y profundidad. Deben corresponderse con la tipología a la que pertenece.

Continuidad fluvial:

En la escala de tramo, la continuidad del río no debe estar alterada por barreras de origen humano y deben permitir la migración inalterada de organismos acuáticos (incluyendo las poblaciones residentes de peces). En la escala de tramo, la continuidad del río no debe estar alterada por barreras de origen humano y deben permitir el libre transporte de sedimentos.

En la escala de sitio: El sitio no debe encontrarse en una zona directa o indirectamente impactada por la cercanía de estructuras artificiales aguas arriba o aguas abajo. Falta de modificaciones estructurales en el cauce (presas) que afecten la conectividad longitudinal y transversal, el movimiento natural del

cauce fluvial, carga de sedimentos, agua y biota (con la excepción de cascadas naturales). Solo se aceptan construcciones artificiales pequeñas con efectos locales menores.

DETRACCIÓN DE AGUA.

En la escala de cuenca: Ausencia de presas o de almacenamiento de agua que afecten significativamente el régimen de caudal bajo, alteración de caudal bajo <20% del mínimo de flujo mensual.

En la escala de tramo: Se permiten solo reducciones menores en el caudal de tal forma que solo tengan efectos menores en los elementos de calidad.

Ausencia de detracción de agua significativa en el tramo. Los efectos acumulados de la regulación y la detracción de agua en las escalas de cuenca y de tramo debe ser inferior 20% del régimen de caudal bajo.

REGULACIÓN DE CAUDAL.

En la escala de cuenca: Ausencia de presas que modifiquen significativamente el régimen natural de caudales, es decir, supresión de avenidas frecuentes (<5 años) con desarrollo anómalo de vegetación en el canal o modificación de caudales bajos (20%, modificación de la descarga mínima natural mensual de caudales

La capacidad total de almacenamiento del embalse en la cuenca es <5% del aporte medio anual en el sitio.

Ausencia de cambios en las características del caudal anual natural (específico del tipo, caudales estacionales altos y bajos)

En la escala de tramo: Ausencia de secciones con by-pass con caudal residual. Ausencia de hidroeléctrica con efecto de emboladas (relación entre caudal de embolada y caudal base <2). Ausencia de regulación de flujo (presa) en el tramo.

PRESIONES BIOLÓGICAS.

Introducción de especies alóctonas.

NB: El tema es dar una definición sensata de especie alóctona y dejar claro si una puede clasificarse como tal, y en tal caso en que condiciones. Se considera que es un tema que debe discutirse en un nivel europeo.

Propuesta de definición de especie alóctona: especie no indígena recientemente introducida (esto es, durante el siglo XX) o en una etapa temprana de diseminación en el tramo fluvial, que no tenga un carácter conocido de suponer riesgo de ser invasiva.

Propuesta de definición de especie invasora: especie alóctona en una fase de colonización activa, que es cuantitativamente predominante en su comunidad, y cuyo desarrollo altera significativamente la composición y abundancia de la comunidad específica del tipo. Estas especies, mediante efectos directos o indirectos, pueden inducir riesgo de extinción de la biota indígena, y alterar el funcionamiento global del ecosistema.

En la escala de sitio, ausencia de especies invasoras, pero se toleran especies alóctonas que no se encuentren en una fase invasora.

Piscifactorías y acuicultura.

Ausencia de piscifactoría intensiva (comercial). Las piscifactorías, gestión piscícola y/o acuicultura que no tengan impactos en la población piscícola se toleran, es decir, se debe mantener la población de peces específica del tipo. La pesca o almacenamiento de peces debe estar limitada, y no debe producir efectos en el funcionamiento del ecosistema. Contaminación directa por plantas de acuicultura nula o muy limitada.

Biomanipulación.

Ausencia de biomanipulación.

OTRAS PRESIONES.

Usos recreativos.

Ausencia de uso recreativo intensivo próximo a escala de sitio. Ausencia de actividades regulares de baño o navegación a motor. Los usos recreativos ocasionales (tales como camping, baño, navegación) deben dar lugar a alteraciones mínimas del ecosistema.

Por otro lado, el Grupo Geográfico de Intercalibración Central Báltico estableció una propuesta de umbrales de referencia para una selección de parámetros físico químicos⁴⁷. En este documento proponen una tabla de concentraciones de parámetros químicos para definir el estado de referencia en diferentes tipos de ríos, Tabla 10. El objetivo es permitir los cálculos de intercalibración, y es una contribución para la búsqueda de los valores definitivos.

		R-C1	R-C2	R-C3	R-C4	R-C5	R-C6	RC6 Basque Country
BOD	mean	2,4	2,4	2	2,4	2,4	2,4	1,3-1,5
	P90	3,6	3,6	2,75	3,6	3,6	3,6	3,6-3,9
DO	mean	95-105	95-105	95-105	95-105	95-105	95-105	92-103
	P10-P90	85-115	90-110	90-110	85-115	85-115	85-115	91,77
NH4	mean	0,1	0,05	0,05	0,1	0,1	0,1	0,12
	P90	0,25	0,12	0,12	0,25	0,25	0,25	0,26
PO4	mean	40	30	20	40	40	40	20-60
NO3 inv	mean	6	6	2	6	6	6	1,7
NO3 diat	mean	4	4	2	4	4	4	

Tabla 10 Límites para definir el Estado de Referencia en diferentes tipos comunes de intercalibración. (BOD = Demanda biológica de oxígeno (5 días) a 20°C, con adición de alyl-thiourea para inhibir la demanda de oxígeno de la nitrificación química del amonio; DO = % saturación, medido a la luz del día; NH4 = Amonio total como mg/l de Nitrógeno; PO4 = Fósforo soluble reactivo como µg/l of Fósforo (= fósforo Ortofosfato NO3: Nitrógeno total como mg/l de N-NO3 mg / l para invertebrados (inv) y para diatomeas (diat))

El Grupo Geográfico de Intercalibración Central Báltico⁷ indica que estos valores de referencia deben usarse para someter a revisión los sitios de referencia y el modo de utilizarlos es el siguiente:

Se deben comparar concentraciones procedentes de muestras recogidas de los sitios de referencia o en sus proximidades con los valores de la Tabla 10.

Si el valor obtenido en el sitio de referencia es mayor que el valor de la tabla (o en el caso de DO menor), no se debería considerar ese sitio como de referencia para los propósitos de intercalibración. Se debería ignorar ese sitio a la hora de calcular los valores de referencia de las métricas de los indicadores biológicos (los valores de referencia resultan del valor medio de los sitios de referencia).

Si se dispone de suficientes datos de control de estos sitios de referencia como para determinar el percentil 10 o 90 con suficiente precisión, se pueden usar los valores de percentil 10 o 90 de la tabla.

Se estima que se necesitan al menos 24 muestras recogidas a intervalos regulares para realizar la comparación de los valores de percentil de la tabla con los obtenidos. Si se dispone de menos datos, se debe comparar el valor medio de la tabla con la media de los datos obtenidos. Se estima que no es necesario eliminar los datos obtenidos en estos sitios que no cumplen este criterio y que por tanto se considera que no están en un estado de referencia para el objeto de esta intercalibración. Es posible que la definición de Estado de Referencia cambie. Los valores de la tabla no se consideran definitivos.

CRITERIOS ADOPTADOS EN LA CAPV

En el caso de los ríos de la CAPV se estima que se dispone de suficiente información relativa a resultados analíticos y relativos a diferentes tipos de presiones.

Así, en este documento, se plantea la posibilidad de obtener condiciones de referencia para los indicadores de calidad relativos a organismos fitobentónicos mediante la información obtenida en estaciones de muestreo de los trabajos de la Red de seguimiento de la calidad de las masas de agua superficial de la CAPV, tras analizar el grado de cumplimiento de criterios de selección como estaciones de referencia.

Así, una vez definido el territorio o el ámbito de trabajo, se ha intentado aplicar los criterios de la guía REFCOND y del Grupo Geográfico de Intercalibración Central Báltico de la forma más estricta posible.

Por otro lado, para adaptar los criterios a la información disponible se ha utilizado información disponible a partir de inventarios y datos obtenidos en las redes de vigilancia de la calidad de las masas de agua superficial de la CAPV, y sobre la base de criterios coherentes y consistentes con anteriores trabajos como el Informe relativo a los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE para el ámbito de la Demarcación de las cuencas Internas del País Vasco⁵² realizado por Administración Hidráulica de la CAPV, y que posteriormente amplió su ámbito de estudio al resto de la CAPV.

La información que se ha usado en la aplicación de los criterios ha sido procedente de:

- CORINE (Coordination of Information on the Environment) Land Cover 2006
- Caracterización de las masas de agua superficiales continentales de la CAPV (2002⁴⁰) Inventario de impactos, entendido como obras hidráulicas o actividades que puedan provocar efectos negativos sobre el medio acuático, y valoración de la calidad del bosque de ribera.
- Análisis de presiones derivado del informe relativo a los artículos 5 y 6 de la DMA (2004⁵²).

- Red de seguimiento de la calidad de las masas de agua superficial de la CAPV⁵⁰. Datos de campo y analíticos relativos a ríos
- Análisis según artículos 8 y 15 de la DMA ⁵².

Así, para todas las estaciones o sitios disponibles se ha realizado un análisis de su grado de idoneidad para ser consideradas sitios de referencia o no en base a criterios de cumplimiento de umbrales de referencia y umbrales de rechazo, para finalmente ser sometidos a un test biológico previo al estudio para establecer las condiciones de referencia.

Los criterios empleados son los siguientes

CRITERIOS RELATIVOS A CONTAMINACIÓN PUNTUAL

En relación con contaminación puntual y relacionada con actividad urbano-industrial se toma como:

- Umbral de referencia Un uso artificial del suelo (CLC; suma de todas las categorías de la clase 1) menor o igual al 0,4% respecto a la superficie de cuenca vertiente al sitio candidato a referencia.
- Umbral de posible aceptación que se de un uso artificial del suelo entre 0,4 y 0,8 % respecto a la superficie de cuenca vertiente al sitio candidato a referencia; y que a la vez se de las siguientes condiciones: un valor promedio (desde 2004 a 2007) de Demanda Biológica de Oxígeno (5 días) inferior o igual a 2,4 mg/l; que disponiéndose de al menos 4 muestreos los contaminantes sintéticos específicos analizados muestren resultados inferiores al límite de detección con una frecuencia igual o superior al 25%; y que disponiéndose de al menos 4 muestreos los contaminantes sintéticos no específicos analizados muestren resultados inferiores a las normas de calidad con una frecuencia igual o superior al 10%
- Umbral de rechazo. Un uso artificial del suelo superior al 0,8 % respecto a la superficie de cuenca vertiente al sitio candidato a referencia; o que se de alguna de las siguientes condiciones: un valor promedio (desde 2004 a 2007) de Demanda Biológica de Oxígeno (5 días) superior a 2,4 mg/l; que disponiéndose de al menos 4 muestreos los contaminantes sintéticos específicos analizados muestren resultados inferiores al límite de detección con una frecuencia menor al 25%; y que disponiéndose

de al menos 4 muestreos los contaminantes sintéticos no específicos analizados muestren resultados inferiores a las normas de calidad con una frecuencia menor al 10%

CRITERIOS RELATIVOS A CONTAMINACIÓN DIFUSA

En relación con contaminación difusa y con actividad agrícola se toman los siguientes umbrales:

- Umbrales de referencia: un uso seminatural del suelo (Bosques y áreas naturales, zonas húmedas, cuerpos de agua - códigos CLC: 3.1.1, 3.1.2, 3.1.3, 3.2, 3.3, 4 y 5) mayor o igual al 70% respecto a la superficie de cuenca vertiente al sitio candidato a referencia, dándose un uso agrícola intensivo del suelo (la suma de suelo cultivable-incluyendo zonas de regadío- cultivos permanentes -con cultivos anuales asociados-, viñedos, huertos, olivares, modelos de cultivo complejos, - códigos CLC: 2.1, 2.2, 2.4.1, 2.4.2.) menor o igual al 10% respecto a la superficie de cuenca vertiente al sitio candidato a referencia; y un buen grado de cobertura del bosque de ribera, es decir, un valor mayor o igual a 15 del primer grupo de valoración del índice QBR⁴⁸ (QBR1- Grado de cobertura riparia) medido a nivel de tramo de caracterización (estudio 2002) o como valor promedio obtenido por la red de seguimiento desde 2002 hasta la fecha.
- Umbral de posible aceptación: un uso seminatural del suelo (Bosques y áreas naturales, zonas húmedas, cuerpos de agua - códigos CLC: 3.1.1, 3.1.2, 3.1.3, 3.2, 3.3, 4 y 5) entre el 50 y el 70% respecto a la superficie de cuenca vertiente al sitio candidato a referencia, dándose un uso agrícola intensivo del suelo (la suma de suelo cultivable (incluyendo zonas de regadío), cultivos permanentes (con cultivos anuales asociados), viñedos, huertos, olivares, modelos de cultivo complejos, - códigos CLC: 2.1, 2.2, 2.4.1, 2.4.2.) entre el 10 y el 25% respecto a la superficie de cuenca vertiente al sitio candidato a referencia; así como un uso agrícola extensivo del suelo (la suma de las categorías del CLC que se corresponden con bajo potencial de impacto procedente de las actividades agrícolas: pastos, suelo ocupado principalmente por agricultura con áreas significativas de vegetación natural, áreas agro-forestales: - códigos CLC: 2.3.1, 2.4.3, 2.4.4.) inferior al 50% respecto a la superficie de cuenca vertiente al sitio candidato a referencia, y un buen

grado de cobertura del bosque de ribera, es decir, un valor mayor o igual a 15 del primer grupo de valoración del índice QBR (QBR1-Grado de cobertura riparia) medido a nivel de tramo de caracterización (estudio 2002) o como valor promedio obtenido por la red de seguimiento desde 2002 hasta la fecha. Como test complementario de aceptación se considera que un valor promedio de nitratos inferior o igual a 12 mg NO₃/l para el período 2002-2007 permite considerar al sitio como posible sitio de referencia.

- Umbral de rechazo. un uso seminatural del suelo inferior al 50%, o un uso agrícola intensivo del superior al 25%; o un uso agrícola extensivo del suelo superior al 50% y un grado de cobertura del bosque de ribera que se corresponda con un valor inferior a 15 del primer grupo de valoración del índice QBR medido a nivel de tramo de caracterización (estudio 2002) o como valor promedio obtenido por la red de seguimiento desde 2002 hasta la fecha. Como test de complementario de rechazo se considera que un valor promedio de nitratos superior a 12 mg NO₃/l para el período 2002-2007 permite rechazar al sitio como posible sitio de referencia.

CRITERIOS RELATIVOS A ALTERACIONES HIDROMORFOLÓGICAS. DETRACCIÓN DE CAUDAL

En relación con alteraciones hidromorfológicas y con detracción de caudal, derivados del Análisis de presiones del informe relativo a los artículos 5 y 6 de la DMA para las cuencas internas del País Vasco se toman los siguientes umbrales:

- Umbral de referencia que la relación entre el sumatorio de las detracciones relevantes por usos consuntivos (incluyendo abastecimiento urbano, industrial y regadíos), en la cuenca vertiente al tramo al que pertenece la estación, y el caudal en régimen natural sea inferior o igual a 0,5%. Se entiende como captaciones relevantes aquellas que abastecen a más de 50 habitantes o proporcionan un caudal medio superior a 10 m³/día.
- Umbral de posible aceptación: que la relación antes indicada se encuentre entre un 0,5 y un 20%.
- Umbral de rechazo: que la relación antes indicada sea superior al 20%.

CRITERIOS RELATIVOS A ALTERACIONES HIDROMORFOLÓGICAS. REGULACIÓN DE CAUDAL

En relación con alteraciones hidromorfológicas y con detracción de caudal, se toman los siguientes umbrales:

- Umbral de referencia. Ausencia de embalse aguas arriba, en el mismo eje que el sitio candidato a referencia o que se de un tributario de orden similar entre el embalse y el sitio de forma que se amortigüe el efecto de la detracción/regulación hasta que se considere como no significativo.
- Umbral de rechazo: Presencia de embalse aguas arriba, en el mismo eje que el sitio candidato a referencia y sin que se de un tributario de orden similar entre el embalse y el sitio.

CRITERIOS RELATIVOS A ALTERACIONES HIDROMORFOLÓGICAS. DERIVACIÓN DE CAUDAL

En relación con alteraciones hidromorfológicas y con derivación de caudal, se toman los siguientes umbrales:

- Umbral de referencia: Ausencia de presión significativa por hidroeléctricas en el tramo de la estación, es decir, la presión ejercida sobre las masas de agua de la categoría río por derivaciones de caudal de centrales hidroeléctricas de lugar a que no se produzca derivación de caudal, o ésta es inferior al 0,1% del caudal natural.; o que el caudal derivado por todos los tipos de centrales supera el 0,1% del caudal natural.
- Umbral de rechazo: Presión significativa por hidroeléctricas en el tramo de la estación, es decir, la presión ejercida sobre las masas de agua de la categoría río por derivaciones de caudal de centrales hidroeléctricas de lugar a que no se produzca derivación de caudal, o ésta es superior al 0,1% del caudal natural.; o que el caudal derivado por todos los tipos de centrales supera el 0,1% del caudal natural.

CRITERIOS RELATIVOS A ALTERACIONES HIDROMORFOLÓGICAS. VEGETACIÓN DE RIBERA

En relación con alteraciones hidromorfológicas y con la vegetación de ribera, se toman los siguientes umbrales:

- Umbral de referencia: Idoneidad del bosque de ribera que se corresponda con un valor superior

a 70 del sumatorio de los tres primeros grupo de valoración del índice QBR (QBR1: Grado de cobertura riparia, QBR2: Estructura de la cobertura y QBR3 Calidad de la cobertura) medido a nivel de tramo de caracterización (estudio 2002) o como valor promedio obtenido por la red de seguimiento desde 2002 hasta la fecha.

- Umbral de posible aceptación: Un valor del sumatorio de QBR1, QBR2 y QBR3 entre 50 y 70, medido a nivel de tramo de caracterización (estudio 2002) o como valor promedio obtenido por la red de seguimiento desde 2002 hasta la fecha.
- Umbral de rechazo: Un valor del sumatorio de QBR1, QBR2 y QBR3 inferior a 50, medido a nivel de tramo de caracterización (estudio 2002) o como valor promedio obtenido por la red de seguimiento desde 2002 hasta la fecha.

CRITERIOS RELATIVOS A ALTERACIONES MORFOLÓGICAS. DEFENSAS

En relación con alteraciones hidromorfológicas y con defensas en una o ambas orillas, o las canalizaciones del cauce, se toman los siguientes umbrales:

- Umbral de referencia que el porcentaje de longitud afectada por defensas sea inferior o igual al 1%.
- Umbral de posible aceptación que el porcentaje de longitud afectada por defensas esté entre 1 y un 5%.
- Umbral de rechazo: que el porcentaje de longitud afectada por defensas sea superior al 5%.

CRITERIOS RELATIVOS A ALTERACIONES MORFOLÓGICAS. COBERTURAS

En relación con alteraciones hidromorfológicas y con coberturas del cauce, se toman los siguientes umbrales:

- Umbral de referencia: porcentaje de longitud del tramo afectada por coberturas sea inferior o igual al 0,1%.
- Umbral de posible aceptación que el porcentaje del tramo longitud afectada por coberturas esté entre 0,1 y 1%.

- Umbral de rechazo: que el porcentaje de longitud del tramo afectada por coberturas sea superior al 1%.

CRITERIOS RELATIVOS A ALTERACIONES MORFOLÓGICAS. AZUDES

En relación con alteraciones hidromorfológicas y con la presión ejercida por la presencia de azudes en las masas de agua de la categoría río, se toman los siguientes umbrales:

- Umbral de referencia: que la altura máxima de azudes presentes no supere los 3 metros
- Umbral de posible aceptación que la altura máxima de azudes presentes se encuentre entre 3 y 6 metros.
- Umbral de rechazo: que la altura máxima de azudes presentes sea superior a 6 metros.

CRITERIOS RELATIVOS A ALTERACIONES MORFOLÓGICAS. GRADO DE NATURALIDAD DEL CANAL FLUVIAL

En relación con alteraciones hidromorfológicas y con la naturalidad del canal fluvial se toman los siguientes umbrales:

- Umbral de referencia: Grado de naturalidad del canal fluvial que se corresponda con un valor de 25 del cuarto grupo de valoración del índice QBR (QBR4: Grado de naturalidad del canal fluvial)
- Umbral de posible aceptación un valor de QBR4 entre 15 y 25.
- Umbral de rechazo: un valor de QBR4 inferior a 15.

CRITERIOS RELATIVOS A PRESIONES BIOLÓGICAS. ESPECIES INTRODUCIDAS

En relación con presiones biológicas y con la presión ejercida por la presencia de especies introducidas en las masas de agua de la categoría río, se toma como:

- Umbral de referencia que se hayan detectado menos de 2 veces especies introducidas de crustáceos, peces y plantas vasculares inventariadas por los trabajos de la Red de seguimiento de la calidad de las masas de agua superficial de la CAPV.
- Umbral de rechazo: que se hayan detectado más de 2 veces especies introducidas de crustáceos, peces y plantas vasculares inventariadas por los

trabajos de la Red de seguimiento de la calidad de las masas de agua superficial de la CAPV.

CRITERIOS RELATIVOS A PRESIONES BIOLÓGICAS. PESCA DEPORTIVA.

En relación con presiones biológicas y con la presión ejercida por actividad de pesca deportiva en las masas de agua de la categoría río, se toma como umbral de referencia que el sitio candidato a referencia no se encuentre en un tramo acotado para pesca deportiva. Si se encuentra en tramo acotado se considera rechazado como sitio de referencia.

CRITERIOS RELATIVOS AL CUMPLIMIENTO DE CRITERIOS

Siguiendo lo indicado por el GIG Central Báltico, las estaciones de control que cumplen todos los criterios por debajo del umbral de referencia se consideran sitios de referencia.

El GIG Central Báltico indica que las ubicaciones que cumplan la mayoría de los criterios por debajo de los umbrales de referencia y solo algunos parámetros entre los umbrales de referencia y de rechazo se consideran sitios de referencia posibles. Para estos sitios, solo se permite que unas pocas presiones (por ejemplo menos del 10% de los criterios) puedan exceder el umbral de referencia.

Si en una ubicación se sobrepasa el umbral de rechazo en algún criterio ya no debe considerarse como sitio de referencia. Estos sitios podrían considerarse solamente tras una revisión cuidadosa de los efectos acumulados de las presiones mediante el uso de expertos locales.

Debido a la necesaria adaptación a la información disponible, la interpretación que se ha realizado en este trabajo es que:

- Son validas como estaciones de referencia aquellas que cumpliendo el umbral de referencia para los criterios de presión por contaminación puntual, por contaminación difusa, por detracción de caudal y por alteración de la vegetación

riparia, no superan para resto de criterios el umbral de rechazo.

- Se consideran como posibles estaciones de referencia aquellas que no sobrepasando el umbral de rechazo para los criterios de presión por contaminación puntual, por contaminación difusa, por detracción de caudal y por alteración de la vegetación riparia consigue entre 75 y 100 según el sistema de puntuación de la Tabla 11. En estos casos debe aplicarse como test de contraste un criterio biológico supletorio, es decir, el valor promedio de todos los registros disponibles del índice Iberian Biological Working Party⁴⁹ (IBMWP) debe ser superior a 110.
- No son validas como estaciones de referencia aquellas que sobrepasan el umbral de rechazo para alguno de los criterios de presión por contaminación puntual, por contaminación difusa, por detracción de caudal y por alteración de la vegetación riparia.
- No son validas como estaciones de referencia aquellas que aún no sobrepasando el umbral de rechazo para los criterios de presión por contaminación puntual, por contaminación difusa, por detracción de caudal y por alteración de la vegetación riparia, no alcanza un total de 75 puntos, Tabla 11.
- No son validas como estaciones de referencia aquellas estaciones que siendo posibles estaciones de referencia no cumplen los criterios biológicos aplicados como test de contraste.

Presión	Puntos
Contaminación difusa. Actividad agrícola	20
Contaminación puntual. Actividad urbano-industrial	25
Alteraciones hidromorfológicas. Detracción	10
Alteraciones hidromorfológicas. Regulación	10
Alteraciones hidromorfológicas. Derivación	10
Alteraciones hidromorfológicas. Vegetación riparia	10
Alteraciones morfológicas	10
Presiones biológicas. Especies introducidas	2,5
Presiones biológicas. Pesca fluvial	2,5

Tabla 11 Sistema de puntuaciones de cumplimiento de criterios de selección de estaciones de referencia.

5.3. SELECCIÓN DE ESTACIONES DE REFERENCIA EN RÍOS DE LA CAPV

En la CAPV se dispone de información relativa a la calidad biológica y fisicoquímica de diferentes tramos de la red hidrográfica desde el año 1993 mediante la denominada "Red de Vigilancia de la Calidad de las Masas de Agua Superficial de la CAPV"^{50,51}. Aunque el diseño de dicha red en el caso

de los ríos, no representa con total proporcionalidad las tres demarcaciones en que se divide administrativamente la CAPV, las relaciones ejes/ afluentes y tramos limpios/ tramos contaminados, sí determina una idea global y acertada de la situación real, que junto con el histórico existente permite

realizar análisis de tendencias. Por otro lado, permite disponer de cierto número de muestreos asociados a situaciones de referencia, así como resultados analíticos asociados a diferentes niveles de presión.

La información recopilada por la “Red de Vigilancia de la Calidad de las Masas de Agua Superficial de la CAPV” debe considerarse suficiente para obtener ubicaciones de referencia y por ende condiciones de referencia siguiendo las recomendaciones de la guía REFCOND así como las aproximaciones de los grupos de intercalibración.

El diseño de esta red de control planteado inicialmente y su evolución desde 1993 ha dado lugar a disponer de información de un total de 157 estaciones de control con datos faunísticos de la comunidad de organismos fitobentónicos que reflejan diferentes grados de contaminación y que implica disponer a fecha de finales de 2008 de cerca de 560 muestreos con variables biológicas asociadas a organismos fitobentónicos Tabla 12. En la mayor parte de estas estaciones se dispone asimismo de resultados de otros indicadores biológicos (como peces, fitobentos etc.) y componente fisicoquímico (más de 6000 muestreos), además de sustancias contaminantes. Estas estaciones se distribuyen por 101 Masas de agua de la categoría ríos⁵² y reflejan diferentes grados de contaminación (incluyendo localidades de referencia e impactadas y cubriendo un amplio gradiente de alteraciones).

Por todo esto, se planteó la posibilidad de obtener condiciones de referencia para los indicadores de calidad relativos a indicadores biológicos en los ríos de la CAPV mediante la información obtenida en sitios de referencia.

Vertiente	Tipo	Número de estaciones		Número de muestras	
		REF	NO-REF	REF	NO-REF
Mediterránea	12	5	21	21	81
	26	4	9	15	35
	12-1	0	2	0	5
	15	0	1	0	7
	9	0	1	0	3
Cantábrica	22	10	34	38	127
	23	5	20	10	72
	30	4	13	11	28
	29	0	13	0	45
	32	0	15	0	63
	Total	28	129	95	466

Tabla 12 Número de estaciones y de muestreos con análisis de organismos fitobentónicos por tipología de referencia. Red de Vigilancia de la Calidad de las Masas de Agua Superficial de la CAPV. Agencia Vasca del Agua. Estaciones de referencia (REF) y resto de estaciones (NO-REF)

Tras aplicar los criterios de selección de estaciones de referencia (ver apartado 5.2) sobre las estaciones de control de ríos con datos de organismos fitobentónicos se deduce lo siguiente:

- Se dispone de un total de 28 estaciones de control validas como estaciones de referencia por cumplir los criterios establecidos, Figura 9, Tabla 12 y Tabla 13.

Masa de Agua	Estación	UTMX	UTMY	Z
22-Ríos cantabro-atlánticos calcáreos				
Artibai-A	ART062	538505	4789175	125
Barbadun-A	BAR126	488797	4791084	65
Barbadun-B	BAR190	490280	4795790	5
Barbadun-A	BGA075	489187	4791825	55
Butroe-A	BUT062	520475	4796745	75
Angiozar-A	DAG050	545224	4773160	205
Indusi-A	IIN030	523585	4772055	315
Karrantza-A	KAR130	469902	4788496	115
Herrerias-A	KHE100	491608	4770898	205
Lea-A	LEA112	537340	4795525	55
30- Ríos Costeros cantabro-atlánticos				
Ea-A	LEX036	533991	4802262	15
Ea-A	LEX046	533694	4803226	5
Mape-A	OKM040	523574	4801617	35
Mape-A	OKM056	524174	4801830	15
26-Ríos de montaña húmeda calcárea				
Omeçillo-A	OME080	485750	4747045	625
Purón-A	PUR080	481322	4744197	735
Santa Engrazia-A	ZSE042	527756	4768106	575
Undabe-A	ZUN070	525840	4762217	555
12-Ríos de montaña Mediterránea calcárea				
Ega-B	EGI102	545570	4727402	655
Inglares-A	ING175	518465	4722185	575
Omeçillo-B	OME244	496050	4741605	515
Ayuda-A	ZAI018	533884	4734292	775
Ayuda-A	ZAI088	533212	4727954	615
23-Ríos vasco-pirenaicos				
Deba-A	DEB034	535455	4759073	445
Oartzun-A	OIA044	595817	4792946	85
Zaldibia-A	OZA038	570718	4762067	305
Altzolaratz-A	UAL090	564212	4788665	65
Urola-A	URO026	554750	4761987	495

Tabla 13 Relación de estaciones de referencia y tipología asociada.

- Según la aproximación REFCOND y según criterio establecido en el ejercicio de intercalibración⁵³, las condiciones de referencia de las métricas biológicas se establecen mediante la utilización de la mediana de los valores obtenidos en las estaciones de referencia. Por tanto, se está en disposición de obtener condiciones de referencia para dos tipologías de la vertiente mediterránea: 12-Ríos de montaña mediterránea calcárea y 26-Ríos de montaña húmeda calcárea; y para tres tipologías de la vertiente cantábrica: 22- Ríos cantabro-atlánticos calcáreos, 23-Ríos vasco-pirenaicos y 30-Ríos costeros cantabro-atlánticos. Tabla 12.
- En la vertiente cantábrica no se dispone de sitios de referencia para las tipologías 29-Ejes fluviales principales cantabro-atlánticos calcáreos y 32-

Pequeños ejes cantabro-atlánticos calcáreos; y en la vertiente mediterránea no se dispone de sitios de referencia para dos tipologías y un subtipo: 12-1-Ríos de montaña mediterránea

calcárea subtipo Salado, 15-Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados y 9-Ríos mineralizados de la baja montaña mediterránea. Tabla 12.

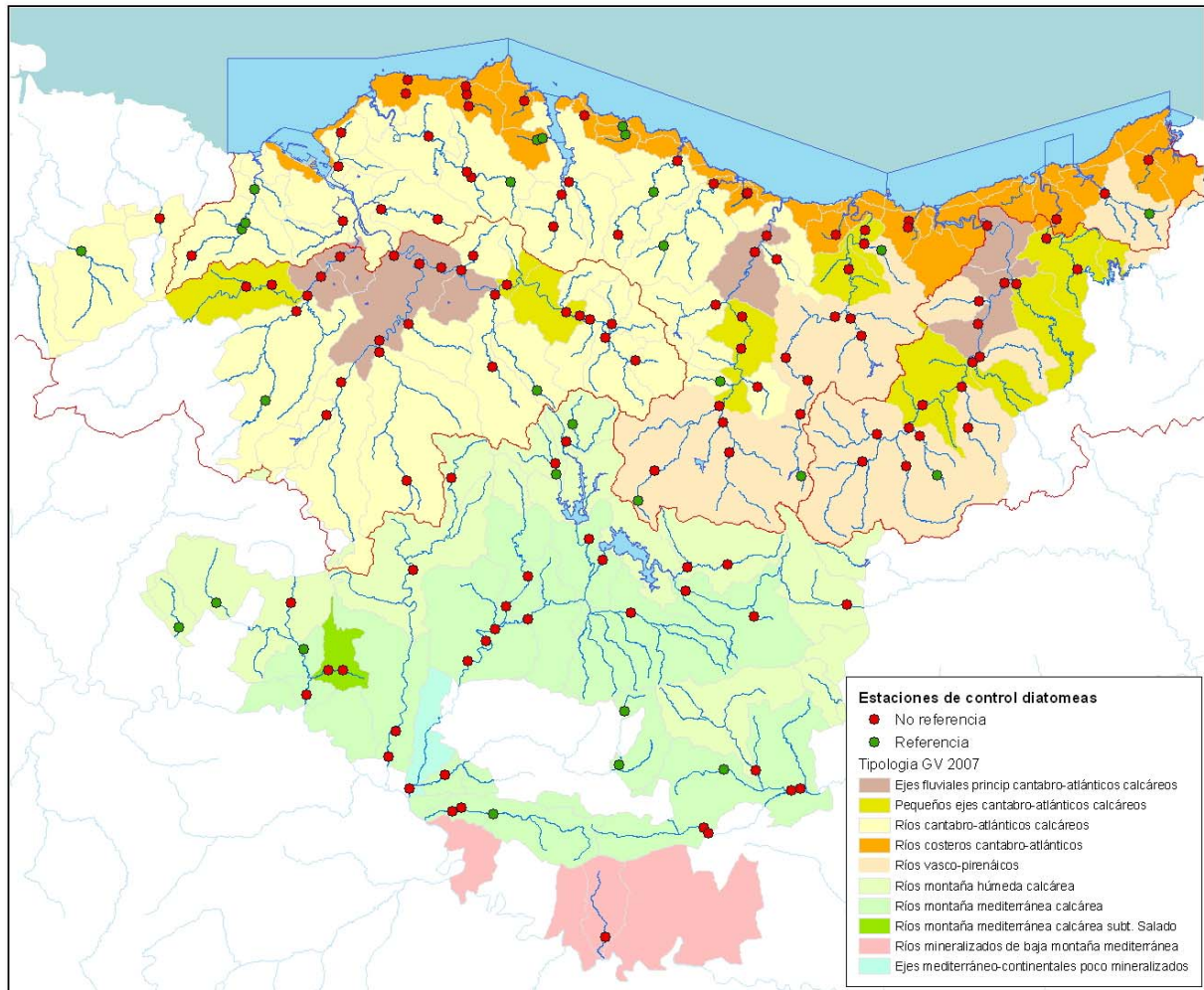


Figura 9. Estaciones de control en ríos con muestreos de organismos fitobentónicos. Selección de estaciones de referencia.

6. OBJETIVOS AMBIENTALES ESTABLECIDOS PARA ORGANISMOS FITOBENTÓNICOS EN LOS RÍOS DE LA CAPV

La determinación de los objetivos ambientales y el nivel de protección que pretende dar la DMA se convierten en elementos clave, puesto que condicionan las líneas de actuación del futuro Plan Hidrológico.

El objetivo de la DMA de buen estado ecológico implica que los diferentes indicadores de valoración del estado no se aparten significativamente de los valores asociados a condiciones naturales o inalteradas, las denominadas condiciones de referencia.

Actualmente ya se cuenta con objetivos ambientales definidos de forma oficial, y con valores absolutos, a través de diferentes normativas, sobre todo en relación con indicadores fisicoquímicos tanto para aguas superficiales como subterráneas.

Sin embargo, para aguas superficiales, los objetivos ambientales asociados a indicadores biológicos se están definiendo en la actualidad mediante el denominado «Ejercicio de Intercalibración» impulsado por la Comisión Europea.

Este ejercicio pretende evaluar la conformidad de los diferentes sistemas de clasificación nacionales con las definiciones normativas de la clasificación del estado ecológico, y evaluar la similitud de los sistemas de clasificación de los Estados miembro, en especial los resultados del control biológico, y así garantizar que los límites entre clases de estado sean valorados de forma comparable y consensuada entre los Estados miembro, en especial los límites entre las clases de estado muy bueno y bueno, así como el correspondiente a los objetivos ambientales, es decir, el límite entre estado bueno y moderado.

De todo lo anterior se deduce que para una correcta determinación de objetivos ambientales de aguas superficiales, para todos los indicadores y categorías de masas de agua, son necesarios sistemas de control o calificación del estado que hayan sido objeto del ejercicio de intercalibración y la correspondiente identificación de condiciones de referencia específicas de cada tipología.

Como se ha indicado en los apartados anteriores, en el caso de organismos fitobentónicos

de las masas de agua de la categoría ríos, en la CAPV:

- se dispone de una serie de años de muestreo, con frecuencia de control y densidad de puntos alta que permite disponer de una base de datos amplia generada a partir de un número de muestreos del orden de 800 para el análisis de pigmentos fotosintéticos y de más de 500 para la obtención de listados taxonómicos e interpretación mediante índices bióticos. (página 15)
- se dispone de protocolo de muestreo, separación y análisis (página 16)
- En la Red de seguimiento del estado ecológico de los ríos de la CAPV se dispone como métodos de evaluación de organismos fitobentónicos en ríos se calcula el índice IPS (Índice de polusensibilidad específica) y el Índice Biológico de Diatomeas (IBD) (página 20).
- Se ha realizado una definición de tipologías de las masas de agua de la categoría río de la CAPV (página 21)
- Criterios de selección de estaciones de referencia adoptados a la información disponible en la CAPV, pero que en gran medida son acordes con los establecidos por los Grupos Geográficos de Intercalibración (página 32)
- se dispone de un total de 28 estaciones de control validas como estaciones de referencia por cumplir los criterios establecidos, Figura 9, Tabla 12 y Tabla 13.

En el País Vasco se utiliza el índice IPS como sistema de evaluación del estado en base a los organismos fitobentónicos, un índice común ampliamente utilizado en España y otros países de la Unión Europea por lo que los resultados obtenidos en la valoración del fitobentos son comparables a los obtenidos en otros ámbitos geográficos, y en gran medida coherentes con los resultados del ejercicio de intercalibración.

Este índice ha sido uno de los más usados por los estados miembros participantes en el ejercicio de intercalibración europeo, y ha formado parte del índice multimétrico común (ICM) utilizado para la

comparación y armonización de los valores frontera entre el Muy Buen estado y el Buen estado y el valor frontera entre el Bueno-Moderado de cada miembro

Por otro lado, la Orden ARM/2656/2008 de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica indica que el índice IPS es válido para la evaluación de los organismos fitobentónicos de ríos.

De todo lo anterior se puede deducir que se está en condiciones de

- Establecer valores de referencia para algunas tipologías.
- Establecer la amplitud de banda.
- Establecer fórmulas de cálculo de EQR.
- Establecer valores umbral de muy buen y buen estado, y de buen estado y estado moderado, es decir, se pueden establecer los objetivos ambientales.

Se ha aplicado la misma metodología que los diferentes grupos de intercalibración para el establecimiento, tomando como referencia el de macroinvertebrados bentónicos (GIG-Central Báltico), tanto de las condiciones de referencia (Valor de la mediana de las estaciones de referencia), como para el establecimiento de los valores frontera entre el Muy Buen estado y el Buen estado y entre el Buen estado y el estado Moderado, éste último es el denominado objetivo ambiental.

Se han usado para la determinación de condiciones de referencia los valores disponibles obtenidos hasta finales de 2007, es decir un total de 319 muestreos de los cuales 69 están asociados a estaciones de referencia, Tabla 14.

Tal y como se ha indicado en la página 36, se dispone de un total de 28 estaciones de control validas como estaciones de referencia y se está en disposición de obtener condiciones de referencia para

dos tipologías de la vertiente mediterránea: 12-Ríos de montaña mediterránea calcárea y 26-Ríos de montaña húmeda calcárea; y para tres tipologías de la vertiente cantábrica: 22- Ríos cantabro-atlánticos calcáreos, 23-Ríos vasco-pirenaicos y 30-Ríos costeros cantabro-atlánticos. Tabla 12.

Según la aproximación REFCON, se ha determinado que se puede realizar una aproximación a los valores de referencia o umbral superior a partir del valor mediana de los valores observados en las estaciones de referencia correspondientes a cada tipología. Los valores medianas se muestran en la Tabla 15.

Para una métrica como el índice IPS, cuyo valor disminuye al aumentar la presión, el límite de clase entre el estado muy bueno y bueno se determina a partir del percentil 25 de los valores obtenidos en las estaciones de referencia, Tabla 16.

Descriptive Statistics	
Split By: REF_SITE, VARIABLE	
	Count
VALOR, Total	561
VALOR, NO-REF, Índice de Polusensibilidad específica	466
VALOR, REF, Índice de Polusensibilidad específica	95

Tabla 14 Índice IPS. Número de muestras asociados a estaciones de referencia (REF) y de no referencia (NO-REF)

Descriptive Statistics		
Split By: COD_TIPO, TIPOLOGIA		
Inclusion criteria: REF-SITE from DATASET_IPS (imported).svd		
	Mean	Count
VALOR, Total	16,276	95
VALOR, 12, Ríos de montaña mediterránea calcárea	16,957	21
VALOR, 22, Ríos cantabro-atlánticos calcáreos	15,226	38
VALOR, 23, Ríos vasco-pirenaicos	17,610	10
VALOR, 26, Ríos de montaña húmeda calcárea	16,880	15
VALOR, 30, Ríos costeros cantabro-atlánticos	16,564	11

Tabla 15 Índice IPS. Número de muestras asociados a estaciones de referencia. Valores mediana.

Percentiles					
Split By: COD_TIPO, TIPOLOGIA, REF_SITE					
Inclusion criteria: REF-SITE from DATASET_IPS (imported).svd					
	10	25	50	75	90
VALOR: Total	14,1	15,2	16,5	18,0	19,1
VALOR: 12, Ríos de montaña mediterránea calcárea, REF	15,3	16,2	16,7	18,4	19,0
VALOR: 22, Ríos cantabro-atlánticos calcáreos, REF	11,8	14,3	15,4	16,1	18,4
VALOR: 23, Ríos vasco-pirenaicos, REF	15,3	16,9	17,6	19,0	19,5
VALOR: 26, Ríos de montaña húmeda calcárea, REF	15,2	16,1	17,4	18,7	19,1
VALOR: 30, Ríos costeros cantabro-atlánticos, REF	14,5	15,0	16,6	18,1	19,1

Tabla 16 Índice IPS. Valores percentiles de muestras asociados a estaciones de referencia.

Para los indicadores biológicos, el umbral inferior acostumbra a considerarse como nulo. Sin embargo en el caso del IPS y a partir de los datos disponibles, el valor inferior para el índice IPS se observa que llega puntualmente a 2, pero que las peores condiciones registradas rara vez es inferior a un valor de 4, solo cuatro registros de un total de 561. Se ha estimado que establecer como umbral inferior un valor de 3 es una aproximación adecuada.

Las diferencias de valor mínimo entre las tipologías existentes probablemente se deban al diferente grado de presión a que están sometidas las masas analizadas.

Se constata que ni en las peores condiciones (salvo en ambientes totalmente alterados, por ejemplo, por un dragado o similar) se ha determinado un valor de 0, Tabla 17 y Figura 10.

Cuando la métrica no adquiere valores de 0 hay varias técnicas para determinar el valor inferior: desde el valor más bajo obtenido, hasta el percentil 25 de las estaciones en peor estado.

En métricas que tuvieran una amplitud de banda considerable (caso del IBMWP con valores máximos que pueden superar 200) un valor mínimo de 3 podría

equipararse a 0 sin que los resultados se vieran muy afectados y simplificando el cálculo del EQR.

Sin embargo en la métrica IPS normalmente los valores superiores pueden adquirir un valor máximo de 20-22 siendo valores de referencia más comunes 15 a 18. Esto implica que es necesario establecer un umbral concreto, puesto que el no establecerlo implicaría una amplitud de banda no real y que los valores finales de EQR se vean distorsionados hacia las bandas superiores provocando falsos buenos estados o falsos cumplimientos de objetivos ambientales. Se ha determinado que el Umbral inferior sea 3.

Descriptive Statistics	
Split By: COD_TIPO, TIPOLOGIA	
	Minimum
VALOR, Total	2,0
VALOR, 12, Ríos de montaña mediterránea calcárea	8,1
VALOR, 12-1, Ríos de montaña mediterránea calcárea subtipo Salado	6,8
VALOR, 15, Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	10,3
VALOR, 22, Ríos cantabro-atlánticos calcáreos	5,5
VALOR, 23, Ríos vasco-pirenaicos	2,0
VALOR, 26, Ríos de montaña húmeda calcárea	8,4
VALOR, 29, Ejes fluviales principales cantabro-atlánticos calcáreos	3,6
VALOR, 30, Ríos costeros cantabro-atlánticos	8,6
VALOR, 32, Pequeños ejes cantabro-atlánticos calcáreos	3,0
VALOR, 9, Ríos mineralizados de la baja montaña mediterránea	8,7

Tabla 17 Índice IPS. Valores mínimos.

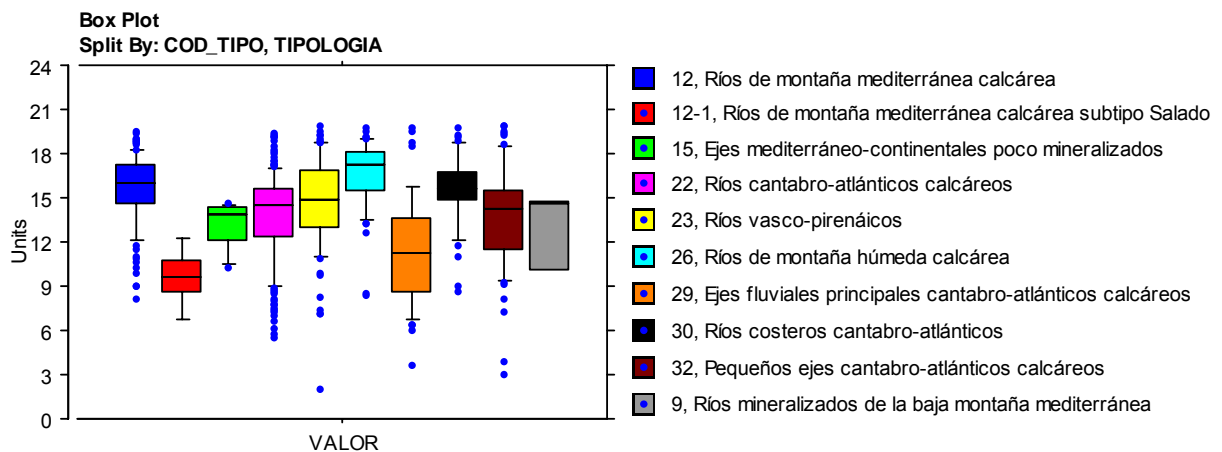


Figura 10. Índice IPS. Representación Box-plot según tipología. No se observan valores por debajo del valor de 3.

Para determinar los valores frontera entre el muy buen estado-buen estado y entre el buen estado-estado moderado (objetivo ambiental) se sigue la aproximación REFCON, es decir, surgen del resultado de dividir en partes iguales el rango de valores entre el límite muy bueno y bueno y el umbral inferior que es un valor coherente con las peores condiciones posibles (en nuestro caso ese valor es igual a 3). El valor frontera entre el buen estado y el moderado es el objetivo ambiental.

La falta de sitios de referencia para algunas tipologías de ríos de la CAPV ha imposibilitado la consecución de valores de condiciones de referencia, por lo que se ha hecho una aproximación a juicio de experto y se ha considerado que:

- las condiciones de referencia y los objetivos ambientales establecidos para el tipo 12- Ríos de montaña mediterránea calcárea son trasladables al tipo 15 Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados,

- las condiciones de referencia y los objetivos ambientales establecidos para el tipo 22 Ríos cantabro-atlánticos calcáreos son trasladables al los tipos 32 Pequeños ejes cantabro-atlánticos calcáreos y 29 Ejes fluviales principales cantabro-atlánticos calcáreos.
- las condiciones de referencia y los objetivos planteados para el tipo 9 Ríos mineralizados de la baja montaña mediterránea se toman de la actual instrucción de planificación hidrológica²⁷ con la consideración de que el valor umbral inferior a aplicar es 3.

Cualquier métrica que participe en la determinación del estado ecológico debe ser transferida a un valor entre 0-1. Es decir, las métricas participan con sus valores EQR.

Para métricas cuyo valor disminuye al aumentar la presión (caso del IPS) el valor de EQR se corresponde con la siguiente fórmula: $EQR = (\text{Valor observado} - \text{Umbral inferior}) / (\text{Umbral superior} - \text{Umbral inferior})$

Así, se definen los valores de condiciones de referencia y los objetivos de calidad expresados en la Tabla 18 como valores absolutos y en la Tabla 19 como valores EQR.

Tipo	REF	Valor (MB/B)	Objetivo Ambiental Valor(B/M)	Valor (M/D)	Valor (D/MM)	Valor Umbral inferior
9 Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	17,5	16,8	13,4	9,9	6,5	3,0
26 Ríos de montaña húmeda calcárea	17,4	16,1	12,8	9,6	6,3	3,0
12 Ríos de montaña mediterránea calcárea						
15 Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	16,7	16,2	12,9	9,6	6,3	3,0
22 Ríos cantabro-atlánticos calcáreos						
29 Ejes fluviales principales cantabro-atlánticos	15,4	14,3	11,5	8,7	5,8	3,0
32 Pequeños ejes cantabro-atlánticos calcáreos						
23 Ríos vasco-pirenaicos	17,6	16,9	13,4	10,0	6,5	3,0
30 Ríos costeros cantabro-atlánticos	16,6	15,0	12,0	9,0	6,0	3,0

Tabla 18 Índice IPS. Condiciones de referencia (REF); límites entre clases de calidad expresados como valores absolutos del índice IPS Ratio: muy bueno (MB), bueno (B), moderado (M), deficiente (D) y malo (MM); y objetivos ambientales asociados al componente fitobentos.

Tipo	EQR (MB/B)	Objetivo Ambiental EQR (B/M)	EQR (M/D)	EQR (D/MM)
9 Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	0,95	0,72	0,48	0,24
26 Ríos de montaña húmeda calcárea	0,91	0,68	0,46	0,23
12 Ríos de montaña mediterránea calcárea				
15 Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	0,96	0,72	0,48	0,24
22 Ríos cantabro-atlánticos calcáreos				
29 Ejes fluviales principales cantabro-atlánticos	0,91	0,69	0,46	0,23
32 Pequeños ejes cantabro-atlánticos calcáreos				
23 Ríos vasco-pirenaicos	0,95	0,71	0,48	0,24
30 Ríos costeros cantabro-atlánticos	0,88	0,66	0,44	0,22

Tabla 19 Índice IPS. Condiciones de referencia (REF); límites entre clases de calidad expresados como valores del Ecological Quality Ratio del índice IPS: muy bueno (MB), bueno (B), moderado (M), deficiente (D) y malo (MM); y objetivos ambientales asociados al componente fitobentos.

En el documento de Instrucción de Planificación Hidrológica publicado en el BOE nº 229 de 22 de septiembre se incluyen los valores de condiciones de referencia y límites de cambio de clase del estado ecológico del indicador fitobentos en algunas de las tipologías presentes en la CAPV analizadas hasta la fecha (tipos 9, 12 y 26).

También se incluyen para el tipo 30, pero no corresponden a valores del índice IPS, sino del MDIAT, por lo que no son comparables con nuestros datos. En la tabla siguiente se comparan dichos valores con los calculados con los datos disponibles de la Red de vigilancia.

Los resultados para los dos tipos comparables (tipos 12 y 26) son similares, Tabla 20.

Tipología	REF	EQR (MB/B)	EQR (B/M)	EQR (M/D)	EQR (D/MM)
12	16,7	0,96	0,72	0,48	0,24
26	17,4	0,91	0,68	0,46	0,23
IPH					
12	17	0,94	0,7	0,47	0,23
26	17,7	0,92	0,69	0,46	0,23

Tabla 20 Índice IPS. Comparación de las condiciones de referencia (REF); límites entre clases de calidad expresados como valores del Ecological Quality Ratio: muy bueno (MB), bueno (B), moderado (M), deficiente (D) y mala (MM) entre el documento de Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH. Tabla 6) y los resultados obtenidos en este trabajo. 12 Ríos de montaña mediterránea calcárea y 26 Ríos de montaña húmeda calcárea

Respecto a los valores indicados en la Instrucción de Planificación Hidrológica, se han obtenido valores de referencia ligeramente inferiores. Los valores de EQR se sitúan muy próximos, sin

embargo, debe recordarse que en el caso de los datos obtenidos a partir de la Red de Vigilancia en la CAPV se ha tenido en cuenta la amplitud de banda del índice IPS, tal como se ha explicado anteriormente, es decir, se ha establecido un valor umbral inferior.

En los grupos de intercalibración Central-Báltico y Mediterráneo, el estado francés calcula el límite entre las clases Buena/Moderada considerando también la amplitud de banda: Límite B/MOD= límite MB/B-((límite MB/B-valor mínimo)/4)+1. Francia incrementa el límite preliminar en un punto de su escala del índice de diatomeas, porque de esa manera consigue resultados más congruentes con el trabajo de intercalibración sobre macroinvertebrados realizado en su país. De esta manera, los resultados de calidad se adecuan mejor a valoraciones reales y no teóricas.

Por ello, consideramos válidos los resultados de este trabajo, ya que utiliza la metodología que ha sido consensuada en los grupos de intercalibración. Sin embargo, a nivel europeo los resultados de los grupos de intercalibración de fitobentos se consideran como un primer paso que ha demostrado que la intercalibración es posible con los métodos que se usan a nivel nacional. Con uno o dos años más de trabajo y una recopilación de más datos procedentes de otros estados miembros se podrán obtener resultados aún más fiables.

MASAS DE AGUA MUY MODIFICADAS

En el ámbito de la CAPV, se han delimitado 122 masas de agua categoría río, 94 de las cuales son naturales y 28 designadas provisionalmente como muy modificadas⁵². Entre las masas designadas provisionalmente como muy modificadas, 19 lo son en virtud de las severas intervenciones practicadas en su morfología para prevenir inundaciones o, en otros casos, por tratarse de coberturas, evidentes motivos en ambos casos de su alto grado de modificación. Las 9 masas muy modificadas restantes son embalses, que a efectos de valoración de estado ecológico deben analizar como pertenecientes a la categoría lagos.

Para estas masas de agua muy modificadas los objetivos medioambientales consisten en proteger y mejorar su estado para lograr un buen potencial ecológico y un buen estado químico de las aguas superficiales. Para realizar una correcta clasificación

del potencial ecológico se debe establecer el máximo potencial ecológico, en lugar de condiciones de referencia, y establecer el umbral entre buen potencial ecológico y potencial ecológico.

Los elementos de calidad y los indicadores aplicables a las masas de agua artificiales y muy modificadas son los que resulten de aplicación a la categoría de aguas superficiales naturales que más se parezca a la masa de agua artificial o muy modificada de que se trate.

Estos indicadores y sus valores de cambio de clase se deben determinar cuando se establezcan las condiciones de referencia para el máximo potencial. Sin embargo, en la CAPV en la actualidad no se dispone de datos asociados a máximo potencial ecológico en ríos ni de estudios sobre esta materia. Para tratar de solventar este problema se propone usar el índice IPS de la misma forma que para ríos naturales, Tabla 18 y Tabla 19. Esto se basa en:

- El índice IPS se ha diseñado de acuerdo a la sensibilidad a la contaminación de unos taxones determinados, en el que tiene especial énfasis la contaminación puntual (urbana- industrial).
- Las presiones hidromorfológicas características de estas masas de agua muy modificada probablemente dificulten la consecución de objetivos ambientales, pero para el estudio de este aspecto no se tiene información detallada ni se ha diseñado un índice de calidad mediante una aproximación con un estresor específico.
- Las masas de agua muy modificadas asimilables a ríos (no embalses) se deben dar unas condiciones fisicoquímicas generales y un estado químico similar a los objetivos planteados para las masas naturales y que por tanto son coherentes con valores de buen estado de algunos indicadores biológicos, entre los que se encuentran los organismos fitobentónicos.
- El programa de medidas a aplicar en las masas de agua muy modificadas, en general, deben encaminarse a la reducción de presiones derivadas de la contaminación puntual o difusa, eliminación o restauración de infraestructuras transversales o lineales en los ríos de forma compatible con los usos que permiten la designación de aguas muy modificadas.

7. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

El País Vasco no ha participado directamente en el ejercicio de intercalibración para fitobentos a nivel europeo. Sin embargo, del análisis de los datos disponibles siguiendo la metodología utilizada en dichos grupos de trabajo se pueden sacar interesantes conclusiones que se exponen a continuación.

Un índice o una métrica que pretenda responder a las definiciones normativas de la DMA debe mostrar una respuesta significativa a un gradiente de

presiones de forma que los diferentes grados de distorsión de las condiciones inalteradas o condiciones de referencia puedan permitir la clasificación de estado acorde con el anexo V de la DMA.

Se ha trabajado a nivel estadístico con los datos de los índices IBD e IPS de la Red de seguimiento del estado ecológico de los ríos de la CAPV, en total 561 casos pertenecientes a 10 tipologías.

7.1. ESTACIONES DE REFERENCIA VS ESTACIONES NO DE REFERENCIA

En la Figura 11 se representa los valores de los índices IPS e IBD diferenciando estaciones consideradas de referencia (REF) y de no referencia (NO REF), pero sin diferenciación por tipos.

Se observa que en el caso del índice IBD el valor mediana del grupo de las estaciones de referencia (valor de referencia) se encuentra muy próximo al valor mediana de las estaciones de no referencia y que se da un importante solapamiento. Este hecho implica que no se da una buena diferenciación entre ambos grupos. En el caso del índice IPS se da una mejor separación entre ambos grupos y se reduce notablemente el solapamiento.

Al realizar un análisis similar pero diferenciando tipologías, Figura 12, se observa que el índice IBD no permite una correcta diferenciación entre estaciones de referencia y de no referencia. El valor mediana asociado a las estaciones de referencia para la mayoría de los tipos se encuentra solapándose con los valores asociados a las estaciones de no referencia. Únicamente para el tipo de los ríos vasco-pirenaicos (RVP) existe una buena diferenciación.

Esto implica que el uso del índice IBD como sistema de evaluación del componente organismos fitobentónicos en ríos no es acorde con las definiciones normativas de la DMA, puesto que estaciones con bajos niveles de presiones (REF) y estaciones con grados de presión significativamente mayores (NO-REF) presentarían valores de indicadores biológicos similares, es decir, se trataría de un índice que no diferencia significativamente diferentes grados de presiones.

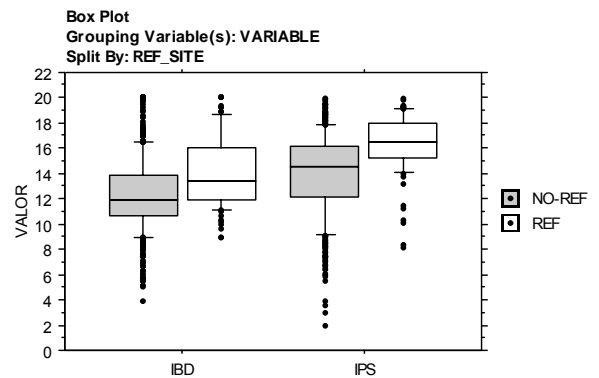


Figura 11. Diagramas Box-Plot de los índices IBD e IPS diferenciando estaciones de referencia (REF) y no referencia (NO REF).

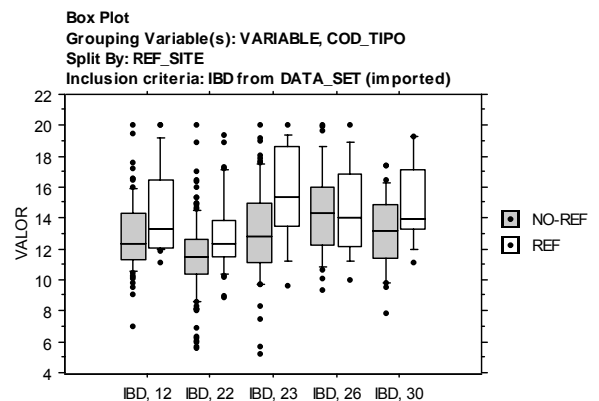


Figura 12. Diagramas Box-Plot de los índices IBD diferenciando estaciones de referencia (REF) y no referencia (NO REF) y por tipologías.

En el caso del IPS, Figura 13, las condiciones de referencia, es decir, los valores mediana de los resultados asociados a estaciones de referencia, muestran un menor solapamiento con los valores de estaciones con presiones significativas (NO-REF). Esta situación se da en prácticamente todas las tipologías, excepto en el caso de los ríos de la tipología 26 Ríos de montaña húmeda calcárea donde se da un solapamiento evidente.

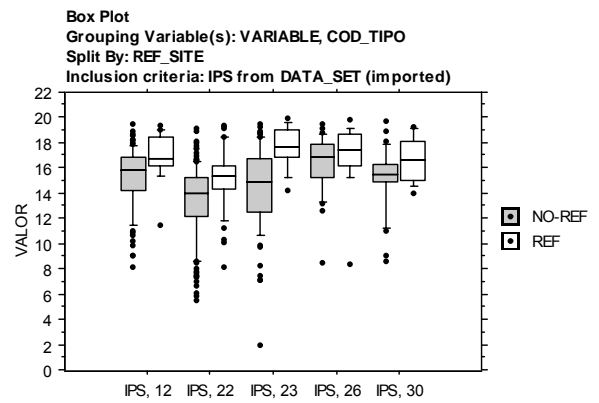


Figura 13. Diagramas Box-Plot de los índices IPS diferenciando estaciones de referencia (REF) y no referencia (NO REF) y por tipologías.

7.2. MASAS NATURALES VS MASAS MUY MODIFICADAS

En la Figura 14 se puede observar cómo la mediana para los valores de IPS de las estaciones asociadas a masas de agua consideradas naturales se diferencia claramente de la mediana de las estaciones de las masas de agua muy modificadas (MAMM) de la categoría ríos.

En el caso de masas de agua de carácter natural se dan valores de IPS superiores al grupo de masas de agua muy modificadas. El rango de valores asociado a ambos grupos de resultados muestra poco solapamiento.

Realizado un análisis similar por tipología de ríos se observa unos resultados similares, sobre todo en pequeños ejes cantabro-atlánticos (PECA) y en los ríos vasco-pirenaicos (RVP), Figura 15.

Sin embargo, este análisis enmascara el diferente grado de presión al que están sometidas estos dos grupos de masas de agua, ya que en general los ríos que se consideran masas de agua muy modificadas no embalses tienen asociado un alto grado de presión, más allá del componente hidromorfológico que es lo que les provoca su designación como masa de agua muy modificada.

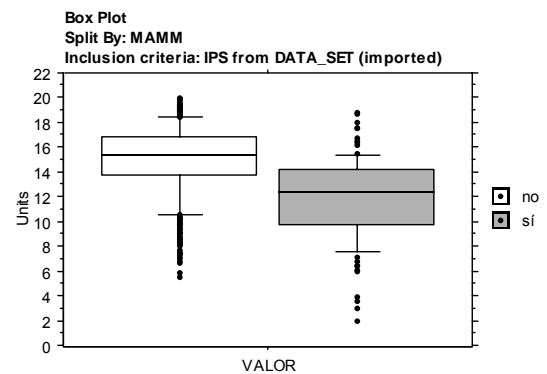


Figura 14. Diagramas Box-Plot del índice IPS diferenciando estaciones naturales (Natural) y estaciones de masas de agua muy modificadas (MAMM). No se diferencian tipos de ríos.

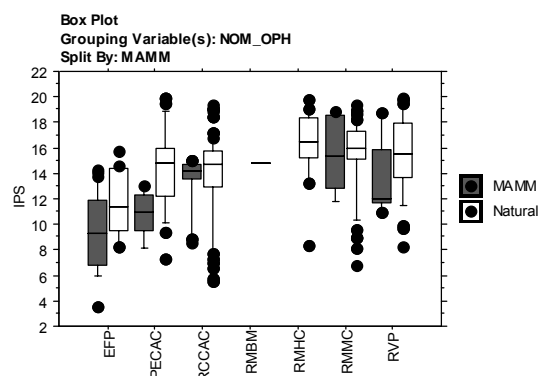


Figura 15. Diagramas Box-Plot del índice IPS diferenciando estaciones naturales (Natural) y estaciones de masas de agua muy modificadas (MAMM) y por tipos de ríos.

7.3. ANÁLISIS FRENTE A GRADIENTE DE PRESIONES

7.3.1 APROXIMACIÓN SEMICUANTITATIVA

El gradiente de presiones se ha establecido a partir de una base de datos que comprende un rango de valores muy amplio desde sitios de referencia hasta tramos muy impactados.

Así han sido integradas en el análisis las siguientes presiones:

- Presión de origen difuso (medidos como cargas de N y P provenientes de la agricultura y ganadería);
- Presiones que afectan a la morfología: azudes, etc.), presiones con incidencia en la cantidad (detracciones)
- y presiones debidas a la contaminación puntual (incluye contaminación orgánica y contaminación por nutrientes).

Los datos sobre presiones se han extraído de:

- Informe relativo a los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE⁵². A partir de estos datos se han realizado una asociación de valoraciones semicuantitativas a los diferentes niveles de presión utilizando una escala de 1 a 5.
- Presiones debidas a la contaminación difusa (Suelos potencialmente contaminados, Nitrógeno y Fósforo debidos tanto a la actividad agrícola como ganadera).
- Presiones derivadas de la regulación o detracción de caudales
- Presiones derivadas de las alteraciones morfológicas (azudes, alteraciones márgenes etc.)
- Presiones con origen en una contaminación puntual. Este grupo se ha valorado a partir de datos de variables fisicoquímicas obtenidas por la Red de seguimiento del estado ecológico de los ríos de la CAPV⁵⁴. Así se han interpretado valoraciones EQR de demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, amonio, nitrógeno total y fósforo total como promedios de los datos obtenidos en aguas bajas desde el año 2002 hasta el 2008. La selección del período de aguas bajas se debe a que es en ese período

cuando se toman las muestras de los elementos biológicos.

Se han obtenido valores de EQR para el índice IPS y para el índice MBI⁵⁵ a partir de los resultados disponibles de los trabajos de la Red de seguimiento del estado ecológico de los ríos de la CAPV. Estos EQR tienen su equivalencia a 5 clases de calidad por lo que al final enfrentamos clases de presiones en un gradiente entre 0-5 y clases de calidad ecológica que también se dividen en cinco clases.

Las métricas biológicas se han relacionado con las presiones totales que es el promedio de los cuatro tipos de presiones. Al final se ha dispuesto de datos para un total de 144 estaciones de muestreo.

En la Figura 16 y Figura 17 se observan las relaciones existentes entre el gradiente de presiones y las dos métricas biológicas, MBI e IPS.

Se observa que existe una mejor respuesta al gradiente de presiones por parte de la métrica que mide al elemento macroinvertebrados que la que mide al perifiton lo que indica que la sensibilidad del indicador MBI es mayor que el IPS.

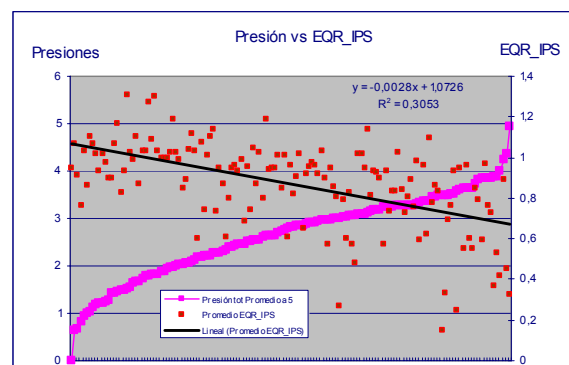


Figura 16. Gradiente de presiones totales y la relación con el indicador IPS. Promedio de los valores de presiones totales vs IPS

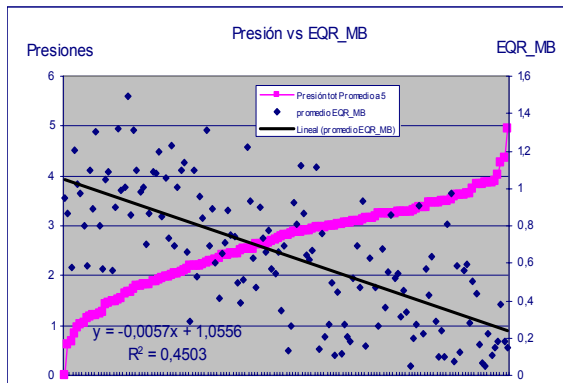


Figura 17. Gradiente de presiones totales y la relación con el indicador MBI. Promedio de los valores de presiones totales vs MBI

7.3.2 APROXIMACIÓN MEDIANTE ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

El gradiente de presiones inicial fue transformado para el conjunto de las presiones más significativas usando técnicas de ordenación multivariantes (PCA) (Tabla 21). Esta ordenación está basada en relaciones bivariantes y análisis de regresión que conducen a la extracción de una nueva variable que es el eje 1 del ACP realizado (Pardo et. al, 2006).

Del análisis de componentes principales se deduce que el primer eje absorbe el 30,5% de la varianza y está totalmente relacionado con un gradiente de contaminación orgánica-industrial o gradiente de presión general (muy correlacionado con las variables que se engloban en el denominado estresor de contaminación puntual), marcado por las siguientes variables: demanda química de oxígeno, demanda biológica de oxígeno, fósforo total y amonio; frente a ellas se sitúa el oxígeno disuelto y el % saturación de oxígeno.

En el segundo eje se reflejan las variables ligadas a presiones de tipo hidromorfológico, Figura 18. La presión difusa (marcada por las cargas ganadera y agrícola) se sitúa en un extremo de este segundo eje al lado de un estresor ligado a la cantidad de agua (detracciones).

En la Figura 19 y Figura 20 se observa la relación de las métricas MBI e IPS frente al gradiente de presiones. El MBI muestra una muy clara discriminación de las clases de calidad a lo largo del eje de presiones y poca variabilidad dentro de cada clase (las clases de calidad forman grupos muy compactos) mientras que el IPS muestra poca separación de las clases a lo largo del eje.

Eigenvalues		
Row exclusion: tot (imported).svd		
	Magnitude	Variance Prop.
Value 1	2,746	,305
Value 2	1,531	,170
Value 3	1,194	,133
Value 4	,932	,104

Factor Analysis Summary	
Row exclusion: tot (imported).svd	
Number of Variables	9
Est. Number of Factors	4
Number of Factors	4
Number of Cases	684
Number Missing	0
Degrees of Freedom	44
Bartlett's Chi Square	2015,207
P-Value	<,0001
Factor Extraction Method: Principal Components	
Extraction Rule: Method Default	
Transformation Method: None	

Tabla 21 Parámetros descriptivos del Análisis de Componentes Principales derivado de las valoraciones asociadas a las presiones consideradas

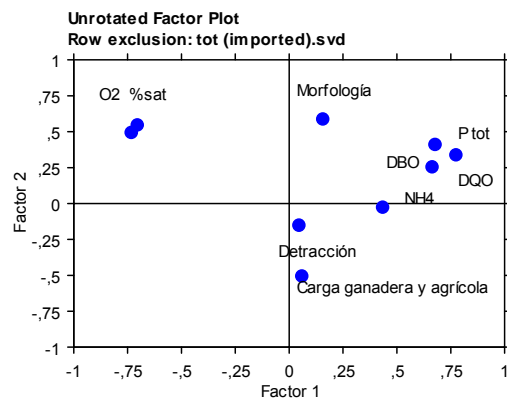


Figura 18. Disposición de las variables analizadas en relación con los factores extraídos mediante el análisis factorial con la solución sin transformación.

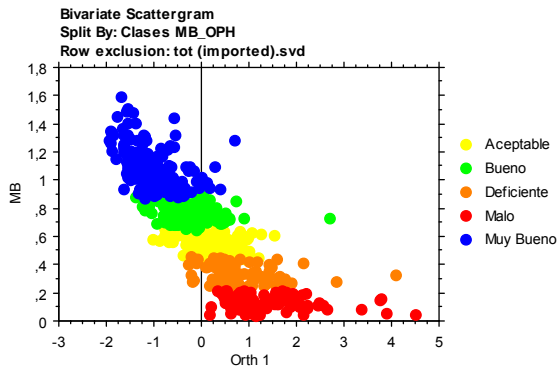


Figura 19. Relaciones entre índice EQR-MBi y la graduación de presiones según el primer eje del Análisis de componentes principales realizado para las presiones consideradas.

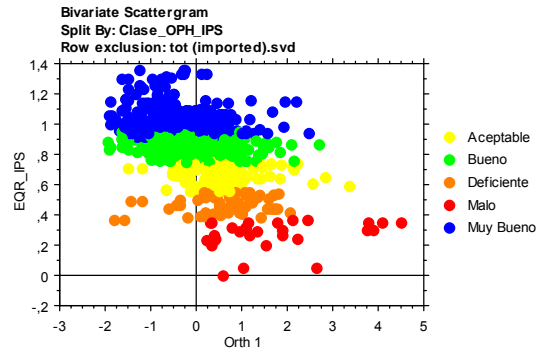


Figura 20. Relaciones entre índice EQR-IPS y la graduación de presiones según el primer eje del Análisis de componentes principales realizado para las presiones consideradas.

7.4. RELACIÓN ENTRE MÉTRICAS BIOLÓGICAS QUE PARTICIPAN EN LA DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO.

Se ha considerado interesante exponer las relaciones existentes entre las diferentes métricas biológicas que participan en la determinación del estado ecológico global. Así se han relacionado:

- el índice IPS y el índice IFQ-R (índice que engloba a las métricas indicadoras de contaminación) puede indicar una respuesta a un gradiente de presiones, en este caso de contaminación orgánica.
- el índice IPS y el índice biológico MBi correspondiente a fauna macroinvertebrada bentónica, así como con las métricas que componen el índice MBi.

Para ello se han realizado regresiones simples entre los diferentes índices referenciados. Los resultados se muestran en la Tabla 22, Figura 21 y Figura 22.

Los resultados de la Tabla 22 muestran que existe una relación significativa entre las métricas testadas. La mayor relación se da entre el índice IPS y el índice IFQ-R que valora sobre todo la contaminación de tipo orgánico. Por lo que el índice IPS disminuye cuando el IFQ-R aumenta, como se ve en la Figura 21.

Las regresiones con el índice MBi y las métricas que lo conforman son similares; aunque se aprecia una relación mayor tanto con el propio índice MBi como con el índice IBMWP, que es un indicador relacionado con taxones sensibles a la contaminación, Figura 22.

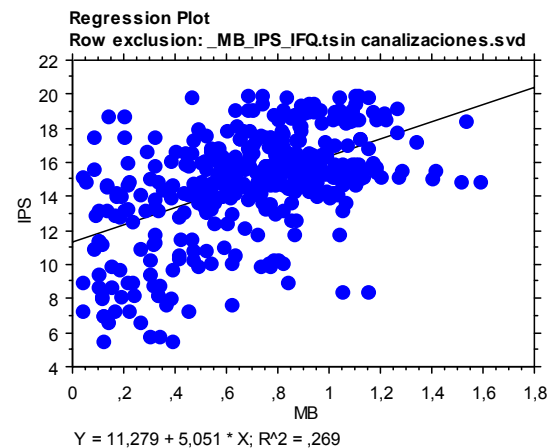
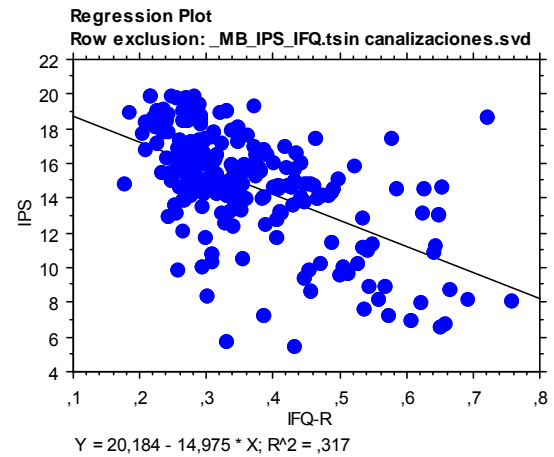


Figura 21. Regresión simple entre los valores de índice IPS y del IFQ-R; MBi

	R2	F-value	P-value
IFQ-R	0,32	178,54	<0,0001
MBi	0,27	139,48	<0,0001

Tabla 22 Regresión simple entre los valores de índice IPS y del IFQ-R; MBi. Valores de R², F-value y P-value.

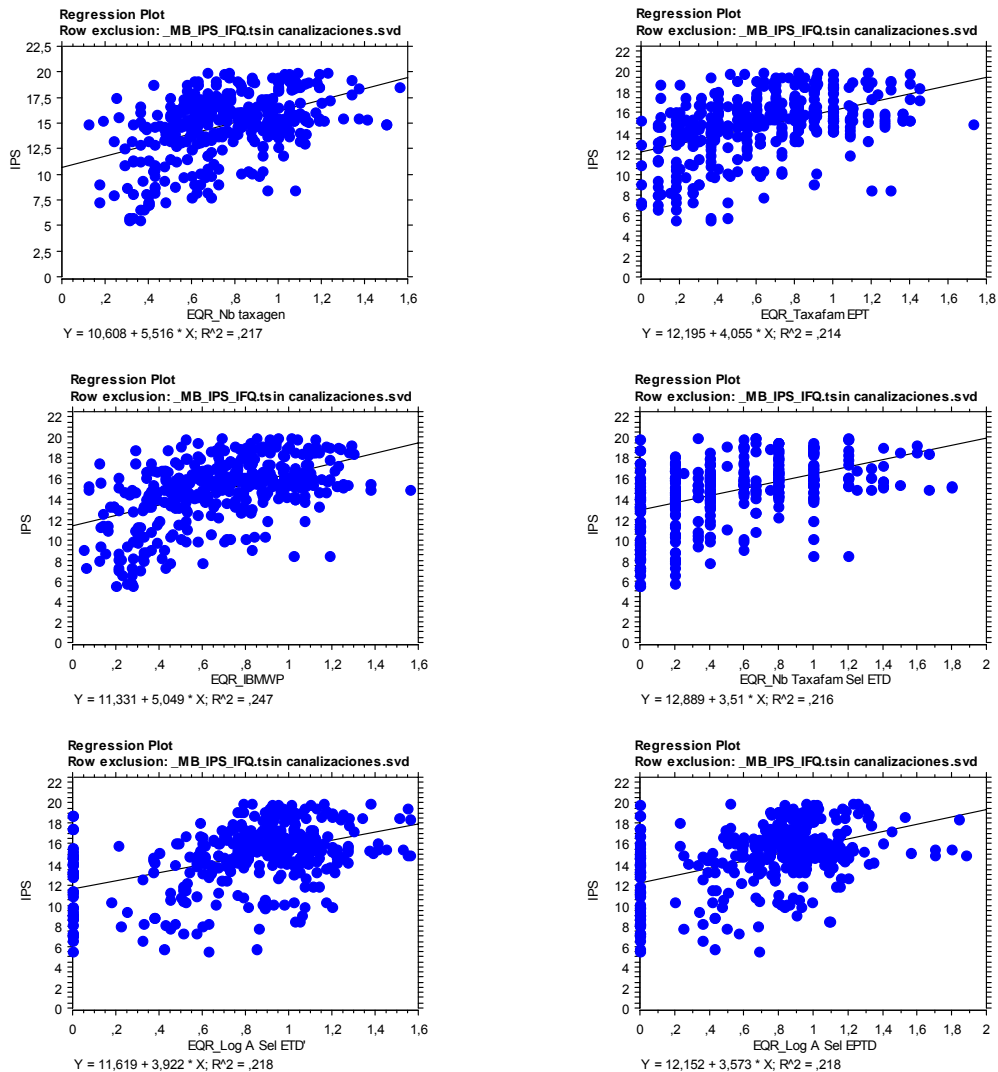


Figura 22. Regresión simple entre los valores de índice IPS y de las métricas que conforman el índice MBI, Nb taxagen; Taxafam EPT; IBMWP; Nb taxafam Sel ETD; Log A Sel ETD' y Log A Sel EPTD.

Se han anotado las correlaciones existentes entre el gradiente de presiones totales y el gradiente de contaminación puntual y las dos métricas biológicas por Tipología, Tabla 23.

Para ambas métricas la correlación es significativa en las tipologías más numerosas de la CAPV: Ríos vasco pirenaicos y Ríos cantabro atlántico calcáreos de la vertiente cantábrica y Ríos de montaña mediterránea en la vertiente mediterránea.

Para ríos vasco pirenaicos el estresor que marca una mejor relación con las métricas biológicas es la presión total lo que nos indica que las presiones de tipo morfológico probablemente, sean de cierta entidad y junto a las indicadores de contaminación orgánica principalmente, marcan una valoración de las presiones más completa y acorde a lo que ocurre en el río. En esta tipología, ambos indicadores

biológicos muestran relaciones parecidas frente a los estresores.

En los Ríos cantabro atlántico calcáreos ocurre algo similar aunque en este caso el indicador más fiable es el MBI.

No existen diferencias significativas entre presiones totales o presiones debidas a contaminación puntual en el caso de la Montaña mediterránea lo que quizás nos indique la escasa incidencia de otros estresores diferentes a la contaminación de tipo orgánico

Para los Ejes fluviales principales cantabro-atlántico calcáreos el indicador mas relevante parece ser el IPS aunque con una menor fuerza en la correlación y únicamente para presiones puntuales de tipo contaminación orgánica.

En los pequeños ejes cantabro atlántico calcáreos ambos métodos de caracterización del

estado biológico muestran parecidas relaciones con las presiones pero únicamente son significativas cuando se relacionan con presiones puntuales.

En la Montaña húmeda únicamente el MBI parece presentar correlaciones significativas con las

presiones totales. Los ríos costeros no muestran correlaciones significativas con ningún gradiente de presión y en todo caso las correlaciones existentes son muy superiores con el MBI que con el IPS.

	IPS vs Presión total	MBI vs Presión total	IPS vs Presión puntual	MBI vs Presión puntual
Ejes fluviales principales cantabro-atlánticos calcáreos	R= 0,556 P= 0,0606	R= 0,42 P= 0,1737	R= 0,736 P= 0,0064	R= 0,535 P= 0,0733
Ríos vasco-pirenaicos	R= 0,73 P= 0,0001	R= 0,77 P< 0,0001	R= 0,584 P= 0,0062	R= 0,646 P= 0,0012
Pequeños ejes cantabro-atlánticos calcáreos	R= 0,12 P= 0,6418	R= 0,11 P= 0,66	R= 0,782 P= 0,0003	R= 0,744 P= 0,0009
Ríos cantabro-atlánticos calcáreos	R= 0,55 P= 0,0002	R= 0,77 P< 0,0001	R= 0,536 P= 0,0003	R= 0,53 P= 0,0003
Ríos costeros cantabro-atlánticos	R= 0,033 P= 0,9160	R= 0,30 P= 0,3153	R= 0,373 P= 0,2096	R= 0,67 P= 0,115
Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados				
Ríos de montaña húmeda calcárea	R= 0,411 P= 0,1849	R= 0,60 P= 0,04	R= 0,002 P= 0,99	R= 0,18 P= 0,558
Ríos mineralizados de la baja montaña mediterránea	R= 0,67 P= 0,0003	R= 0,67 P= 0,0004	R= 0,69 P= 0,0002	R= 0,64 P= 0,0009

Tabla 23 Correlaciones existentes entre el gradiente de presiones totales y el gradiente de contaminación puntual y las dos métricas biológicas por Tipología Valores de R², y P-value.

Existe una correlación significativa pero no muy alta entre Presiones totales versus IPS (R=0.53) P< 0.0001 para 142 estaciones. Esta correlación no se ve alterada de manera significativa si se trabaja únicamente con masas de agua naturales. Sin embargo, la correlación no es significativa con las masas de agua altamente modificadas ya que R= 0,24 p=0,2195 (28 estaciones).

En general, el índice multimétrico MBI muestra mejor relación con el gradiente de presiones que el índice IPS y por lo tanto es un indicador más preciso y más sensible ya que presenta mayor pendiente de la recta de regresión.

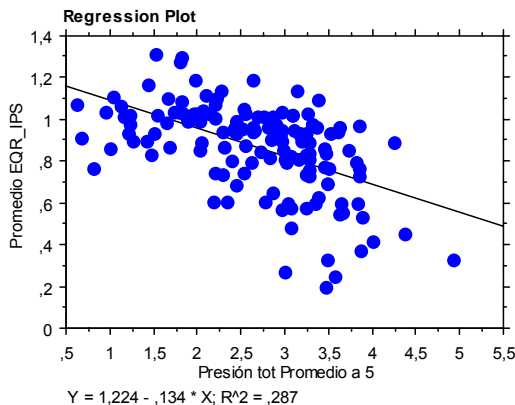


Figura 23. Regresión simple entre los valores de índice IPS y gradiente de presiones

Respecto a la relación entre los indicadores biológicos determinados por el índice MBI y el índice IPS, se ha trabajado con datos únicamente de aguas bajas que es cuando se recogen las muestras de perifiton y con estaciones tanto naturales como MAMM.

Existe una correlación significativa pero no muy alta entre ambos métodos biológicos (R=0.69) para 123 estaciones. Esta correlación no se ve alterada de manera significativa si se trabaja únicamente con masas de agua naturales (R=0.664). Si la relación se establece para MAMM esta desciende a un R=0.463 y deja de ser significativa a un 99%

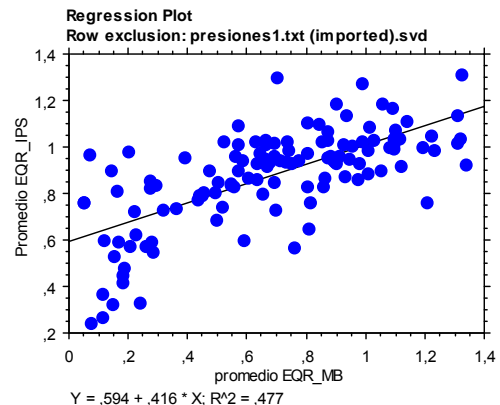


Figura 24. Relaciones entre presiones y los índices MBI y IPS.

8. CONCLUSIONES

La DMA para alcanzar sus objetivos, establece como hitos intermedios la consecución de ciertas tareas específicas, entre los que cabe destacar la adopción de los planes hidrológicos de cuenca para diciembre de 2009, (artículo 13).

En este trabajo se han establecido valores de condiciones de referencia y valores umbrales de objetivos medioambientales para los ríos de la CAPV correspondiente a organismos fitobentónicos, en base al índice IPS⁹, Tabla 18 y Tabla 19. Esta definición de objetivos medioambientales es totalmente necesaria en este primer ciclo de planificación hidrológica siguiendo las indicaciones de la DMA, y debe resultar relevante en el diseño del programa de medidas.

De todas formas, esta definición de objetivos medioambientales no está exenta de problemas cuya resolución futura permita adecuarse más acertadamente a los requerimientos de la DMA.

El Anexo V de la DMA trata “macrófitos y fitobentos” como un único elemento biológico necesario para la determinación del estado ecológico global de las masas de agua de la categoría ríos.

Este elemento biológico presenta actualmente una problemática variada y compleja a la hora de ser un instrumento fiable en la determinación del estado ecológico global.

Por un lado, cada uno de los dos componentes del elemento flora acuática (macrófitas y fitobentos) muestran debilidades por separado en su actual utilización como elementos de evaluación de estado ecológico:

- No se dispone de herramientas de diagnóstico conjunto para “macrófitos y fitobentos” que respondan completamente a todos los aspectos de las definiciones normativas de la DMA. Esto ha provocado que no se haya extendido el uso conjunto de ambos elementos biológicos (macrófitas y fitobentos) para caracterizar la vida vegetal acuática tal y como lo dispone la DMA.
- No se dispone claramente de comunidades de referencia específicas para “macrófitos y fitobentos”. Por tanto, deben establecer mecanismos de selección de estaciones de referencia más adaptados a las características de la comunidad de organismos asociados a la

flora acuática para determinar poblaciones tipo o de referencia de forma más adecuada.

- La distribución y abundancia de “macrófitos y fitobentos” no responde únicamente a un gradiente de presiones como lo hacen en gran medida otras comunidades faunísticas como son los macroinvertebrados bentónicos. Por tanto, deben establecerse los hábitats de cada especie en cada área geográfica y reunir grupos de especies según sus respuestas a un gradiente de presión y según tipos de presiones.
- El hecho de que los ciclos biológicos de los organismos fitobentónicos, y concretamente en el caso de las diatomeas, sean cortos y reflejen condiciones cambiantes en el hábitat a escalas temporales de uno o dos meses implica que deba estudiarse y tal vez homogeneizar los períodos de muestreo o muestreos, ya que puede influir notablemente en el diagnóstico.

Centrando el problema en la comunidad de organismos fitobentónicos debe indicarse que los índices biológicos de amplio uso a nivel europeo (índice IPS e IBD) no responden completamente a las definiciones normativas de la DMA, y se están usando sin realizar las oportunas adecuaciones regionales que permitan adaptarlos a áreas diferentes de las que se usaron en su diseño inicial.

Estos índices biológicos de amplio uso a nivel europeo (índice IPS e IBD) están establecidos al modo de los índices bióticos de macroinvertebrados, y están basados en puntuaciones que reflejan situaciones de enriquecimiento de tipo orgánico o eutrofización. De la misma manera que las comunidades de macroinvertebrados se van sucediendo según un eje espacial en el que participan numerosos aspectos fisicoquímicos, hidromorfológicos etc., también las comunidades del fitobentos se diferencian y no solo por su relación con un enriquecimiento en nutrientes.

Los resultados de este trabajo deben enmarcarse en esta problemática y tomarse como valores establecidos en función del grado de conocimiento actual, pero son totalmente válidos para su aplicación en el análisis del programa de medidas y demás apartados de los planes hidrológicos de cuenca de la CAPV, y concretamente para ríos.

9. REFERENCIAS

- 1 DOCE. 2000. Directiva del Parlamento Europeo y el 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. Diario Oficial de la Comunidad Europea. L 327 de 22 de diciembre de 2000: 72 pp.
- 2 DOCE. 1975. Directiva del Consejo 75/440/CEE, de 16 de junio de 1975, relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable en los Estados miembros (Diario Oficial 194/L, de 25 julio de 1975)
- 3 DOCE. 1978. Directiva del Consejo 78/659/CEE, de 18 de julio de 1978, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces (Diario Oficial nº L 222, de 14 de agosto de 1978)
- 4 DOCE. 1979. Directiva del Consejo 79/923/CEE, de 30 de octubre de 1979, relativa a la calidad exigida a las aguas para cría de moluscos (Diario Oficial Nº L 281 de 10 de noviembre de 1979) sustituida por su versión codificada Directiva 2006/113/CE de 12 de diciembre de 2006 (Diario Oficial nº L 376 de 27 de diciembre de 2006)
- 5 DOCE. 1980 Directiva 80/68/CEE del Consejo, de 17 de diciembre de 1979, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas (Diario Oficial 020/L, de 26 de enero de 1980)
- 6 DOCE. 1976. Directiva 76/464/CEE del Consejo, de 4 de mayo de 1976, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad (Diario Oficial L 129 de 18 de mayo de 1976)
- 7 Murray-Bligh, J.; Guthrie R.; and Owen R. (2006). Chemical concentrations for defining reference condition for Central-Baltic river intercalibration. Febrero 2006. Central Baltic Page 80 of 80 GIG web pages, CIRCA JRC-EEWAI Intercalibration web site
- 8 Furse, Mike T.; Hering, Daniel; Moog, Otto; Verdonshot, Piet; Johnson, Richard K.; Brabec, Karel; Gritzalis, Kostas; Buffagni, Andrea; Pinto, Paulo; Friberg, Nikolai; Murray-Bligh, John; Kokes, Jiri; Alber, Renate; Usseglio-Polatera, Philippe; Haase, Peter; Sweeting, Roger; Bis, Barbara; Szoszkiewicz, Krzysztof; Soszka, Hanna; Springe, Guntta; Sporka, Ferdinand; Krno, I'ja. 2006 The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiology*, 566. 3-29. doi:10.1007/s10750-006-0067-6.
- 9 Lenoir A and Coste M (1996). Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board network. In: Whitton Ba and Rott E (eds.) *Use of Algae for Monitoring Rivers II*. Institut für Botanik. Universität Innsbruck. pp 29-43.
- 10 Kelly, M.G., Cazaubon, A., Coring, E., Dell'Uomo, A., Ector, L., Goldsmith, B., Guasch, H., Hürlimann, J., Jarlman, A., Kawecka, B., Kwandrans, J., Laugaste, R., Lindström, E.-A., Leitao, M., Marvan, P., Padišák, J., Pipp, E., Prygiel, J., Rott, E., Sabater, S., van Dam, H., Vizinét, J., (1998). Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology*, 10, 215-224.
- 11 Kelly, M.G. (2006). A comparison of diatoms with other phytobenthos as indicators of ecological status in streams in northern England. Pp. 139-151. In: *Proceedings of the 18th International Diatom Symposium* (edited by A. Witkowski). Biopress, Bristol.
- 12 Kelly MG and Whitton BA (1995). The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *J. Appl. Phycol.* 7 433-444.
- 13 Kelly, M.G., Rippey, B., King, L., Ní Chatháin, B, McQuillan, C. & Poole, M. (2006a). Use of phytobenthos for evaluating ecological status in Ireland. Report to North-South Shared Aquatic Resource (NSShARe) project.
- 14 Kelly, M.G., Juggins, S., Bennion, H., Burgess, A., Yallop, M., Hirst, H., King, L., Jamieson, J., Guthrie, R., Rippey, B. (2006b). Use of diatoms for evaluating ecological status in UK freshwaters. 160pp: Draft final report to Environment Agency.
- 15 Lecointe, C; Coste, M. Prygiel. 1993. OMNIDIA: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *J. Hydrobiología* 269/270: 509-513, 1993.
- 16 Schiefele S and Schreiner C (1991). The use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria. In: Witton Ba, Rott E And G.Friedrich (eds.) *Use of Algae for Monitoring Rivers*. Institut für Botanik, Univ. Innsbruck: 103-110.
- 17 Sládeček V (1986). Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 14(5) 555-566.
- 18 Coste M and Ayphassorho (1991). Étude de la qualité des eaux du Bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques (application des indices diatomiques). Rapport CEMAGREF. Bordeaux – Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai.
- 19 Leclerq L and Maquet B (1987). Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents (bassin de la Meuse belge). Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénotiques et diatomiques. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, document de travail 28.
- 20 WFD-CIS. 2003. Guidance Document No 6. Towards a Guidance on Establishment of the Intercalibration Network and the Process on the Intercalibration Exercise. http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library
- 21 WFD-CIS. 2005. Guidance Document No. 14 Guidance on the Intercalibration Process 2004-2006. http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library
- 22 Wouter van de Bund, Ana Cristina Cardoso, Anna-Stiina Heiskanen, Peeter Nõges 2003. Overview of common intercalibration types and Guidelines for the Selection of Intercalibration sites", CIRCA JRC-EEWAI Intercalibration web site version 3.1, Oct. 9, 2003). http://europa.eu.int/eur-lex/pri/es/oj/dat/2000/l_327/l_32720001222es00010072.pdf
- 23 Buffagni A., Erba S., 2004. A simple procedure to harmonize class boundaries of European assessment systems. Discussion paper for the intercalibration process Water Framework Directive CIS WG 2.A ECOSTAT Feb 2004.
- 24 Rott, E.; Van Dam, H.; Pfister, P.; Pipp, E.; Pall, K.; Binder, N. & Ortler, K. (1999). Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2: Trophieindikation, geochemische Reaktion, toxikologische und taxonomische Anmerkungen. Publ. Wasserwirtschaftskataster, BMLF, 1-248.
- 25 GIG, 2008. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 1 – Rivers, Section 3 – Phytobenthos. Four parts: Northern GIG, Central Baltic GIG, Alpine GIG, and Mediterranean GIG. http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library
- 26 DOCE 2008. Decisión de la comisión de 30 de octubre de 2008 por la que se fijan, de conformidad con la directiva 2000/60/ce del Parlamento Europeo y del Consejo, los valores de las clasificaciones de los sistemas de seguimiento de los estados miembros a raíz del ejercicio de intercalibración [notificada con el número C(2008) 6016] (texto pertinente a efectos del EEE) (2008/915/CE) (Diario Oficial L 332 de 10 de diciembre de 2008).
- 27 BOE. Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. (BOE nº 229 del 22 septiembre 2008)..
- 28 Diputación Foral de Bizkaia 1987. Caracterización Hidrobiológica de la red Hidrográfica de Bizkaia. Informe técnico, 1000pp
- 29 G. de Bikuña, B. & L. Docampo 1990. Limnología de los ríos de Bizkaia. Teoría, aplicaciones e implicaciones biológicas. Servicio central de publicaciones del Gobierno Vasco ISBN: 84-7542-927-0. 200pp
- 30 Docampo, Luís et. al. (1992). "Caracterización hidrobiológica de la red fluvial de Álava y Guipúzcoa". Servicio central de

- publicaciones. ISBN: 978-84-457-0219-2 1ª Edición.1992 VITORIA-GASTEIZ. Páginas: 512.
- 31 prEN Multimetric:2006— Guidance standard on the design of Multimetric Indices Technical Committee CEN/TC 230 Water quality (working document)
 - 32 UNE-EN 13946. Febrero 2004. Calidad del agua. Guía para el muestreo en rutina y el pretratamiento de diatomeas bentónicas de ríos. AENOR 2004.
 - 33 UNE-EN 14407. Abril 2005. Calidad del agua. Guía para la identificación recuento e interpretación de muestras de diatomeas bentónicas de ríos. AENOR 2005.
 - 34 Lorenzen CJ, 1967, Determination of chlorophyll and pheopigments: spectro-photometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 343-346
 - 35 Jeffrey SW, Humphrey GF, 1975. New spectrophotometric equations for determining Chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanzen. Bs.* 167:191-194
 - 36 Coste in CEMAGREF, 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciaion quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse. 218 p.
 - 37 Lenoir A. & Coste M., 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality aplicable to the French National Water Board network. In: WHITTON BA and ROTT E (eds). Use of Algae for Monitoring Rivers II. Institut für Botanik. Universität Innsbruck. Pp 29-43.
 - 38 Zelinka M. & P. Marvan, 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57: 389-407.
 - 39 AFNOR, 2000. NF T 90-354, Qualité de l'eau. Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD)
 - 40 Gobierno Vasco (2002). Caracterización de las masas de agua superficiales continentales de la CAPV. Informe técnico. www.uragentzia.euskadi.net
 - 41 Munné, A. & Prat, N. 1999. Regionalización de la cuenca del Ebro para el establecimiento de los objetivos del estado ecológico de sus ríos. Report to the "Oficina de Planificación Hidrológica, Confederación Hidrográfica del Ebro". 186 pages.
 - 42 CEDEX 2005. Tipificación provisional de ríos. Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX. Madrid 278.
 - 43 WFD-CIS. 2003. Guidance Document No 10 Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Working Group 2.3 REFCOND. http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library.
 - 44 Mats Wallin, Torgny Wiederholm & Richard, K. Johnson 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters CIS Working Group 2.3
 - 45 Stroffek, S. (2001). Determination of Reference Conditions and Class Boundaries in monitoring and assessing of surface water ecological status in France. REFCOND workshop, Uppsala (Sweden)
 - 46 GIG, 2008. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 1 – Rivers, Section 3 – Phytobenthos. Four parts: Northern GIG, Central Baltic GIG, Alpine GIG, and Mediterranean GIG.
 - 47 Wasson J.G. (2006). Proposals for reference Thresholds of chemical parameters for the Central-Baltic GIG Intercalibration Work paper for the CB GIG. , CIRCA JRC-EEWAI Intercalibration web site
 - 48 Munné, A.; Solà, C. & Prat, N. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua*, 175: 20-37.
 - 49 Alba-Tercedor, J., Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP). *Limnética*, 2002. 21: p. 175-186.
 - 50 Gobierno Vasco (1993-2007). Red de seguimiento del estado ecológico de los ríos de la CAPV. www.uragentzia.euskadi.net
 - 51 Gobierno Vasco (2006). Recopilación de información relativa a redes de control de la calidad de las aguas superficiales continentales en la CAPV y análisis según artículos 8 y 15 de la DMA
 - 52 Gobierno Vaco (2005). Informe relativo a los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE para el ámbito de la Demarcación de las cuencas Internas del País Vasco realizado por Administración Hidráulica de la CAPV, y que posteriormente amplió su ámbito de estudio al resto de la CAPV. www.uragentzia.euskadi.net
 - 53 IC CB GIG Rivers Group. Annex 2.3.3 AL Technical aspects of macroinvertebrate. Compliance of national invertebrate classification system with Water Framework Directive Normative Definitions
 - 54 Agencia Vasca del Agua (2008). Establecimiento de objetivos de calidad relativos a indicadores fisicoquímicos generales en los ríos de la de la Comunidad Autónoma del País Vasco. www.uragentzia.euskadi.net
 - 55 Agencia Vasca del Agua (2008). Objetivos medioambientales relativos a macroinvertebrados bentónicos en los ríos de la Comunidad Autónoma del País Vasco.