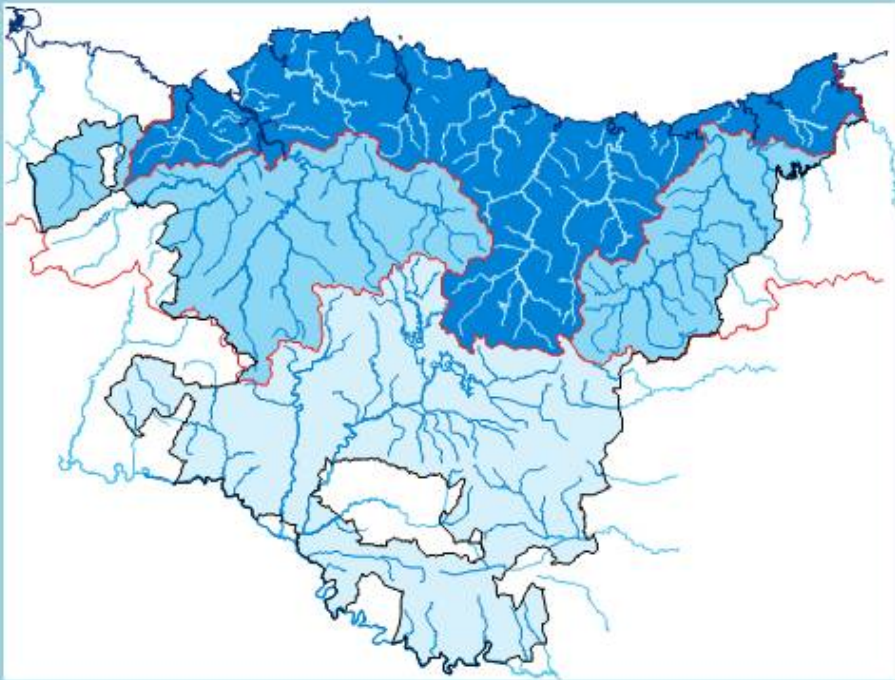




uraAGUA

Establecimiento de objetivos de calidad relativos a macroinvertebrados bentónicos en los ríos de la CAPV

2008



ura
ur agentzia
agencia vasca del agua

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
2.3. RÍOS. FAUNA MACROINVERTEBRADA BENTÓNICA.	8
2.4. EJERCICIO DE INTERCALIBRACIÓN	10
3. PROTOCOLO DE MUESTREO Y ANÁLISIS DE LA FAUNA MACROINVERTEBRADA BENTÓNICA DE RÍOS EN LA CAPV	14
4. ASIGNACIÓN DE TIPOLOGÍAS DE LA CATEGORÍA RÍOS EN LA CAPV	15
5. ESTABLECIMIENTO DE CONDICIONES DE REFERENCIA.....	18
5.1. CRITERIOS DE SELECCIÓN DE ESTACIONES DE REFERENCIA.....	19
5.2. SELECCIÓN DE ESTACIONES DE REFERENCIA EN RÍOS DE LA CAPV	31
6. DEFINICIÓN DE UN ÍNDICE MULTIMÉTRICO	34
6.1. ÍNDICES MULTIMÉTRICOS. CONCEPTOS	34
6.2. PRESIONES ASOCIADAS A RÍOS EN LA CAPV	38
6.3. SELECCIÓN DE MÉTRICAS EN RELACIÓN AL GRADIENTE DE PRESIONES	39
6.4. ÍNDICE MULTIMÉTRICO. MULTIMETRIC BASQUE INDEX (MBI)	54
6.5. APLICACIÓN DEL EJERCICIO DE INTERCALIBRACIÓN A LAS TIPOLOGIAS DE RÍOS DE LA CAPV	60
7. OBJETIVOS AMBIENTALES ESTABLECIDOS PARA MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LOS RÍOS DE LA CAPV	64
8. ANEXO. PROTOCOLO DE MUESTREO Y ANÁLISIS DE FAUNA BENTÓNICA DE INVERTEBRADOS	67
9. REFERENCIAS	76

1. INTRODUCCIÓN

El documento que aquí se presenta tiene como objetivo el establecimiento de objetivos de calidad relativos a macroinvertebrados bentónicos en los ríos de la de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) siguiendo las indicaciones de 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), y por tanto, como contribución al Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación de las Cuencas Internas del País Vasco, así como a los Planes de la Demarcación del Cantábrico y del Ebro, y como base para la correcta elaboración del Programa de Medidas.

El objeto de este trabajo es la fauna macroinvertebrada bentónica que forma parte del componente biológico necesario para la clasificación de estado ecológico de las masas de agua superficiales de la categoría ríos según el anexo V de la DMA.

Se plantean como objetivos a desarrollar en este informe los siguientes:

- Desarrollar una metodología de valoración del componente fauna macroinvertebrada bentónica de ríos coherente con las definiciones normativas de la DMA y con los procedimientos establecidos por los grupos de trabajo de implementación de la DMA. Esto implica el diseño de un índice que refleje el grado de divergencia respecto a condiciones de referencia. Para ello se parte de la selección de métricas relacionadas con los parámetros establecidos para la fauna macroinvertebrada bentónica (Anexo V, DMA), en especial las que mejor reflejan la influencia de la actividad humana.
- Realizar análisis estadísticos, a partir de los datos disponibles en la Red de seguimiento de la calidad de las masas de agua superficial de la CAPV², para obtener las condiciones de referencia de los indicadores biológicos (macroinvertebrados), por tipología.
- Exponer los resultados de la colaboración con la Confederación Hidrológica del Cantábrico en el

proceso de intercalibración del Grupo Geográfico de Intercalibración Central Báltico.

- Establecimiento de Objetivos ambientales del componente fauna macroinvertebrada bentónica de ríos derivados de las marcas de clase de calidad, es decir, la que se establece como límite entre la clase de estado Bueno y Moderado, tanto como valor asociado a un sistema de clasificación como para valores individuales para las métricas que componen dicho sistema de clasificación.

Este informe se ha basado en los trabajos realizados en 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 ONDOTEK II (adjudicataria de las últimas ediciones de la red; 2003-2007).

Por otro lado, agradecemos la colaboración prestada en todo el proceso de Intercalibración por la Dra. Isabel Pardo y por los técnicos de la Oficina de la Confederación Hidrológica del Cantábrico, concretamente la labor realizada por Amanda Miranda.

Asimismo agradecemos a la Diputación Foral de Gipuzkoa el haber facilitado los listados taxonómicos de fauna macroinvertebrada bentónica de ríos derivados de los muestreos que realiza en el marco Red de calidad de las aguas del Territorio Histórico de Gipuzkoa³.

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

B. G. de Bikuña; López, E.; Arrate, J. y Leonardo, J.M.; 2008. Informe sobre Establecimiento de Objetivos de calidad relativos a macroinvertebrados bentónicos en los ríos de la Comunidad Autónoma Vasca. Diciembre 2008. Informe técnico elaborado por Anbiotek S.L. para Agencia Vasca del Agua. 78 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.⁴
- 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.⁵
- Directiva 79/923/CEE del Consejo, de 30 de octubre de 1979, relativa a la calidad exigida a las aguas para cría de moluscos⁶.
- 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 peligrosas⁷, 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 comunidad⁸.

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. Así, 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 sus objetivos ambientales principales. 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.

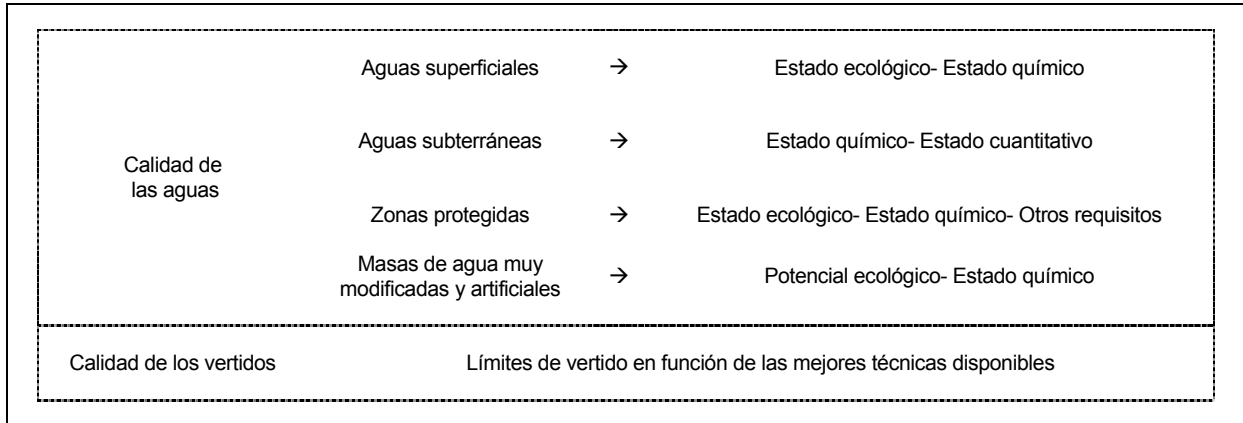


Figura 1 Enfoques legislativos de la DMA

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.
- 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).

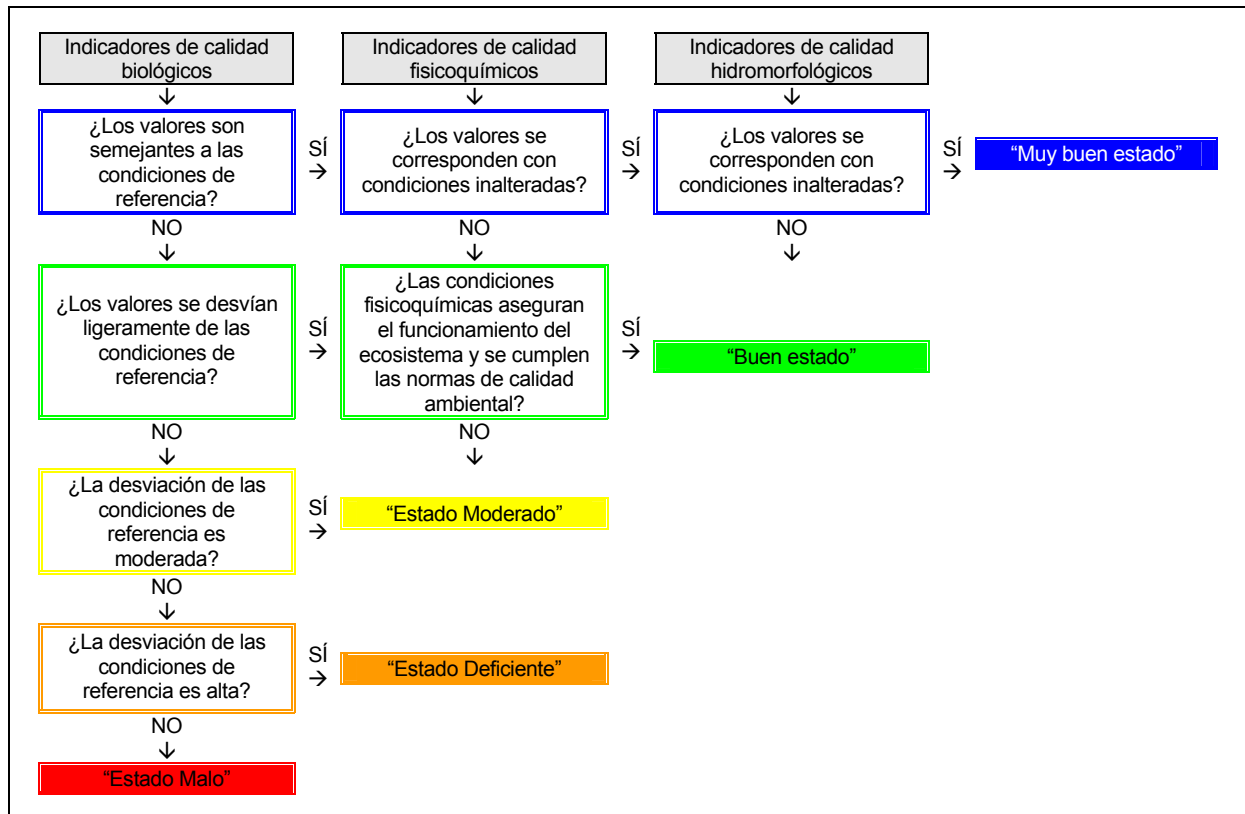


Figura 2 Indicación de los papeles relativos de los elementos de calidad biológica, hidromorfológica y fisicoquímica en la clasificación del estado ecológico de acuerdo con las definiciones normativas del Anexo V:1.2 (Nota: -figura reproducida de los documentos guía REFCOND y COAST)

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.

En lo que se refiere a la **determinación del estado ecológico de los ríos a partir de la fauna bentónica de invertebrados**, 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 y abundancia taxonómicas** corresponden totalmente o casi totalmente a las condiciones inalteradas. El cociente entre **taxones sensibles a las perturbaciones y taxones insensibles** no muestra ningún signo de alteración en comparación con los valores inalterados. El grado de **diversidad** de taxones de invertebrados no muestra ningún signo de alteración en comparación con los valores inalterados.

- **Buen estado:** Existen leves cambios en la composición y abundancia de los taxones de invertebrados en comparación con las comunidades específicas del tipo. El cociente entre taxones sensibles a las perturbaciones y taxones insensibles muestra una leve alteración en comparación con los valores específicos del tipo. El grado de diversidad de taxones de invertebrados muestra signos leves de alteración con respecto a los valores específicos del tipo.
- **Estado aceptable:** La composición y abundancia de los taxones de invertebrados difieren moderadamente de las comunidades específicas del tipo. Están ausentes los grupos taxonómicos principales de la comunidad específica del tipo. El cociente entre taxones sensibles a las perturbaciones y taxones insensibles y el grado de diversidad son considerablemente inferiores al grado específico del tipo y significativamente inferiores al buen estado.

Por tanto, las calificaciones del estado ecológico para fauna macroinvertebrada bentónica 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.

$$\text{EQR} = \frac{\text{Estado ecológico } (E_i)}{\text{Estado referencia } (E_0)}$$

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^{9 y 10}.

2.3. RÍOS. FAUNA MACROINVERTEBRADA BENTÓNICA.

Las comunidades bentónicas de macroinvertebrados son organismos con tamaño superior a 3 mm que durante casi todo su ciclo vital habitan el lecho fluvial. Constituyen comunidades diversas y abundantes en todo tipo de ríos, compuestas por taxones con amplio espectro ecológico, es decir, asociados a diferentes niveles tróficos, con ciclos de vida heterogéneos y tolerancia variable. Se consideran indicadores de condiciones locales por su escasa movilidad y proporcionan información integrada en el tiempo, ya que responden a presiones tanto permanentes como ocasionales.

Por todo esto, son útiles para la detección y seguimiento de alteraciones a medio y largo plazo, en particular como indicadores de la contaminación general.

Respecto de la utilización de los macroinvertebrados bentónicos como elementos idóneos en la evaluación de la calidad biológica de las aguas ya se dan referencias desde principios de los años 80^{11 y 12}.

En numerosos estudios limnológicos, la calidad de las aguas de los ríos se determina mediante índices bióticos e índices de diversidad ecológica

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.

aplicados a las comunidades de macroinvertebrados bénticos.

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.

Los índices de diversidad miden la variedad de organismos (riqueza de especies) y el reparto de los individuos entre las especies.

Los índices bióticos y de diversidad, de amplio uso en Europa, y los posteriores modelos predictivos tipo "RIVPACS" (River Invertebrate Prediction and Classification System) han demostrado su utilidad en el diagnóstico de la calidad de los ecosistemas fluviales. En concreto este último, desarrollado en el Reino Unido¹³ por el River Communities Group at the Centre for Ecology & Hydrology y fruto de una evolución en el uso de indicadores biológicos que comenzó en los años 70, ha tenido mucha influencia y muchas de sus aportaciones han sido recogidas por

la DMA, como la necesidad de calcular la calidad en función de su distancia a un estado de referencia.

Los indicadores basados en los macroinvertebrados han mostrado su eficacia frente a los índices químicos que solamente tienen en cuenta las concentraciones de ciertas sustancias y, a lo máximo, organismos osmótrofos (bacterias) con alta tasa de renovación celular, fácilmente "lavables" por el flujo del río.

Por el contrario, los índices bióticos y de diversidad pueden detectar presiones hasta una y dos semanas después de darse la presión, ya que la comunidad de invertebrados bentónicos presenta una restauración mucho más ralentizada que la fisicoquímica de las aguas. Los experimentos de colonización de invertebrados realizados con sustratos artificiales introducidos en ríos demuestran que la diversidad, expresada como riqueza de especies, se restaura entre los 15 días y las 4 semanas¹⁴ y¹⁵, tiempo éste en el que los índices bióticos y de diversidad tendrían capacidad para detectar vertidos esporádicos, que produzcan efectos sobre los organismos¹⁶.

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 1984 aparecen en *Limnética*, revista de la entonces recientemente creada Asociación Española de Limnología, lo que probablemente sean las dos primeras citas científicas sobre estudios de calidad en los ríos vascos mediante el uso de los macroinvertebrados bentónicos^{17,18}.

Posteriormente, en 1985 la Diputación Foral de Bizkaia aborda un proyecto ambicioso denominado "Estudio de caracterización fisicoquímica y biológica de la Red Hidrográfica de Bizkaia"^{19,20} 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

bentónicos 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"²¹, 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 y ha progresado mediante la adecuación a los criterios que se establecieron a lo largo de estos años de gestación de la DMA y por supuesto desde su publicación. Este 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.

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 con listados de taxones de fauna macroinvertebrada bentónica de ríos muy amplia (del orden de 2000 muestreos registrados).

En el marco de la redes de Red de vigilancia de la calidad de las masas de agua superficial de la CAPV, gestionada actualmente desde la Agencia Vasca del Agua, para la evaluación de la fauna macroinvertebrada bentónica de ríos se ha desarrollado el **índice multimétrico MBI** (Multimetric Basque Index)

Este índice MBI responde a las definiciones normativas de clasificación del estado del anexo V de

la DMA, es decir, evalúa la composición y abundancia taxonómica, el cociente entre taxones sensibles a las perturbaciones y taxones insensibles, y el grado de diversidad de taxones.

El índice MBI es un **índice multimétrico** construido como una media simple de una combinación de métricas referenciadas; es decir, de los valores de EQR de seis métricas seleccionadas.

Las métricas seleccionadas lo fueron por dar su capacidad de respuesta a un gradiente de presiones y asimismo su eficacia en la discriminación entre sitios de referencia y sometidos a combinaciones de presiones.

Como resultado de la colaboración con la Confederación Hidrográfica del Cantábrico y aprovechando las sinergias y los criterios emanados del Grupo Geográfico de Intercalibración Central Báltico, el índice MBI ha resultado validado en su comparación con el Índice Multimétrico Común de Intercalibración (ICMi).

En los apartados siguientes se muestra las etapas dadas en la definición de índice MBI, que tuvo sus inicios en el marco de este ejercicio de intercalibración. Asimismo se analiza la aplicabilidad del índice MBI a las tipologías de la categoría ríos identificadas en la CAPV, asignación de condiciones de referencia y determinación de objetivos ambientales para la fauna macroinvertebrada bentónica de ríos por tipologías de ríos presentes en la CAPV.

2.4. EJERCICIO DE INTERCALIBRACIÓN

El ejercicio de Intercalibración, para cada elemento de calidad biológico a considerar en la determinación de estado ecológico, 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^{22 y23}.

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-Este²⁴.

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.

La Confederación Hidrográfica del Cantábrico ha participado en el Grupo de Intercalibración Central Báltico (GIG-CB).

Dentro del Grupo Central-Báltico, se definieron seis tipologías de intercalibración³⁰, Tabla 1. Desde la Confederación Hidrográfica del Cantábrico se participó en 5 de los tipos del GIG Central- Báltico.

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). Desde la CAPV se decidió participar en el proceso de intercalibración en colaboración con la Confederación Hidrográfica del Cantábrico, puesto que todos los ríos de la vertiente cantábrica de la CAPV pertenecen al Grupo Geográfico de Intercalibración Central Báltico, y en

especial los de las Cuencas Internas del País Vasco, ámbito competencial exclusivo de la Agencia Vasca del Agua.

La CAPV no estuvo directamente implicada en el ejercicio de intercalibración sino que aportó información a través de la colaboración con la Confederación Hidrográfica del Cantábrico y en particular a través de su representante en el Grupo Geográfico de Intercalibración Central Báltico (GIG-CB), la Dra. Isabel Pardo (Universidad de Vigo).

De esta colaboración se obtuvo información de primera mano sobre la naturaleza del ejercicio y los criterios surgidos del GIG-CB fueron aplicados a los datos disponibles para así validar la metodología de calificación de estado a partir de la fauna bentónica macroinvertebrada en los ríos de la CAPV.

En el caso de la participación de la CAPV, se seleccionó la tipología RC6 (Ríos de llanura calcárea)³⁰, un grupo mayoritario en la vertiente cantábrica de la CAPV y que es bastante homogéneo ya que prácticamente equivale al tipo CEDEX: 22-Ríos cántabro atlántico calcáreos (Tabla 4).

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 1 Tipos de intercalibración dentro del Grupo Geográfico de Intercalibración Central-Báltico

La metodología establecida en el ejercicio de intercalibración de la fauna macroinvertebrada de ríos gira alrededor de la comparación que se realiza respecto a un índice común de intercalibración (ICMi; Integrated Common Metric used for intercalibration²⁵), que fue desarrollado en el proyecto STAR^{26,27,28 y 29}.

El ICMi, usado en el proceso de intercalibración, es un índice multimétrico que comprende seis métricas comúnmente utilizadas en varios estados de la Unión Europea para la caracterización biológica de los ríos basada en fauna macroinvertebrada bentónica.

De acuerdo con los requerimientos de la DMA, las seis métricas se eligieron porque caracterizan las tres tipos de métricas que informan de la calidad o estructura del ecosistema (taxones sensibles y tolerantes, abundancia y diversidad de especies) y por su mejor respuesta frente a presiones. Sin embargo, el peso específico de las seis métricas individuales varía de acuerdo a su importancia en la definición del estado ecológico, Tabla 2.

El uso de estas métricas y de todo el proceso de intercalibración así como de los métodos empleados se describe en las referencias 26 y 57.

Intercalibration Common Metrics (ICMs) studied					
Information type	Metric type	Metric name	Taxa considered in the metric	Literature reference	weight
Tolerance	Index	ASPT	Whole community (Family level)	e.g. Armitage <i>et al.</i> , 1983	0.333
Abundance/ Habitat	Abundance	Log ₁₀ (Sel_EPTD +1)	Log(sum of Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratiomyidae, Dixidae, Empididae, Athericidae & Nemouridae)	Buffagni <i>et al.</i> , 2004; Buffagni & Erba, 2004	0.266
	Abundance	1-GOLD	1 - (relative abundance of Gastropoda, Oligochaeta and Diptera)	Pinto <i>et al.</i> , 2004	0.067
Richness and Diversity	Taxa number	Total number of Families	Sum of all Families present at the site	e.g. Ofenbösch <i>et al.</i> , 2004	0.167
	Taxa number	number of EPT Families	Sum of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera taxa	e.g. Ofenbösch <i>et al.</i> , 2004; Böhrmer <i>et al.</i> , 2004.	0.083
	Diversity index	Shannon-Wiener diversity index	$D_{S-W} = -\sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{A} \right) \cdot \ln \left(\frac{n_i}{A} \right)$	e.g. Hering <i>et al.</i> , 2004; Böhrmer <i>et al.</i> , 2004.	0.083

Tabla 2 Métricas utilizadas en el Índice Común 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. (ver apartados 3 y 8). En el proceso de Intercalibración fue aceptada cualquier metodología nacional que cumpliera las definiciones normativas de la DMA (Anexo V). La metodología de muestreo, separación e identificación de fauna macroinvertebrada bentónica de ríos y la propuesta de índice multimétrico MBI cumple los requisitos 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 (ICMi²⁵) y del método nacional de cada estado participante. 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. Desde la CAPV se aportó información para el proyecto del ejercicio de intercalibración del GIG Central Báltico, concretamente para la tipología de intercalibración RC6. Con esos datos se han aplicado dos metodologías: el “método nacional” (en nuestro caso el MBI) y el método común de Intercalibración (ICMi) (ver página 58).

- 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.

ríos la situación del ejercicio de intercalibración se puede considerar como muy avanzada^{30, 31 y 32} ya que se dispone de resultados finales.

A finales de 2008 para el componente biológico asociado a fauna macroinvertebrada bentónica de

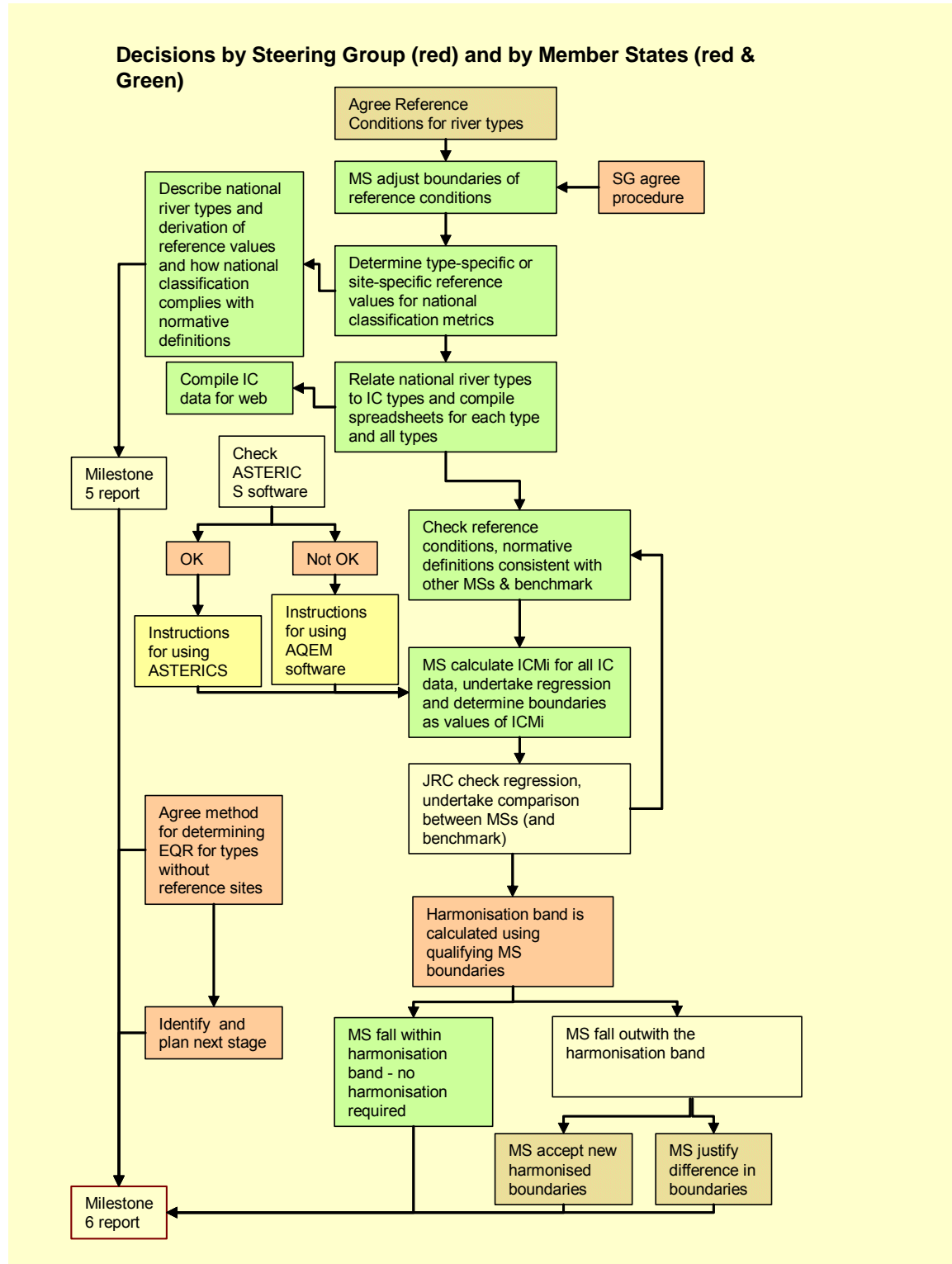


Figura 4 Proceso de intercalibración. Flow diagram to demonstrate the CBGIG rivers comparison and harmonisation procedure.

Acceptance Criteria
Provision of raw family lists in the national dataset
Provision of physio-geographical parameter values (catchment size, altitude, geology, substrate, additional parameters) for checking type allocations
Reference sites and samples available (checked by the GIG criteria) <ul style="list-style-type: none"> - minimum number of sites: 2 - minimum number of samples: 6
Number of test sites/samples per quality class according to national classification <ul style="list-style-type: none"> - high: 4 samples (incl. reference samples) - good: 4 samples (incl. reference samples) - moderate: 4 samples - poor: if not provided → still acceptable - bad: if not provided → still acceptable
Exploration of relationship between national method and ICMi R square is checked, low values ($R^2 < 0.5$) are flagged and excluded from confidence interval averaging in boundary comparison and harmonisation
Discontinuous national indices: in class boundary translation via regression, use only values that occur in national method (no artificially derived mean values); in each case boundary values generally belong to next higher class
Review of intercalibration typology data
Median of MS EQR derived from reference samples according to GIG criteria should be around 1; if not, countries must provide a satisfactory explanation
Method and boundary values are finalised and officially endorsed by the Member State

Tabla 3 Criterios para aceptación de resultados dentro del proceso de intercalibración. Grupo Geográfico de Intercalibración Central-Báltico

3. PROTOCOLO DE MUESTREO Y ANÁLISIS DE LA FAUNA MACROINVERTEBRADA BENTÓNICA DE RÍOS EN 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.

La metodología en ríos para el muestreo y análisis de la fauna macroinvertebrada bentónica utilizada en la Red de vigilancia de la calidad de las aguas superficiales de la CAPV está basada en las directrices emanadas de la propuesta metodológica AQEM^{33,34,35} que fue establecida por grupos de trabajo europeos para la implementación de la DMA, y que desarrolla un sistema de valoración integral de la calidad ecológica de los arroyos y ríos europeos usando macroinvertebrados bénticos. Esta metodología ha sido adaptada a los ríos de la CAPV y a los objetivos y condicionantes de una Red de Vigilancia.

Se considera que la metodología de muestreo y toma de datos resulta valorada positivamente puesto que permite cumplir con los requerimientos de la DMA y proyectos afines como AQEM.

A continuación y a modo de resumen, se expone la metodología que se maneja en la Red de vigilancia de la calidad de las aguas superficiales de la CAPV para la obtención de los listados taxonómicos de macroinvertebrados bentónicos en ríos (ver con más

detalle apartado 8- Anexo. Protocolo de muestreo y análisis de fauna bentónica de invertebrados).

El protocolo de muestro se corresponde con un muestreo multihábitat, estratificado y semicuantitativo³⁶ adaptado a los ríos vascos³⁷.

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). La toma de muestra se aplaza un mínimo de 10 días si se han dado perturbaciones naturales como crecidas o sequías, o se dan obras en cauce, o similares.

El **sitio de muestreo** se corresponde con un tramo de 20 m de longitud, en ríos con una anchura de menos de 10 m, y 40 m si la anchura es mayor de 10 m. En ambos casos el sitio de muestreo debe cubrir el ancho del río; ser de fácil accesibilidad y representativo de las características dominantes, es decir, que el tipo de flujo, la vegetación acuática, el tipo de sustrato, la vegetación ribereña y el tipo de taludes sean los dominantes en el tramo.

Sobre la base de las directrices emanadas de la propuesta metodológica AQEM⁹, las muestras se recogen mediante una red de mano tipo Kicker de 25 x 20,5 cm y red de nylon de 50 cm de largo y 500 µm de tamaño de poro³⁸. La muestra se obtiene

colocando la red contra el fondo, situándose el muestreador delante de ella y en contra de la corriente, al mismo tiempo, se remueve el sustrato con el pie. Cuando es pertinente, se levantan las piedras, lavándolas delante de la red para que los organismos sujetos a ellas se desprendan y por acción de la corriente se introduzcan dentro de la red.

La estrategia de muestreo es **multihábitat**, y se debe determinar la importancia relativa de los 10 hábitat diferentes identificables de visu y evitando la roca madre. Las muestras se recogen en el tipo o los tipos de sustrato dominantes.

Según la hidrodinámica del agua se distinguen cinco tipos de hábitat (rápidos de régimen turbulento, rápidos de régimen laminar, pozas, áreas marginales y lénticos laminares) que combinados con las dos opciones en función de la cobertura o no del lecho por materiales vegetales que puedan suponer hábitat dan lugar a los 10 hábitat diferentes identificables de visu.

La estrategia de muestreo es **estratificado**. Cuando se muestrean tramos de 40 m, se realiza un total de 5 Kickers normalmente siguiendo la sección sagital del río con lo que un hábitat para ser muestreado ha de tener un 20% de representatividad.

Por otro lado, cuando se muestrean tramos de 20m, se realiza un total de 4 Kickers, con lo que un hábitat para ser muestreado ha de tener un 25% de representatividad.

De esta forma, son recogidos los organismos que habitan en un área del lecho del cauce de aproximadamente 0,20 - 0,25 m². De acuerdo con curvas colectoras realizadas al inicio de la explotación de la red de control, se estima que este sistema implica recoger entre el 80% y 90% de la capacidad de carga del tramo lo que es suficiente para no introducir errores inadmisibles.

La muestra se deposita en un sistema de tamices, lavando la red para evitar pérdida de material. El tamiz superior posee una luz de 1 cm de diámetro, y el inferior de 500 µm. Este último tamiz sirve para recoger la mayor parte de los organismos que son introducidos, mediante lavado, en un bote de polietileno, junto con los que por su tamaño no han podido pasar del tamiz superior y que igualmente son extraídos. La muestra total se fija con formol al 4%.

En el laboratorio se realiza la identificación taxonómica y mediante los recuentos de individuos se realiza una caracterización **semicuantitativa** del muestreo. Para ello, las muestras se lavan y tamizan de nuevo a 250-500 µm de luz y se vuelven a fijar con alcohol al 70%. Se homogeniza la muestra en el tamiz; y en función de la abundancia de especímenes (> 500 especímenes), se realiza un submuestreo homogeneizado en placa, mediante un procedimiento por el cual se analizan fracciones de la muestra (1/4, 1/8, 1/16...) en función de la abundancia numérica y calculándose posteriormente el número total de individuos de cada taxón por extrapolación.

Las muestras biológicas se separan e identifican mediante lupa binocular con zoom que permita una cobertura desde x7 a x60 aumentos. La identificación de los organismos se realiza, como mínimo, al nivel taxonómico exigido por los índices bióticos aplicados; y siempre que sea posible se identifican nivel específico.

Se contabilizan todos los individuos de la fracción separada. La muestra se analiza en porciones homogéneas y cuando se han contabilizado 100 individuos de un taxón éste deja de contarse en el resto de la fracción. El resto de la muestra se revisa por si apareciesen nuevos taxones.

4. 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 CAPV³⁹ 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 mediterránea⁴⁰ y un correcto ajuste de las regiones resultantes a límites geográficos y de gestión lo más claro que fuera posible (Figura 5 y Tabla 4).

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 4 Tipologías establecidas en los ríos vascos. CAPV-2002

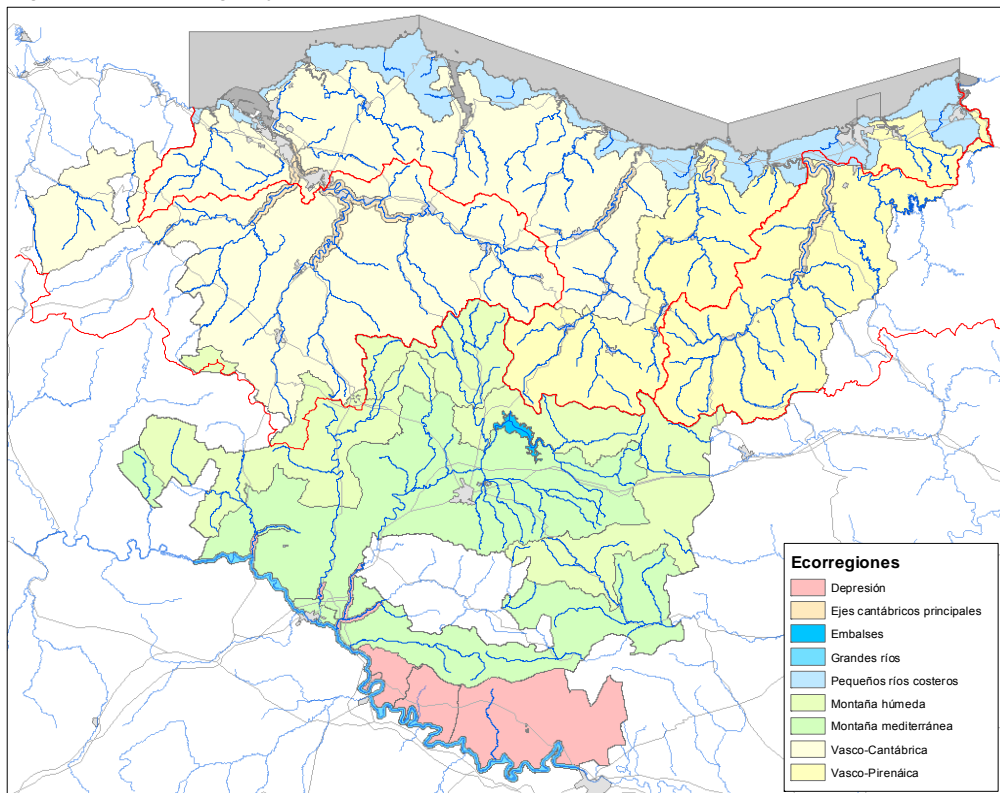


Figura 5 Mapa de las Tipologías. Categoría ríos. Caracterización de las masas de agua superficiales de la CAPV (Gobierno Vasco, 2002)

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)⁴¹ para el conjunto del territorio español, Figura 6 y Tabla 5. 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 Ministerial⁴².

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 5 Tipologías establecidas en los ríos vascos. CEDEX-2005

En 2007, sobre la base de la tipología asignada a la categoría ríos por el CEDEX ⁴¹ 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 6 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.

Tal y como se ha indicado anteriormente, la CAPV decidió participar el Grupo Geográfico de Intercalibración Central Báltico (GIG-CB), concretamente aportando información asociada a la tipología de intercalibración RC6, Tabla 1.

Por tanto, fue necesario realizar una tipificación de los ríos de la CAPV de acuerdo a la metodología de intercalibración, y así identificar las estaciones de muestreo que se asociaban a la tipología de intercalibración RC6, (Tabla 16).

Código GV 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 6 Tipos existentes en los ríos de la CAPV

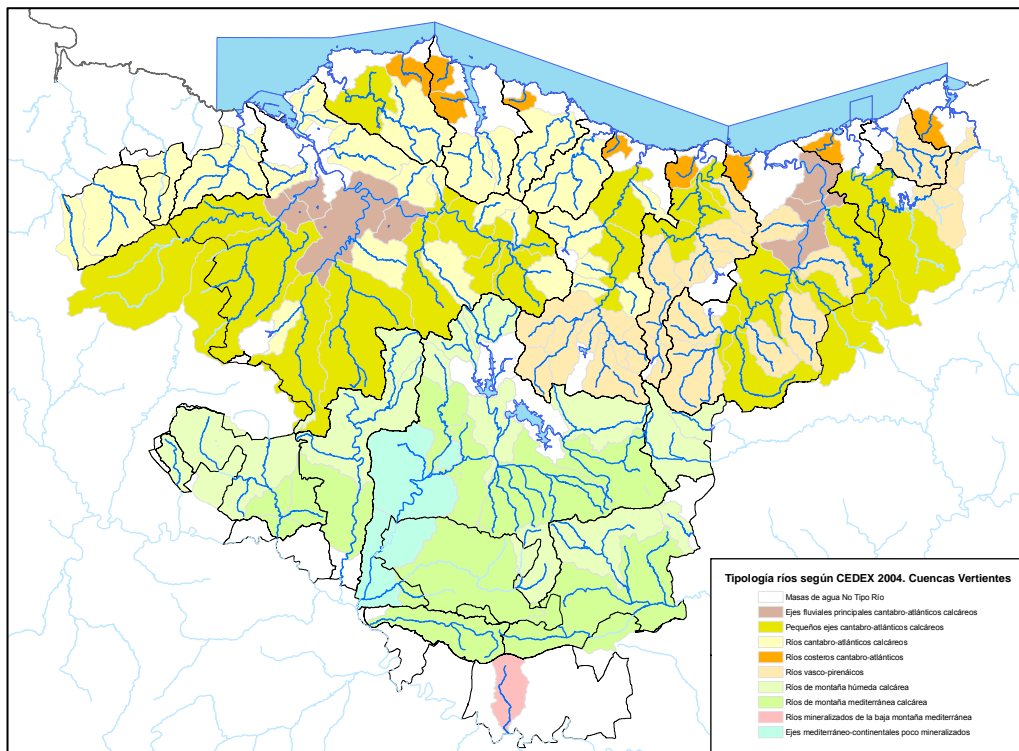


Figura 6 Mapa de las Tipologías. Categoría ríos. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, (CEDEX, 2005))

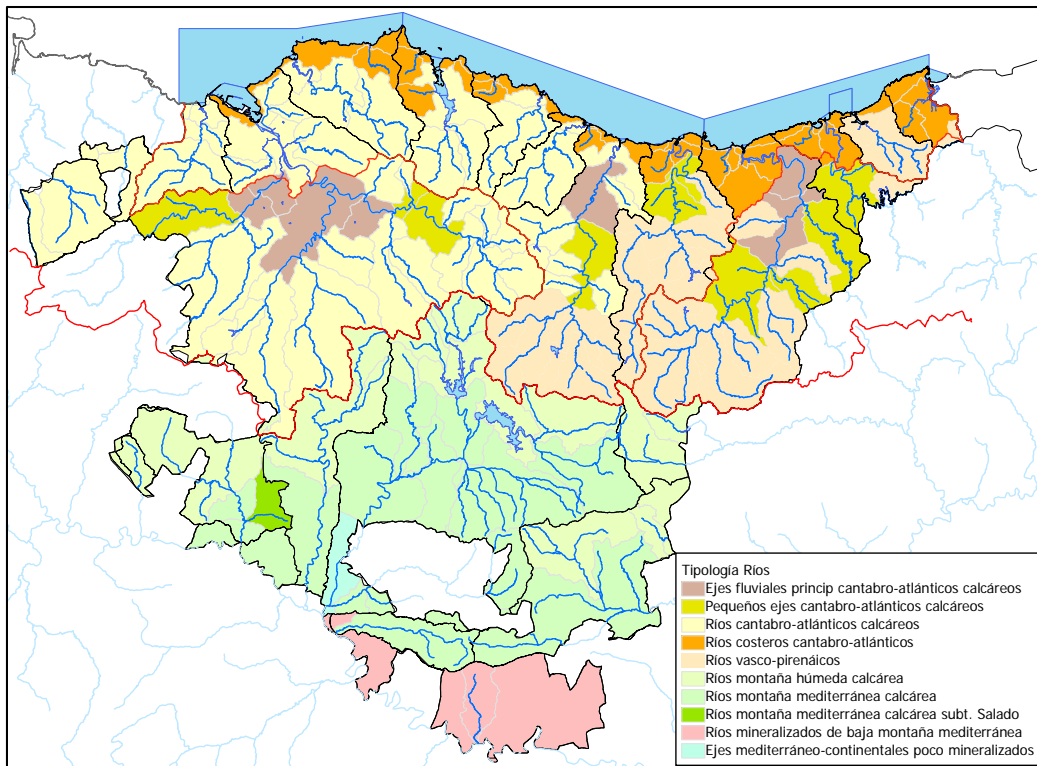


Figura 7 Mapa de las Tipologías en las que se han dividido las masas de agua superficial de la categoría ríos en la CAPV

5. 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.

5.1. 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 referencia³¹, Figura 8.

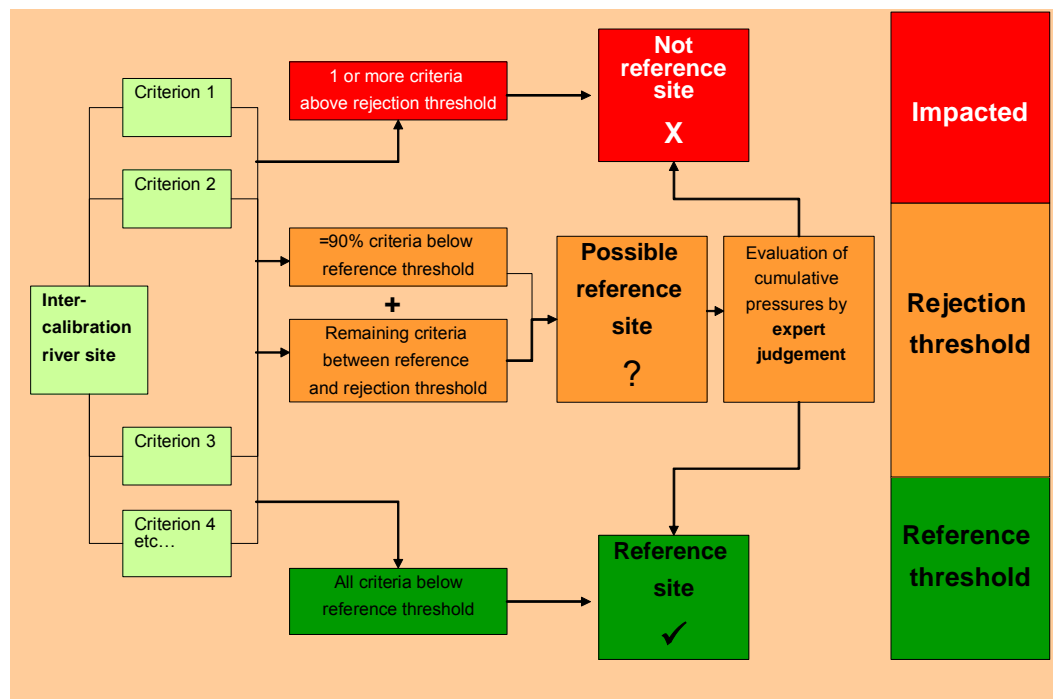


Figura 8 Diagrama de flujo para la selección de estaciones de referencia. Final Intercalibration Report. Central Baltic Rivers GIG (macro-invertebrate working group Annex 2.2.1.4: Reference screening flowchart)

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 agroforestales: - 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:

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 $>0.2m$ * 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 anfidromas 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 (pendiente * 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 acumulado 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 intensiva 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.

		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
NH ₄	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
PO ₄	mean	40	30	20	40	40	40	20-60
NO ₃ inv	mean	6	6	2	6	6	6	1,7
NO ₃ diat	mean	4	4	2	4	4	4	4

Tabla 7 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)

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, 26Tabla 7. El objetivo es permitir los cálculos de intercalibración, y es una contribución para la búsqueda de los valores definitivos.

El Grupo Geográfico de Intercalibración Central Báltico⁹ 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 7.

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 indicadores fisicoquímicos generales 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 Vasco⁵³ 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 (2002³⁹ 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 (2004⁵³).
- 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 DMA⁵³.
- 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%

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%

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 agroforestales: - 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

Seguindo 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 8. 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.

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 8 Sistema de puntuaciones de cumplimiento de criterios de selección de estaciones de referencia.

- 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 8.
- 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.

5.2. 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 171 estaciones de control. Además se ha dispuesto de datos de estaciones de la Red de seguimiento de la calidad de los ríos de Guipúzcoa gestionada por la Diputación Foral de Gipuzkoa⁵² y de estaciones estudiadas para el proyecto de Caracterización de las masas de agua de la CAPV³⁹ vertiente mediterránea.

En total son 319 estaciones con listados faunísticos de la comunidad de macroinvertebrados que reflejan diferentes grados de contaminación y que implica disponer a fecha de finales de 2008 de cerca de 3000 muestreos con variables biológicas asociadas a fauna invertebrada bentónica, Tabla 9 a 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 114 Masas de agua de la categoría ríos⁵³ 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.

Tras aplicar los criterios de selección de estaciones de referencia (ver apartado 5.1) sobre 319 estaciones de control de ríos con datos de macroinvertebrados se deduce que:

- Se dispone de un total de 50 estaciones de control validas como estaciones de referencia por cumplir los criterios establecidos, Figura 9, Tabla 9 y Tabla 13.
- Según la aproximación REFCOND y según criterio establecido en el ejercicio de intercalibración⁵⁴, 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 cuatro tipologías de la vertiente cantábrica: 22- Ríos cantabro-atlánticos calcáreos, 23-Ríos vasco-pirenaicos, 30-Ríos costeros cantabro-atlánticos y 32-Pequeños ejes cantabro-atlánticos. Tabla 9
- En la vertiente cantábrica no se dispone de sitios de referencia para la tipología: 29-Ejes fluviales principales 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 9.

Vertiente	Código	Referencia	No referencia	Total
	-	0	1	1
Mediterráneo	12-Ríos de montaña mediterránea calcárea	9	46	55
	26-Ríos de montaña húmeda calcárea	10	28	38
	12-1 Ríos de montaña mediterránea calcárea subtipo Salado	0	3	3
	15-Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	0	2	2
	9-Ríos mineralizados de la baja montaña mediterránea	0	6	6
Cantábrica	22-Ríos cantabro-atlánticos calcáreos	15	42	57
	23-Ríos vasco-pirenáicos	11	67	78
	30-Ríos costeros cantabro-atlánticos	3	17	20
	29-Ejes fluviales principales cantabro-atlánticos calcáreos	0	17	17
	32-Pequeños ejes cantabro-atlánticos calcáreos	2	40	42
	TOTAL	50	269	319

Tabla 9 Número de estaciones por tipología. Selección de estaciones de referencia.

	Código	Referencia	No referencia	Total
	-	0	2	2
Mediterráneo	12-Ríos de montaña mediterránea calcárea	0	39	39
	26-Ríos de montaña húmeda calcárea	6	30	36
	12-1 Ríos de montaña mediterránea calcárea subtipo Salado	3	1	4
	15-Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	0	1	1
	9-Ríos mineralizados de la baja montaña mediterránea	0	8	8
	TOTAL	9	81	90

Tabla 10 Número de de muestreos por tipología. Caracterización de las masas de agua de la CAPV 2001, vertiente mediterránea.

Vertiente	Código	Referencia	No referencia	Total
Cantábrica	22-Ríos cantabro-atlánticos calcáreos	0	56	56
	23-Ríos vasco-pirenáicos	62	535	597
	29-Ejes fluviales principales cantabro-atlánticos calcáreos	0	100	100
	30-Ríos costeros cantabro-atlánticos	0	4	4
	32-Pequeños ejes cantabro-atlánticos calcáreos	28	263	291
	TOTAL	90	958	1048

Tabla 11 Número de de muestreos por tipología. Red de seguimiento de la calidad de los ríos de Guipúzcoa. Diputación Foral de Gipuzkoa

Vertiente	Código	Referencia	No referencia	Total
Mediterráneo	12-Ríos de montaña mediterránea calcárea	73	273	346
	12-1 Ríos de montaña mediterránea calcárea subtipo Salado	0	9	9
	15-Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	0	29	29
	26-Ríos de montaña húmeda calcárea	45	69	114
	9-Ríos mineralizados de la baja montaña mediterránea	0	2	2
Cantábrica	22-Ríos cantabro-atlánticos calcáreos	164	476	640
	23-Ríos vasco-pirenáicos	23	151	174
	29-Ejes fluviales principales cantabro-atlánticos calcáreos	0	192	192
	30-Ríos costeros cantabro-atlánticos	25	63	88
	32-Pequeños ejes cantabro-atlánticos calcáreos	0	242	242
	TOTAL	330	1506	1836

Tabla 12 Número de de muestreos por tipología. Red de Vigilancia de la Calidad de las Masas de Agua Superficial de la CAPV. Agencia Vasca del Agua.

Masa de Agua	Estación	UTMX	UTMY	Z
22-Ríos cantabro-atlánticos calcáreos				
Aguera-A	AGG024	478783	4785670	250
Artibai-A	ART062	538505	4789175	130
Barbadun-A	BAR126	488797	4791084	70
Barbadun-B	BAR190	490280	4795790	10
Barbadun-A	BGA075	489187	4791825	60
Butroe-A	BUT022	520880	4794099	140
Butroe-A	BUT062	520475	4796745	90
Angiozar-A	DAG050	545224	4773160	210
Indusi-A	IIN030	523585	4772055	320
Karrantza-A	KAR022	469667	4780623	310
Karrantza-A	KAR130	469902	4788496	120
Herrerias-A	KHE086	490978	4769970	240
Herrerias-A	KHE100	491608	4770898	220
Lea-A	LEA022	533565	4789610	230
Lea-A	LEA112	537340	4795525	60
23-Ríos vasco-pirenáicos				
Deba-A	DEB034	535455	4759073	440
Deba-A	DEB037	535436	4759213	430
Oiartzun-A	OIA044	595817	4792946	90
Oria-A	ORI055	557537	4757845	320
Zaldibia-A	OZA038	570718	4762067	320
Altzolaratz-A	UAL024	567312	4784785	230
Altzolaratz-A	UAL025	566438	4784857	190
Altzolaratz-A	UAL038	564708	4787640	100
Altzolaratz-A	UAL090	564212	4788665	70
Urola-A	URO026	554750	4761987	500
Urola-A	URO035	554453	4762570	480
30- Ríos Costeros cantabro-atlánticos				
Ea-A	LEX036	533991	4802262	30
Ea-A	LEX046	533694	4803226	10
Mape-A	OKM040	523574	4801617	40
32-Pequeños ejes cantabro-Atlánticos calcáreos				
Urumea-A	URU288	587461	4786478	40
Urumea-A	URU338	585173	4789157	20
12-Ríos de montaña Mediterránea calcárea				
Ega-B	EGI102	545570	4727402	660
Inglares-A	ING175	518465	4722185	580
Omecillo-B	OME244	496050	4741605	510
Ayuda-A	ZAI018	533884	4734292	780
Ayuda-A	ZAI026	533775	4733749	770
Ayuda-A	ZAI088	533212	4727954	620
Alegria-A	ZAL010	544371	4738875	790
Zadorra-C	ZBT017	523831	4739234	630
Ayuda-A	ZMA038	536945	4731292	760
26-Ríos de montaña húmeda calcárea				
Añarri-A	ARN057	560740	4751740	680
Baia-A	BAI072	513741	4762126	710
Omecillo-A	OMC028	485056	4751231	710
Omecillo-A	OME080	485750	4747045	630
Purón-A	PUR080	481322	4744197	740
Barrundia-A	ZAB068	547814	4752241	600
Santa Engrazia-A	ZIR027	526501	4768393	570
Santa Engrazia-A	ZSE042	527756	4768106	580
Barrundia-A	ZUG035	539210	4755241	640
Undabe-A	ZUN070	525840	4762217	560

Tabla 13 Relación de estaciones de referencia y tipología asociada.

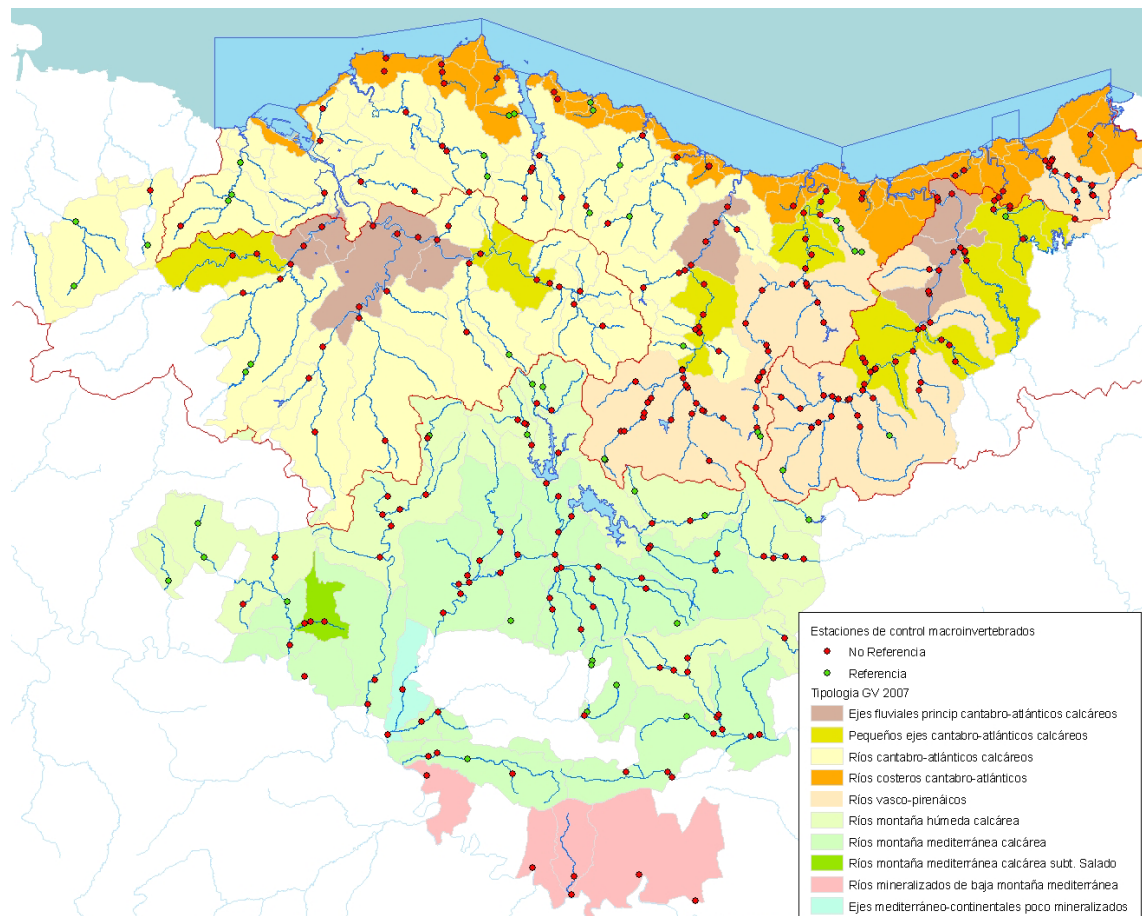


Figura 9 Estaciones de control en ríos. Selección de estaciones de referencia.

6. DEFINICIÓN DE UN ÍNDICE MULTIMÉTRICO

6.1. ÍNDICES MULTIMÉTRICOS. CONCEPTOS

La DMA ha propiciado, en el ámbito de los indicadores biológicos, el desarrollo de nuevas y mejores metodologías que facilitan la determinación de estado biológico y que sirvan como elementos de apoyo a la evaluación final del estado ecológico.

Así, entre los diferentes métodos de clasificación del componente macroinvertebrados bentónicos y respondiendo a los requerimientos de la DMA se han desarrollado múltiples índices multimétricos.

En el País Vasco para el establecimiento de un sistema de clasificación de estado biológico basado en macroinvertebrados bentónicos para los ríos se ha optado por recurrir a los índices multimétricos y a la determinación de los EQR asociados siguiendo los requerimientos de un sistema de clasificación de estado biológico establecidos en el marco de la DMA.

Según Anexo V y el documento Guía Nº 7⁵⁵ un indicador ecológico es una medida, un índice de medidas, o un modelo que caracteriza un ecosistema o uno de sus componentes críticos. Entre las recomendaciones dadas en esta guía tenemos:

- Los resultados del control de los indicadores biológicos se expresarán como índices o métricas.
- Pueden utilizarse variables o grupos de variables concretos que representen al indicador en conjunto.
- Los índices de calidad representarán la relación entre los valores de los parámetros observados y los correspondientes a dichos parámetros en las condiciones de referencia aplicables a la masa.

Según el documento de trabajo y borrador de normativa CEN/T C 230⁵⁶, sabemos que cualquier método debería contemplar las siguientes reflexiones y definiciones:

Métricas. Una métrica es una parte o proceso medible de un sistema biológico que empíricamente muestra cambios según un gradiente de influencia humana.

Los **tipos de métricas** son aquellas que describen o reaccionan respecto a un aspecto de la comunidad.

En el caso de ríos y para fauna bentónica macroinvertebrada interesan los siguientes tipos de métricas: Métricas relacionadas con la Composición y abundancia de la comunidad, métricas relacionadas con la riqueza/diversidad y métricas que informan de la relación existente entre taxones sensibles /insensibles a las presiones (estresores).

Por tanto, cualquier método o sistema para determinar la calidad debida a ese componente debe incluir métricas que valores o estimen cada uno de esos parámetros.

Métricas funcionales: Métricas que caracterizan los taxones (preferencias de hábitat, tipos funcionales, parámetros del ciclo de vida etc.)

Estresores. Un estresor es cada una de las categorías del impacto de la actividad humana directo o indirecto con influencia potencial en la composición y/o abundancia de la biota de los ríos. Se distinguen o interesan los siguientes tipos de estresores:

- Contaminación orgánica: Entrada de material orgánico inducida por la actividad humana
- Eutrofización: Entrada de nutrientes inducida por la actividad humana
- Acidificación: Disminución temporal o permanente del pH debido a la actividad humana
- Estrés térmico. Alteración de la temperatura del sistema
- Estrés tóxico: Efectos de los contaminantes tóxicos debidos a la actividad humana;
- Degradación en la morfología del río: alteraciones en los bancos y lecho del río (uso de las riberas, barreras a la migración etc.)
- Estrés hidrológico alteración del régimen: disminución de caudal, "pulsos" del caudal;
- Degradación general: Impactos simultáneos e inseparables de más de un estresor.

Un **índice multimétrico** es por definición la combinación de los resultados de tres o más métricas⁵⁶ por lo que resulta idóneo para valorar el estado ecológico de los ríos en función de los

macroinvertebrados bentónicos, ya que deben integrarse múltiples atributos de las comunidades faunísticas presentes para así valorar el estado ecológico de una ubicación determinada.

Existen dos modos de calcular los índices multimétricos:

- **Aproximación general.** Se basa en el cálculo de varias métricas a partir de un listado taxonómico. Los resultados de las métricas calculadas son individualmente comparadas con los valores de referencia. De la comparación se obtienen unas

puntuaciones (scores) que son las que se combinan en un índice multimétrico (Figura 10).

- **Aproximación mediante un estresor específico.** Se basa en la selección de una serie de métricas por su capacidad para detectar una cierta presión, los scores de cada una de las métricas son combinados en un valor que refleja la intensidad de la presión. Posteriormente estos valores combinados generan un índice multimétrico.

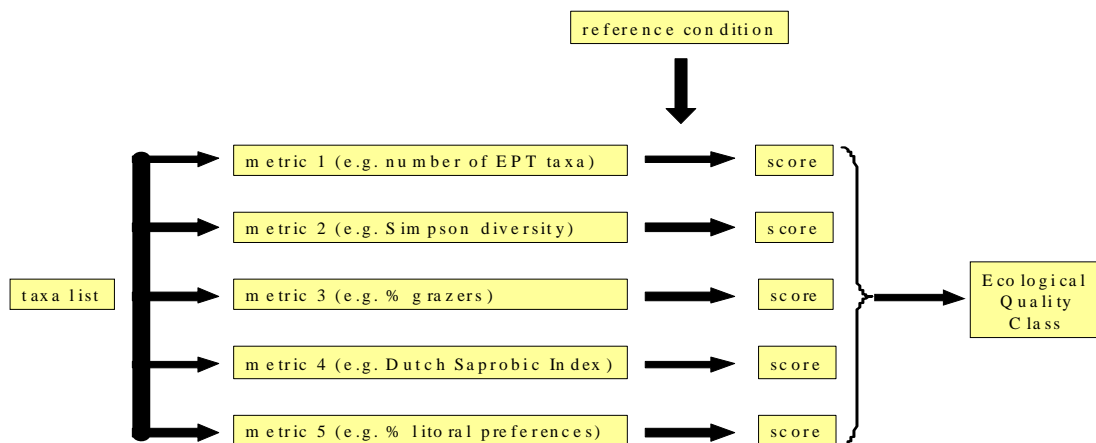


Figura 10 Procedimiento esquemático de funcionamiento de indicador multimétrico (aproximación general, no individualizado por presiones). Tomado de prEN Multimetric: 2006.

Para el desarrollo de un sistema de clasificación del estado biológico debido a los macroinvertebrados armonizado y coherente con las definiciones normativas de la DMA, al igual que dentro del proyecto AQEMⁱ, se establecen los siguientes pasos de desarrollo de un índice multimétrico asociado a cada tipología:

- Disponer de muestreos de la comunidad de fauna macroinvertebrada bentónica en al menos dos estaciones del año, utilizando un método armonizado y con un nivel taxonómico adecuado (el mayor posible) (ver apartado 3)
- Determinación de las tipologías presentes en el ámbito del objeto del trabajo. (ver apartado 4)

- Selección de varios sitios de muestreo por tipología de río cubriendo un amplio rango de degradación, desde sitios de referencia a sitios muy degradados⁵⁷. (al final en el proceso del ejercicio de intercalibración del GIG Central-Báltico se permitió utilizar 5 –8 sitios) (ver página 33)
- Establecer una clasificación de los “sitios” de cada tipología basada en datos abióticos, y alternativamente, una post-clasificación con métricas biológicas. Se refiere a la clasificación de sitios de muestreo entre situaciones de referencia (REF) y situaciones con presiones significativas (No-REF), (ver apartado 5)
- Disponer de un amplio número de parámetros ambientales relacionados con la morfología, química y características de la cuenca de acuerdo a los “site protocols” desarrollados en el proyecto AQEM (ver apartado 5)
- Selección de los mayores estresores que afectan a cada tipología de ríos. En el caso del País Vasco, al igual que en la mayoría de los casos, se da el impacto combinado de varios estresores o presiones (ver apartado 0)

ⁱ The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates. Acronym: AQEM" AQEM was funded by The European Commission - Research Directorate-General. 5th Framework Programme Energy, Environment and Sustainable Development. Key Action 1: Sustainable Management and Quality of Water Contract No: EVK1-CT1999-00027. Duration: March 2000 to February 2002 <http://www.aqem.de/>

- Probar una amplia variedad de métricas. y analizar su relación con un gradiente de presiones. Las métricas que muestren una respuesta clara a un gradiente de presión/presiones de origen humano, interpretable y no atribuible a variaciones naturales de degradación del río serán las candidatas a participar en el índice multimétrico. (ver apartado 6.3). Estas métricas deben ser lo suficientemente precisas (variabilidad del indicador) para detectar pequeños cambios de estado (sensibilidad del indicador).
- Selección de las métricas que presenten mayor correlación con los sitios considerados como más degradados por las variables abióticas. Esto se interpreta como que de las métricas candidatas, únicamente se seleccionan las que muestran una respuesta clara a un gradiente de presión/presiones, interpretable y no atribuible a variaciones naturales. Deben responder a impactos humanos y ser lo suficientemente precisos (variabilidad del indicador) para detectar pequeños cambios (sensibilidad del indicador). (ver apartado 6.3)
- Selección de grupos de métricas (por ejemplo 3 métricas por Tipo de métrica) (ver página 51)
- Exclusión de métricas redundantes. Dos métricas candidatas a identificar el mismo Tipo de métrica y que reflejan resultados similares no deben ser seleccionadas. (ver página 53)
- Combinación de grupos de métricas en un Índice Multimétrico; por ejemplo media de todas los EQRs de las métricas participantes. (ver apartado 6.4)
- Definición de los valores que delimitan la amplitud de la variación de la métrica, es decir, el valor superior e inferior. (ver página 57)
- Transformación de la métrica en valores de 0-1. Cualquier métrica que participe en un índice multimétrico debe ser transferida a un valor entre 0-1 antes de introducirla en la fórmula del índice multimétrico. Es decir, en el índice multimétrico las métricas participan con sus valores EQR. (ver página 43 y Tabla 32)
- Definición de los valores frontera y de las clases de calidad definidas por la DMA (Alto, Bueno, Moderado, Deficiente y Malo) para cada tipología de río. (ver Tabla 33 y Tabla 34)
- Comprobación de los resultados con bases de datos más amplias

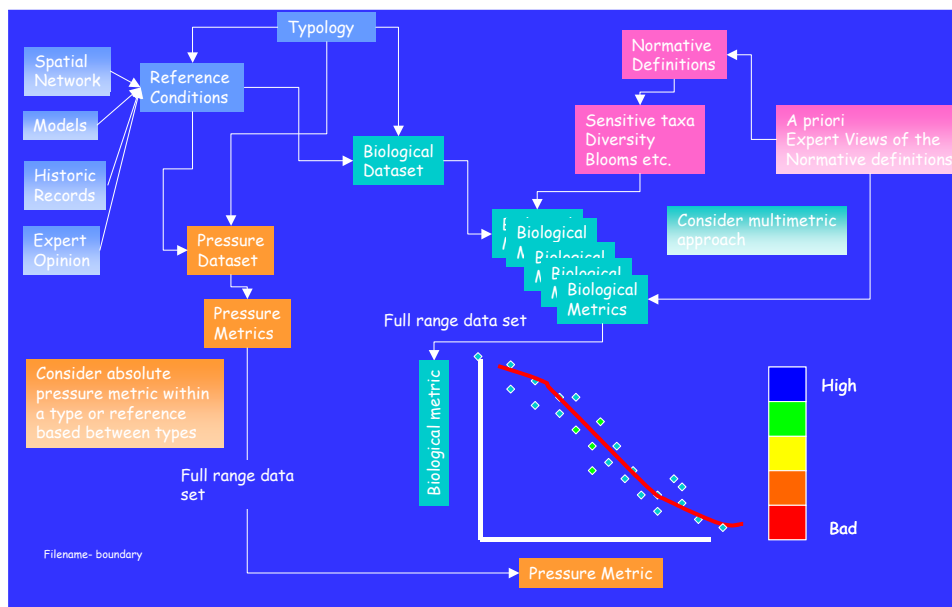


Figura 11 Resumen proceso de selección de métricas. Paso 1: Establecer relaciones entre elemento de calidad y gradiente de presión. Tomado de: Template for the development of a boundary setting protocol for the purposes of the intercalibration exercise. The ECOSTAT working group meeting on 15th & 16th march in Ispra)

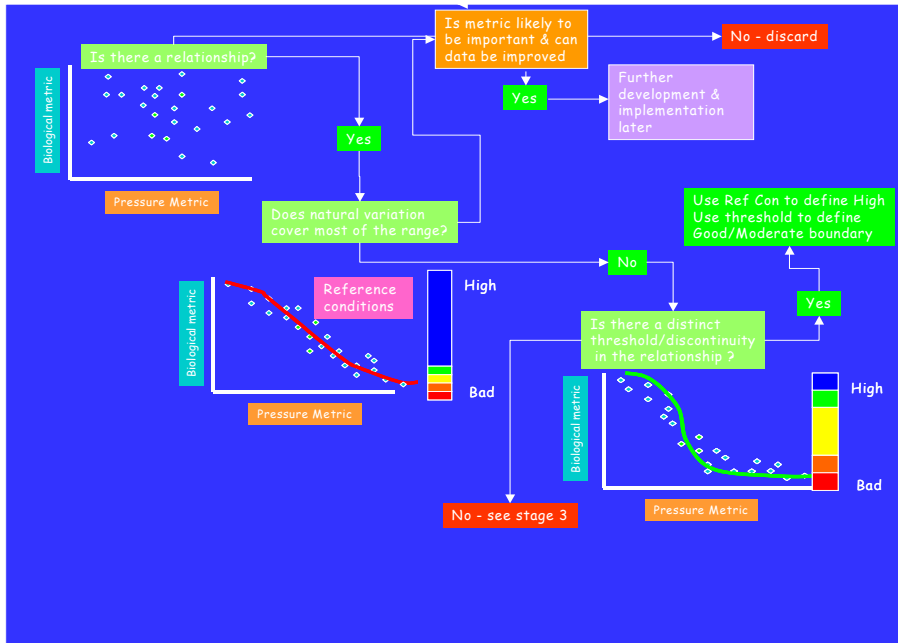


Figura 12 Resumen proceso de selección de métricas. Paso 2: Relaciones con discontinuidad /valores umbral. Tomado de: Template for the development of a boundary setting protocol for the purposes of the intercalibration exercise. The ECOSTAT working group meeting on 15th & 16th march in Ispra)

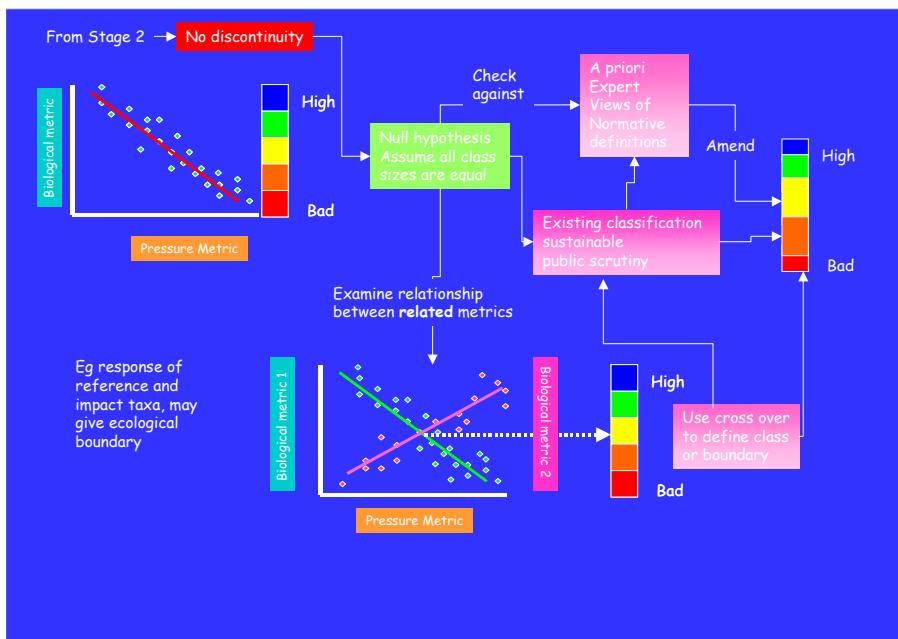


Figura 13 Resumen proceso de selección de métricas. Paso 3: Límites o valores frontera para relaciones lineales. Tomado de: Template for the development of a boundary setting protocol for the purposes of the intercalibration exercise. The ECOSTAT working group meeting on 15th & 16th march in Ispra)

6.2. PRESIONES ASOCIADAS A RÍOS EN LA CAPV

Para la valoración de las diferentes presiones de origen humano que se dan en las masas de agua de la categoría ríos de la CAPV se ha dispuesto de:

- variables ambientales, climáticas, geomorfológicas que facilitaron la asignación de tipologías³⁹.
- variables con datos semicuantitativos a nivel de Masa de agua que miden las presiones antrópicas (ejercicio IMPRESS⁵³)(Tabla 14)
- Datos al nivel de estación relativos al componente fisicoquímico general⁵⁰, y que reflejan el “estresor” más determinante en nuestros ríos: la contaminación de tipo mixto (Tabla 15).

El gradiente de presiones derivado de las variables tomadas “in situ” responde a un tipo de estresor principal en nuestros ríos, sobre todo los de la vertiente cantábrica: la contaminación mixta (orgánica + industrial) y fue estimado a partir del índice IFQ-R^{58,59}

En el proceso de Selección de métricas en relación al gradiente de presiones (apartado 6.3), a las estaciones indicadas en la Tabla 16 se les asignó un nivel de presión para poder realizar el esquema de análisis indicado en la Figura 11.

Sobre la base de las valoraciones semicuantitativas del grado de presión del estudio IMPRESS⁵³ (presiones: Alta, Baja, Media, y Sin presión) se obtuvo la media aritmética de todas las presiones analizadas. En el caso de las presiones por alteraciones morfológicas se usó la media de todos sus componentes. Al final, tras obtener una media ponderada de 10 tipos de presiones, se recalculó el valor de presión global para un rango de 0 a 5 y se hizo un ajuste en función de los datos de presiones puntuales derivadas de valores del componente fisicoquímico tomado in situ, Tabla 15. Este ajuste se completo con criterio de experto y sobre el conocimiento específico de la zona de influencia de cada sitio de muestreo. El valor de presión obtenido refleja una presión combinada que define la actividad humana y su impacto en los principales “estresores” que afectan a los ríos

Así se ha generado un catálogo de estaciones que cubren un amplio rango de situaciones de calidad, desde estaciones de referencia hasta sitios muy contaminados o presionados.

Tipo de presión	Presión
Contaminación por fuentes puntuales	Aportes de materia orgánica y nutrientes (DQO)
	Aportes de materia orgánica y nutrientes (Fósforo total)
	Aportes de materia orgánica y nutrientes (Nitrógeno total Kjeldahl)
	Aporte de contaminante por sustancias de las Listas I, II preferente y prioritaria
Contaminación por fuentes difusas	Aporte de Nitrógeno Total (Kg/Ha) por usos agrícolas y forestales
	Aporte de Fósforo Total (Kg/Ha) por usos agrícolas y forestales
	Aporte de Nitrógeno Total (Kg/Ha) por usos ganaderos
Regulación del régimen hidrológico	Aporte de Fósforo Total (Kg/Ha) por usos ganaderos
	% Superficie de emplazamientos potencialmente contaminados
Alteraciones morfológicas	Cambio de categoría para la componente hidráulica y capacidad reguladora del embalse:
	Azudes (Altura máxima (m) y acumulada(m))
	Coberturas (Cobertura máxima (m). y %de masa de agua cubierta).
	Defensas (% de márgenes con defensas)
	Puentes (Número (Nº/km))
Usos consuntivos	Otras ocupaciones del Dominio Público Hidráulico (Nº/km)
	Caudal detráido (% Q natural)
Usos no consuntivos	Caudal detráido por tipos de centrales hidroeléctricas y masa de agua.

Tabla 14 Relación de variables derivadas del estudio IMPRESS de la CAPV que han sido utilizadas para cuantificar el nivel de presiones según Tipo de presiones.

Oxígeno disuelto
%Saturación de oxígeno
pH
Demanda Química de Oxígeno
Nitrógeno total
Amonio
Nitrato
Fósforo total
Ortofosfato

Tabla 15 Relación de variables utilizadas para cuantificar el nivel de presiones del tipo contaminación orgánica mediante el índice IFQ-R.

6.3. SELECCIÓN DE MÉTRICAS EN RELACIÓN AL GRADIENTE DE PRESIONES

En la definición de un índice multimétrico es necesario probar una amplia variedad de métricas, y analizar su relación con un gradiente de presiones. Las métricas que muestren una respuesta clara a un gradiente de presión/presiones de origen humano, interpretable y no atribuible a variaciones naturales de degradación del río serán las candidatas a participar en el índice multimétrico. Estas métricas deben ser lo suficientemente precisas (variabilidad del indicador) para detectar pequeños cambios de estado (sensibilidad del indicador).

Para la validación de la selección de las métricas necesaria para el diseño de un índice multimétrico y del propio índice multimétrico propuesto (MBi), se participó en el ejercicio de intercalibración del Grupo Geográfico de Intercalibración Central Báltico (GIG-CB).

Se utilizaron listados taxonómicos procedentes de muestreos en estaciones asignadas por criterios abióticos a la tipología RC6 y que se correspondían con campañas de muestreo realizadas hasta finales de 2005, Tabla 16.

Grupo	COD_EST	Masa Agua	UTMX	UTMY	Z
REF HIGH	OKGO-032	Golako-A	530112	4791499	125
	B-022	Butroe-A	520880	4794099	135
	B-062	Butroe-A	520475	4796745	75
	L-040	Lea-A	533115	4790420	185
	L-112	Lea-A	537340	4795525	55
	MGA-075	Barbadun-A	489187	4791825	55
	A-062	Artibai-A	538505	4789175	125
	G-034	Gobelas-A	500458	4802517	15
	AS-045	Asua-A	511881	4792336	35
	AS-160	Asua-A	505175	4793460	5
NO REF	BAT-005	Butroe-A	518650	4792225	145
	DEG-068	Ego-A	544640	4782180	95
	G-082	Gobelas-A	500139	4798578	5
	GA-095	Galindo-A	500670	4792090	5
	L-196	Lea-A	540110	4799215	15
	OK-045	Oka-A	525555	4791481	25
	OK-100	Oka-A	526317	4794719	5
	OK-114	Oka-A	526526	4795202	5
	OKGO-120	Golako-A	527365	4796665	5
	BAT-060	Butroe-A	515885	4797190	35
	BAN-040	Otros costeros	508375	4808696	15
	BAN-022	Otros costeros	508131	4807080	65
	OAM-090	Zaldibia-A	568701	4766758	145
	OAZ-156	Amezketeta-A	573608	4772534	95

Tabla 16 Relación de estaciones asociada a la tipología de intercalibración RC6-GIG-CB. Tipología CAPV asociada y asignación de calidad.

Dentro de los datos disponibles y para la tipología de intercalibración RC6 se trabajó con una base de datos formada por:

- 7 estaciones de muestreo en las que se considero que no existían presiones o que no eran significativas (REF-HIGH). Asociados a estas estaciones se disponía de 24 muestreos.
- 17 estaciones de muestreo calificadas en las que se considero que existían presiones en diferentes niveles pero superiores a la del grupo anterior (NO-REF). Asociados a estas estaciones se disponía de 74 muestreos.

En estas estaciones se consideró a juicio de experto que el grado de presión asociada⁵³ era estable y por tanto válido para todos los muestreos realizados. En el caso de cambios relevantes en el nivel de presión, los resultados de los muestreos fueron deseleccionados para los análisis posteriores, apartado 6.3.

A partir de los listados taxonómicos de fauna macroinvertebrada bentónica de asociados a estas estaciones de ríos, para la definición del índice MBI se ha realizado el **cálculo de métricas** que representan a todos los tipos de métricas indicadas en el anexo V de la DMA (composición y abundancia taxonómica, relación entre taxones sensibles a las perturbaciones y taxones insensibles, y grado de diversidad).

El cálculo de las métricas se ha realizado mediante el software Asterics (European stream assessment program)⁶⁰, que es el software creado dentro del proyecto AQEM¹. Este programa calcula un número elevado de métricas (del orden de 200) y que en muchos casos son utilizadas en los países miembros de la Unión Europea.

Algunas de las métricas de que dispone el programa no pudieron aplicarse por falta de datos o datos no completos con lo que al final se obtuvieron resultados para 142 métricas. Se desestimaron aquellas utilizadas únicamente en un estado miembro (métricas específicas para Portugal, Austria, etc.), así como las que por haber sido desarrolladas para otros objetivos se consideraron no aptas. Así fueron seleccionadas para la siguiente fase del trabajo 59 métricas entre las que se incluyeron, además, las métricas del ICMi y algunas métricas modificadas por su mejor adecuación a los ríos de la CAPV (Tabla 19, Tabla 20 y Tabla 21).

Metricas	Metricas	Metricas
Abundance [ind/m ²]	Diptera [%]	Coelenterata
Number of Taxa	Bryozoa [%]	Cestoda
BMWP Score	Hydrachnidia [%]	Trematoda
Ntaxa BMWP	Others [%]	Turbellaria
Average score per Taxon	EPTTaxa [%]	Nematoda
BMWP Score (Spanish version)	EPT/OL [%]	Nematomorpha
Ntaxa BMWP (Spanish version)	EP [%]	Gastropoda
DSFI Diversity Groups	EPind/Totind [%]	Bivalvia
BBi	EPT [%] (abundance classes)	Polychaeta
IBE	Taxonomic group (number of taxa)	Oligochaeta
IBE Aem	Porifera	Hirudinea
MAS	Coelenterata	Crustacea
MTS	Cestoda	Araneae
Diversity (Simpson-Index) ⁶¹	Trematoda	Ephemeroptera
Diversity (Shannon-Wiener-Index)	Turbellaria	Odonata
Diversity (Margalef Index) ⁶²	Nematoda	Plecoptera
Evenness	Nematomorpha	Heteroptera
Acid Class (Braukmann) (5-class version)	Gastropoda	Planipennia
Acid Index (Hendrikson & Medin)	Bivalvia	Megaloptera
r/K relationship	Polychaeta	Trichoptera
Portuguese Index	Oligochaeta	Lepidoptera
Rhithron Typie Index	Hirudinea	Coleoptera
RETI	Crustacea	Diptera
Taxonomic group [%]	Araneae	Bryozoa
Porifera [%]	Ephemeroptera	Hydrachnidia
Coelenterata [%]	Odonata	Others
Cestoda [%]	Plecoptera	Number of Families
Trematoda [%]	Heteroptera	Number of Genera
Turbellaria [%]	Planipennia	RETI
Nematoda [%]	Megaloptera	[%] Gatherers/Collectors
Nematomorpha [%]	Trichoptera	[%] Shredders
Gastropoda [%]	Lepidoptera	Trichoptera_taxa
Bivalvia [%]	Coleoptera	Plecoptera_taxa
Polychaeta [%]	Diptera	TROPIC_Sel_Grazers
Oligochaeta [%]	Bryozoa	Amphinemura_Protonemura
Hirudinea [%]	Hydrachnidia	Sel_Ephemeroptera_GS
Crustacea [%]	Others	Leptophlebiidae
Araneae [%]	EPTTaxa	Sel_Trichoptera_GS
Ephemeroptera [%]	EPT/OL	DIPTERA_Good_G
Odonata [%]	EPT/Diptera	DIPTERA_Bad_SIPH_G
Plecoptera [%]	ODTaxa [%] (Austria)	Sel_Plecoptera_M
Heteroptera [%]	EPTTaxa [%] (Austria)	Sel_nonEPTaxa_M
Planipennia [%]	OD/TotalTaxa	ALL/Diptera
Megaloptera [%]	EPTaxa	Sel_Ephemeroptera_GN
Trichoptera [%]	EPTCOB (Eph., Ple., Tri., Col., Odo., Bivalv.)	Sel_Trichoptera
Lepidoptera [%]	Taxonomic group (abundance)	Portuges GoldIndex
Coleoptera [%]	Porifera	sel EPTD
		AWIC Index

Tabla 17 Listado de métricas obtenidas mediante el programa ASTERICS (AQEM, 2002)

Nb taxones	Total number of taxones (family level)
EPT taxones	Nb Ephemera, Plecoptera, Trichoptera families
Shannon	Shannon Diversity index
Evenness	Pielou diversity index (equitability)
ASPT	Average Score Per taxones (from BMWP table)
% ETD taxones	Percentage of taxones from 12 selected families of Ephemeroptera, Trichoptera, and Diptera
log sel ETD	log ₁₀ of total number of individuals of the 12 selected ETD taxones log ₁₀ (Nb Sel ETD + 1) (12 Selected ETD taxa: Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae)
log sel EPTD	log ₁₀ of total number of individuals of the 14 selected EPTD taxones – log ₁₀ (Nb Sel EPTD + 1) (14 Selected EPTD taxa = 12 Selected ETD taxa + Leptophlebiidae and Nemouridae)

Tabla 18 Métricas participantes en otros ICMi Mediterranean GIG rivers⁶³. Definition of the metrics in the ICMs

Establecimiento de objetivos de calidad relativos a macroinvertebrados bentónicos en los ríos de la CAPV

Métrica/índice	Abreviatura	Código	Cálculo	Fuente
Abundancia	Abundance	A	$\sum ni$ (ni número de individuos de cada taxon)	AQEM
abundancia de algunas familias de efemerópteros, tricópteros y dípteros	Abundance of Sel ETD taxa	A Sel ETD	nheptagenidae + nephemeridae + nbrachycentridae + ngoeridae + nodontoceridae + nlimnephilidae + npolycentropodidae + nathericidae + ndixidae + ndolichopodidae + nempididae + nstratyomidae	ICMi medi.
abundancia de algunas familias de efemerópteros, tricópteros y dípteros	Abundance of Sel ETD' taxa	A Sel ETD'	nheptagenidae + nephemeridae + nephemerellidae + nleptophlebiidae + nologoneuriidae + npolymitarcyidae + npotamanthidae + nsiphonuridae + nberaeidae + nglossosomatidae + nhydroptilidae + nlepidostomatidae + nleptoceridae + nmolaniidae + nphilopotamidae + nphryganeidae + npsychomyidae + nrhyacophilidae + nsericostomatidae + nbrachycentridae + ngoeridae + nodontoceridae + nlimnephilidae + npolycentropodidae + nathericidae + ndixidae + ndolichopodidae + nempididae + nstratyomidae	MBi (modif. de ICMmedit)
abundancia de algunos efemerópteros, plecópteros, tricópteros y dípteros	Abundance of Sel_EPTD	A Sel EPTD	A Sel ETD + nleptophlebiidae + nnemouridae	ICMi
1-abundancias relativas de gasterópodos, oligoquetos y dípteros	1-GOLD	1-GOLD	1-(ngasterópodos/A + nligoquetos/ A + ndípteros/A)	STAR_ICMi
log Sel ETD'	log A Sel ETD'	log Sel ETD'+1	log10 (A Sel ETD' + 1)	MBi (modif. de ICMmedit)
log Sel EPTD	log Sel EPTD	log Sel EPTD+1	log10 (A Sel EPTD + 1)	STAR_ICMi
log Sel ETD	log Sel ETD	log Sel ETD+1	log10 (A Sel ETD + 1)	ICMi medi.

Tabla 19 Listado de métricas finalmente testadas. Composición y abundancia taxonómica

Métrica/índice	Abreviatura	Código	Cálculo	Fuente
iberian biological monitoring working party ⁶⁴	IBMWP	IBMWP	\sum fIBMWP * puntuación	Guadalmed
número de algunas familias de efemerópteros, tricópteros y dípteros	Number of Sel ETD taxafam	Nb Taxafam Sel ETD	fheptagenidae + fephemeridae + fbrachycentridae + fgoeridae + fodontoceridae + flimnephilidae + fpolycentropodidae + fathericidae + fdixidae + fdolichopodidae + fempididae + fstratyomidae	ICMi medi.
Iberian average score per taxon	IASPT	IASPT	IBMWP/Nb taxafamIBMWP	Guadalmed
nº familias IBMWP	Number of IBMWP families	Nb famIBMWP	\sum fIBMWP (fIBMWP familias con puntuación en el IBMWP)	Guadalmed
Porcentaje de efemerópteros, plecópteros y tricópteros	% of EPT taxafam	%EPT taxafam	Nb taxafam EPT/ Nb Taxafam	AQEM
Porcentaje de taxa de 12 familias de efemerópteros, tricópteros y dípteros	% ETD taxafam	Taxafam ETD	Nb taxafam Sel ETD/ Nb Taxafam	ICMi medi
abundancia de algunos fitófagos	Trophic_Sel_Grazers	A Sel Fit	nRhithrogena + nEpeorus + nCentroptilum + ngoeridae + nhydraenidae + nelmidae + nAncylus	AQEM
abundancia de algunos tricópteros (GM)	Abundance of Sel_Trichoptera_GN	A Sel T	nodontoceridae + nlimnephilidae + npolycentropodidae	AQEM
abundancia de dípteros buenos	Diptera_Good_G	A Sel Dgood	ndixidae + nempididae + nstratyomidae + ndolichopodidae + nathericidae	AQEM
abundancia de dípteros malos y Siphonorus	Diptera_Bad-SIPH_G	A Sel Dbad	nsyrphidae + nculicidae + nceratopogonidae + nsiphonorus	AQEM
abundancia de algunos plecópteros	Sel_Plecoptera_M	A Sel P	nAnphinemura + nProtonemura + nNemoura + nLeuctra + nPerla	AQEM
relación entre las abundancias de efemerópteros, plecópteros, tricópteros, odonatos y heterópteros con la abundancia de dípteros	Abundance of all taxa/abundance of Diptera taxa	A EPTOH/A D	nephemeroptera + nodonata + nplecoptera + nheteroptera + ntrichoptera/ndíptera	AQEM
abundancia de algunos efemerópteros	Abundance of Sel_Ephemeroptera_GN	A Sel E	nProcloeon + nCentroptilum + nEcdyonorus + nParaleptophlebia + nEphemera + nRhithrogena	AQEM
abundancia de algunos tricópteros (GS)	Sel_Trichoptera_GS	A Sel T	nbrachycentridae + ngoeridae + nsericostomatidae + nodontoceridae	AQEM
average score per taxon	ASPT	ASPT	BMWP/Nb taxafamBMWP	STAR_ICMi
número de algunas familias de efemerópteros, plecópteros y dípteros	Nbfam of SEL EPTD	Nb Sel EPTD	Nb Taxafam Sel ETD + fleptophlebiidae + fnemouridae	ICMi medi

Tabla 20 Listado de métricas finalmente testadas. Relación entre taxones sensibles a las perturbaciones y taxones insensibles

Métrica/índice	Abreviatura	Código	Cálculo	Fuente
abundancia relativa grupos tróficos	% trophic groups	%/gr trof		AQEM
nº de taxones de cada grupo taxonómico	Taxonomic group (number of taxa)	Nb taxa tax.gr		AQEM
nº de taxa hasta los siguientes niveles taxonómicos (Oligochaeta, Branchiopoda, Copepoda, Ostracoda, Araenae y Anthomedusae a estos niveles. Chironomidae y Limnephilidae al nivel de subfamilia y lo demás hasta género como máximo nivel taxonómico)	Number of taxa gen	Nb Taxagen	$\sum i'$ (i' genero, familia, según grupo taxonómico)	AQEM
nº de taxones de efemerópteros, plecópteros y tricópteros (familias)	EPT taxafam	Nb taxafam EPT	fefémeras + fplecópteros + ftricópteros	STAR_ICMi
abundancia grupos taxonómicos	Taxonomic group (abundance)	A tax.gr		AQEM
abundancia relativa grupos taxonómicos	Taxonomic group (percentage of community)	% tax.gr		AQEM
nº taxones hasta nivel de familias(Oligochaeta, Branchiopoda, Copepoda, Ostracoda, Araenae y Anthomedusae y los demás al nivel de familia)	Number of taxa Families	Nb Taxafam	$\sum f$ (f familias)	STAR_ICMi
nº de taxones de efemerópteros, plecópteros y tricópteros	EPT taxagen	NbTaxagen EPT	i'efémeras + i'plecópteros + i'tricópteros	AQEM
Berger-Parker (a nivel taxa gen)	Diversity (dominance)	B%	taxón más abundante/A *100	AQEM
Shannon-Wiener a nivel taxagen	Diversity (Shannon-Wiener-Index)	DS-W	$-\sum (ni'/A) * \ln(ni'/A)$	AQEM
Shannon-Wiener a nivel de familia	Diversity (Shannon-Wiener-Index)	DS-W fam	$-\sum (nf/A) * \ln(nf/A)$	STAR_ICMi
Shannon-Wiener' a nivel taxagen	Diversity (Shannon-Wiener-Index) en base 2	DS-W'	$-\sum (ni'/A) * \log_2(ni'/A)$	AnbiotekSCAF
equitatividad (fam)	eveness	Ev fam	$DS-W \text{ fam} / \ln(Nb \text{ taxafam})$	ICMi
equitatividad (gen)	eveness	Ev gen	$DS-W / \ln(Nb \text{ taxagen})$	AQEM
índice de estado ambiental (SCAF)		E(%)	$P(DS-W') + P(IBMWP)$	AnbiotekSCAF
diversidad de Margaleff	Diversity (Margalef-Index)	DMA	$(Nb \text{ taxagen} - 1) / \ln(A)$	AQEM
nº taxones identificados (sin especies introducidas) (Sin Procambarus clarkii y Pacifastacus leniusculus)	Number of taxa	Nb taxa	$\sum i$ (i taxon)	AQEM
abundancia de algunos taxones entre los que no se incluyen EP	Abundance of Sel_nonEPTtaxa_M	A Sel non EP	nAncylylus + nLumbriculidae + nMicronecta + nGyrinidae + nLimnephilidae + nOdontoceridae	AQEM

Tabla 21 Listado de métricas finalmente testadas. Riqueza- diversidad

La determinación de las **condiciones de referencia** asociadas a cada tipología de masas de agua superficial es crucial en el sistema de calificación de estado ya que las métricas deben ser trasladadas a valores entre 0-1 mediante la obtención de los EQR.

En el ejercicio de intercalibración se usó inicialmente como referencia el valor percentil 75 de valores asociados a estaciones cumplían una serie de requisitos para considerarse sitios de referencia (ver página 26).

Por otro lado, la aproximación REFCOND, se ha determinado que los valores de referencia o umbral superior para cada métrica se obtienen como la mediana de los valores observados en las estaciones de referencia.

En la Tabla 22 se exponen los valores de referencia obtenidos para este tipo RC6 para cada una de las 59 métricas finalmente testadas y a partir de los datos disponibles anteriormente citados.

Métrica	Fuente	75perc	50perc
%A Tax Annelida	AQEM	7,40	3,14
%A Tax Coleoptera	AQEM	26,39	20,37
%A Tax Crustacea	AQEM	16,35	10,90
%A Tax Diptera	AQEM	12,51	8,29
%A Tax Ephemeroptera	AQEM	20,74	7,34
%A Tax Heteroptera	AQEM	0,08	0,06
%A Tax Mollusca	AQEM	47,27	26,75
%A Tax Odonata	AQEM	0,38	0,19
%A Tax Otros Insectos	AQEM	1,44	0,80
%A Tax Platelmintha	AQEM	0,76	0,47
%A tax Plecoptera	AQEM	2,09	1,18
%A Tax Trichoptera	AQEM	6,15	2,90
%EPT Taxafam	AQEM	40,42	38,28
%ETD Taxafam	AQEM	19,58	16,87
100-B%	AQEM	77,25	70,50
1-GOLD	STAR_ICMi	0,728	0,562
A	AQEM	33309	25458
A EPTOH/A D	AQEM	3,293	2,136
A Sel DBad	AQEM	37	0
A Sel Dgood	AQEM	422	281
A Sel E	AQEM	220	121
A sel EPTD	STAR_ICMi	1280	772
A Sel ETD	ICMi medi	1251	721
A Sel ETD'	MBi (modif. de ICMmedit)	2772	1873
A Sel Fit	AQEM	5990	4586
A Sel P	AQEM	468	343
A Sel T	AQEM	103	61
DS-W	STAR_ICMi	2,3	2,1
Dsw'	AnbiotekSCAF	3,8	3,5
E	AnbiotekSCAF	0,948	0,895
Ev fam	ICMi medi	0,66	0,59
EV gen	AQEM	0,68	0,66
IASPT	Guadalmed	6,13	5,9

Métrica	Fuente	75perc	50perc
IBMWP	Guadalmed	222	207
ICMi	STAR_ICMi	1,768	1,665
log A Sel ETD'	MBi (modif. de ICMmedit)	3,443	3,273
log Sel ETD		3,105	2,858
log10(Sel_EPTD+1)	STAR_ICMi	3,118	2,888
Nb taxones	AQEM	50	46
Nb taxones fam	STAR_ICMi	38	35,5
Nb taxones fam EPT	STAR_ICMi	15,25	14
Nb Taxafam Sel ETD	ICMi medi	7	6
Nb taxagen	AQEM	50	46
Nb Taxatax Annelida	AQEM	3	2
Nb Taxatax Coleoptera	AQEM	9,25	8
Nb Taxatax Crustacea	AQEM	1	1
Nb Taxgen EPT	AQEM		
Nb Taxtax Diptera	AQEM	11,25	8
Nb Taxtax Ephemeroptera	AQEM	7	6
Nb Taxtax Heteroptera	AQEM	1	1
Nb Taxtax Mollusca	AQEM	5	4
Nb Taxtax Odonata	AQEM	3	2
Nb Taxtax Otros Insectos	AQEM	2	2
Nb Taxtax Otros Insectos	AQEM	1	0
Nb Taxtax Platelmintha	AQEM	1	1
Nb Taxtax Plecoptera	AQEM	1	1
Nb Taxtax Trichoptera	AQEM	9	8
Nbfam IBMWP	Guadalmed	38	36
Sel_Trichoptera_GS	AQEM	62	27

Tabla 22 Valores de referencia de las métricas testadas para el grupo de intercalibración Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración.

Para la selección de métricas en relación al gradiente de presiones se presentan una serie de figuras (Figura 14 a Figura 24). En estas figuras se observan las relaciones existentes entre los valores EQR de las métricas testadas y los valores de presión general asignados a cada estación.

En el eje de ordenadas principal se sitúan los valores EQR de las métricas testadas. Como valor EQR de cada métrica testada se ha tomado el valor mediano de todos los resultados de EQR obtenidos en los muestreos o casos registrados en cada estación.

En el eje de ordenadas secundario se representa el valor de presión global asociado a cada estación de muestreo.

En el eje de abscisas se sitúan los casos (estaciones de muestreo).

Las métricas que se representan en las figuras están todas referenciadas (acompañan su codificación con un código adicional ref) es decir, se

han representado los valores observados divididos por los valores de referencia.

MÉTRICAS RELACIONADAS CON LA COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA DE LA COMUNIDAD

Se han testado como métricas pertenecientes al tipo de métrica que determina la Composición y abundancia/hábitat de la comunidad las siguientes métricas: A (Abundancia), A Sel ETD, A Sel ETD', A Sel EPTD, 1-GOLD, A sel EPT y A Sel ETD GN, Tabla 19.

En general, las métricas que responden a la definición normativa de abundancia no reflejan adecuadamente el gradiente de presiones, Figura 14.

Estas métricas presentan un bajo grado de sensibilidad a las presiones, puesto que a niveles bajos de presión pueden darse tanto valores bajos como valores altos de la métrica, de la misma manera que a presiones elevadas, aunque en menor medida.

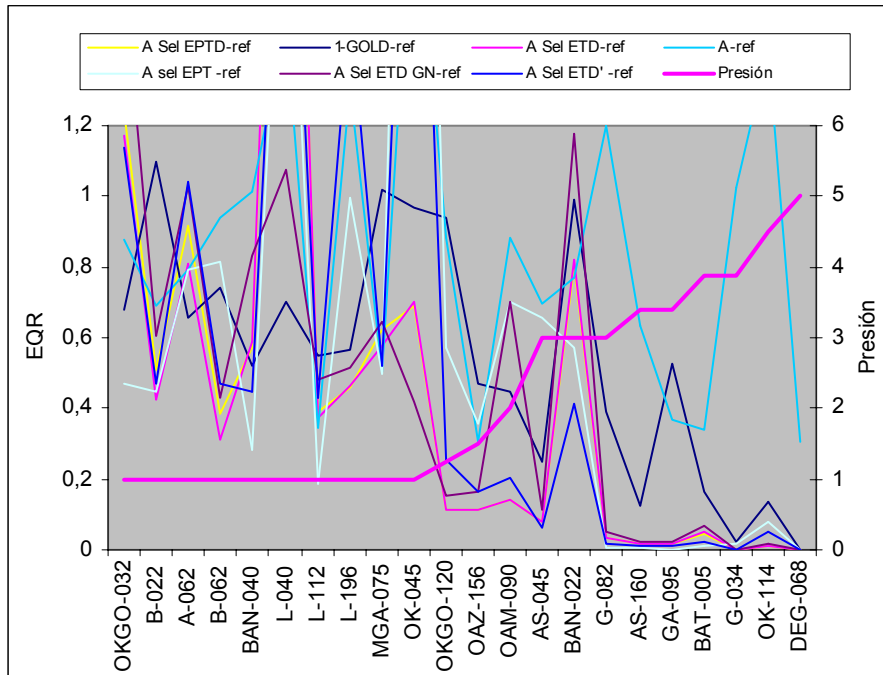


Figura 14 Selección de métricas por su mejor respuesta a un gradiente de presiones: métricas relacionadas composición y abundancia: Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración.

Las métricas representadas como valor relativo o EQR, de alguna manera, se normalizan para el caso de los valores de abundancias pero aun así existen métricas que necesitan normalizarse mediante el cálculo del logaritmo decimal de los valores de abundancias. Concretamente se han normalizado Log A Sel ETD', log Sel ETD, y Log A Sel EPTD, Figura 15.

En una primera aproximación se han desestimado todas aquellas métricas no suficientemente normalizadas mediante la referencia.

En la Figura 16 se han representado las métricas que mejor respuesta dan frente al gradiente de presiones.

A pesar de que las métricas que se señalan en la Figura 16 muestran evoluciones similares, se ha considerado que la métrica 1-GOLD muestra un comportamiento válido, pero es más errático que las otras dos métricas por lo que se desestima.

En la Figura 17 se observan las dos métricas que mejor responden al gradiente de presiones. Vemos como estas métricas seleccionadas se sitúan en valores máximos de calidad, es decir, valores de EQR iguales o superiores a 0.9 cuando no existe presión o esta es no significativa mientras que desciende a medida que el gradiente de presiones se incrementa hasta alcanzar valores bajos o muy bajos de calidad (valores de 0.2 o menores)

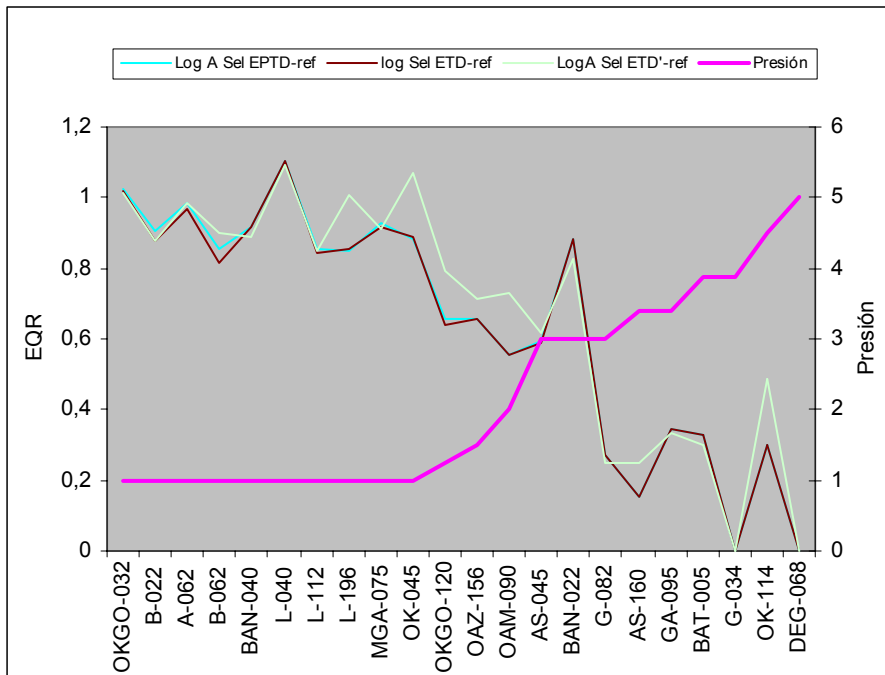


Figura 15 Selección de métricas por su mejor respuesta a un gradiente de presiones: métricas relacionadas composición y abundancia: Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración

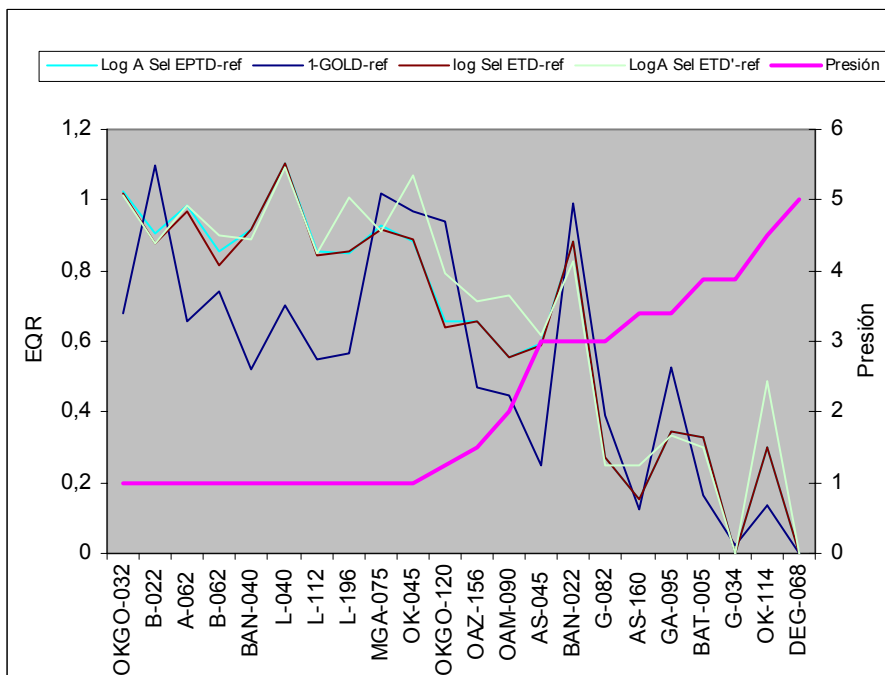


Figura 16 Selección de métricas por su mejor respuesta a un gradiente de presiones: métricas relacionadas composición y abundancia: Tipo GIG-CB RC6. Ejercicio de intercalibración (IC)

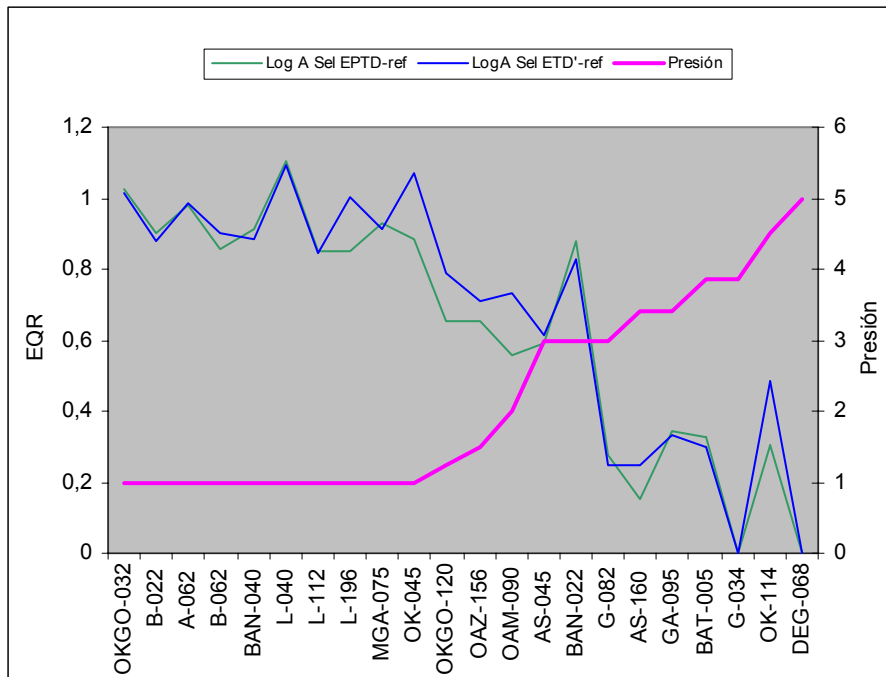


Figura 17 Métricas seleccionadas por su mejor respuesta a un gradiente de presiones: métricas relacionadas composición y abundancia: Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC)

MÉTRICAS RELACIONADAS CON LA RIQUEZA/DIVERSIDAD DE LA COMUNIDAD

En primer lugar se analizan las métricas que indican **composición y diversidad** de la comunidad. Son métricas que indican tanto el número de taxones por grupo taxonómico como el % que representan sobre la comunidad entera (Nb taxones group y %taxones group): Tabla 21

- Nb Tax Annelida, %A Tax Annelida, ,
- Nb Tax Coleoptera, %A Tax Coleoptera,
- Nb Tax Crustacea, %A Tax Crustacea,
- Nb Tax Diptera, %A Tax Diptera,
- Nb Tax Ephemeroptera, % A Tax Ephemeroptera,
- Nb Tax Heteroptera, %A Tax Heteroptera,
- Nb Tax Mollusca, %A Tax Mollusca,
- Nb Tax Odonata, %A Tax Odonata,
- Nb Tax Otros %A Tax Otros,
- Nb Tax Plecoptera, %A tax Plecoptera,
- Nb Tax Trichoptera, %A Tax Trichoptera,

En la Figura 18 se observa el comportamiento de las diferentes métricas en relación al gradiente de presiones.

Debe destacarse que se han representado valores mediana de los EQR asociados a cada estación. Se observa que en numerosas ocasiones el valor de EQR supera notablemente el valor de 1, teóricamente el máximo. Esto refleja la dificultad que existe, para este grupo de métricas, de establecer valores de referencia coherentes que permitan valores de EQR entre 0 y 1 y por tanto normalizar las métricas.

De este grupo de métricas el peor comportamiento lo presentan las métricas del grupo taxonómico de los anélidos y los dípteros, debido principalmente a que a estos grupos taxonómicos pertenecen los oligoquetos y los quironómidos, ambos taxones dominantes en ecosistemas con gran contaminación de tipo orgánico, pero que a su vez tienen otros taxones con presencia en sistemas no contaminados. Algo similar sucede con los crustáceos.

Entre todas las métricas, las referidas a los taxones de coleópteros y efemerópteros son las que mejor relación muestran con el gradiente de presiones, como se ve en la Figura 19, aunque su comportamiento a presiones bajas es bastante heterogéneo lo que indica que son métricas sensibles a las presiones pero con estrategias dependientes de otros factores además de las presiones analizadas.

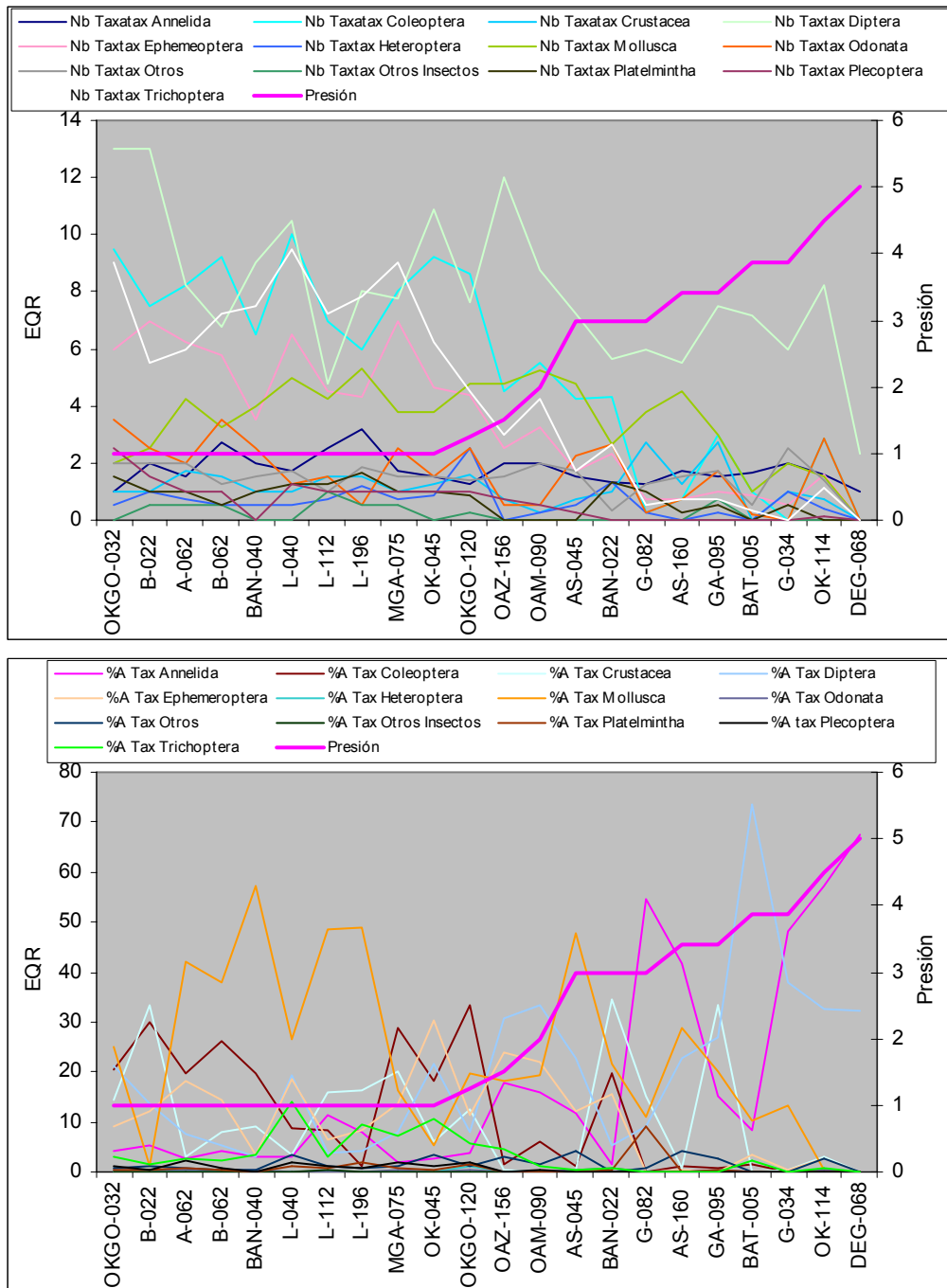


Figura 18 Selección de métricas por su mejor respuesta a un gradiente de presiones: métricas relacionadas composición y diversidad. Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC)

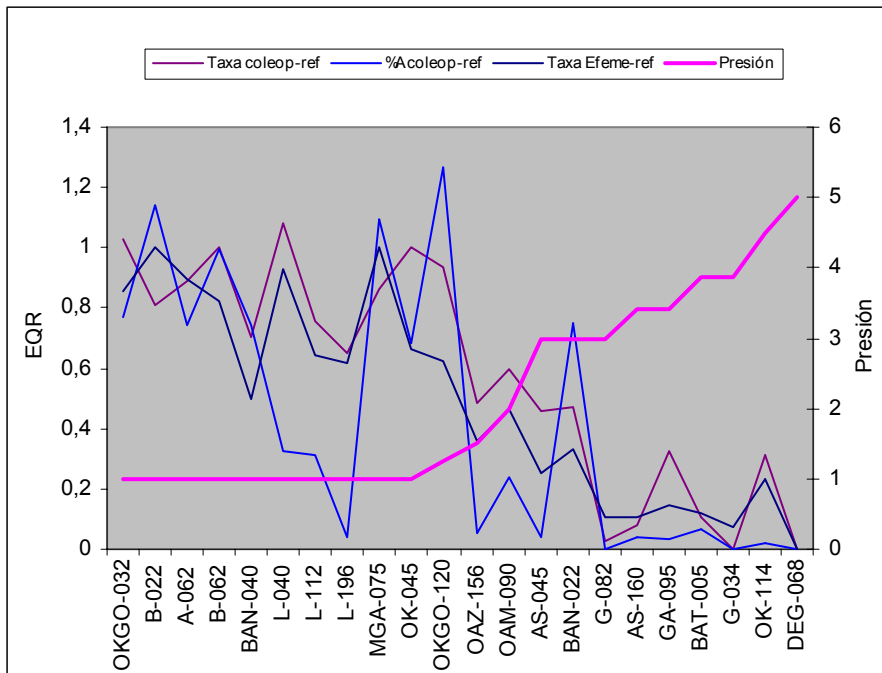


Figura 19 Selección de métricas por su mejor respuesta a un gradiente de presiones: métricas relacionadas composición y diversidad. Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC)

Como métricas indicadoras de diversidad, se han analizado **métricas indicadoras de la riqueza taxonómica**: Nb taxones fam EPT, Nb_taxafam y Nb taxagen. Tabla 21

expresa riqueza y diversidad de la comunidad, muestran mayor sensibilidad frente al gradiente de presiones, principalmente aquellas que miden el número de taxones totales y sobre todo de determinados taxones, (Figura 20).

En comparación con las métricas del Tipo anterior, las métricas pertenecientes al grupo que

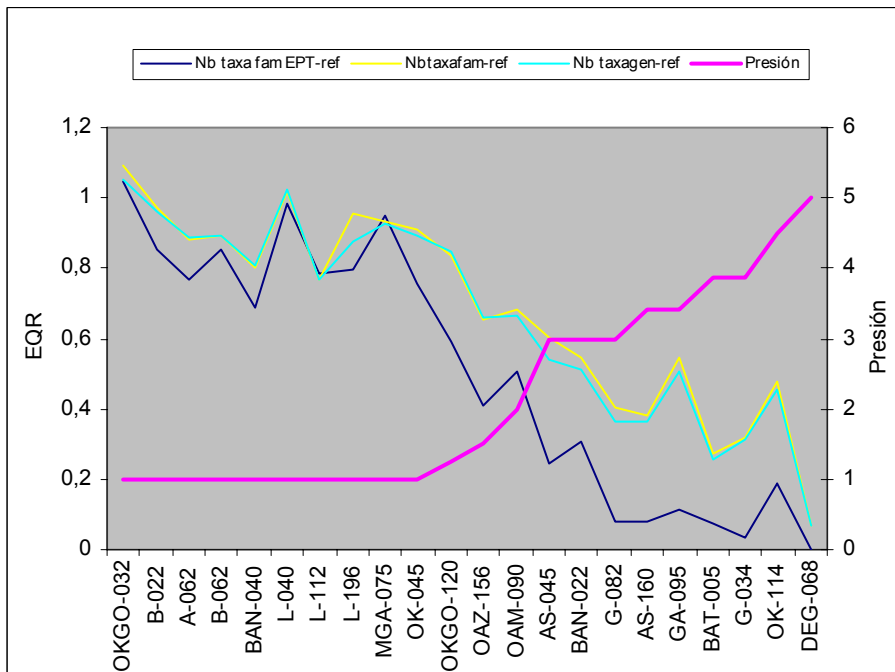


Figura 20 Selección de métricas por su mejor respuesta a un gradiente de presiones: métricas relacionadas con riqueza. Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC)

Por otro lado métricas se encuentran los **índices de diversidad** tales como: el índice Berger/ Parker (100-B%), el índice de Shannon-Wiener⁶⁵ (Dsw'), el índice de Shannon-Wiener modificado (shan), índice de equitabilidad a nivel familia (EV fam) e índice de equitabilidad a nivel género (EV gen), Tabla 21.

Los índices de equitabilidad muestran una amplitud de banda muy reducida con escasa sensibilidad al gradiente de presiones.

Los índices de diversidad del tipo Shannon-Wiener o Berger Parker muestran sensibilidad frente a la gradación de presiones pero con una menor amplitud de banda que el grupo de métricas anterior. (Figura 21).

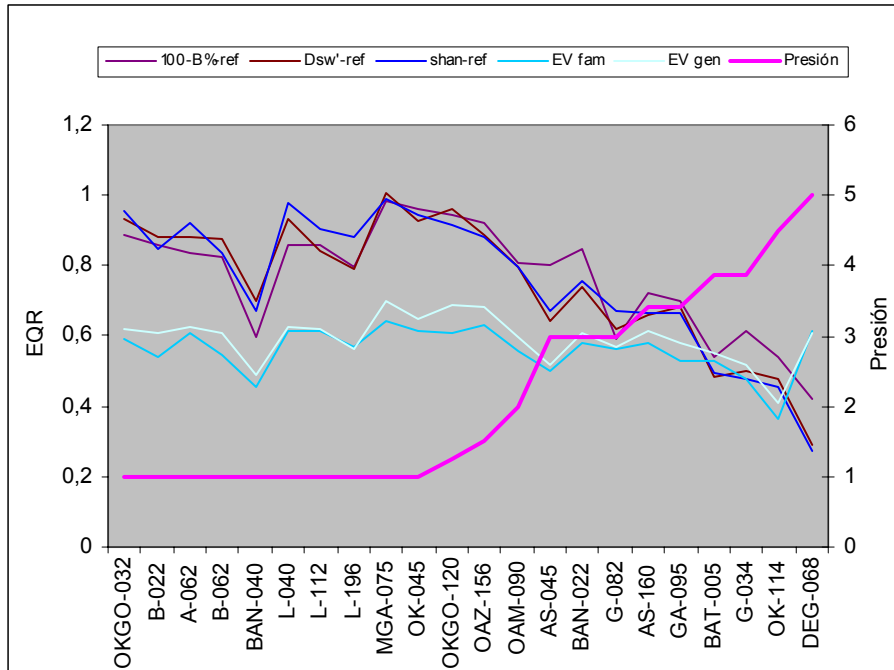


Figura 21 Selección de métricas por su mejor respuesta a un gradiente de presiones: métricas relacionadas con diversidad. Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC)

MÉTRICAS QUE INFORMAN DE LA RELACIÓN EXISTENTE ENTRE TAXONES SENSIBLES E INSENSIBLES DE LA COMUNIDAD A LAS PRESIONES

Se han analizado como **índices basados en la bioindicación**. IBMWP y IASPT, Tabla 20.

Ambos índices muestran un buen comportamiento con un grado de sensibilidad elevada y con una considerable amplitud ya que se parte de valores máximos del indicador, que se mantienen bastante constantes mientras no se producen mayores presiones, para disminuir progresivamente a medida que se incrementan los niveles de las presiones, Figura 22. Ambos índices están muy correlacionados entre sí ya que uno es derivación del otro y lógicamente muestran un comportamiento muy similar.

Por otro lado, se han analizado como métricas que indican tanto **bioindicación como abundancia o diversidad**: % EPT Taxafam, %ETD Taxafam, Nbtaxafam Sel ETD., Tabla 20. Son métricas que muestran una buena respuesta al gradiente de presiones con amplia sensibilidad y amplitud de banda considerable, Figura 23.

Por último, se han analizado como métricas que indican tanto **bioindicación como con diversidad y abundancia**: A Sel Fit, A Sel T, A Sel Dgood, A Sel Dbad, A Sel P, A EPTOH/A D, A Sel E, Sel Trichoptera_GS, Tabla 20. Estas métricas sin embargo, no muestran una buena respuesta al gradiente de presiones y muestran un comportamiento errático, Figura 24.

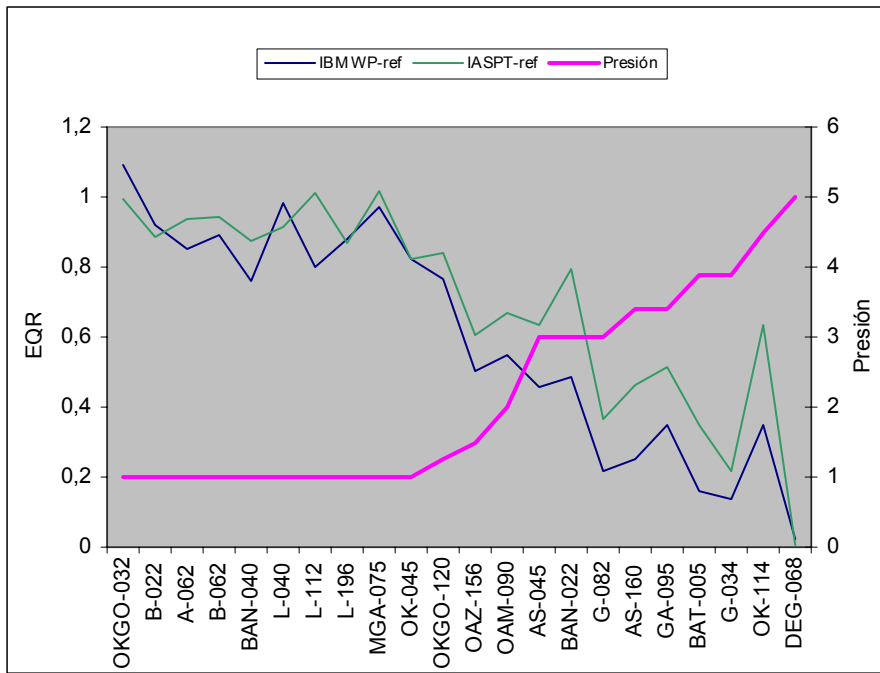


Figura 22 Selección de métricas por su mejor respuesta a un gradiente de presiones: métricas relacionadas con ratio sensibilidad /no sensibilidad: Índices Bióticos. Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC)

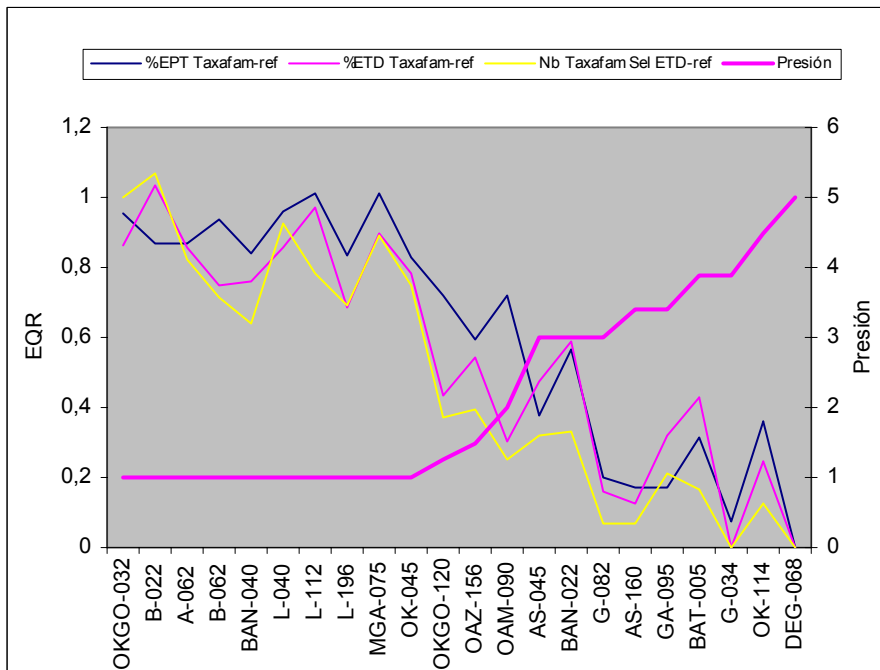


Figura 23 Selección de métricas por su mejor respuesta a un gradiente de presiones: métricas relacionadas con ratio sensibilidad / no sensibilidad: métricas con valor bioindicador + diversidad. Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC)

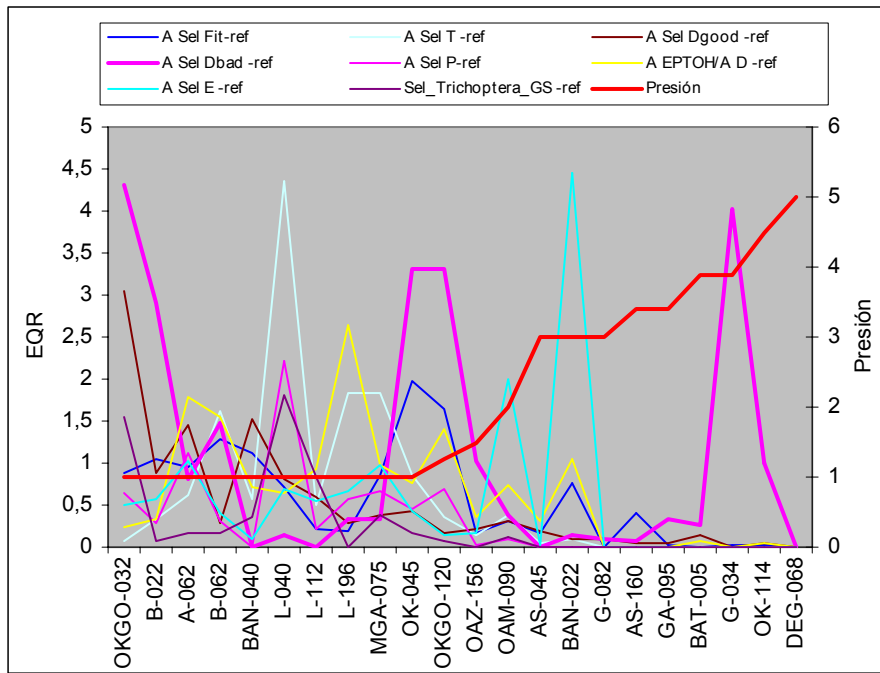


Figura 24 Selección de métricas por su mejor respuesta a un gradiente de presiones: métricas relacionadas con ratio sensibilidad /no sensibilidad; métricas con valor bioindicador + diversidad + abundancia. Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC)

MÉTRICAS SELECCIONADAS

Para cumplir las definiciones normativas, de entre todas las métricas posibles que responden a los tipos de métricas establecidos en el Anexo V de la

DMA, y como conclusión de los apartados anteriores, se han seleccionado seis métricas por su mejor respuesta a un gradiente de presiones (combinadas y específicas del tipo a validar, RC6) y, Tabla 23.

Tipo de información	Tipo de métrica	Nombre de la métrica	Descripción de la métrica	Taxones considerados en la métrica	Literatura de referencia
Riqueza y diversidad	Taxa number	Nb Tax gen	Número de taxones a nivel de género	total taxones a nivel de género	AQEM
	Taxa number	Nb Tax fam EPT	Nº de taxones a nivel de familia de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera	Total de taxones a nivel de familia de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera	ICMi
Abundancia/hábitat	Abundance	Log ₁₀ (A Sel ETD')	Logaritmo decimal de la abundancia de una selección de 29 familias de Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera	Taxones de las familias: Dixidae, Empididae, Stratiomyidae, Dolichopodidae, Athericidae, Ephemerellidae, Ephemeridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Oligoneuriidae, Polymitarcyidae, Potamanthidae, Siphonuridae, Beraeidae, Brachycentridae, Glossosomatidae, Goeridae, Hydroptilidae, Lepidostomatidae, Leptoceridae, Limnephilidae, Molannidae, Odontoceridae, Philopotamidae, Phryganeidae, Polycentropodidae, Psychomyiidae, Rhyacophilidae, Sericostomatidae	mod. ICMi
	Abundance	Log ₁₀ (A Sel EPTD)	Logaritmo decimal de la abundancia de una selección de las siguientes 14 familias de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Diptera	Taxones de las familias: Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae, Eptophlebiidae, Nemouridae.	ICMi
Tolerancia	Index	IBMWP	Iberian Biological Monitoring Working Party	Todas las familias consideradas en el índice IBMWP	Alba et. al, 2002
	Taxa number	Nb tax fam Sel ETD	Nº de taxones al nivel de familia de una selección de 12 familias de Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera	Taxones de las familias: Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae, Eptophlebiidae, Nemouridae	ICMi

Tabla 23 Métricas asociadas. Índice multimétrico (Multimetric Basque Index MBi).

Mediante un análisis estadístico se pretende corroborar el análisis gráfico y visual que se ha realizado en el apartado anterior para la selección de las mejores métricas por su relación con el gradiente de presiones.

Así en la Tabla 24 se han señalado los coeficientes de correlación obtenidos para las métricas referenciadas seleccionadas en el apartado anterior versus el valor de presión. Se incluyen otras métricas con buena respuesta al gradiente de presiones.

En la Figura 25 se observan las relaciones existentes entre las métricas propuestas y el gradiente de presiones.

En general, las seis métricas seleccionadas muestran altos coeficientes de correlación con el gradiente de presiones asignado ($R^2 > 0,77$).

Regresión métricas vs presión	P-value	R2	F-value
Nb taxa gen	< 0,0001	0,88	159,127
IBMWP	< 0,0001	0,86	137,70
Nbtaxa fam EPT	< 0,0001	0,86	137,36
Log A sel EPTD	< 0,0001	0,77	72
Nbtaxa fam sel ETD	< 0,0001	0,77	74,65
Log A sel ETD'	< 0,0001	0,77	71,14
DSW'	< 0,0001	0,77	76,33
IASPT	< 0,0001	0,76	69,51
1-GOLD	< 0,0001	0,55	26,7
1-B%	< 0,0001	0,49	21,91
Asel Fit7	0,0021	0,356	12,13
A sel Dgood7	0,007	0,284	8,72

Tabla 24 Coeficientes de regresión. EQR métrica vs presión. Métricas con buena respuesta al gradiente de presiones. Se señalan las métricas seleccionadas. Tipo GIG-CB RC6 Ejercicio de intercalibración (IC)

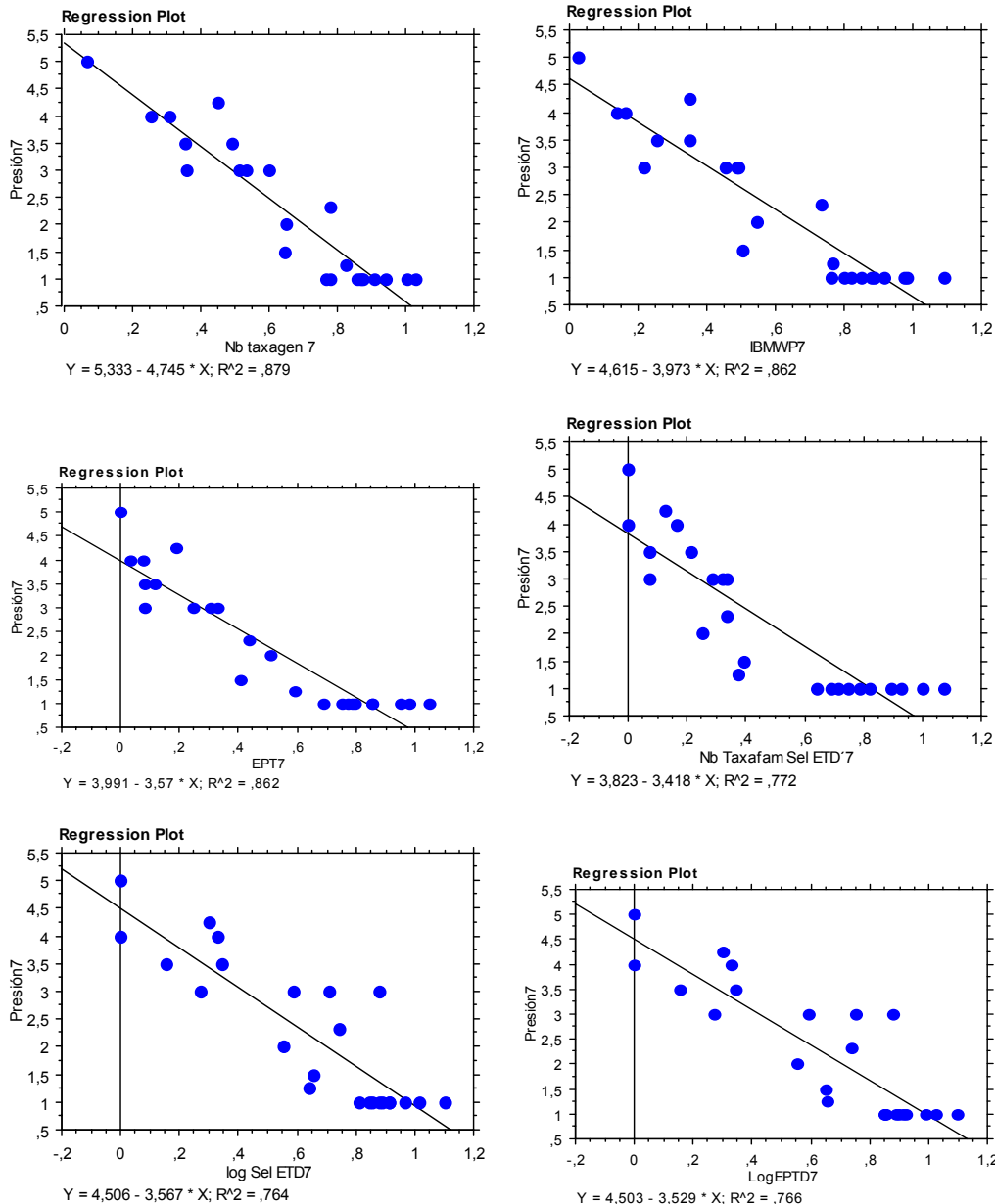


Figura 25 Ecuaciones de regresión de las métricas seleccionadas versus el gradiente de presiones: representación gráfica. Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC)

EXCLUSIÓN DE MÉTRICAS REDUNDANTES

Uno de los requisitos para una correcta selección de métricas es eliminar variables redundantes.

Con este objeto se realizaron correlaciones bivariantes entre las métricas con mejor respuesta al gradiente de presiones para eliminar aquellas redundantes, Tabla 25.

En la Tabla 26 se muestran las correlaciones establecidas en el caso del mismo análisis realizado para el Índice Común de Intercalibración (ICMi).

En ambas tablas observamos como uno de los requisitos para una mejor selección de las métricas se

incumple ya que para ambos casos se dan valores de correlación entre métricas superior a 0,80.

Dentro de las métricas seleccionadas para el índice MBI, el índice IBMWP es el que en más casos da lugar a correlaciones superiores a 0,8. El índice ASPT, que es derivado del BMWP⁶⁶, también es el que en mayor número de situaciones da correlaciones altas en el caso del ICMi.

Dado que el IBMWP tiene una amplia utilización en la península Ibérica y que a pesar de darse redundancias entre las métricas del ICMi no se han excluido el ASPT por ser redundante, se decide mantener al IBMWP como métrica integrante del índice MBI.

Correlation Matrix

Row exclusion: gradacion presión(imported).svd

	EQR_Nb taxagen	EQR_TaxafamEPT	EQR_IBMWP	EQR_Nb TaxafamSel ETD	EQR_Log A Sel ETD	EQR_Log A Sel EPTD
EQR_Nb taxagen	1,000	,858	,958	,791	,756	,717
EQR_TaxafamEPT	,858	1,000	,933	,849	,775	,731
EQR_IBMWP	,958	,933	1,000	,862	,808	,792
EQR_Nb TaxafamSel ETD	,791	,849	,862	1,000	,692	,803
EQR_Log A Sel ETD	,756	,775	,808	,692	1,000	,849
EQR_Log A Sel EPTD	,717	,731	,792	,803	,849	1,000

283 observations were used in this computation.

Tabla 25 Correlaciones entre métricas seleccionadas por su buena respuesta al gradiente de presiones. Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC)

Correlation Matrix

	ASPT	Sha-W	Nb taxa EPT	Nb Taxafam	Log EPTD	1-GOLD
ASPT	1,000	,688	,868	,849	,810	,644
Sha-W	,688	1,000	,725	,744	,659	,680
Nb taxa EPT	,868	,725	1,000	,898	,806	,645
Nb Taxafam	,849	,744	,898	1,000	,799	,614
Log EPTD	,810	,659	,806	,799	1,000	,609
1-GOLD	,644	,680	,645	,614	,609	1,000

98 observations were used in this computation.

Tabla 26 Correlaciones entre métricas del índice común de intercalibración ICMi. Métricas normalizadas. Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC)

6.4. ÍNDICE MULTIMÉTRICO. MULTIMETRIC BASQUE INDEX (MBi)

DEFINICIÓN

Tal y como se indica en el apartado 3 existen dos alternativas par el diseño de un índice multimétrico. En el caso del País Vasco se ha optado por la opción de la aproximación general (Figura 10) para el diseño del índice multimétrico MBi, un índice que pretende responder a las definiciones normativas de clasificación del estado, es decir, evaluar, respecto a condiciones inalteradas, la composición y abundancia taxonómica, el cociente entre taxones sensibles a las perturbaciones y taxones insensibles, y el grado de diversidad de taxones.

La otra opción es la aproximación mediante un estresor específico, que implica la selección de una serie de métricas por su capacidad para detectar una cierta presión, los scores de cada métrica son combinados en un valor que refleja la intensidad de la presión. Se combinan al final varios de estas combinaciones en un multimétrico. Actualmente no se puede aplicar esta segunda aproximación ya que se conoce poco sobre cada grupo de métricas biológicas

y su reacción individualizada frente a los diferentes estresores.

Se entiende que las presiones asociadas a los ríos de la CAPV son presiones globales que incluyen contaminación orgánica, nutrientes y alteraciones morfológicas; y o no existen o son muy raras las situaciones con estresores únicos.

A partir de las métricas seleccionadas, Tabla 23, se ha desarrollado el índice multimétrico **Multimetric Basque Index (MBi)** que es un índice multimétrico construido como una media simple de una combinación de seis métricas referenciadas; es decir, de los valores de EQR de cada métrica seleccionada. Todas las métricas tienen el mismo peso por lo que no hay ningún coeficiente de corrección para el peso o importancia de cada tipo de métricas.

SENSIBILIDAD FRENTE A GRADIENTE DE PRESIONES

En la Figura 26 se muestra la sensibilidad de las métricas seleccionadas para el MBi frente a la valoración de las presiones globales realizadas para el grupo RC6.

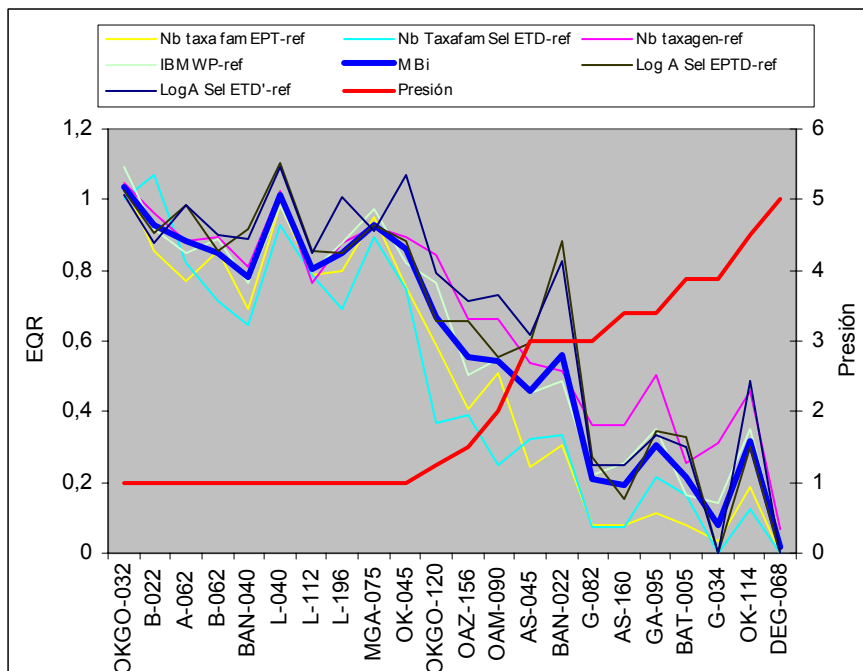


Figura 26 Variables seleccionadas para formar el índice multimétrico MBi. Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC) de la CAPV y su relación con un gradiente de presiones

Las seis métricas y el índice muestran una muy buena sensibilidad frente al gradiente de presiones tanto para valores bajos de presiones como para valores altos mostrando una gran separación entre estados.

Las estaciones de referencia, que por definición no presentan presiones significativas, adquieren los valores más altos de las métricas, en la mayor parte de los casos con valores por encima de 0,9 que es el

valor normalmente asociado para valores frontera entre Muy Buen estado y Buen estado.

La disminución de los valores de las métricas según se incrementa el nivel de presión es paulatina y cubre un amplio espectro desde valores intermedios hasta valores de cero en ambientes muy degradados con valores de presiones elevados.

Así se cumple uno de los requisitos que se le debe exigir un buen indicador, es decir, que cubra todo un gradiente de presiones y que además separe claramente los sitios en Muy buen estado o de referencia del resto de los sitios o estaciones, ya que eso nos asegura que la clasificación que haremos

mediante ese indicador es adecuada y cumple con las normativas vigentes.

Por comparación, en la Figura 27 se representa el índice ICMi y las variables que lo componen frente al gradiente de presiones. Se observa que el índice ICMi también refleja el gradiente de presiones. Sin embargo no todas las variables del ICMi muestran tan buena relación con el gradiente de presiones como sucede con las variables del índice MBI, sobre todo el índice de diversidad de Shannon-Wiener y el 1-GOLD. La métrica que mejor responde es el nº de familias de EPT que también ha sido seleccionada para el MBI.

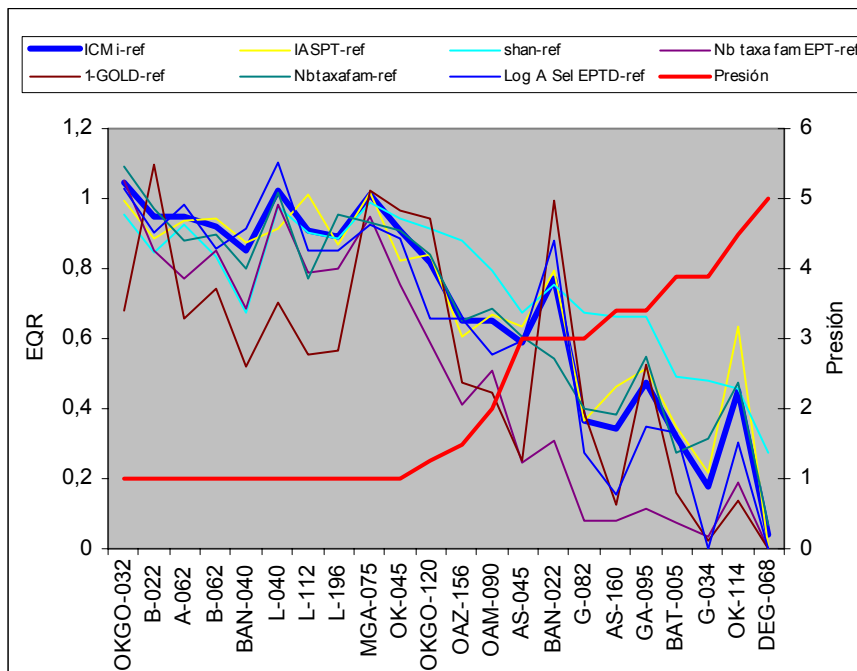


Figura 27 Variables que participan en el índice de intercalibración ICMi. Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC) de la CAPV y su relación con el gradiente de presiones.

Por otro lado, para el sistema multimétrico propuesto (MBi) se debe comprobar su adecuación con un gradiente de presiones basado en variables tomadas en cada estación de muestreo y por tanto de datos cuantitativos y específicos de cada muestreo.

El gradiente de presiones derivado de las variables tomadas "in situ" responde a un tipo de estresor principal en nuestros ríos, sobre todo los de la vertiente cantábrica: la contaminación mixta (orgánica + industrial) y fue construido usando técnicas multivariantes (ACP de las variables que integran el componente fisicoquímico general (variables de contaminación y nutrientes) y se refleja en el índice IFQ-R (índice multimétrico compuesto por aquellas variables fisicoquímicas que mejor definen el componente fisicoquímico general y que resulta de

una ordenación basada en el ACP de dichas variables.

Aplicamos un ACP a una matriz de 18 variables (las seis del MBI el propio MBI, el IFQ-R y las variables asociadas a las condiciones fisicoquímicas generales: O2, %saturación de oxígeno., pH, DBO5, DQO, Amonio, Nitrato, Nitrógeno total, Fósforo total y ortofosfato) y 346 casos.

En el análisis ACP tienen interés los dos primeros componentes que juntos absorben una varianza del 64,4, siendo el primer componente el claramente discriminatorio con una varianza absorbida de cerca del 50% de la variabilidad.

Este primer componente representa un eje de contaminación en el que se sitúan en un extremo las variables de oxigenación junto con los valores elevados del índice IFQ-R frente a las variables que

indican contaminación (Figura 28). En el extremo positivo y cerca de las variables indicadoras de buen estado se sitúan las métricas del MBI lo que avala la utilidad del MBI como herramienta para caracterizar o calificar el estado de las aguas por lo menos respecto a los indicadores de contaminación.

Factor Analysis Summary

Row exclusion: gradacion presión(imported).svd

Number of Variables	18
Est. Number of Factors	9
Number of Factors	4
Number of Cases	346
Number Missing	116
Degrees of Freedom	170
Bartlett's Chi Square	9794,377
P-Value	<,0001

Factor Extraction Method: Principal Components

Extraction Rule: Method Default

Transformation Method: Orthotran/Varimax

En la Figura 29 se observa la situación de los casos en el plano formado por los dos primeros ejes del ACP. Realmente, equivale a un eje de calidad-contaminación en el que a mayor calidad mayor valor de los índices IFQ-R y MBI. Las muestras situadas en el lado positivo del eje II, se asocian con contaminación de tipo orgánico (normalmente tramos sin depuración de residuales), cuanto mayor es el valor en ese eje mayor es la contaminación asociada.

Esta relación se observa claramente cuando situamos los casos separados según son casos pertenecientes a estaciones de referencia o no. Se observa la misma separación entre los grupos (Figura 30)

Por otro lado, un índice multimétrico debe distinguir claramente entre situaciones alteradas e inalteradas.

En la Figura 31, Figura 32, Figura 33 y Figura 34 se muestra que se da una buena separación entre los valores obtenidos en las estaciones de referencia o estaciones no sometidas a presiones significativas y el resto de estaciones sometidas a presiones dentro del grupo RC6.

Como observamos, las métricas presentan un muy buen comportamiento separando casi totalmente los grupos de REF-NO REF, salvo algunos valores atípicos.

En casi todas las métricas no se produce solapamiento separándose los valores de uno y otro grupo casi por completo.

Los valores mediana (que posteriormente van a servir para marcar las condiciones de referencia) se separan totalmente entre los dos grupos e incluso no hay solapamiento entre cuartiles Q1 de un grupo y Q3 del otro.

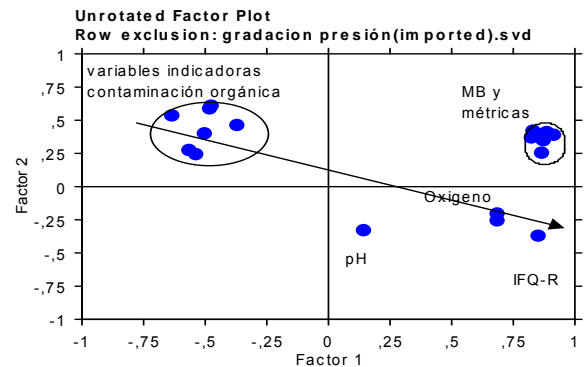


Figura 28 Representación gráfica de los factores 1 y 2 del ACP realizado para el grupo Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC) País vasco.

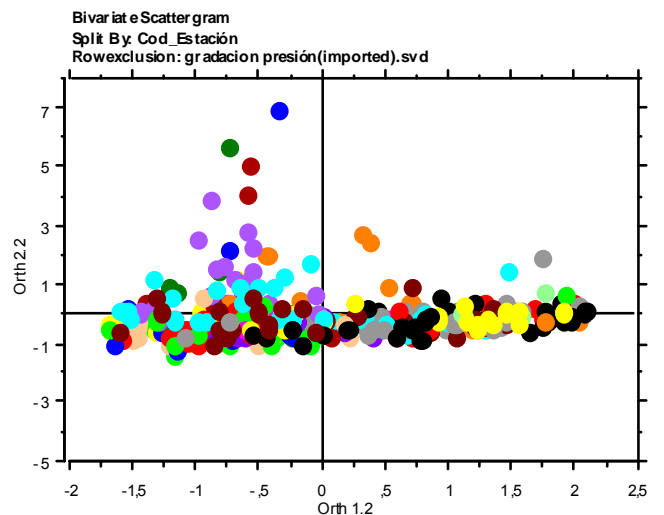


Figura 29 Representación gráfica de los casos en el plano formado por los ejes I-II del ACP realizado para el Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC) País vasco.

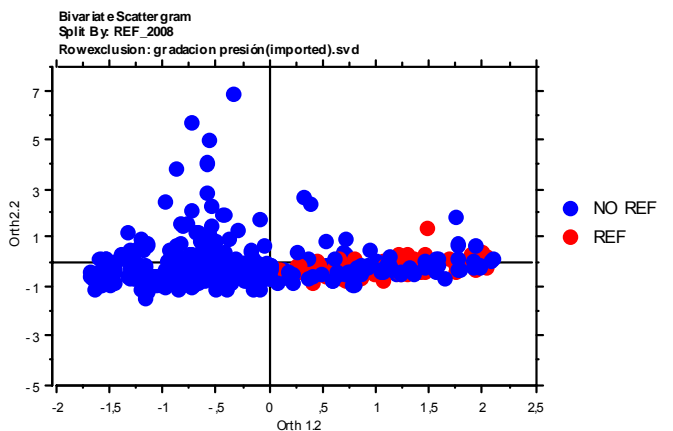


Figura 30 Representación gráfica de los casos separados según REF-NOREF en el plano formado por los ejes I-II del ACP realizado para el Tipo GIG-CB RC6 .Ejercicio de intercalibración (IC) País Vasco

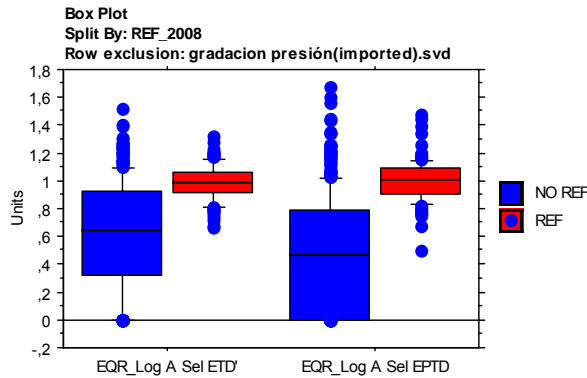


Figura 31 Diagramas Box-Plot de las Métricas de abundancia participantes en el índice MBI. Tipo GIG-CB RC6. Ejercicio de intercalibración (IC) País Vasco

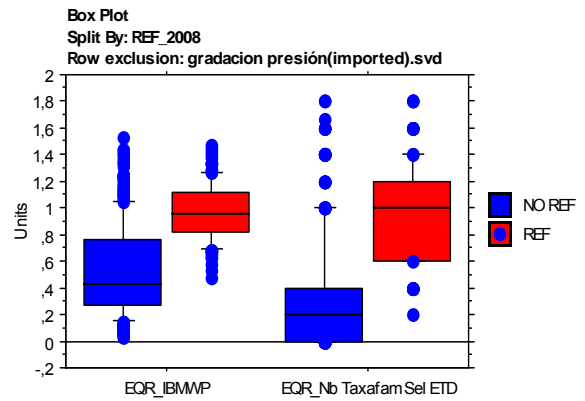


Figura 33 Diagramas Box-Plot de las Métricas en relación a riqueza y diversidad participantes en el índice MBI. Tipo GIG-CB RC6. Ejercicio de intercalibración (IC) País Vasco

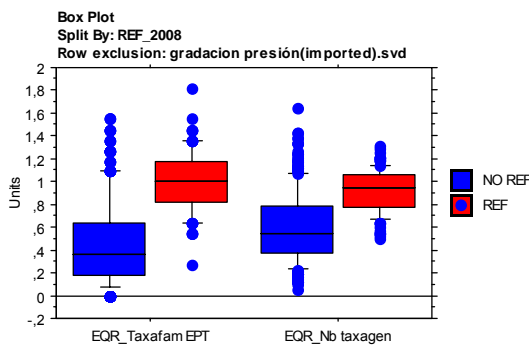


Figura 32 Diagramas Box-Plot de las Métricas de sensibilidad/tolerancia participantes en el índice MBI i. Tipo GIG-CB RC6. Ejercicio de intercalibración (IC) País Vasco

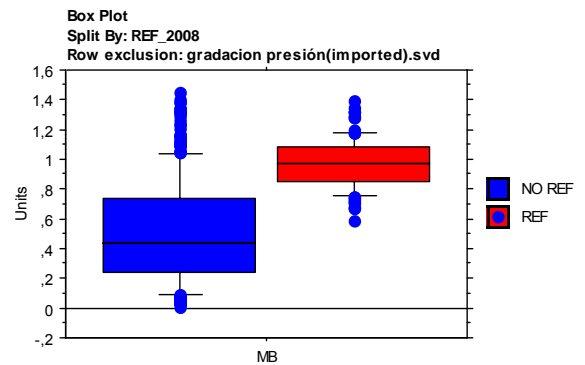


Figura 34 Diagramas Box-Plot del índice MBI. Tipo GIG-CB RC6. Ejercicio de intercalibración (IC) País Vasco

AMPLITUD DE LA VARIACIÓN DE LA MÉTRICA

En general y en las métricas que manifiestan una relación directa de disminución de la calidad según se incrementa la presión, como ocurre normalmente en las métricas biológicas, el valor máximo es coherente con los valores de referencia (valor de la métrica en las estaciones de referencia). El valor mínimo es coherente con el valor estimado en las peores condiciones posibles.

Para las métricas seleccionadas para el índice multimétrico MBI, y aplicando la aproximación REFCON, se ha determinado que los valores de referencia o umbral superior para cada métrica se pueden obtener como la mediana de los valores observados en las estaciones de referencia.

Para las métricas del índice MBI, el umbral inferior, es decir, el asociado a las condiciones de presión máxima, suele ser 0 menos en la métrica IBMWP en la que es muy raro obtener valores nulos. Así se ha establecido que umbral inferior para IBMWP derivado del percentil 25 de las estaciones con la peor calificación era 7. Sin embargo, se prefiere considerar

un valor de cero puesto que 7 unidades de BMWP no se deben considerar significativas.

De esta forma para estas métricas cuyo valor disminuye al aumentar la presión el valor de EQR se corresponde con la siguiente fórmula:

$$EQR = (\text{Valor observado} - \text{Umbral inferior}) / (\text{Umbral superior} - \text{Umbral inferior})$$

Puesto que el valor inferior es nulo y el umbral superior es el valor de referencia, se simplifica así:

$$EQR = \text{Valor observado} / \text{valor de referencia}$$

DEFINICIÓN DE VALORES FRONTERA. OBJETIVOS AMBIENTALES

Siguiendo la recomendación REFCON se establece que los valores frontera entre los estado Muy Bueno y Bueno se corresponde al percentil 25 de los valores observados del índice MBI en las estaciones de referencia. De igual manera podría aplicarse a cada una de las métricas que participan en el índice.

De acuerdo con la aproximación REFCOND, para cada tipo, el rango de valores entre el límite **muy**

bueno y bueno y el **Umbral inferior** se divide en cuatro partes iguales.

Así la marca de clase superior de este rango se corresponde con el límite bueno/ moderado, la siguiente se corresponde con el límite moderado/deficiente y la última con el límite deficiente/malo.

Estos límites pueden considerarse previos puesto que necesitarían un análisis pormenorizado de presiones/impactos a escala nacional o superior para cada tipología. En función de estos estudios estos umbrales se deberían ajustar.

Este proceso es relevante puesto que la determinación del límite bueno/ moderado se corresponde con los objetivos ambientales asociables a cada tipología.

COMPARACIÓN Y ARMONIZACIÓN. PROCESO DE INTERCALIBRACIÓN

En la denominada fase de armonización del ejercicio de intercalibración se da la comparación de los valores frontera en una escala común (EQR).

La armonización se realizó en el denominado ejercicio de intercalibración (IC). Las métricas comunes y el ICMi eran calculados por un equipo de expertos del grupo geográfico de intercalibración para lo que se enviaron las bases de datos con los listados taxonómicos y datos de abundancias de cada país participante.

Los EQR del “método nacional” (MBi) son correlacionados con los EQRs del índice común de intercalibración (ICMi; Integrated Common Metric used for intercalibration²⁵).

Para la extracción de la ecuación que relaciona las metodologías propias de cada país con la de intercalibración se siguieron las detalladas instrucciones que se establecieron en los grupos de trabajo y en las que se explica el procedimiento para convertir los valores frontera obtenidos con el método propio a valores del ICMi⁹.

Los valores EQRs de cada metodología nacional se calcularon usando la mediana de los valores de referencia. Se realizó una regresión lineal calculándose el coeficiente de correlación cuadrático (R2); y los valores frontera de cada método fueron transformados en EQR-ICMi usando la ecuación de regresión obtenida, Figura 35.

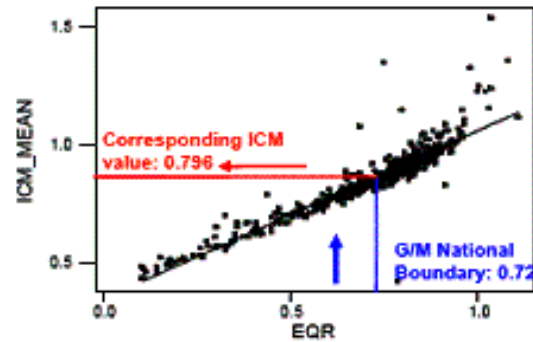


Figura 35 Ejemplo de ejercicio de correlación entre valores de EQR del “método nacional” y del índice común de intercalibración (ICMi)

Los valores frontera del ICMi (Muy Bueno-Bueno y Bueno-Moderado) son calculados así como los obtenidos con las métricas de cada participante (MS).

En el caso de la tipología RC6 del Grupo Geográfico de Intercalibración Central-Báltico se trabajó con una matriz más amplia de datos que la que fue usada para la selección de métricas que permitieron el diseño inicial del índice MBI.

Así fueron usados 245 casos pertenecientes a las estaciones naturales del grupo RC6 que cubren un amplio abanico de situaciones ambientales en las que se disponía de 11 estaciones de referencia con 70 casos. (Tabla 27) de las cuales 9 son coincidentes con la tipología 22 (ríos cántabro atlántico calcáreos y otras dos se asocian a la tipología 23-Ríos vasco-pirenaicos.

Masa de Agua	Estación	UTMX	UTMY	Z
22-Ríos cantabro-atlánticos calcáreos				
Artibai-A	ART062	538505	4789175	130
Barbadun-A	BGA075	489187	4791825	60
Butroe-A	BUT022	520880	4794099	140
Butroe-A	BUT062	520475	4796745	90
Angiozar-A	DAG050	545224	4773160	210
Herrerías-A	KHE086	490978	4769970	240
Herrerías-A	KHE100	491608	4770898	220
Lea-A	LEA022	533565	4789610	230
Lea-A	LEA112	537340	4795525	60
23-Ríos vasco-pirenaicos				
Altzolaratz-A	UAL024	567312	4784785	230
Altzolaratz-A	UAL038	564708	4787640	100

Tabla 27 Relación de estaciones de referencia asociada a la tipología de intercalibración RC6-GIG-CB y tipología CAPV asociada.

La ecuación obtenida fue la siguiente, Figura 36: $ICMi = 0.165 + 0.845 * MBI$; $R^2 = 0.95$

El punto de corte entre el grupo de Muy Buen estado y Buen estado se estableció en el valor del percentil 25 de los casos de referencia. Con los datos analizados correspondientes al tipo RC6, el valor umbral MB/B para el índice MBI se sitúa en un EQR de 0.925 que equivale a $ICMi = 0.94$.

Siguiendo las recomendaciones del GIG-CB, para cada tipología el rango de valores que queda por debajo del límite entre Muy Bueno-Bueno se divide en cuatro clases para establecer un valor frontera entre bueno y moderado.

Con los datos analizados correspondientes al tipo RC6, el valor EQR frontera entre Buen estado y moderado estado se estableció para el índice MBI en 0.705 que equivale a ICMi de 0.76.

Aplicando las ecuaciones obtenidas y trasladando los valores del método nacional (MBi) a valores ICMi vemos los resultados en la Tabla 28.

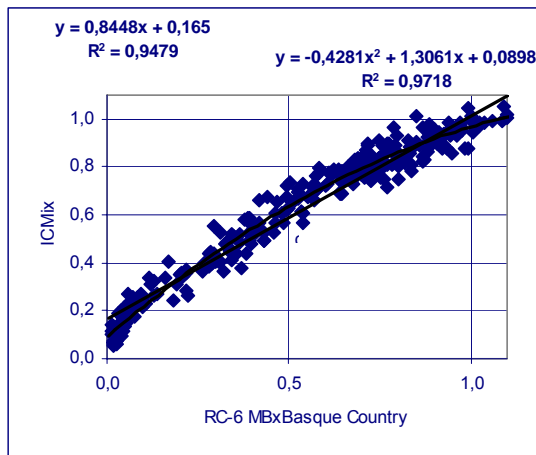


Figura 36 Ecuación de regresión entre el índice MBI frente al ICMi (valores EQR). Tipología RC6

Valores frontera	MS_val	EQR MS_val	EQR ICMi
Muy Bueno-Bueno	0,90	0,925	0,94
Bueno-Moderado	0,705	0,71	0,76
Moderado-Deficiente	0,47	0,475	0,56
Deficiente-Malo	0,24	0,245	0,37

Tabla 28 Resultados del proceso de intercalibración para el grupo RC6 del País vasco. Equivalencia entre valores frontera

Posteriormente, se debe realizar el mismo ejercicio con todas las tipologías conjuntamente Figura 37. La ecuación obtenida fue la siguiente: $ICMi = 0.2175 + 0.7474 * MBI$; $R^2 = 0.88$.

Aplicando las ecuaciones obtenidas y trasladando los valores del método nacional (MBi) a valores ICMi vemos los resultados en la Tabla 29.

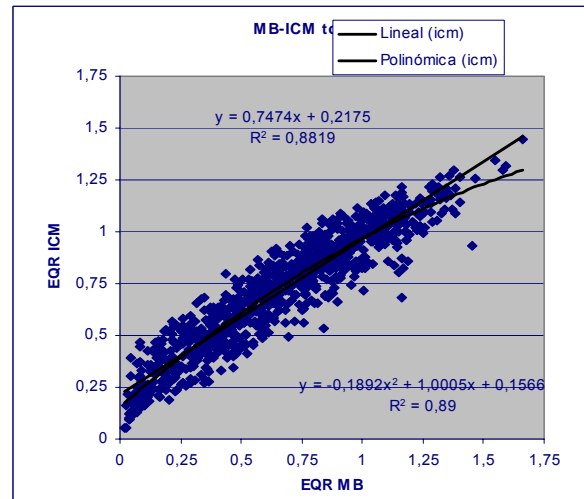


Figura 37 Ecuación de regresión entre el índice MBI frente al ICMi (valores EQR). Tipología GIG-CB del País Vasco.

Valores frontera	MS_val	EQR MS_val	EQR ICMi
Muy Bueno-Bueno	0,90	0,90	0,89
Bueno-Moderado	0,68	0,675	0,72
Moderado-Deficiente	0,45	0,45	0,55
Deficiente-Malo	0,23	0,225	0,39

Tabla 29 Resultados del proceso de intercalibración para todas las tipología GIG-CB del País Vasco. Equivalencia entre valores frontera

Dentro del Grupo Geográfico de Intercalibración Central-Báltico se definió una banda de armonización que implicaba que si los valores frontera obtenidos con las metodologías nacionales caían dentro de esa banda el método era aceptado. En caso contrario el país debería ajustar los valores obtenidos. La banda de armonización representa +/- 0,05 alrededor del valor frontera establecido en el GIG para la escala del EQR_ICMi.

EQR ICMi			H/G	G/M
H/G	G/M		0,99	0,81
0,94	0,76	Upper band	0,89	0,71
		Lower band		

Tabla 30 Valores umbrales de EQR_ICMi para las fronteras Muy bueno/Bueno (H/G) y Bueno/Moderado (G/M), incluyendo los límites superior e inferior de las bandas de armonización

Los valores umbrales obtenidos entran totalmente dentro de la banda de armonización para ambos valores frontera, por lo que los resultados derivados del MBI son considerados comparables y el método aceptado.

En la Tabla 31 se resumen los valores frontera entre estados ecológicos establecidos oficialmente para los ríos pertenecientes al grupo Central Báltico.

País	Sistemas nacionales de clasificación intercalibrados	Límite muy bueno /bueno	Límite bueno-aceptable
Dinamarca	Danish Stream Fauna Index (DSFI)	1,00	0,71
Reino Unido	River Invertebrate Classification Tool (RICT)	0,97	0,86
Bélgica (Valonia)	Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) (Norma AFNOR NF T 90.350,1992) y «Provisional Definition of the Good Status», Ministerio de la Región Valona(2007)	0,97	0,74
Italia	STAR Intercalibration Common Metric Index (STAR_ICMi)	0,96	0,72
Luxemburgo	Clasificación luxemburguesa DCE, Indice Biologique Global Normalisé (IBGN), Norma AFNOR NF T 90.350,1992) y MEDD/DE/MAGE/BEMA circular 07 no 4 de 11 de abril de 2007	0,96	0,72
Francia	Classification française DCE Indice Biologique GlobalNormalisé (IBGN). Norma AFNOR NF T 90 350 (1992) y circular MEDD/DE/MAGE/BEMA 05 n° 14 de 28 de julio de 2005, modificada el 13 de junio de 2007	0,94	0,80
España	Índices multimétricos del norte de España	0,93	0,70
País Vasco	MBi Multimetric Basque Index	0,89	0,72
Bélgica (Flandes)	Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF)	0,90	0,70
Polonia	BMWP (BMWP-PL) verificado mediante el índice de diversidad de Margalef modificado	0,89	0,68
Irlanda	Quality Rating System (Q-value)	0,85	0,75
Suecia	Índice DJ (Dahl & Johnson 2004)	0,,80	0,60
Austria	Sistema austríaco de evaluación del estado ecológico de los ríos (el resultado más desfavorable entre los índices multimétricos de degradación general y el índice sapróbico)	0,80	0,60
Alemania	PERLODES — Bewertungsverfahren von Fließgewässern auf Basis des Makrozoobenthos	0,80	0,60
Países Bajos	KRW-maatlat	0,80	0,60

Tabla 31 Valores frontera entre estados de calidad establecidos oficialmente según Diario Oficial de la Unión Europea³². Se marca los valores obtenidos para el tipo RC6 en la CAPV

6.5. APLICACIÓN DEL EJERCICIO DE INTERCALIBRACIÓN A LAS TIPOLOGÍAS DE RÍOS DE LA CAPV

El buen resultado obtenido por el índice MBI en el ejercicio de intercalibración realizado para el Tipo RC6 debe ser comprobado en otras tipologías o grupos de ríos siendo además un buen ejercicio de crosvalidación al extender la aplicación del multimétrico a una base de datos mucho más amplia.

Una de las condiciones básicas que debe cumplir un multimétrico es que sirva para clasificar las estaciones de muestreo en función del grado de presión que se le asocia.

Por tanto, un índice multimétrico debe facilitar una buena separación entre los valores obtenidos en sitios de referencia y en sitios de no referencia.

Se han calculado las seis métricas y el índice resultante (MBi) para todas las tipologías. Como ya se comentó se disponía de una base de datos global con 319 estaciones repartidas por 114 Masas de agua de la categoría ríos, (mas de 3000 datos).

En la Figura 38 se muestra el resultado obtenido en el que se vuelve a comprobar el buen comportamiento que muestran las métricas y el indicador multimétrico seleccionado.

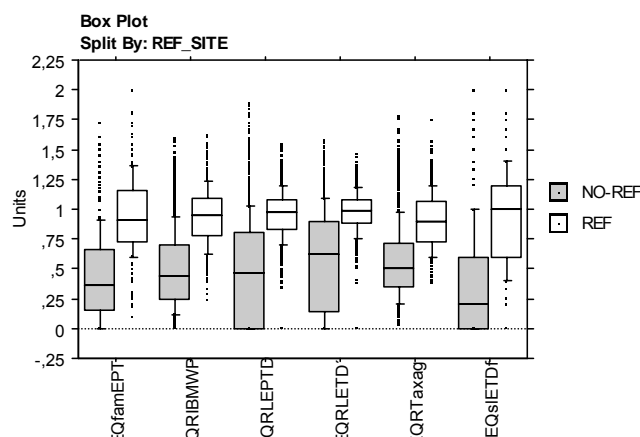


Figura 38 Diagramas Box-Plot de las métricas participantes en el índice MBI y el MBI. Bases de datos completas con todas las tipologías CAPV

Por otro lado interesa conocer si se da la misma respuesta en todas las tipologías presentes, en este caso en la CAPV.

En las Figura 39 y Figura 40 se muestran los resultados en forma de gráfico Box-Plot para cada tipología y diferenciados según su pertenencia a estaciones de referencia o No referencia (REF-NO REF). Se obtiene una muy buena separación entre valores REF- NOREF.

Los Tipos principales que engloban a la mayoría de las masas de agua de la red hidrográfica de la CAPV (ríos cántabro-atlántico calcáreos, los ríos

vasco pirenaicos, los ríos de pequeños ejes cántabro atlántico, por la vertiente cantábrica y los ríos de la montaña mediterránea calcárea mayoritario en la vertiente mediterránea) muestran un muy buen comportamiento de las métricas que componen el MBI y por supuesto del propio índice multimétrico, separando perfectamente los grupos de referencia de los casos de no referencia.

En este punto se planteó el problema de que no se dispone de estaciones de referencia para tres de las Tipologías existentes en la CAPV (Ejes fluviales principales cantabro atlántico calcáreos (vertiente cantábrica), Ríos mineralizados de la baja montaña mediterránea y Ríos de montaña mediterránea calcárea subtipo salado)

Sin embargo no se observa que haya muchas diferencias entre Tipologías (Figura 41 y Figura 42), sobre todo en los grupos de referencia. Se aprecian valores muy semejantes entre las medianas de los tipos 22, Ríos cantabro-atlánticos calcáreos y 30, Ríos costeros cantabro-atlánticos y entre 26, Ríos de montaña húmeda calcárea y 12, Ríos de montaña mediterránea calcárea.

Al igual que en este trabajo, esto también ha ocurrido en otros trabajos y probablemente se debe a que las tipologías establecidas no muestran a menudo suficientes diferencias biológicas por lo menos al nivel de las métricas e indicadores estudiados. Habría que tener en cuenta otras métricas más de tipo funcional o de estructura de la comunidad o a otro nivel taxonómico (especie) para visualizar diferencias entre los Tipos.

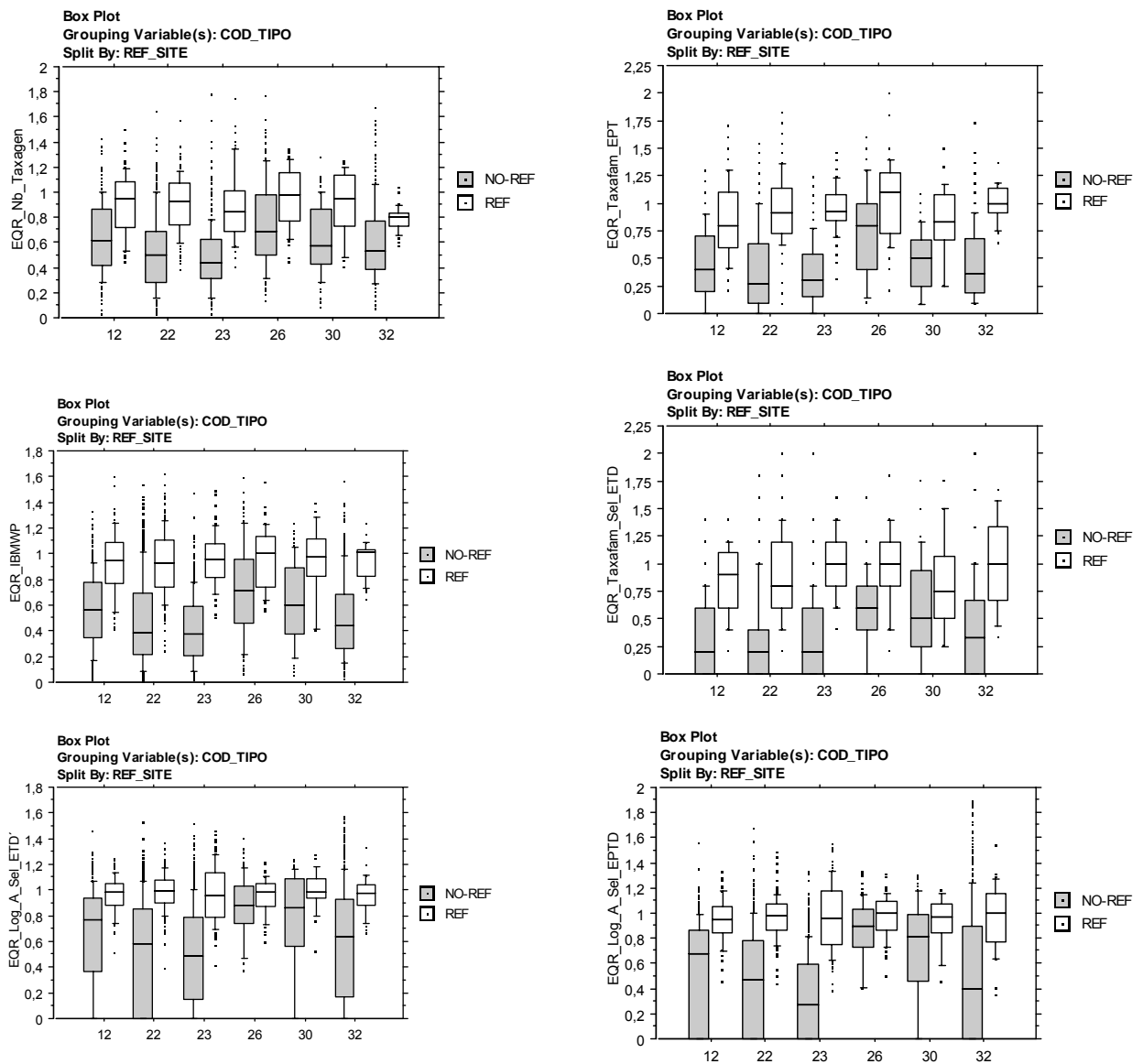


Figura 39 Separación de las métricas seleccionadas para el índice MBI por métrica y por tipologías según REF-NO REF.

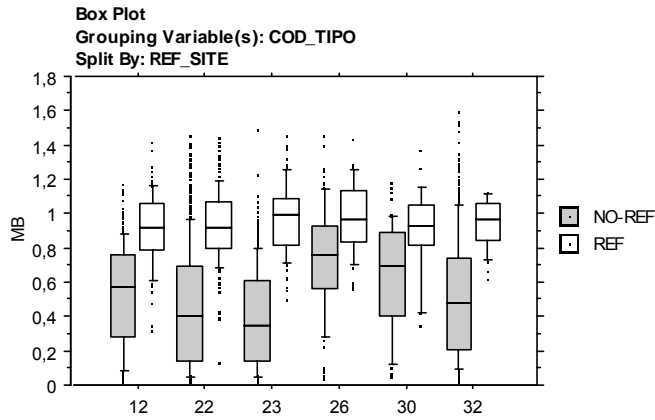


Figura 40 Separación de las métricas seleccionadas para el índice MBI por tipologías.

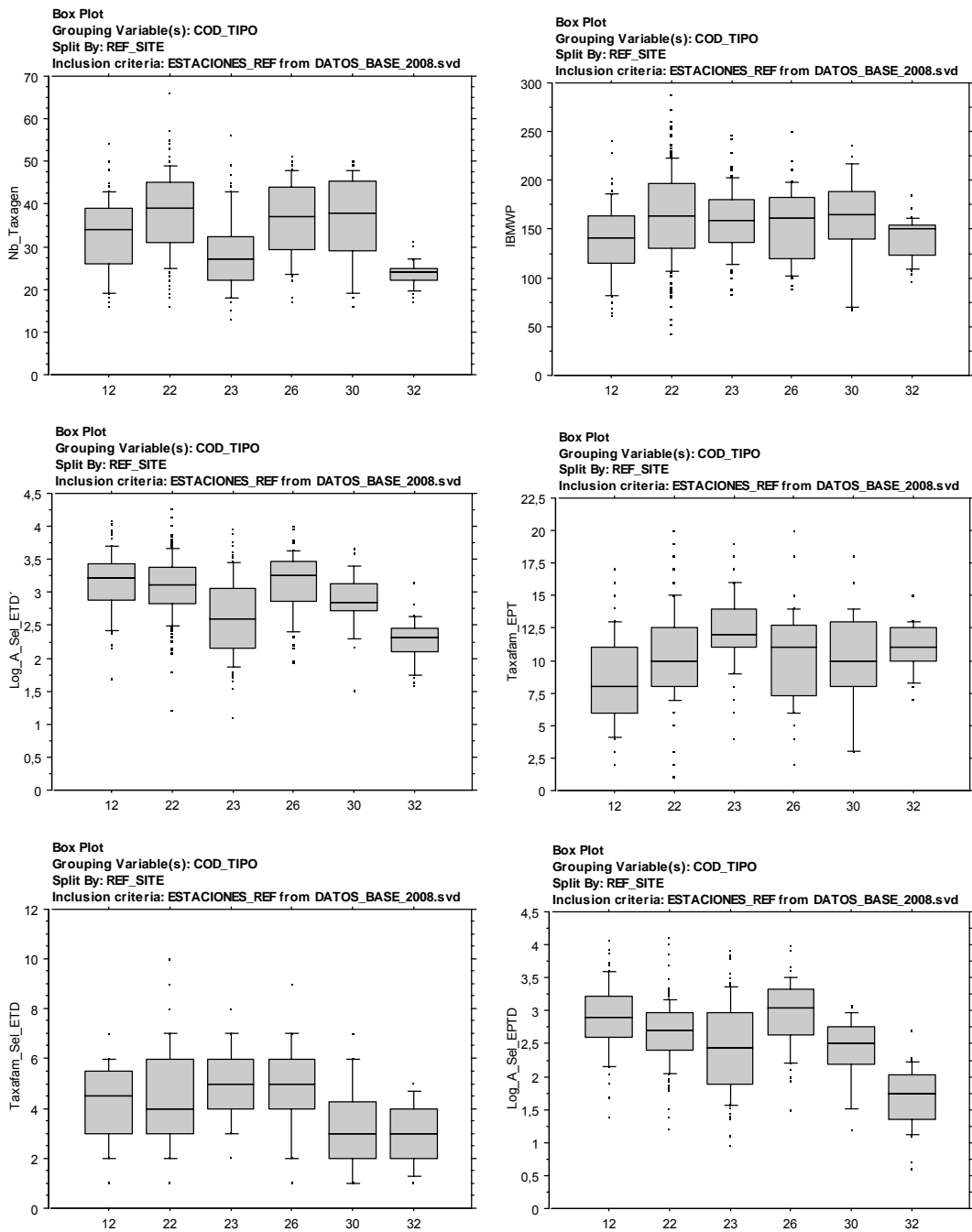


Figura 41 Separación de las métricas seleccionadas para el índice MBI por métrica y por tipologías.

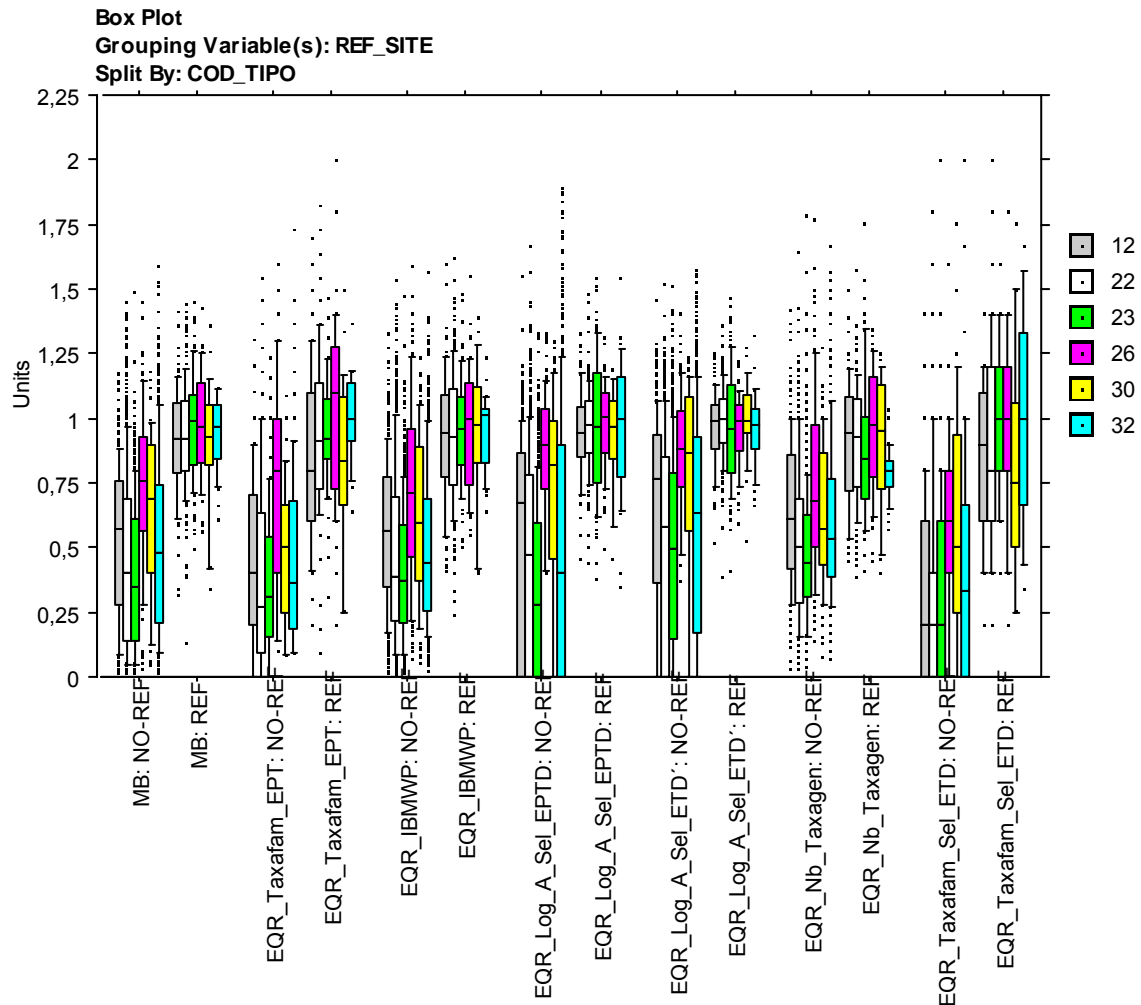


Figura 42 Separación de las métricas seleccionadas para el índice MBI por métrica en valor EQR y por tipologías.

Por otro lado, se ha comprobado también la relación del MBI y sus métricas con el gradiente de presiones puntuales para el resto de las tipologías. Aplicamos un ACP a una matriz de 17 variables y cerca de 1500 casos. Los resultados encontrados son muy similares a los detectados para el grupo RC6 por lo que se comprueba la idoneidad del multimétrico desarrollado.

Factor Analysis Summary

Number of Variables	17
Est. Number of Factors	8
Number of Factors	5
Number of Cases	1459
Number Missing	1546
Degrees of Freedom	152
Bartlett's Chi Square	30362,433
P-Value	<,0001

Factor Extraction Method: Principal Components
 Extraction Rule: Method Default
 Transformation Method: Orthotran/Varimax

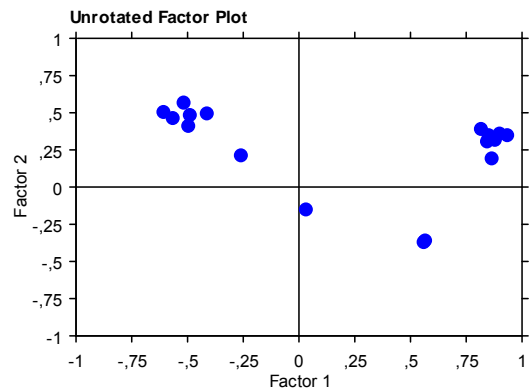


Figura 43 Representación gráfica de los factores 1 y 2 del ACP realizado para el grupo RC6 País vasco.

7. OBJETIVOS AMBIENTALES ESTABLECIDOS PARA MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN LOS RÍOS DE LA CAPV

MASAS DE AGUA NATURALES

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 buen estado ecológico 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.

Por tanto, 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.

Para la determinación de objetivos ambientales en la CAPV en base a la fauna macroinvertebrada de ríos se han realizado los siguientes pasos:

- Se ha establecido un protocolo de muestreo y análisis (resumen en apartado 3 y de forma detallada en el apartado 8)
- Se dispone de una base de una base de datos con listados faunísticos de la comunidad de macroinvertebrados que reflejan diferentes grados de contaminación y que implica disponer a fecha de finales de 2008 de cerca de 3000 muestreos, Tabla 9 a Tabla 12.
- Se han establecido tipos de masas de agua superficial de la categoría ríos en la CAPV. Tabla 6.
- Se han determinado sitios de referencia en base a criterios homólogos a los establecidos a nivel europeo (apartado 5.1) Esto permite el establecimiento de condiciones de referencia específicas de cada tipología, es decir, determinar valores de las métricas seleccionadas a partir de los resultados de los muestreos de fauna invertebrada bentónica realizados en

ubicaciones con bajo nivel de presión de origen humano.

- Se han seleccionado por su mejor respuesta a un gradiente de presiones una seis de métricas basadas en fauna invertebrada bentónica que responden a lo indicado en las definiciones normativas del anexo V de la DMA, Tabla 23
- A partir de las métricas seleccionadas, se ha desarrollado el índice multimétrico **Multimetric Basque Index (MBi)** que es un índice multimétrico construido como una media simple de una combinación de seis métricas referenciadas; es decir, de los valores de EQR de cada métrica seleccionada. Este índice responde a las definiciones normativas de clasificación del estado, es decir, evalúa, respecto a condiciones inalteradas, la composición y abundancia taxonómica, el cociente entre taxones sensibles a las perturbaciones y taxones insensibles, y el grado de diversidad de taxones (apartado 6.4)
- Se ha participado en el ejercicio de intercalibración (GIG-CB RC6) y se ha participado en el proceso de comparación y armonización con sistemas de clasificación intercalibrados (apartado Comparación y armonización. Proceso de intercalibración en la página 58).
- Se han trasladado los resultados del proceso de intercalibración a los tipos presentes en el País Vasco siguiendo la guía elaborada a tal efecto⁶⁷.

En la CAPV, tras la aplicación de los criterios REFCOND para la identificación de estaciones de referencia, se han identificado sitios de referencia de la categoría ríos con datos relativos a macroinvertebrados bentónicos derivados del mismo sistema de muestreo y nivel de identificación taxonómica para las tipologías:

- 12-Ríos de montaña mediterránea calcárea,
- 22- Ríos cantabro-atlánticos calcáreos,
- 23-Ríos vasco-pirenaicos,
- 26-Ríos de montaña húmeda calcárea,

- 30-Ríos costeros cantabro-atlánticos y
- 32-Pequeños ejes cantabro-atlánticos calcáreos.

La información asociada a estas estaciones de referencia permite obtener condiciones de referencia os datos de referencia y umbrales de calidad (muy bueno/bueno y bueno/moderado) aplicando la estrategia REFCON, es decir:

- las condiciones de referencia se obtuvieron a partir del valor mediana de los valores de los muestreos asociados a las estaciones consideradas como de referencia.
- se establece que los valores frontera entre los estado Muy Bueno y Bueno se corresponde al percentil 25 de los valores de los muestreos asociados a las estaciones consideradas como de referencia
- el rango de valores entre el límite muy bueno y bueno y el Umbral inferior (valor estimado 0) se divide en cuatro partes iguales.
- la marca de clase superior de este rango se corresponde con el límite bueno/ moderado, es decir, el valor de objetivo medioambiental la siguiente se corresponde con el límite moderado/deficiente y la última con el límite deficiente/malo. Estos valores umbrales pueden considerarse previos puesto que necesitarían un análisis pormenorizado de presiones/impactos a

escala nacional o superior para cada tipología. En función de estos estudios estos umbrales se deberían ajustar.

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 32 Pequeños ejes cantabro-atlánticos calcáreos al tipo 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 hidrológica⁴².

Así, se definen las condiciones de referencia expresadas en la Tabla 32 y los objetivos de calidad expresados en la Tabla 33 como valores absolutos y en la Tabla 34 como valores EQR.

Tipo	Nb_Tax_gen	Nb_Tax_fam_EPT	IBMWP	Nb_Tax_fam_Sel_ETD	Log10 (A_Sel_ETD')	Log10 (A_Sel EPTD)
12 y15	36	10	150	5	3,27	3,07
22	42	11	177	5	3,13	2,77
23	32	13	166	5	2,71	2,53
26	38	10	161	5	3,29	3,03
30	40	12	169	4	2,88	2,58
32 y29	30	11	149	3	2,37	1,75
9	-	-	160	-	-	-

Tabla 32 Fauna bentónica de invertebrados en ríos. Condiciones de referencia para cada métrica utilizada en el MB.

Tipo	Nb_Tax_gen	Nb_Tax_fam_EPT	IBMWP	Nb_Tax_fam_Sel_ETD	Log10 (A_Sel_ETD')	Log10 (A_Sel EPTD)	MBi
12 y15	25	6	101	3	2,24	2,00	0,66
22	27	7	115	3	2,18	1,85	0,65
23	22	9	111	4	1,68	1,51	0,70
26	25	6	106	3	2,24	2,09	0,68
30	26	6	113	2	2,09	1,81	0,67
32 y29	21	8	105	2	1,61	1,00	0,69
9	-	-	94	-	-	-	-

Tabla 33 Fauna bentónica de invertebrados en ríos. Objetivos de calidad (umbral B/M del Mbi) Mmétricas utilizada en el Mbi.

	Tipo	Nb Tax gen	Nb Tax fam	EPT	IBMWP	Nb Tax fam Sel	ETD	Log10 (A_Sel_ETD')	Log10 (A_Sel EPTD)	MBi
EQR MB/B	12 y15	0,91	0,8		0,9	0,8		0,92	0,87	0,88
	22	0,86	0,82		0,86	0,8		0,93	0,89	0,87
	23	0,88	0,92		0,89	1		0,83	0,8	0,93
	26	0,89	0,8		0,89	0,8		0,93	0,95	0,92
	30	0,87	0,7		0,89	0,75		0,97	0,94	0,9
	32 y29	0,95	0,91		0,94	0,92		0,91	0,77	0,92
	9	-	-		-	0,78		-	-	-
EQR B/M	12 y15	0,68	0,6		0,68	0,6		0,69	0,65	0,66
	22	0,64	0,61		0,65	0,6		0,7	0,67	0,65
	23	0,66	0,69		0,67	0,75		0,62	0,6	0,7
	26	0,66	0,6		0,66	0,6		0,68	0,69	0,68
	30	0,65	0,52		0,67	0,56		0,73	0,7	0,67
	32 y29	0,71	0,68		0,71	0,69		0,68	0,57	0,69
	9	-	-		0,59	-		-	-	-

Tabla 34 Fauna bentónica de invertebrados en ríos. Objetivos de calidad (umbral B/M del MBI) y umbral MB/B expresados como valores del Ecological Quality Ratio para cada métrica utilizada en el MBI. Muy Buen estado ecológico (MB), Buen estado (B) y estado Moderado (M).

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 modificadas⁵³.

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,
- 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 MBI de la misma forma que para ríos naturales, Tabla 32, Tabla 33 y Tabla 34.

Esta propuesta se basa en:

- El índice MBI se ha sido diseñado de acuerdo a la sensibilidad de unas métricas determinadas frente a un gradiente de presión global, en el que tiene especial énfasis la contaminación de tipo 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 dispone de información detallada ni se ha realizado un diseño de índice de calidad mediante una aproximación mediante 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 macroinvertebrados bentónicos.
- 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.

8. ANEXO. PROTOCOLO DE MUESTREO Y ANÁLISIS DE FAUNA BENTÓNICA DE INVERTEBRADOS

INTRODUCCIÓN

En el ámbito de aplicación de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE del Parlamento Europeo, y del Consejo de 23 de octubre de 2000, por los que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, el grupo biológico de los macroinvertebrados bentónicos es utilizado para la clasificación del estado ecológico de las aguas superficiales. Su elevada diversidad y el amplio abanico de requerimientos ecológicos que presenta proporcionan una visión muy acertada y fiable de las características y condiciones del medio, siendo muy útiles para la detección y seguimiento de alteraciones a medio y largo plazo.

La metodología utilizada en la Red de Seguimiento del Estado Ecológico de los Ríos de la CAPV está basada en las directrices emanadas de la propuesta metodológica AQEM^{33,34,35} que fue establecida por grupos de trabajo europeos para la implementación de la DMA, y que desarrolla un sistema de valoración integral de la calidad ecológica de los arroyos y ríos europeos usando macroinvertebrados bénticos. Esta metodología ha sido adaptada a los ríos de la CAPV y a los objetivos y condicionantes de una Red de Vigilancia.

En este documento se presentan asimismo las métricas utilizadas para la clasificación del estado biológico debido a los macroinvertebrados, y otros tipos de métricas que nos aportan información útil para interpretar las relaciones existentes entre la fauna bentónica y las presiones existentes en el medio

MATERIALES

Equipo personal: -Botas de pescador, Guantes de goma

Recogida de la muestra: Red de mano tipo kicker (25x20.5cm), con red de nylon (500µm). Cumple normas ISO7828, 8689-1 y 8265, tamices de acero inoxidable (luz de malla 1cm y 500µm), bateas de plástico blanco y pinzas entomológicas

Conservación e identificación de la muestra: Botes de polietileno, rotulador resistente al agua, formol (4%)

Otros útiles: Hojas de campo, cámara de fotos

Material de laboratorio: Tamices de acero inoxidable (luz de malla 1cm y 500µm), bateas de plástico blanco, pinzas entomológicas, viales, alcohol (70%), rotulador resistente al agua, placas Petri, lupa binocular (tipo NIKON SMZ-1) y claves de identificación

PROCEDIMIENTO

TRABAJOS PREVIOS

Selección del área de toma de muestra

La Red de Seguimiento del Estado Ecológico de los Ríos de la CAPV tiene distribuidas por todo su territorio un número de estaciones de control. En cada una de estas estaciones de muestreo se definen los puntos o sitios de muestreo de cada componente que tienen que cumplir, entre otros, requerimientos de representatividad y fácil accesibilidad. Para el muestreo de macroinvertebrados el sitio de muestreo queda definido por un tramo de 20 o 40 m en función de que la anchura húmeda media del río sea inferior o superior a los 10m. Esto va a determinar también el número de Kickers a recoger (4 ó 5).



Figura 44 Ejemplo de estación de muestreo con la selección de sitios de muestreo. El área roja corresponde al área de muestreo de macroinvertebrados.

Planificación de los muestreos

Frecuencia: Las épocas habitualmente escogidas son primavera-temprana (mayor potencialidad biológica y condiciones de elevado caudal) y/o

verano-tardío (mayor estrés biológico y caudales más bajos).

Calendario: al elaborarlo se prioriza agrupar las estaciones por cuencas con el fin de evitar en lo posible la interferencia de presiones durante el periodo de muestreo que puedan alterar la visión en conjunto de la cuenca. Dentro de una misma cuenca se agrupan las estaciones del eje principal respecto a las de los afluentes.

*Las muestras no deben tomarse durante o poco después de perturbaciones naturales (crecidas, sequías,...) o antrópicas (obras en cauce,...). En cualquier caso, se tiene en cuenta un mínimo de 10 días para reanudar el muestreo en los puntos afectados.

TRABAJO DE CAMPO

Registro de las Características y condiciones del Punto de Muestreo

Ficha de Campo: El protocolo consta de varios apartados que recogen la información obtenida durante el proceso de muestreo. Su cumplimentado se realiza en diferentes momentos durante el procedimiento de toma de la muestra.

Estos apartados hacen referencia a los siguientes aspectos:

- Identificación y localización de la estación,
- Toma de muestras: agua, biota, sedimentos, otros, observaciones e incidencias,
- Condiciones del muestreo: meteorológicas e hidrológicas, Calidad visual del agua: turbiedad, color, olor, etc., Calidad del hábitat para la fauna acuática,
- Descripción del punto de muestreo de macroinvertebrados: dimensiones (métricas) y puntos de referencia, hábitats y condiciones hidrológicas,
- y Esquema de la estación.

Documentación gráfica: Croquis del área de muestreo y de los tipos de hábitat presentes, así como, un registro fotográfico de las condiciones generales del punto de muestreo, así como de todas aquellas circunstancias, presiones o impactos que ayuden en el diagnóstico de calidad en el tramo.

Estrategia de muestreo: selección de hábitats e identificación de las unidades de muestra

Mediante la cumplimentación del los protocolo de campo en sus apartados de "Descripción del Punto de Muestreo" y "Hábitats" se analizan las características morfológico-hidrológicas del río lo que nos ayudará a diseñar la estrategia del muestreo estableciendo el número de Kickers a recoger y los hábitats a muestrear. Para ello se procede de la siguiente manera:

En primer lugar se determina la anchura húmeda media del río (menor o mayor de 10m) lo que nos dará la longitud del tramo a muestrear (20 o 40m) y por consiguiente el número de unidades de esfuerzo o Kickers.).

Sobre este tramo identificado se define el porcentaje de rápidos de régimen turbulento, rápidos de régimen laminar, pozas, áreas marginales y lénticos laminares. De tal manera, que para que se muestree en uno de estos regímenes han de estar representados como mínimo en un 20%, lo que conlleva una recogida de unos 4-5 Kicks. De esta forma, son recogidos los organismos que habitan en un área del lecho del cauce de aproximadamente 0,20 - 0,25 m².

Se pueden dar excepciones en el número de Kickers recogidos:

- El número de kickers puede ser inferior a lo establecido si la estación es muy homogénea con un número de hábitats reducido, o si las aguas se encuentran muy contaminadas ya que, además, se produce una rápida colmatación de la red.
- El número de kickers puede ser mayor si el punto de muestreo presenta mayor variedad de hábitats con porcentajes de representación equilibrados.

Después, para establecer dentro de cada ambiente el punto donde se va a tomar la muestra, se atiende al grado de cobertura vegetal asociada, cuantificando su importancia para determinar si la muestra se recoge en una zona de lecho cubierto o desnudo; de igual forma se procede en el caso de raíces o cúmulos de materia orgánica. En el caso del lecho desnudo se muestrea sobre el sustrato/s dominantes y evitando siempre la roca madre.

Los problemas de accesibilidad o visibilidad, pueden impedir la identificación y cuantificación de los

hábitats a muestrear antes de iniciar el proceso de recogida de la muestra. En tal caso, el agente muestreador tendrá que valorarlos y seleccionarlos "in situ", en pleno proceso de recogida de las muestras. En este punto juega un papel muy importante la experiencia del agente muestreador, así como el conocimiento de la estación que haya acumulado a lo largo de campañas anteriores. En todo caso, al finalizar el muestreo toda modificación ha de quedar registrada en el protocolo de campo.

Recogida de la muestra

Para la recogida de muestras la metodología a aplicar debe cumplir la NORMA ISO 7828, norma que cumple los requisitos establecidos por el manual AQEM en este apartado.

Se trata de un muestreo multihábitat (se consideran 10 hábitats diferentes), estratificado (el número de muestras a tomar por hábitat es proporcional a la representatividad del mismo), y semicuantitativo (se cogen 4-5 Kickers lo que supone un área aproximada de 0,20-0,25 m²). Las muestras se recogieron mediante una red de mano tipo Kicker de 25 x 20,5 cm y red de nylon de 50 cm de largo y 500 µm de tamaño de poro.

Es muy importante que todas las muestras sean recogidas por el mismo muestreador, a tal fin un biólogo, experto en limnología, con el fin de que los muestreos sean lo más homogéneos entre sí, y los resultados de sus análisis comparables.

El procedimiento de recogida se realiza de aguas abajo hacia aguas arriba y procurando abarcar toda la sección sagital del cauce cubriendo los microhábitats previamente seleccionados.

Con régimen lótico la muestra se obtiene colocando la red contra el fondo, situándose el muestreador delante de ella y en contra de la corriente. Cuando sea posible, se levantan las piedras, lavándolas con las manos delante de la red para que los organismos sujetos a ellas se desprendan y por acción de la corriente se introduzcan dentro de la red; al mismo tiempo, se remueve el sustrato con el pie.

En hábitats con escasez de corriente y suficiente profundidad la técnica de muestreo consiste en remover el sustrato con los pies y realizar varias pasadas con la red para capturar los organismos en suspensión intentando cubrir la columna de agua en ese punto. Cuando la profundidad es escasa y no

permite realizarlo de esta manera se apoya la red sobre el fondo, se remueve el sustrato con las manos, y a favor de corriente, se impulsa con las dos manos el agua contra la red intentando hacer pasar por ella la mayor parte de la muestra suspendida.



Preparación de la muestra

La muestra se deposita en un sistema de tamices, lavando la red para evitar pérdida de material.



Las características del sistema de tamices están establecidas en el proyecto AQEM. El tamiz superior posee una luz de 0,5 cm de diámetro, y el inferior de 500 µm. El material acumulado en el tamiz superior es lavado para desprender la mayor parte de los organismos que contiene haciendo pasar directamente los de mayor tamaño al tamiz inferior. Así, el último tamiz concentra el mayor número posible de los organismos de la muestra.



Si la muestra es escasa, se introduce completa en un bote de polietileno bien identificado.

Si la muestra obtenida es muy abundante se hace un submuestreo de la misma cogiendo una fracción representativa de entre 1/2 y 1/8.

En primer lugar se separan e introducen en un bote de polietileno debidamente identificado los ejemplares de mayor tamaño y aquellos que, aunque más pequeños, puedan presentar densidades bajas o ser indicadores de cambios en la comunidad más habitual del punto de muestreo. Es por esto muy importante la experiencia del agente muestreador y su conocimiento de la comunidad más frecuente en el tramo muestreado.



El siguiente paso es fraccionar la muestra previa homogeneización de la misma en el tamiz. Una de ellas se introduce en el mismo bote en el que se encuentran los ejemplares seleccionados previamente.



Posteriormente se revisa de nuevo el resto de la muestra del tamiz por si apareciera algún taxón no

detectado anteriormente y que sería introducido también en el bote de la submuestra seleccionada.

El resto de la muestra se introduce en otro bote de polietileno debidamente identificado como resto "R".

El objetivo final es que en la submuestra recogida se encuentren la gran mayoría de los taxones presentes en la muestra total y así optimizar el esfuerzo para la separación e identificación en el laboratorio.

Todas las capturas de ejemplares han de ser anotadas en el protocolo de campo diferenciando las que corresponden a la muestra total de las del resto.

Otras normas de procedimiento en campo:

Es habitual que en el tamiz superior y en la red kicker se queden adheridos o trabados ejemplares, principalmente de oligoquetos, quironómidos y sanguijuelas de pequeño tamaño, siendo difícil y costosa su recuperación para la muestra. En estos casos se cuentan los individuos de cada grupo y se registran en el protocolo para posteriormente en el laboratorio ser sumados al cómputo total de la muestra.

Por lo general, los heterópteros de la familia Gerridae (zapateros), por su facilidad y velocidad de desplazamiento sobre el agua, no suelen entrar en la muestra obtenida. Por ello se ha establecido un procedimiento para evitar la ausencia de este taxón en la muestra. El agente muestreador estima la densidad media aproximada de individuos en el total de los hábitats en los que se ha recogido la muestra. Para ello se basa en la siguiente tabla:

- Nivel 0: < 5 ind/m²
- Nivel 1: De 5 - 10 ind/m²
- Nivel 2: De 11 – 20 ind/m²
- Nivel 3: De 21 – 30 ind/m²
- Nivel 4: De 31 – 40 ind/m²
- Nivel 5: > 40 ind/m²

Posteriormente se realiza la captura de algunos ejemplares y se introducen en la muestra que va a ser identificada en el laboratorio. Así, el número de ejemplares capturados y la densidad asignada se registra en el protocolo.

En ocasiones la muestra obtenida presenta un gran número de ejemplares de tamaño grande,

principalmente de los grupos de odonatos, plecópteros (perlas), heterópteros (notonectas) o tricópteros (limnephílidos). Con el fin de paliar el impacto producido en sus poblaciones, y siempre que sean grupos homogéneos y fácilmente reconocibles, se recogen algunos ejemplares y se libera el resto en sus correspondientes hábitats previa contabilización. Todo ello se registra en el protocolo de campo.

Limpieza del material de campo

Es importante realizar una limpieza meticulosa del material de muestreo, sobre todo en lo que respecta a la red de mano y los tamices, soltando todos los organismos que se hayan quedado trabados, con el fin de evitar contaminaciones en los siguientes puntos de muestreo.

Conservación y etiquetado de las muestras Se utiliza como fijador el formaldehído al 40% con el fin de conseguir una concentración aproximada en muestra al 4%. Los recipientes de las muestras van debidamente identificadas con los siguientes datos: código de la estación, fecha de recogida de la muestra, fracción de la muestra o "R" si corresponde al resto de la muestra.

PROTOCOLO DE DESINFECCIÓN DE EQUIPOS UTILIZADOS EN MASAS DE AGUA INFECTADAS POR MEJILLÓN CEBRA (DREISSENA POLYMORPHA)

Este protocolo ha sido redactado por la Confederación Hidrográfica del Ebro en marzo de 2007.

Después del muestreo de masas de agua en las que se conozca o se sospeche que exista Mejillón cebra, en cualquiera de los estadios de su ciclo vital, todo el equipo utilizado en el muestreo o que haya entrado en contacto con la masa de agua debe ser inspeccionado y desinfectado antes de ser utilizado en otro lugar.

A la hora de planificar los muestreos se recomienda, en la medida de lo posible, muestrear primero aquellas masas de agua no infectadas, con el fin de evitar la infección accidental de una nueva masa.

Equipos de pequeño tamaño (botas, vadeadoras, redes, cubetas, guantes desechables, sensores...)

En el mismo lugar de muestreo se procederá al vaciado de restos de agua de los equipos.

Se inspeccionará visualmente todo el equipo para la eliminación de ejemplares visibles de mejillón cebra y restos de vegetación acuática.

Los guantes y material desechables se deben guardar en una bolsa, para ser posteriormente depositados en el contenedor adecuado.

Los sensores de los aparatos de medición in situ, se deben aclarar en el lugar de muestreo con abundante agua destilada para eliminar toda la suciedad.

El resto del equipo debe ser desinfectado bien por remojo, inmersión o fumigación con una solución desinfectante (para una concentración de lejía del 5% se debe añadir 1 ml/L, es decir unas 20 gotas a cada litro) Se debe tener especial cuidado de que las aguas de lavado no vuelvan al medio acuático, para evitar afecciones a otros organismos.

Las artes de pesca (redes, nasas, etc.) deben ser desinfectadas, bien por inmersión o fumigación con solución desinfectante similar a la citada en el anterior párrafo.

Se debe tener especial cuidado y atención con aquellas partes del equipo que puedan contener accidentalmente ejemplares de mejillón, como el dibujo de la suela de las botas, ganchos, tornillos, etc.

Si la desinfección en el lugar de muestreo no fuera posible debe utilizarse la estación de desinfección más próxima. En el caso de que el equipo no vaya a utilizarse antes de diez días, se debe dejar secar al sol al menos 10 días; se ampliará el plazo a 20 días si las condiciones de temperatura y humedad relativa del lugar lo requieren, antes de volver a utilizarlo en otra masa de agua.

Embarcaciones

Según los Protocolos de embarcaciones con o sin motor que corresponda.

La especie se encuentra en plena dispersión, puede estar en sitios donde no se sepa, por tanto, actúe siempre como si estuviera presente.

Si ve algún animal de características parecidas al mejillón cebra o sospecha su presencia, póngalo en conocimiento inmediato de la Confederación

Hidrográfica, de la Comunidad Autónoma correspondiente o de la Ertzantza.

TRABAJO EN EL LABORATORIO

Separación e identificación

En el laboratorio se procede solamente con la fracción seleccionada de la muestra, dejando el resto para el caso de deterioro o pérdida de la fracción, o con el fin de apoyar la fase de identificación. Para la separación e identificación de los individuos de la muestra se utiliza una lupa binocular con zoom que permite una cobertura desde 8 a 80 aumentos. Así, se procede de la siguiente manera:

La fracción de la muestra se lava y tamizan de nuevo en un pequeño tamiz de 500 µm de luz, para eliminar el formol y el sedimento más fino.

Se homogeniza la muestra en el tamiz con el fin de dividirla en fracciones que sean lo suficientemente manejable sobre una placa Petri para hacer la separación. Este fraccionamiento de la muestra no suele superar las 64 porciones.

A la luz de la lupa se comienzan a extraer o contar los individuos de los diferentes grupos y taxones de estas fracciones sucesivamente. Para cada taxón (a nivel de familia en la mayoría de los casos) el conteo finaliza al contabilizar todos los individuos de ese taxón de la fracción en la que se alcanzan los 100 individuos. De esta manera se procede con todos los taxones aparecidos hasta completar toda la muestra.

A continuación, se multiplica el valor obtenido de cada taxón por el inverso de la fracción a la que representa con lo que se obtiene el cómputo total de ese taxón en la muestra o submuestra obtenida en campo. Estos serán los datos de partida para elaborar el listado taxonómico final.

Al final toda la muestra o submuestra obtenida en campo es analizada por lo que se consigue un nivel alto de fiabilidad, tanto en cuanto al número de taxones presentes como en cuanto a su representación en la muestra analizada.

La identificación de los organismos se realiza, como mínimo, al nivel taxonómico exigido por los índices bióticos aplicados; y siempre que fue posible se identificaron y contaron a nivel específico, con el fin

de poder aplicar, de la forma menos sesgada posible, los índices de diversidad ecológica.

Elaboración del listado taxonómico

En el listado taxonómico cada taxón dispone de un código numérico, y a la vez va asociado al código de estación y a la fecha de recogida, junto a la densidad obtenida.

Para conseguir el dato de la densidad, al número de individuos obtenido en la fase de separación se les aplica la siguiente fórmula:

$$\text{Densidad (ind/m}^2\text{): } (A \cdot F) / (K \cdot 0,05125)$$

en la que A es el número de ejemplares de cada taxón en la fracción de la muestra analizada; F es el número de fracciones en que se dividió la muestra total; K es el número de unidades de esfuerzo Kickers que se realizaron en campo; y 0,05125 es la superficie que se muestrea en cada unidad de esfuerzo.

Una vez elaborado el listado con los datos de densidad por taxón, éste puede ser modificado según los siguientes criterios:

Se eliminan los taxones del listado que presenten densidades inferiores a 5 ind/m² de los siguientes grupos por considerar que sus poblaciones se encuentran en una fase muy crítica por no encontrar las condiciones óptimas, por lo que no pueden tenerse en cuenta para valorar la calidad de la estación. Los grupos o taxones son los siguientes: Oligochaeta, Crustacea: Ostrácoda y Echinogammarus sp., Hydracarina: Hydrachna sp. Ephemeroptera: Baetidae y Caenidae, Coleoptera: Elmidae, Díptera: Chironomidae, y Mollusca: Potamopyrgus sp.

A juicio de experto, se eliminan los taxones de valencia ecológica alta (7, 8 y 10 puntos según IBMWP) en estaciones con baja o muy baja calidad y que hayan podido aparecer por arrastre.

La lista se completa o se corrigen las densidades con los datos registrados en el protocolo de campo en la fase de tamizado de la muestra en campo.

TRABAJO EN GABINETE

Análisis de la Comunidad Bentónica

Con el listado faunístico obtenido se procede a la aplicación de una serie de métricas e índices que nos servirán para caracterizar y analizar la comunidad, desde el punto de vista de su abundancia, composición, estructura taxonómica, estructura trófica, diversidad y relación entre taxones tolerantes e intolerantes.

Métricas que caracterizan a la comunidad de macroinvertebrados Fauna bentónica de invertebrados

- Riqueza y diversidad: Número de taxones a nivel de género (Nb_Tax_gen) y N° de taxones a nivel de familia de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (Nb_Tax_fam_EPT)
- Abundancia/ hábitat:
 - Logaritmo decimal de la abundancia de una selección de 29 familias de Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera (log10 [A_Sel_ETD']) (Dixidae, Empididae, Stratiomyidae, Dolichopodidae, Athericidae, Ephemerellidae, Ephemeridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Oligoneuriidae, Polymitarcyidae, Potamanthidae, Siphonuridae, Beraeidae, Brachycentridae, Glossosomatidae, Goeridae, Hydroptilidae, Lepidostomatidae, Leptoceridae, Limnephilidae, Molannidae, Odontoceridae, Philopotamidae, Phryganeidae, Polycentropodidae, Psychomyiidae, Rhyacophilidae, Sericostomatidae)
 - Logaritmo decimal de la abundancia de una selección de las siguientes 14 familias de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Diptera (log10 [A_Sel EPTD]) (Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae, Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae, Eptophlebiidae, Nouridae)
- Tolerancia: Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP)⁴⁹
- N° de taxones a nivel de familia de una selección de las siguientes 12 familias de Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera. (Nb_Tax_fam_Sel_ETD) (Heptageniidae, Ephemeridae, Brachycentridae,

Goeridae, Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae, Athericidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Stratiomyidae)

- Composición
- Estructura trófica
- IASPT, Puntuación media por taxón
- Diversidad de Shanon- Weaver
- Índice de Berger-Parker (B%)

Obtención del estado biológico debido a la comunidad de macroinvertebrados

En el País Vasco, y en el marco de los trabajos desarrollados por el Gobierno Vasco para la implementación de la DMA en el ámbito de nuestros ríos, y siguiendo las recomendaciones del proyecto STAR²⁶ se ha desarrollado un índice multimétrico (MBi)⁶⁸ que responde a las definiciones normativas y a un gradiente de presiones y que ha resultado validado en su comparación con el Índice Común de Intercalibración (ICMi⁶⁹) como resultado de la colaboración con la Confederación Hidrográfica del Cantábrico.

Las métricas seleccionadas para el índice MBi (Multimetric Basque Index) lo fueron por su mejor respuesta a un gradiente de presiones (combinadas y específicas del tipo a validar, RC6) y asimismo mostraron una buena separación entre los valores obtenidos en las estaciones de referencia o alta calidad y el resto.

El índice MBi usado como sistema de calificación del estado es un índice multimétrico construido como una media simple de una combinación de métricas referenciadas; es decir, de los valores de EQR de las seis métricas seleccionadas.

Como métricas seleccionadas para el índice MBi, por dar la mejor respuesta a un gradiente de presiones y asimismo demostrar su eficacia en la discriminación entre sitios de referencia y sometidos a combinaciones de presiones, se tomaron las siguientes,

- Riqueza y diversidad: Número de taxones a nivel de género (Nb_Tax_gen) y N° de taxones a nivel de familia de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (Nb_Tax_fam_EPT)
- Abundancia/ hábitat: Logaritmo decimal de la abundancia de una selección de las siguientes 29 familias de Ephemeroptera, Trichoptera y

Diptera ($\log_{10} [A_Sel_ETD']$) y Logaritmo decimal de la abundancia de una selección de las siguientes 14 familias de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Diptera ($\log_{10} [A_Sel_EPTD]$).

- Tolerancia: Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP) y N° de taxones a nivel de familia de una selección de las siguientes 12 familias de Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera. ($Nb_Tax_fam_Sel_ETD$).

Las metodologías a aplicar cumplen todos estos requisitos y han sido desarrolladas o adaptadas en el País Vasco, en el marco de los trabajos desarrollados por el Gobierno Vasco para la implementación de la DMA en el ámbito de nuestros ríos.

Las condiciones de referencia se obtuvieron a partir del valor mediana de los valores de los muestreos asociados a las estaciones consideradas como de referencia, Tabla 32

La metodología establecida cumple y responde a las definiciones normativas de la DMA. Por otro lado, en el ejercicio de intercalibración ha sido validada con el Índice Común de Intercalibración (ICMi); es decir, se ha definido la equivalencia entre los diferentes sistemas respecto a dos valores clave, el valor del límite entre el estado muy bueno y el bueno, y el del límite entre el bueno y el moderado.

En el ejercicio de intercalibración³² (se definieron las marcas de clase para el índice de intercalibración (ICMi) y las bandas de armonización tanto para el límite entre Muy Bueno y Bueno (H/G) como entre Bueno y Moderado (G/M) resultando los indicados en la Tabla 30:

Con el índice MBI desarrollado en la CAPV los límites encontrados son los indicados en la Tabla 34 siendo relevante el umbral entre el buen estado y el aceptable a efectos de determinación de objetivos de calidad Tabla 33.

Como vemos, los límites determinados se encuentran totalmente dentro de la banda de armonización por lo que son absolutamente válidos.

DIRECTRICES PARA EL CONTROL DE LA CALIDAD

Toma y conservación de las muestras

Objetivo: Realizar el trabajo de campo y evaluaciones según los procedimientos estándar previamente definidos.

Medidas:

- Protocolo didáctico del procedimiento a desarrollar en el trabajo de campo.
- Fichas de campo que incluyan los siguientes aspectos:
 - datos de localización de la estación de muestreo, datos de caracterización del medio (hidromorfología, físico-química).
 - datos del tipo de muestreo realizado (nº de esfuerzos, submuestreo, etc.)
 - observaciones realizadas (impactos y presiones)
- Aportar documentación fotográfica de las estaciones y zonas de muestreo.

Objetivo: Asegurar la correcta identificación de los taxones en campo y laboratorio

Medidas:

- Disponer de personal entrenado en la identificación y manipulación de macroinvertebrados bentónicos.
- De forma sistemática se recoge una fracción de la muestra identificada como "Resto" con el fin de utilizarla en caso de consulta o pérdida/deterioro de la muestra principal.
- Disponer de una colección de ejemplares de la mayor parte de los taxones encontrados que se va ampliando año a año. Estos se disponen en viales de alcohol debidamente etiquetados.

Objetivo: Asegurar la correcta identificación de las muestras en el campo.

Medidas:

Etiquetar convenientemente el recipiente, de tal manera que incluya los siguientes datos: código del proyecto, de la estación, el tipo de muestra, fecha, el recolector y el conservante utilizado.

Completar la cadena de custodia que acompañe a las muestras que sean enviadas a laboratorio.

Objetivo: Asegurar que no se contaminen los sistemas acuáticos muestreados.

Medidas: En las estaciones de control de la cuenca del Ebro donde exista posibilidad de presencia de larvas de la especie invasora del mejillón cebra, se sigue el protocolo de estrategia de muestreo y desinfección del material puesto en contacto con el agua según las directrices de la CHE.

Objetivo: Verificar los resultados del muestreo de los equipos de trabajo.

Medidas: toma de muestras duplicadas (para comprobar el nivel de variabilidad entre muestreadores), como identificación de una misma muestra por dos personas.

Laboratorio

Objetivo: Asegurar la correcta identificación de los diferentes taxones

Medidas:

- sistema de control interno para garantizar la correcta identificación de los taxones entre los distintos operarios.
- Conservar varios individuos por taxón en viales con alcohol convenientemente etiquetados para su posterior comprobación (si es necesario).
- Disponer de una colección propia que se vaya ampliando año a año. Contar con documentación gráfica y fotográfica de los taxones
- Disponer de bibliografía actualizada para el nivel de estudio requerido.

Objetivo: Correcta manipulación de las muestras y organismos

Medidas: Evitar el deterioro de los organismos manejando la muestra de forma adecuada.

Tratamiento de los datos

Objetivo: Control del manejo de datos y análisis de los resultados

Medidas: La documentación de campo y laboratorio se guarda por un periodo de 6 años. Todos los datos de un muestreo específico se codifican individualmente y se incorporan a la base de datos URSAREA. Los inventarios y recuentos de laboratorio se introducen en base de datos y otro operario revisa que no existen errores de transcripción.

9. REFERENCIAS

- 1 DOCE. 2000. DMA 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 Gobierno Vasco (varios años). Red de seguimiento del estado ecológico de los ríos de la CAPV.
- 3 Diputación Foral de Gipuzkoa (varios años). Red de calidad de las aguas del Territorio Histórico de Gipuzkoa. Ekolur.
- 4 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)
- 5 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)
- 6 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)
- 7 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)
- 8 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)
- 9 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
- 10 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, Krysztof; Soszka, Hanna; Springe, Gunta; Sporka, Ferdinand; Kmo, Il'ja. 2006 The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiology*, 566. 3-29. doi:10.1007/s10750-006-0067-6.
- 11 Ghatti, P.F. & Bonazzi, G. 1981. il macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua. C.N.R. Roma. 175 pp.
- 12 Bournaud, M.; Keck, G. & Richoux, P. 1980. Les prélèvements de Macroinvertebres Benthiques en tant que révélateurs de la physionomie d'une rivière. *InnO. Linzrzol.* 16(1): 55-75.
- 13 John F. Wright, David W. Sutcliffe and Mike T. Furse.(2000). Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques, Edited by John F. Wright, David W. Sutcliffe and Mike T. Furse. Published by The Freshwater Biological Association, Ambleside, June 2000. ISBN 0 900386 62 2. 400 pages.
- 14 Dickson, K.L. & Cairns, J. 1972. The relationship of freshwater macroinvertebrate communities collected by floating artificial substrates to the Mac Arthur-Wilson equilibrium model. *Am. Midl. Natur.*, 88: 68-75.
- 15 Khalaf, G. & Tachet, H. 1977. La dynamique de colonisation des sustrats artificiels par les macroinvertebrés d'un cour d'eau. *Annls. Limnol.*, 13(2): 169-190.
- 16 Docampo, L & G. de Bikuña, B., 1993. "Aplicación del Modelo RIVPACS a los ríos de Álava y Gipuzkoa, y directrices para la elaboración de un modelo similar en la red hidrográfica de la CAPV" Gobierno Vasco. Dpto. Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente. Dirección de Recursos Ambientales. Informe técnico no publicado
- 17 Arluziaga y J. Alzate 1984. Introducción a la ecología de los ríos guipuzcoanos. *Limnética* 1, 214-221
- 18 Rodríguez, P. 1984. Los oligoquetos acuáticos del río Nervión (Vizcaya, España). Resultados faunísticos generales *Limnética* 1, 169-178
- 19 Diputación Foral de Bizkaia 1987. Caracterización Hidrobiológica de la red Hidrográfica de Bizkaia. Informe técnico, 1000pp
- 20 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
- 21 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.
- 22 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
- 23 WFD-CIS. 2005. Guidance Document No. 14 Guidance on the Intercalibration Process 2004-2006. http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library
- 24 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
- 25 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.
- 26 Buffagni A., Erba S., Birk S., Cazzola M., Feld C., Ofenböck T., Murray-Bligh J., Furse M. T., Clarke R., Hering D., Soszka H. & W. van de Bund. 2005. Towards European inter-calibration for the Water Framework Directive: procedures and examples for different river

- types from the E.C. Project STAR. 468pp. Istituto di ricerca sulle acque, Rome.
- 27 Buffagni et al. 2006. *Hydrobiologia* 566: 357364 + 379399
- 28 Buffagni, A. and C. Belfiore (2006). ICMeasy 1.0. Intercalibration Common Metrics and Index Easy calculation. CNRIRSA and UniTusciaDECOS, Rome, Italy, August 2006.
- 29 Buffagni A. & C. Belfiore 2007. ICMeasy 1.2: A Software for the Intercalibration Common Metrics and Index easy calculation. User guide. *Notiziario dei Metodi Analitici*, CNRIRSA Marzo 2007(1): (in press).
- 30 Wouter van de Bund. 2008. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 1: Rivers. JRC Commission and IES
- 31 GIG, 2008. Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 1 – Rivers, Section 2 – Benthic macroinvertebrates. Five parts: Northern GIG, Central Baltic GIG, Alpine GIG, Mediterranean GIG and Eastern Continental GIG. http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library
- 32 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).
- 33 Quantitative Sampling Protocol (5 kicks) based on US EPA procedure from Barbour et al.
- 34 Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snyder, B. D.; Stribling, J. B. 1999: Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Streams and Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- 35 AQEM Consortium. (2002). Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- 36 CEN/TC 230 pr EN Multi-Habitat:2006: Guidance on pro-rata Multi-Habitat-Sampling (MHS) of benthic macroinvertebrates.
- 37 B. Gartzia de Bikuña, A. Agirre, J. Arrate, J. M^a Blanco; H. Fraile, J. Lapaza, J.M. Leonardo, E. López; Olga Moreno, L. Moreno, M. Moso, A. Manzanos, 2008. Red de Seguimiento del Estado Ecológico de los Ríos de la CAPV. 2007 Informe de la UTE Anbiotek- Ondoan para Agencia Vasca del Agua.
- 38 EN 27828:1994, ISO 7828-1985 Water quality. Methods for biological testing. Methods of biological sampling: guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates
- 39 Gobierno Vasco (2002). Caracterización de las masas de agua superficiales continentales de la CAPV. Informe técnico. www.uragentzia.euskadi.net
- 40 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.
- 41 CEDEX 2005. Tipificación provisional de ríos. Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX. Madrid 278.
- 42 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).
- 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 2 – Benthic macroinvertebrates. Five parts: Northern GIG, Central Baltic GIG, Alpine GIG, Mediterranean GIG and Eastern Continental GIG. Annex 2.1.2.3: Reference criteria checklist completed by MS. http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library.
- 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 Diputación Foral de Gipuzkoa (varios años). Red de calidad de las aguas del Territorio Histórico de Gipuzkoa.
- 53 Gobierno Vasco (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
- 54 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
- 55 CIS WFD-CIS. 2003. Working Group 2.7 – Monitoring. Guidance Document No 7 Monitoring under the Water Framework Directive
- 56 prEN Multimetric:2006— Guidance standard on the design of Multimetric Indices Technical Committee CEN/TC 230 Water quality (working document)
- 57 Murray-Bligh, J.; Buffagni, A.; Cazzola, M.; Birk S. and Vlek H., 2006. Procedure for calculating the ICMi index step by step for Central-Baltic River GIG. Version 2.6 19 March 2006

- 58 Agencia Vasca del Agua (2008). Establecimiento de objetivos de calidad relativos a indicadores fisicoquímicos generales en los ríos de la de la CAPV. www.uragentzia.euskadi.net
- 59 Manzanos, A., Blanco, J.M., y Gartzia de Bikuña, B. (2006). Determinación del estado fisicoquímico de acuerdo a la Directiva Marco del Agua: aplicación a una red de vigilancia. XXV Congreso de la AEL. Barcelona
- 60 Asterics version 3.0 (2006) AQEM/STAR Ecological river classification system. Software developed by Alterra & Wisl
- 61 Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
- 62 Margalef, R (1989). Reflexiones sobre la diversidad y significado de su expresión cuantitativa. Simposio sobre Diversidad Biológica. Madrid, 1989
- 63 Working group meeting on 15th & 16th march in Ispra: Mediterranean GIG rivers IC pilot exercise developments discussed issues
- 64 Alba Tercedor, J. & A. Sanchez Ortega 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basada en el de Hellawell (1978). *Limnética* 4, 51,
- 65 Shannon, C. E. & W. Weaver 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. The University of Illinois Press, Urbana)
- 66 Armitage, PD, Moss, D, Wright, JF, Furse, MT. Performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research*. Vol. 17, no. 3, pp. 333-347. 1983.
- 67 Guidelines to translate the intercalibration results into the national classification systems and to derive reference conditions ENV-COM150508-9 Intercalibration guidellines version 4.3. http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library
- 68 G. de Bikuña, B., Arrate, J., Manzanos, J. A. & López, E. Aplicación de un índice multimétrico basado en la comunidad de macroinvertebrados. Validación mediante el ejercicio de intercalibración. Grupo RC6. XXV Congreso de la AEL. Barcelona,
- 69 Buffagni A., Erba S., Cazzola M., Murray-Bligh J., Soszka H. & Genoni P. 2006. 'The STAR Common Metrics approach to the Water Framework Directive Intercalibration Process: full application across Europe for small, lowland rivers'. *Hydrobiologia*, (in press).