

Universidad de Huelva

Departamento de Ciencias Integradas



Evaluación del estado ecológico de medios fluviales a través del uso de bioindicadores en cuencas mediterráneas y tropicales

**Memoria para optar al grado de doctor
presentada por:**

Adrián Ramos Merchante

Fecha de lectura: 12 de enero de 2018

Bajo la dirección del doctor:

José Prenda Marín

Huelva, 2018



Esta tesis abarca la evaluación del estado ecológico y del estado de conservación de medios Mediterráneos y Tropicales a través del uso de indicadores, basados en peces y macroinvertebrados, y desarrollados a consecuencia de los avances que se han ido obteniendo tras la implementación de la Directiva Marco de Aguas (DMA) en el año 2000.

Además, se ha analizado las principales fortalezas y debilidades de esta Directiva a la hora de llevar a cabo su aplicación, aportando finalmente resultados novedosos, como e desarrollo de un índice de peces multimétrico (IBI) adaptado para cuencas Mediterráneas, o la caracterización inicial de medios altamente desconocidos y considerados “hotspots” de la biodiversidad, como los de la región de Madre de Dios (Perú). Todos los resultados aquí mostrados proporcionan un avance para la conservación de los medios acuáticos, actualmente muy amenazados.

MADRE DE DIOS BASIN (PERU)

“hotspots”



AMERICA DEL SUR

ADRIÁN RAMOS



Adrián Ramos Merchante

EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE MEDIOS FLUVIALES A TRAVÉS DEL USO DE BIOINDICADORES EN CUENCAS MEDITERRÁNEAS Y TROPICALES

TESIS DOCTORAL

EUROPA

ADRIÁN RAMOS MERCHANTE

GUADALQUIVIR BASIN

EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE MEDIOS FLUVIALES A TRAVÉS DEL USO DE BIOINDICADORES EN CUENCAS MEDITERRÁNEAS Y TROPICALES

Océano Atlántico Sur



Universidad de Huelva

HUELVA, 2017

...dedicado...

UNIVERSIDAD DE HUELVA
Facultad de Ciencias Experimentales
Departamento de Ciencias Integradas



**Universidad
de Huelva**

**EVALUACIÓN DEL ESTADO
ECOLÓGICO DE MEDIOS FLUVIALES A
TRAVÉS DEL USO DE BIOINDICADORES EN
CUENCAS MEDITERRÁNEAS Y
TROPICALES**

Programa de Doctorado

Ciencia y Tecnología Industrial y Ambiental

Biología Ambiental

Memoria para optar al grado de Doctor presentada por:

Adrián Ramos Merchante

Director

Dr. José Prenda Marín

Huelva, 2017

TITLE: ASSESSMENT OF ECOLOGICAL STATUS OF FLUVIAL ENVIRONMENTS THROUGH THE USE OF BIOINDICATORS IN MEDITERRANEAN AND TROPICAL BASINS

TÍTULO: EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE MEDIOS FLUVIALES A TRAVÉS DEL USO DE BIOINDICADORES EN CUENCAS MEDITERRÁNEAS Y TROPICALES

Doctorando: Adrián Ramos Merchante

Director: José Prenda Marín

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	7
ABSTRACT.....	9
CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN Y SÍNTESIS GENERAL.....	12
INTRODUCCIÓN.....	13
OBJETIVOS AIMS.....	19
ÁREA DE ESTUDIO STUDY AREA.....	20
RESUMEN DE RESULTADOS.....	21
REFERENCIAS REFERENCES.....	25
CHAPTER II: MACROINVERTEBRATE TAXA RICHNESS UNCERTAINTY AND KICK SAMPLING IN THE ESTABLISHMENT OF MEDITERRANEAN RIVERS ECOLOGICAL STATUS.....	30
CHAPTER III: THE ECOLOGICAL AND CONSERVATION STATUS OF THE GUADALQUIVIR RIVER BASIN (S SPAIN) THROUGH THE APPLICATION OF A FISH-BASED MULTIMETRIC INDEX.....	44
CHAPTER IV: HISTORICAL LONG-TERM DYNAMICS IN THE DISTRIBUTION OF FRESHWATER FISHES IN A MEDITERRANEAN BASIN.....	62
CHAPTER V: FISH BIODIVERSITY PATTERNS ALONG ENVIRONMENTAL GRADIENTS IN AN AMAZON RIVER FLOODPLAIN, PERU.....	104
DISCUSIÓN GENERAL.....	168
CONCLUSIONES.....	175
ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS.....	179
LISTADO DE ABREVIATURAS.....	189
AGRADECIMIENTOS.....	194

RESUMEN

Los ecosistemas fluviales contienen una porción sustancial de la biodiversidad planetaria total, pero a la vez están entre los más amenazados del planeta, como consecuencia de ser el resumen de toda la actividad de la cuenca por la que discurren. Todos los sucesos acaecidos en la cuenca acaban por tener algún reflejo jerárquico y progresivo en los cursos de agua que la drenan. Este fenómeno se acentúa en áreas con déficits hídricos estructurales, como la mediterránea. Aquí la falta endémica de agua condiciona la mayor alteración de los ríos, más regulados, receptores de vertidos menos diluidos y sometidos a una mayor presión general por parte de los humanos. El fenómeno opuesto debiera registrarse en las zonas del planeta con más excedentes hídricos, como los trópicos: menos poblamiento humano, menos impactos antrópicos, más capacidad de dilución de los cauces receptores.

En este trabajo se estudian diferentes bioindicadores, macroinvertebrados y peces, útiles para evaluar el estado ecológico de ecosistemas acuáticos, en dos tipos de medios altamente contrastados: mediterráneos y amazónicos. Además, se pretende caracterizar el estado/valor de conservación de los cursos de agua a partir de sus comunidades de peces, una herramienta fundamental y complementaria a la del estado ecológico.

En primer lugar se aborda un asunto de máximo interés en el estudio de los ríos, la precisión y fiabilidad de la medida de su estado ecológico por medio de sus comunidades de macroinvertebrados. Normalmente, en la mayoría de los casos, como suele ser habitual en ecología, no se acota el error de las estimas que se realizan utilizando bioindicadores y se siguen protocolos automáticos que soslayan esta cuestión fundamental. En el río Múrtigas (Huelva) se realizó el estudio de la riqueza de familias de macroinvertebrados en series consecutivas de muestras para estimar el valor real de la misma por medio de curvas acumuladas. La conclusión fue que la estima de riqueza era siempre dependiente del esfuerzo de muestreo aplicado, por lo que la determinación del estado ecológico utilizando estos bioindicadores es manipulable.

La Directiva Marco de Aguas (DMA) impone que se evalúe el estado ecológico de las masas de agua utilizando diferentes grupos de organismos acuáticos como bioindicadores. En todos ellos existe consenso general sobre el procedimiento para llevar esto a cabo, salvo en el de los peces continentales, especialmente en ámbitos mediterráneos. En esta tesis nos propusimos abundar en esta cuestión y aplicamos una versión adaptada de un índice de estado ecológico útil para la DMA, desarrollado para la cuenca del Júcar, en la cuenca del Guadalquivir. Este índice solventa los inconvenientes mayores asignados a otras propuestas anteriores (fácil de utilizar, independiente de áreas de referencia, bien correlacionado con índices de otros tipos de organismos, etc.) y

Resumen

además permite evaluar el estado de conservación de ríos y arroyos, a partir de su ictiofauna.

Para la utilización de los peces como bioindicadores se requiere conocer su distribución en localidades de referencia, es decir no modificadas por la acción humana y/o su distribución en el pasado, cuando la intervención del medio por parte de los humanos era muy inferior a la actual. En esta tesis hemos definido el área de distribución en la cuenca del Guadalquivir en el pasado de algunas especies de peces comunes, normalmente hacia la mitad del siglo XIX, y se ha tenido en cuenta el papel de las especies exóticas invasoras en el elevado dinamismo de las comunidades de estos vertebrados acuáticos.

Finalmente, hemos investigado la situación de las comunidades de peces en medios radicalmente diferentes a los mediterráneos, como son las selvas tropicales, para evaluar su potencial bioindicador de estado ecológico y subsidiariamente del estado de conservación de las mismas. La extraordinaria biodiversidad de estos vertebrados en la selva amazónica de Madre de Dios, en Perú, es sensible a las condiciones del medio y ha sido posible caracterizar especies y comunidades indicadoras de condiciones ambientales particulares, tanto ajenas a la actividad humana, como determinadas por ella. En este sentido se ha podido concluir que los peces son una herramienta útil para la gestión de estos espacios tan relevantes para la diversidad biológica planetaria.

ABSTRACT

Fluvial ecosystems contain a substantial portion of the total planetary biodiversity, but are at the same time among the most threatened on the planet. This is the result of the drainage network being the summary of all the basin activity. All events occurring in the basin end up having some hierarchical and progressive reflection in the watercourses that drain it. This phenomenon is accentuated in areas with structural water deficits, such as the Mediterranean. Here the endemic lack of water conditions the greater alteration of the rivers, more regulated, receiving less diluted discharges and subjected to a greater general human pressure. The opposite should happen in areas of the planet with more water surplus, such as the tropics: less human settlement, less anthropic impacts, and more capacity to dilute the waste water discharges.

In this work we study different bioindicators, macroinvertebrates and fish, useful to evaluate the ecological status of aquatic ecosystems, in two types of highly contrasted media: Mediterranean and Amazonian. In addition, the aim is to characterize the status/conservation value of watercourses from their fish communities, a fundamental tool, complementary to that of ecological status.

In the first place, it was addressed a topic of maximum interest in the study of rivers, the accuracy and reliability of the measurement of their ecological status through their communities of macroinvertebrates. Usually, in the majority of cases, as is usual in ecology, the estimates' error made using bioindicators is not delimited, and automatic protocols are followed that avoid this fundamental issue. In the Múrtigas River (Huelva) the study of the macroinvertebrate family richness in consecutive series of samples was carried out to estimate the real richness value by means of accumulated curves. The conclusion was that the wealth estimate was always dependent on the applied sampling effort, so the determination of the ecological status using these bioindicators is easily manipulated.

The Water Framework Directive (DMA) requires that the ecological status of water bodies be assessed using different groups of aquatic organisms as bioindicators. In all of them there is general agreement on the procedure for carrying out this, except in the case of inland fish, especially in Mediterranean areas. In this thesis we proposed to apply in the Guadalquivir basin an adapted version of an ecological status index useful for the DMA, developed for the Jucar basin. This index solves the major drawbacks assigned to other previous proposals (easy to use, independent of reference areas, correlated with indices of other types of organisms, etc.) and also allows evaluating the state of conservation of rivers and streams, from its ichthyofauna.

Abstract

To use the fish as bioindicators it is necessary to know its distribution in reference localities, that is not modified by the human action and / or to know its distribution in the past, when the human environmental intervention was much less to the current situations. In this thesis we have defined the distribution area of some common fish species in the Guadalquivir basin in the past, usually by the middle of the 19th century, and at the same time we have considered the role of invasive alien species in the high dynamics of these aquatic vertebrates communities.

Finally, we have investigated the situation of the fish communities in environments radically different from those in the Mediterranean, such as tropical forests, in order to evaluate their potential bioindicator of ecological status and, secondarily, their state of conservation. The extraordinary biodiversity of these vertebrates in the Amazon rainforest of Madre de Dios in Peru is sensitive to the environmental conditions and it has been possible to characterize species and communities that are indicative of particular environmental conditions, both alien to human activity and determined by it. In this sense it has been possible to conclude that the fish are a useful tool in the management of these spaces so relevant for the planetary biological diversity.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN Y SÍNTESIS GENERAL



...el estado ecológico de ríos, antaño sinusoidales...

2017

CAPÍTULO I: Introducción y Síntesis General.

*“No es la especie más fuerte
la que sobrevive, ni la más inteligente,
sino la que responde mejor al cambio”*

Charles Darwin

CAPÍTULO I

Introducción y Síntesis General

INTRODUCCIÓN

La alteración de los ecosistemas fluviales y su medida

Los ecosistemas acuáticos continentales forman parte del valioso ciclo hidrológico que circula alrededor del planeta. Estos son considerados entre los medios más diversos, a pesar de representar un ínfimo porcentaje de la superficie del planeta donde se encuentran (Gasith & Resh, 1999). Entre ellos, los ríos son estructuras básicas irremplazables que permiten el metabolismo de la biosfera. Estos sistemas funcionan como desagües y conectores del resto de sistemas descritos. Por tanto, los ecosistemas acuáticos continentales son un reservorio excepcional para la biodiversidad del planeta. Por ejemplo, los peces de agua dulce suponen un cuarto de la biodiversidad de vertebrados del planeta (Abell, 2002).

Sin embargo, también se considera uno de los ecosistemas más frágiles del planeta y susceptibles de ser transformados. Su valor como recurso imprescindible para la vida, conlleva un uso intensivo de este a través de la mano del hombre. Un sinnúmero de presiones antrópicas se destacan, 1) la degradación y fragmentación del hábitat, 2) el deterioro de la calidad ambiental (contaminación y eutrofización), 3) la sobreexplotación del recurso mediante estructuras hidráulicas de embalsado y extracción, 4) la introducción de especies exóticas y, como agravante final, 5) el cambio climático (cit. Prenda et al., 2006). Un agravante que afecta al caudal ecológico básico tiene que ver con la situación biogeográfica de los ecosistemas acuáticos. En medios áridos y semiáridos, como los sistemas Mediterráneos, el incremento de la demanda de agua para el uso humano en diversos sectores incrementa, lo que desemboca en un estrés al que se ven sometida la biodiversidad. Por todo ello, estos ecosistemas se encuentran entre los más amenazados del planeta (Saunders et al., 2002). Actualmente, su función ecológica se encuentra gravemente alterada, así como sus comunidades biológicas, quedado reflejado en el preocupante estado de conservación en el que, por ejemplo, gran parte de los peces han sido incluidos según la UICN (World Conservation Union, 2000; Duncan & Lockwood,

2001). Esta situación crea una urgente necesidad de medir objetivamente la alteración de estos ecosistemas a dos niveles. Por un lado, su función ecológica (ESTADO ECOLÓGICO) que integra los componentes necesarios para determinar la capacidad del medio de responder ante alteraciones naturales y de albergar comunidades estables y acordes con el medio. Por otro lado, la detección de la pérdida de biodiversidad asociada a los medios acuáticos (BIODIVERSIDAD).

Herramientas frente al problema

Como solución a esta necesidad surgieron diversas normativas europeas e internacionales que tratan de afrontar el problema del mal estado de conservación de los ecosistemas acuáticos continentales. La aprobación de la Directiva Marco de Aguas 2000/60/CE (DMA, Comisión europea, 2000) supone una gran novedad y un cambio importante en la política de aguas comunitarias, aportando un nuevo enfoque en la evaluación de los recursos hídricos (Moss, 2007). El principal objetivo de la DMA es la evaluación y protección de los ecosistemas acuáticos de la Unión europea (UE) a través del innovador concepto de estado ecológico, con independencia del uso que se les haya asignado (Ortiz, 2002). Este nuevo concepto se define como “una expresión de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a aguas superficiales” (Artículo II de la DMA; Hering et al., 2010). Mediante el uso de indicadores biológicos (Biological Quality Elements, BQE), herramienta adaptada de trabajos previos a la implantación de la DMA (Kolkwitz & Marsson, 1908), se establece el estado ecológico de las masas de aguas superficiales. Cada uno de los BQE difiere en su respuesta a las perturbaciones (Hering et al., 2013). Este enfoque, original, casi revolucionario, en la gestión de los recursos acuáticos tuvo su origen en Estados Unidos (Karr, 1981) y difiere ampliamente del concepto tradicional de “calidad de las aguas”, el cual se encuentra vinculado exclusivamente a las potencialidades del agua frente a usos humanos (Allan et al., 2006). La definición de estado ecológico exige la evaluación, no solo de la condición físico-química del medio, sino también de la biológica. En Europa, en un esfuerzo por poner en práctica los requisitos exigidos por la DMA, se ha desarrollado un gran número de índices, así como de protocolos para su aplicación en ríos (Hering et al, 2004; Furse et al, 2006; Schmutz et al, 2007). En España ha habido un proceso paralelo (Prat & Munné, 2014). Incluso, en la actualidad existen novedosas metodologías para la determinación del estado ecológico, muy diferentes de los índices biológicos tradicionales. Entre ellas destacan los índices multimétricos basados en el concepto de integridad biótica, que incorporan multitud de parámetros estructurales biológicos (Aparicio et al., 2011; García et al., 2014; Pilière et al., 2014).

La DMA a través de los anexos II y V, establece qué características deben ser medidas para determinar el estado ecológico, sin embargo, no detalla la forma en que esto debe

hacerse (Hering et al., 2010). Esta imprecisión ha propiciado el desarrollo de numerosas herramientas diferentes, de muchos sistemas de biomonitorio, en Europa (Birk et al., 2012). Esto ha generado la necesidad, incluso, de llevar a cabo ejercicios de intercalibración (Anexo V, sección 1.4.1, European Commission, 2013; Birk et al., 2013) y estandarización (estaciones de referencia) entre los diferentes protocolos (CEN, 2004), para asegurar unos resultados equiparables dentro de la gran dimensión geográfica y ecológica en la que se aplican estos (Hering et al., 2010). Como consecuencia de ello, la selección de protocolos e índices que se adecúen a los principios de la DMA puede ser muy tediosa (Prat y Munné, 2014). A pesar de ello, aún se encuentran en desequilibrio la aplicación de estos índices entre diferentes regiones. Existe, incluso, un uso excesivo de índices desarrollados, adaptados y en su mayoría ampliamente aplicados que carecen de una revisión rigurosa de su metodología. La alteración de los ecosistemas desde siglos atrás, además, pone en duda el establecimiento de las “localidades de referencia” (Hughes et al., 1986), ya que la mayoría de las cuencas se encuentran en un elevado grado de perturbación, siendo difícil encontrar áreas libres de presiones que permitan una comparación con las comunidades biológicas observadas, como establece la DMA. Por otro lado, la DMA propone el empleo de organismos como meros bioindicadores, dejando atrás la determinación del grado de amenaza en el ecosistema a través de su valor intrínseco, es decir, su biodiversidad. Entre virtudes y carencias, ¿es, realmente, la solución al problema?

El estado de los ecosistemas fluviales en medios mediterráneos y tropicales

La evaluación del estado ecológico se ha llevado a cabo durante el último siglo, tras la implantación de la DMA. Muchos de los trabajos desarrollados se han centrado en el estudio de los ríos de medios templados, siendo, por tanto, ampliamente conocidos. Sin embargo, los trabajos para el establecimiento del estado ecológico, han sido menos focalizados en áreas mediterráneas, lo cual ha propiciado un tardío desarrollo de las técnicas empleadas frente al resto de medios. Uno de los principales problemas de su escaso estudio radica en la climatología particular de estas áreas, las cuales dificulta la aplicabilidad de metodologías implantadas en otras áreas. Además, un insuficiente conocimiento ecológico de los componentes biológicos de las áreas mediterráneas, debido a la capacidad adaptativa de estos al ciclo hidrológico particular, dificulta aún más la tarea (Gasith & Resh, 1999).

A pesar de ello, el conocimiento de las áreas mediterráneas es elevado comparado con las grandes cuencas del planeta, donde día tras día, un gran número de especies es descubierta, la diversidad parece no alcanzar “la asíntota” y los ecosistemas acuáticos, en general, son totalmente desconocidos en cuanto a su funcionamiento se refiere. Por tanto, ¿qué ocurre con los grandes ejes fluviales del planeta, los más importantes, en su mayoría

tropicales? ¿Cuál es su estado? Estos ecosistemas convergen en una desconocida funcionalidad que genera una amplia incertidumbre y, por tanto, existe una necesidad urgente de conocerlos. La enorme importancia, tanto cualitativa como cuantitativa, que estos medios proporciona, demanda una caracterización de los valores básicos ecológicos que permita establecer las bases para su conservación y afrontar las grandes consecuencias causadas por presiones antrópicas, como los medios mediterráneos viene sufriendo desde siglos (Poff, 2014).

El diagnóstico y evaluación del estado ecológico de ríos mediterráneos y tropicales crea la necesidad de generar una serie de herramientas que puedan adaptarse a cualquiera de los medios, independientemente de su naturalidad. La medida más simple usada es el establecimiento de la diversidad y su riqueza, las cuales son especialmente útiles en medios desconocidos y sin recursos económicos para su estudio, como por ejemplo los medios tropicales. En otras áreas, un mayor conocimiento ecológico de los medios permite la aplicación de índices más desarrollados, como por ejemplo los índices de integridad biótica ampliamente usados en medios templados y más recientes en medios mediterráneos, sobre todo en el caso de índices de integridad biótica basados en peces (Aparicio et al. 2011). Estos índices han sido adaptados y aplicados a multitud de medios y áreas geográficas mediante el trabajo desarrollado por Karr (1981), como referente en su desarrollo. Un crecimiento exponencial en el uso de este índice, propiciado por la adaptación de la DMA, con multitud de adaptaciones a cada circunstancia, se han ido registrando (Hering et al. 2010). La conjunción de ambas técnicas, más simples o más complejas, ayudan a la determinación del estado ecológico y del nivel de conservación de los medios fluviales.

Por otro lado, la aplicación de ciertas herramientas, en su mayoría elaboradas a partir de la DMA, puede presentar la ausencia de elementos básicos para determinar la calidad de los medios. Una de las principales debilidades de la DMA es la carencia del uso de las especies exóticas e invasoras como un elemento más a la hora de establecer el estado ecológico. Tener en cuenta específicamente a estas especies en la valoración del estado ecológico es de vital importancia debido a que se consideran una potencial primera causa del deterioro de los ecosistemas acuáticos y sus poblaciones nativas (Prenda et al. 2006). Es sabido que las especies exóticas invasoras merman las poblaciones de especies nativas, a través de mecanismos de competencia, transmisión de enfermedades, predación, etc. Sin embargo, el mecanismo de introducción de estas especies, en su mayoría, forma parte de un gran registro de actividades humanas que propician su dispersión y asentamiento. Entre estas se encuentra la alteración y fracturación de los ecosistemas acuáticos, a través de la construcción de grandes presas, canalizaciones, contaminación, etc. Con estas premisas, multitud son los estudios que han cuestionado el origen de la alteración de las poblaciones nativas y, por tanto, un debate, aún abierto, se

plantea en la mayoría de estudios relacionados con las especies exóticas. En el caso de los medios tropicales, el desconocimiento taxonómico de su diversidad dificulta las labores de evaluación del grado de penetración de especies exóticas en la comunidad de especies nativas, por ello, los estudios sobre su diversidad son de vital importancia.

¿Es la determinación del estado ecológico, a través de índices, científicamente aceptable?

Como se mencionó anteriormente, la aparición de la DMA y la urgente necesidad de evaluar el estado ecológico, dio pie al desarrollo de numerosos índices. Estos índices actualmente vigentes son, en resumen, una expresión sintética del estado ecológico. Muchos de estos constan de evaluaciones cualitativas que pueden arrastrar cierto grado de subjetividad de los expertos que los aplican. Además, la determinación del estado ecológico resume multitud de parámetros cualitativos y cuantitativos en un valor final, perdiendo, en determinados casos, cierta información. Todas las innovaciones implantadas supusieron un gran cambio en los científicos, pasando a un desarrollo de modelos complejos y de evaluación dinámica de comunidades resumidas en un “single numeric score”, en lugar de una lista de especies.

Otro parámetro a tener en cuenta es la determinación de los “lugares de referencia”, con los que comparar los resultados observados dentro de un sinnúmero de tipos de cuerpos de agua diferentes donde son aplicados. La representatividad de estos índices podría quedar lejos de los valores reales del medio evaluado (Hering et al. 2010). La incertidumbre en la determinación correcta del elemento evaluado, clasificación de los estados de calidad y las condiciones de referencia, crean la necesidad de evaluar la precisión de los índices y de una validación final, al igual que cualquier medida objetiva que proporciona un sistema de medida acotado, como por ejemplo un termómetro. De aquí, surge la crítica en la aplicación generalizada de índices poco o nada contrastados, que son susceptibles de ofrecer resultados falsos o sesgados (ej. BMWP) (Ramos-Merchante & Prenda, 2017). Esta incertidumbre está cargada de varias fuentes de variabilidad en muestreos, como la estación, localización geográfica, el investigador, equipamientos, métodos, etc, que en última estancia influyen en el resultado final (Clarke & Hering, 2006).

La complejidad generada en gran número de índices actualmente desarrollados, escapa de la idea inicial de simplicidad transmitida por la DMA (Hatton-Ellis, 2008; Hering et al. 2010). Además, es preocupante la pérdida del uso de índices simples, basados en la riqueza e inventarios taxonómicos precisos y directos, que no precisan una evaluación subjetiva a través de una reclasificación cualitativa del valor final. Evaluar la riqueza como valor intrínseco de la calidad del sistema es una herramienta que no debe ser pasada por alto. Existen evidenciadas diferencias entre sitios con un alto estado ecológico establecido (según DMA) en sitios que contemplan una baja diversidad alfa (como el

CHAPTER I: INTRODUCCIÓN Y SÍNTESIS GENERAL

caso de lagos ultraoligotróficos). Por ello, discernir entre riqueza específica y el criterio convencional de estado ecológico se hace necesario a la hora de establecer un sistema de conservación y de protección de medios acuáticos amenazados en la zona de estudio (Aroviita et al. 2009).

Se ha logrado mucho con la implantación de la DMA, sin embargo para conseguir un uso óptimo en el monitoreo de datos se debe realizar aún muchos progresos que mejoren la calidad ecológica y el estado de conservación de los medios acuáticos continentales.

“Si no hay dudas, no hay progreso”

Charles Darwin

OBJETIVOS *AIMS*

La implantación de la DMA ha promovido un gran volumen de nuevas metodologías dedicadas a la determinación del estado ecológico de las masas de agua. Esto obliga a la realización de un análisis crítico de su idoneidad, en términos de aplicabilidad in situ y de respuesta a las demandas planteadas por la Directiva. El objetivo final ha de ser evitar redundancias y realizar diagnósticos lo más preciso posible.

El objetivo principal de la tesis persigue la evaluación del estado ecológico y del estado de conservación, a través de diferentes elementos de calidad biológica (peces y macroinvertebrados) y, por tanto, a través de diferentes herramientas e índices desarrolladas a partir de la entrada en vigor de la Directiva Marco de aguas (DMA). Los objetivos secundarios tratan de evaluar la idoneidad de estas herramientas aplicadas mediante validaciones, comparaciones y determinación de la incertidumbre.

ÁREA DE ESTUDIO STUDY AREA

El área de estudio varió en función del objetivo desarrollado. Por ello la descripción de cada área de estudio se llevó a cabo en cada capítulo. Los capítulos II, III y IV se llevaron a cabo en medios mediterráneos, el primero en la cuenca del Río Múrtigas (afluente de media-alta montaña perteneciente al río Ardila, sub-cuenca del río Guadiana) y el segundo en la cuenca del río Guadalquivir. El capítulo V se llevó a cabo en un medio tropical, en concreto en las cuencas que forman parte de Madre de Dios, sub-cuenca del Amazonas, Perú. (Figura 1).



Figura 1: Mapas de las áreas de estudio incluidas en el proyecto de tesis titulado “Evaluación del estado ecológico de medios fluviales a través del uso de bioindicadores en cuencas mediterráneas y tropicales”

“La mayoría de las ideas fundamentales de la ciencia son esencialmente sencillas, y por regla general pueden ser expresadas en un lenguaje comprensible para todos”

Albert Einstein

RESUMEN DE RESULTADOS

CHAPTER II

Ramos-Merchante, A. and Prenda, J. (2017) Macroinvertebrate taxa richness uncertainty and kick sampling in the establishment of Mediterranean rivers ecological status. *Ecological Indicators*, 72, 1–12.

Los macroinvertebrados de agua dulce son el grupo de organismos ampliamente usados como indicadores en los biomonitoreos dentro de la Directiva Marco de aguas, principalmente a través del índice denominado Biological Monitoring Working Party (BMWP). Este índice se basa en la medida de biodiversidad más básica y común, es decir, la riqueza de taxones. Dada la importancia que la Directiva impone en la evaluación del estado ecológico, el muestreo para elaborar este índice debe estar bajo unas condiciones de incertidumbre controladas. Este trabajo se desarrolló en un río mediterráneo a través del uso de la técnica “kick sampling”. A través del uso de modelos matemáticos sofisticados se ha podido comprobar si el muestreo realizado mediante esta técnica, con 20 unidades de muestreo, es suficiente para detectar el listado taxonómico completo del que dependen los índices basados en riqueza de especies, como el BMWP. Los resultados del trabajo mostraron que la metodología puede subestimar en la mayoría de los casos la riqueza real teórica del área de estudio. En la mayoría de los casos se necesitan un mayor número de “kicks” para extraer todo el inventario taxonómico. A pesar de ello, se consiguió en la mayoría de ellos un gran porcentaje de captura respecto al total esperado. Este trabajo pone de manifiesto que a través del uso de la metodología “20 kick-sampling” es posible alcanzar un valor fiable de la riqueza de macroinvertebrados real, sin embargo, para el establecimiento del estado ecológico a través de un inventario completo de taxones, el método sería impreciso en un grado desconocido.

CHAPTER III

Ramos-Merchante, A. and Prenda, J. (2018) The ecological and conservation status of the Guadalquivir river basin (S Spain) through the application of a fish-based multimetric index. *Ecological Indicators*, 84, 45–59.

El índice de integridad biótica (IBI) adaptado y desarrollado en la cuenca del Júcar se adecuó a la cuenca del Guadalquivir a través de 5 parámetros de rápida aplicación. Los parámetros usados fueron la salud de los peces, la estructura de edad de la población, abundancia de capturas y riqueza de la comunidad de especies nativas y exóticas, descartándose la métrica índice de condición debido a su valor redundante y dificultad en el desarrollo. Este trabajo pone en práctica un índice de rápida aplicación adaptado a ríos con baja riqueza de especies en medios Mediterráneos. Para ellos se aplicaron varias modificaciones en las métricas usadas originalmente. Los resultados obtenidos fueron robustos y coherentes, con una alta sensibilidad a los principales gradientes de presión observados en el área de estudio. Las métricas relacionadas con la presión de especies exóticas estuvieron relacionadas con la disminución en la calidad de la población de especies nativas, pero no directamente con la pérdida de estas. Los valores de estado ecológico de la cuenca del Guadalquivir según IBI-G desarrollado fueron moderados en promedio. Este índice puede ser aplicado a cuencas de características similares para propósitos de monitoreo, gestión y evaluación del estado ecológico dentro de la Directiva Marco de Aguas (DMA). La ventaja de este índice radica en su independencia de los lugares de referencia, altamente difíciles de detectar en áreas con un grado de alteración muy elevado, como es el caso de las cuencas Mediterráneas.

CHAPTER IV

Ramos-Merchante, A. and Prenda, J. (2017) Historical long-term dynamics in the distribution of freshwater fishes in a Mediterranean basin. (*Unpublished manuscript*).

Para la determinación del estado ecológico o el estado de conservación de un área a través de índices biológicos, se ha implantado el uso de lugares de referencia, o sitios sin perturbaciones, como modelo base. Sin embargo, la dificultad hoy día de encontrar lugares sin perturbaciones en climas altamente cambiantes como los Mediterráneos, crea la necesidad de buscar alternativas a este modelo. La búsqueda de información histórica puede proporcionar datos muy valiosos a la hora de realizar comparativas temporales de la comunidad de estudio. El Guadalquivir es una de las mayores cuencas de la península Iberica, sin embargo ha sido altamente transformado desde 1900, a través de la construcción de presas y el asociado incremento de especies introducidas. Estas especies encabezan las principales amenazas de la fauna endémica. Este trabajo evaluó los cambios que se han producido en la ictiofauna del Guadalquivir temporal y espacialmente a través del uso de datos históricos. Los resultados mostraron una reducción de las áreas de distribución de la mayoría de las especies evaluadas. Además, se detectó que en la mayoría de los casos que el efecto de la introducción de especies exóticas en la población nativa fue moderado y difícil de detectar con precisión. La presión ejercida por las especies exóticas dependió del medio evaluado. La población de especies nativas de ríos presentaron mejor estado de conservación y menor presión de exóticas que en embalses. Cuando las comunidades de márgenes, sectores y regiones bioclimáticas se compararon, la relevancia de las especies no nativas en las diferentes comunidades de los medios evaluados fue moderada. Para entender la causa directa de la reducción de las poblaciones de peces nativas es necesario que se realicen más estudios centrados en actualizar la información de las subcuencas y ríos donde las especies nativas se encontraban históricamente.

CHAPTER V

Ramos-Merchante, A., Araujo-Flores, J. and Prenda, J. (2017) Fish biodiversity patterns along environmental gradients in an Amazon River floodplain, Peru. (*Unpublished manuscript*).

La Amazonia Peruana se encuentra localizada en uno de los nacimientos del río Amazonas siendo uno de los ecosistemas más diversos del mundo y punto “hotpots” para la conservación. En esta tesis se llevó a cabo el estudio de la región de Madre de Dios situada al sur-oeste de la región de la cuenca del Amazonas. Aquí coexiste el descubrimiento constante de especies de peces, con un primario, pero creciente, desarrollo de actividades que degradan los sistemas acuáticos. Por tanto, es de vital importancia ampliar el conocimiento del funcionamiento de estos medios que se encuentran aún en una situación semi-pristina. En este trabajo se realizó una caracterización completa de la ictiofauna, analizando las comunidades presentes y la dinámica de la diversidad. Los resultados mostraron una diversidad de peces de más de 500 especies y un total de 40 familias con un grado de ocurrencia reducido en la cuenca, haciendo a cada una de ellas fundamentales para la conservación de la región. La cuenca de Madre de Dios presenta unas comunidades donde la mayoría de los sitios están dominados por los mismos competidores (mismas especies en la mayoría de los medios evaluados) debido a un alto grado de dispersión de las especies entre estos medios. Las cuencas que presentaron mayor rango de heterogenidad de hábitat (Inambari, Alto Madre de Dios y Tambopata) albergaron una comunidad de especies ligeramente diferente al resto de la cuenca, con especies estrictamente de áreas de cabecera y altitudes superiores a los 1000 metros. Este trabajo realizado en una región aún poco conocida como Madre de Dios puede resultar útil para la aplicación a otras regiones con situaciones similares.

REFERENCIAS REFERENCES

Abell R. (2002) Conservation Biology for the Biodiversity Crisis: A freshwater follow-up. *Conservation Biology* **16**, 1435–1437.

Allan I.J., Vrana B., Greenwood R., Mills G.A., Roig B. & Gonzalez C. (2006) A “toolbox” for biological and chemical monitoring requirements for the European Union’s Water Framework Directive. In: *Talanta*. pp. 302–322.

Aparicio E., Carmona-Catot G., Moyle P.B. & García-Berthou E. (2011) Development and evaluation of a fish-based index to assess biological integrity of Mediterranean streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **21**, 324–337.

Aroviita J., Mykrä H. & Hämäläinen H. (2010) River bioassessment and the preservation of threatened species: Towards acceptable biological quality criteria. *Ecological Indicators* **10**, 789–795.

Birk S., Bonne W., Borja A., Brucet S., Courrat A., Poikane S., *et al.* (2012) Three hundred ways to assess Europe’s surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* **18**, 31–41.

Birk S., Willby N.J., Kelly M.G., Bonne W., Borja A., Poikane S., *et al.* (2013) Intercalibrating classifications of ecological status: Europe’s quest for common management objectives for aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment* **454–455**, 490–499.

Comision E. (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. *Official Journal*.

Duncan J.R. & Lockwood J.L. (2001) Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of the world’s freshwater fishes. *Biological Conservation* **102**, 97–105.

Casas J.L.O. (2002) La directiva marco del agua (2000/60/CE): Aspectos relevantes para el proyecto GUADALMED. *Limnetica* **21**, 5–12.

Clarke R.T. & Hering D. (2006) Errors and uncertainty in bioassessment methods - Major results and conclusions from the STAR project and their application using STARBUGS. *Hydrobiologia* **566**, 433–439.

Referencias bibliográficas

Furse M., Hering D., Moog O., Verdonshot P., Johnson R.K., Brabec K., *et al.* (2006) The STAR project: Context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* **566**, 3–29.

Gasith A. & Resh V.H. (1999) Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Resh Source: Annual Review of Ecology and Systematics* **30**, 51–81.

Hatton-Ellis T. (2008) The Hitchhiker's Guide to the Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **18**, 111–116.

Hering D., Moog O., Sandin L. & Verdonshot P.F.M. (2004) Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* **516**, 1–20.

Hering D., Borja A., Carstensen J., Carvalho L., Elliott M., Feld C.K., *et al.* (2010) The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment* **408**, 4007–4019.

Hering D., Borja A., Carvalho L. & Feld C.K. (2013) Assessment and recovery of European water bodies: Key messages from the WISER project. *Hydrobiologia* **704**, 1–9.

Hughes R.M., Larsen D.P. & Omernik J.M. (1986) Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Environmental Management* **10**, 629–635.

Karr J.R. (1981) Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries* **6**, 21–27.

Kolkowitz R. & Marsson M. (1908) Okologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Deutsche Bot. Ges.* **26a**, 505–509.

Moss B. (2007) Shallow lakes, the water framework directive and life. What should it all be about? In: *Hydrobiologia*. pp. 381–394.

Ortiz Casas J. (2002) La directiva marco del agua (2000 / 60 / CE): aspectos relevantes para el proyecto GUADALMED. *Limnetica* **21**, 5–12.

Pilière A., Schipper A.M., Breure A.M., Posthuma L., De Zwart D., Dyer S.D., *et al.* (2014) Comparing responses of freshwater fish and invertebrate community integrity along multiple environmental gradients. *Ecological Indicators* **43**, 215–226.

Prat N. & Munné A. (2014) Biomonitoring de la calidad del agua en los ríos ibéricos: lecciones aprendidas. *Limnetica* **33**, 47–64.

Referencias bibliográficas

Prenda J., Clavero M., Blanco-Garrido F., Menor A. & Hermoso V. (2006) Threats to the conservation of biotic integrity in Iberian fluvial ecosystems. *Limnetica* **25**, 377–388.

Poff N.L. (2014) Rivers of the anthropocene? *Frontiers in Ecology and the Environment* **12**, 427.

Ramos-Merchante A. & Prenda J. (2017) Macroinvertebrate taxa richness uncertainty and kick sampling in the establishment of Mediterranean rivers ecological status. *Ecological Indicators* **72**, 1–12.

Saunders D.L., Meeuwig J.J. & Vincent A.C.J. (2002) Freshwater protected areas: Strategies for conservation. *Conservation Biology* **16**, 30–41.

Schmutz S., Cowx I.G., Haidvogel G. & Pont D. (2007) Fish-based methods for assessing European running waters: A synthesis. *Fisheries Management and Ecology* **14**, 369–380.

World Conservation Union (IUCN) (2015) The 2000 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland. www.iucnredlist.org.

Referencias bibliográficas

Los trabajos científicos que forman parte de esta tesis han sido retirados de la misma debido a restricciones relativas a derechos de autor.

Los artículos publicados han sido sustituidos por la referencia bibliográfica, enlace al texto completo (solo miembros de la UHU) y/o enlace Arias Montano, Repositorio Institucional de la Universidad de Huelva, así como resumen.

-Ramos Marchante, A., Prenda Marín, J. (2017): "Macroinvertebrate taxa richness uncertainty and kick sampling in the establishment of Mediterranean rivers ecological status". Ecological Indicators. Volume 72, pág. 1-12. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.07.047

Enlace al texto completo del artículo (solo para miembros de la UHU):

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.047>

RESUMEN:

Freshwater macroinvertebrates have been extensively used as environmental indicators and are the most prevalent biological group used in aquatic bioassessment in the European Water Framework Directive (WFD 2000/60/EEC), usually through several popular indices, as the Biological Monitoring Working Party (BMWP). Many of these indices are based on taxa richness, i.e. the number of taxa present in a given area, as the simplest and most common measure of biodiversity. Given the importance to the WFD of the ecological status assessment by macroinvertebrates and the consequences thereof, sampling requires careful consideration and evaluation of the associated uncertainty. In this work, carried out in a Mediterranean river, we show that after 20 sample "kicks" it was possible to estimate the true taxa richness using Clench nonlinear asymptotic models (CM). However, cumulative curves of taxa extracted with kick sampling underestimated the true number of theoretical taxa (A). In order to achieve an acceptable error a very large sample size was required, always >20 kicks. According to these criteria, sampling was clearly inefficient in most localities. The minimum effort required to achieve a significant and acceptable level of taxa richness, for 90% of A, should be between 25 and 71 kicks and for 95% of A, 52–150 kicks. Both satisfactory percentages represent a mean difference of 2 (range 0–6) and 3 (range 1–8) taxa actually not being captured from the total predicted for each locality, for 90 and 95% of the CM asymptote, respectively. This study shows that by using the 20 kicks methodology it is possible to achieve reliable true macroinvertebrate richness estimates, but the establishment of the community composition, i.e. the full taxa making up any index score, will be inaccurate to an unknown degree.

-Ramos Marchante, A., Prenda Marín, J. (2018): "The Ecological and Conservation Status of The Guadalquivir River Basin (s Spain) Through The Application Of A Fish-based Multimetric Index". Ecological Indicators. Vol 84, pág. 45-59. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.08.034

Enlace al texto completo del artículo (solo para miembros de la UHU):

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.034>

RESUMEN:

An index of biotic integrity (IBI) based on fish health, population age-structure, abundance and community richness of native and alien fish, originally developed for the Júcar basin (E Spain) (IBI-J), was adapted and validated here for another Mediterranean basin– the Guadalquivir (IBI-G). Until now, no one fish-based IBI – sensitive, useful in a large geographical context, simple and easily applied –has been employed in species-poor Mediterranean basins. Various attempts to develop such an index have generally failed to achieve all these objectives. In this paper, the applicability of the index was enhanced through several modifications to the metrics used in the original IBI-J, and a new version of the index was also developed which included an additional metric recommended by the author of the IBI-J. In the IBI-G each of the five metrics that make up the IBI (*percentage of individuals with anomalies, age structure of native fish population, relative native fish density, loss of native species and alien fish pressure*) were validated and adjusted to the specificities of a typical Mediterranean fish community. Both, IBI-J and IBI-G, are robust and coherent assessment tools, highly sensitive to the main pressure gradients observed in the study area, as demonstrated by its correlation with many pressure indicators (biotic and habitat indexes, habitat variables and physico-chemical parameters). It points to the real possibility of extending the same methodology to similar basins for the purposes of monitoring, management and ecological assessment, especially in contexts relating to the Water Framework Directive (WFD). In addition, this new index does not need undisturbed reference sites, a completely unreal requisite in Mediterranean basins, where there is a general scarcity of pristine sites to be used as reference conditions. The results of this study highlight the usefulness of IBI-J/IBI-G as a powerful biomonitoring tool, especially in application of the WFD.

Artículos por publicar:

-Ramos Merchante, A., Prenda Marín, J. (2017): "Historical long-term dynamics in the distribution of freshwater fishes in a Mediterranean basin". (Unpublished manuscript).

RESUMEN:

Para la determinación del estado ecológico o el estado de conservación de un área a través de índices biológicos, se ha implantado el uso de lugares de referencia, o sitios sin perturbaciones, como modelo base. Sin embargo, la dificultad hoy día de encontrar lugares sin perturbaciones en climas altamente cambiantes como los Mediterráneos, crea la necesidad de buscar alternativas a este modelo. La búsqueda de información histórica puede proporcionar datos muy valiosos a la hora de realizar comparativas temporales de la comunidad de estudio. El Guadalquivir es una de las mayores cuencas de la península Iberica, sin embargo ha sido altamente transformado desde 1900, a través de la construcción de presas y el asociado incremento de especies introducidas. Estas especies encabezan las principales amenazas de la fauna endémica. Este trabajo evaluó los cambios que se han producido en la ictiofauna del Guadalquivir temporal y espacialmente a través del uso de datos históricos. Los resultados mostraron una reducción de las áreas de distribución de la mayoría de las especies evaluadas. Además, se detectó que en la mayoría de los casos que el efecto de la introducción de especies exóticas en la población nativa fue moderado y difícil de detectar con precisión. La presión ejercida por las especies exóticas dependió del medio evaluado. La población de especies nativas de ríos presentaron mejor estado de conservación y menor presión de exóticas que en embalses. Cuando las comunidades de márgenes, sectores y regiones bioclimáticas se compararon, la relevancia de las especies no nativas en las diferentes comunidades de los medios evaluados fue moderada. Para entender la causa directa de la reducción de las poblaciones de peces nativas es necesario que se realicen más estudios centrados en actualizar la información de las subcuencas y ríos donde las especies nativas se encontraban históricamente.

-Ramos Merchante, A., Prenda Marín, J. (2017): "Historical long-term dynamics in the distribution of freshwater fishes in a Mediterranean basin". (Unpublished manuscript).

RESUMEN:

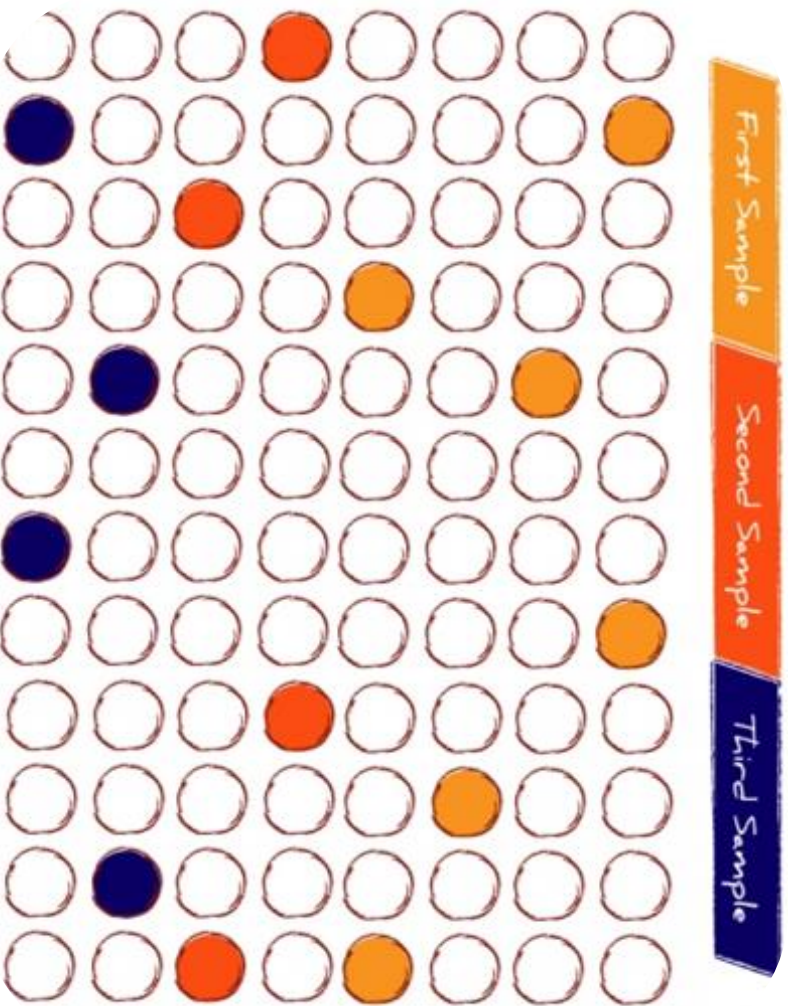
Para la determinación del estado ecológico o el estado de conservación de un área a través de índices biológicos, se ha implantado el uso de lugares de referencia, o sitios sin perturbaciones, como modelo base. Sin embargo, la dificultad hoy día de encontrar lugares sin perturbaciones en climas altamente cambiantes como los Mediterráneos, crea la necesidad de buscar alternativas a este modelo. La búsqueda de información histórica puede proporcionar datos muy valiosos a la hora de realizar comparativas

temporales de la comunidad de estudio. El Guadalquivir es una de las mayores cuencas de la península Iberica, sin embargo ha sido altamente transformado desde 1900, a través de la construcción de presas y el asociado incremento de especies introducidas. Estas especies encabezan las principales amenazas de la fauna endémica. Este trabajo evaluó los cambios que se han producido en la ictiofauna del Guadalquivir temporal y espacialmente a través del uso de datos históricos. Los resultados mostraron una reducción de las áreas de distribución de la mayoría de las especies evaluadas. Además, se detectó que en la mayoría de los casos que el efecto de la introducción de especies exóticas en la población nativa fue moderado y difícil de detectar con precisión. La presión ejercida por las especies exóticas dependió del medio evaluado. La población de especies nativas de ríos presentaron mejor estado de conservación y menor presión de exóticas que en embalses. Cuando las comunidades de márgenes, sectores y regiones bioclimáticas se compararon, la relevancia de las especies no nativas en las diferentes comunidades de los medios evaluados fue moderada. Para entender la causa directa de la reducción de las poblaciones de peces nativas es necesario que se realicen más estudios centrados en actualizar la información de las subcuencas y ríos donde las especies nativas se encontraban históricamente.

CHAPTER II

MACROINVERTEBRATE TAXA RICHNESS UNCERTAINTY AND KICK SAMPLING IN THE ESTABLISHMENT OF MEDITERRANEAN RIVERS ECOLOGICAL STATUS

Ramos-Merchante, Adrián,¹ and Prenda, José,¹



2017

CHAPTER II: MACROINVERTEBRATE TAXA RICHNESS UNCERTAINTY AND KICK SAMPLING IN THE ESTABLISHMENT OF MEDITERRANEAN RIVERS ECOLOGICAL STATUS

*“Son vanas y están plagadas de errores las ciencias
que no han nacido del experimento,
madre de toda incertidumbre”*

Leonardo Da Vinci

**CHAPTER II: Macroinvertebrate taxa richness uncertainty and
kick sampling in the establishment of mediterranean rivers
ecological status**

CHAPTER III

THE ECOLOGICAL AND CONSERVATION STATUS OF THE GUADALQUIVIR RIVER BASIN (S SPAIN) THROUGH THE APPLICATION OF A FISH-BASED MULTIMETRIC INDEX

Ramos-Merchante, Adrián.¹ and Prenda, José.¹



CHAPTER III: THE ECOLOGICAL AND CONSERVATION STATUS OF THE GUADALQUIVIR RIVER BASIN (S SPAIN) THROUGH THE APPLICATION OF A FISH-BASED MULTIMETRIC INDEX.

“No hemos obtenido ninguna explicación científica sobre la visión ordinaria de que cada una de las especies fueron creadas independientemente”

Charles Darwin

CHAPTER III: The ecological and conservation status of the Guadalquivir river basin (S Spain) through the application of a fish-based multimetric index.

Supplementary material

Table 1. General statistics related to water uses and availability in the Guadalquivir basin (S Spain).

Guadalquivir basin	Value
Global data	
Domestic water supply (hm ³ /yr)	436.41
Industry water (hm ³ /yr)	36.26
Agriculture water (hm ³ /yr)	3504.06
Energy water (hm ³ /yr)	31
Population	4141635
Town	527
Rainfall (mean 1942-2005)(mm)	561
Annual rainfall (hm ³ /yr)	7043
Irrigable area (ha)	883083

CHAPTER IV

HISTORICAL LONG-TERM DYNAMICS IN THE DISTRIBUTION OF FRESHWATER FISHES IN A MEDITERRANEAN BASIN

Ramos-Merchante, Adrián.¹ and Prenda, José.¹



¿por qué las hojas se suicidan cuando se sienten amarillas? Pablo Neruda

**CHAPTER IV: HISTORICAL LONG-TERM DYNAMICS IN THE DISTRIBUTION OF FRESHWATER FISHES
IN A MEDITERRANEAN BASIN.**

*“Debemos llamar ciencia sólo al conjunto de las fórmulas
que triunfan siempre. Todo el resto es literatura”*

Paul Valéry

**CHAPTER IV: Historical long-term dynamics in the distribution of
freshwater fishes in a Mediterranean basin**

CHAPTER IV

Historical long-term dynamics in the distribution of freshwater fishes in a Mediterranean basin

Ramos-Merchante, Adrián.¹ and Prenda, José.¹

¹Department of Integrated Sciences. University of Huelva. Campus El Carmen. Avda. Andalucía s / n, 21071. Huelva, Spain.

Abstract

Reference condition is determined from undisturbed sites, without anthropogenic stressors, and is often used in bioassessment methods. Nowadays, reference sites information is usually difficult to obtain and even more the reference status of freshwater fish communities. Historical survey data can be an important source of information for reconstructing and identifying changes of species distribution allowing knowledge a status baseline of freshwater fishes during industrialization and prior to the construction of transversal barriers. Guadalquivir basin is one of the major rivers systems of Iberian Peninsula however have been highly dammed from 1900 with an associated increase in the number of introduced species. Non-native fauna and its invasive potential is one of the major actual threats in the world's endemic fauna. This papers aims to use newly information on the distribution of most abundant native freshwater fishes to test large-term changes in Guadalquivir basin assessing species distribution projections changes in temporal and spatial distribution of the southernmost Iberian basin and a quantitative evaluation of relationships between native and non-native current fish community fauna to understand the incidence on distribution changes of native fishes. Using fish presence-absence data for historical and present-day native fish fauna were quantified changes in theirs distributions among sub-basins according to mapping both temporal distribution moments and by analysing the present community of native and non-native fish. All native species showed decline from previous data. Moreover, our results suggest that non-native species had an average influence in reduction of native distribution and the relative role of this non-native species on the changes of distribution range of native species is difficult to detect accurately. Nevertheless, the relative influence of introduced species using different spatial habitats analysed on the overall basin showed different levels of negative effect on native fish distribution and abundance. To further our understanding of the decline of native fishes in Guadalquivir basin, future research should focus on refresh the information of sub-basins and rivers where fishes were historically found.

CHAPTER IV: HISTORICAL LONG-TERM DYNAMICS IN THE DISTRIBUTION OF FRESHWATER FISHES IN A MEDITERRANEAN BASIN.

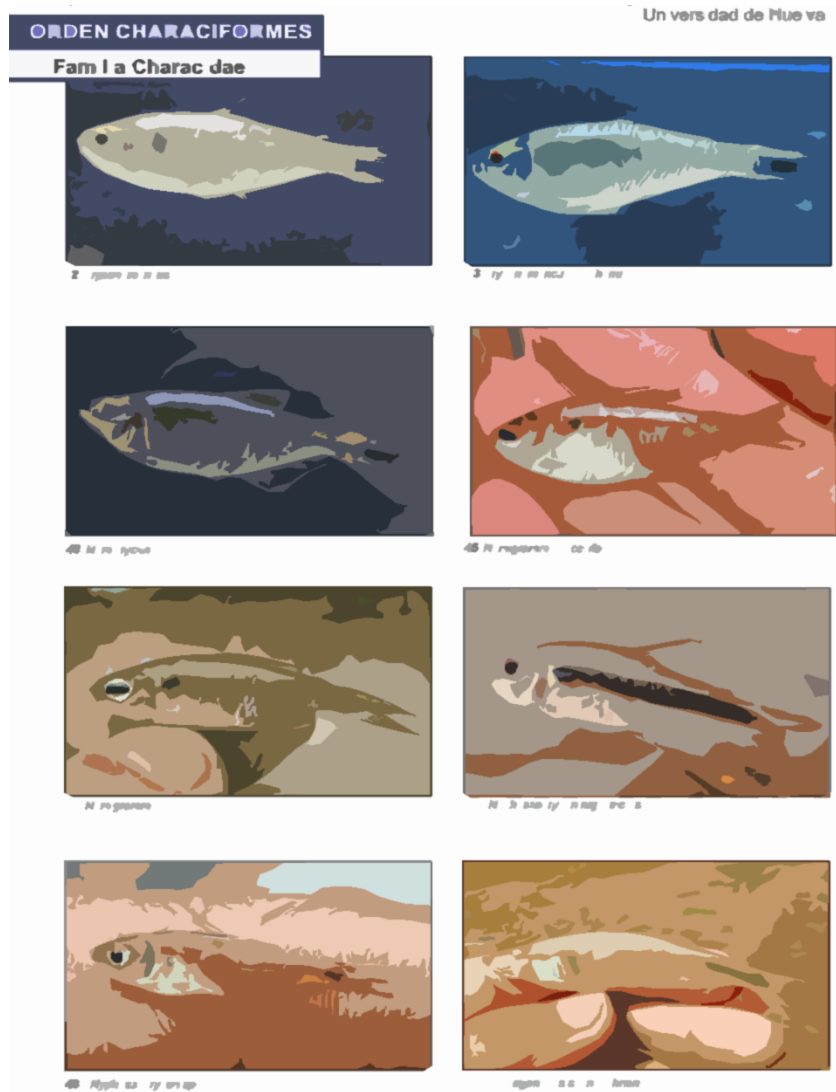
Key-words

Anthropogenic impacts, conservation, Guadalquivir basin, non-native species, historical data, southern Iberian, native fishes, invasions.

CHAPTER V

FISH BIODIVERSITY PATTERNS ALONG ENVIRONMENTAL GRADIENTS IN AN AMAZON RIVER FLOODPLAIN, PERÚ

Ramos-Merchante, Adrián¹, Araújo-Flores, Julio M.^{1,2} and Prenda, José^{1*}



CHAPTER V: FISH BIODIVERSITY PATTERNS ALONG ENVIRONMENTAL GRADIENTS IN AN AMAZON RIVER FLOODPLAIN, PERÚ.

*“El amor por todas las criaturas vivientes
es el más noble atributo del hombre”*

Charles Darwin

CHAPTER V: Fish biodiversity patterns along environmental gradients in an Amazon River floodplain, Peru

CHAPTER V

Fish biodiversity patterns along environmental gradients in an Amazon River floodplain, Peru

Ramos-Merchante, Adrián¹, Araújo-Flores, Julio M.^{1,2} and Prenda, José¹

¹Department of Integrated Sciences. University of Huelva. Campus El Carmen. Avda. Andalucía s/n, 21071. Huelva, Spain.

²Centro de Innovación Científica Amazónica (CINCIA) Wake Forest University, Puerto Maldonado, Madre de Dios, Perú.

Abstract

Peruvian Amazon is located in the headwaters of the tropical Amazon and it is one of the world's most biodiverse ecosystems and prioritized biodiversity hotspots for conservation. Madre de Dios region is located in Peruvian Amazon and it is the major drainage tributary of the southwestern headwaters region of the Amazon basin. Nowadays, fluvial ecosystems are highly modified by human and species could become threatened. Deforestation, gold mining, oil extraction activities and inappropriate agriculture methods used in the lowlands rain forest are the main problems for aquatic habitats and fishes. Therefore, conservation of the biodiversity of MDD is an urgent need. Here, we characterize composition and dynamics variation in fish communities across unknown area within a future conservation framework allowing monitoring species diversity. Variation among fish communities at MDD region was conducted on 510 species collected during five years. A total of 43 families were represented in total region of MDD basin with Characidae (156 spp.), Loricariidae (68 spp.), Pimelodidae (32 spp.) and Cichlidae (27 spp.) being the most diverse. Species caught showed a wide variability in the frequency of occurrence (%FO). A total of 379 fish species occurred at less than six sites (<5% FO) and all were included in analysis because they represent a large part of the biodiversity of fish caught (79.8% of overall). Results of one-way ANOSIM showed significant differences in taxonomic of community composition among different categorical groups (mass of water, clearness, stream size, sub-drainages), however were high overlaid. The study of alpha and beta diversity values resulted in communities with high species richness (high alpha diversity) and high values of overlap and therefore with high values of species turnover between communities at regional level and nested communities (high values of beta diversity). This work has been developed for a region where the biota is still poorly known and therefore we believe that this work will be

CHAPTER V: FISH BIODIVERSITY PATTERNS ALONG ENVIRONMENTAL GRADIENTS IN AN AMAZON RIVER FLOODPLAIN, PERÚ.

useful for application to other regions with this situation and pioneer to knowledge of values in the study area.

keywords: Madre de Dios, biological conservation, Amazon, fish assemblages, main patterns, scale effects, Andean piedmont, headwaters.

Conclusiones

DISCUSIÓN GENERAL

GENERAL DISCUSSION



...el estado ecológico siguiendo el verdadero camino...

“Toda idea que triunfa marcha hasta su perdición”

André Breton

DISCUSIÓN GENERAL

La Directiva Marco del Agua (DMA) representa la irrupción de un modelo de gestión de los recursos hídricos que rompe radicalmente con las políticas del agua que regían en España en los últimos 100 años. Dada la necesidad constante de proteger los, cada vez más degradados, ecosistemas acuáticos continentales, un sinfín de herramientas se han desarrollado y aplicado, en su mayoría dentro del marco de la conservación y con más impulso tras la implantación de esta directiva. El estado ecológico es la consideración principal que se debe evaluar, según la DMA, en un gran número de medios hídricos de una naturaleza muy heterogénea, principalmente dentro del ámbito de Unión Europea (UE) (Prenda et al. 2006; Scheuer, 2010; Hering et al. 2010). La imprecisión de la Directiva en la determinación del estado ecológico y en las herramientas a aplicar supone un lastre de consideraciones a tener en cuenta. La norma no establece procedimientos estandarizados que permitan la comparación objetiva de los resultados a la hora de evaluar la calidad.

Desde el punto de vista científico es imprescindible considerar magnitudes objetivas para medir y reflejar los estados de calidad. La ausencia de estas ha llevado a que la determinación del estado ecológico, objetivo último y supremo de la Directiva Marco de Aguas, se realice usando infinidad de vías paralelas que necesitan de una constante intercalibración y adaptación entre medios o regiones, siendo incompatible con el rigor científico (Birk et al. 2012; Prat & Munné, 2014). Cada estado miembro, e incluso cada región dentro de cada estado o país, han adoptado un procedimiento acorde a sus necesidades.

Los trabajos realizados resaltan tanto las deficiencias como las fortalezas en la evaluación del estado ecológico de los medios continentales a través de las novedosas herramientas desarrolladas dentro del marco de la DMA. Para la determinación del estado ecológico en cuencas situadas en medios Mediterráneos, como las aquí evaluadas, fue necesaria una adaptación previa de las herramientas, considerando las características climatológicas de la zona. La diversidad de especies considerada y la dinámica de sus poblaciones, dependen en gran parte de la zona donde se encuentran. En el caso de las cuencas Mediterráneas, establecer un punto de partida que determine el estado prístino de estas poblaciones requiere de estudios históricos en zonas donde los medios se encuentran fuertemente degradados. Por otro lado, existen determinadas áreas en zonas

Conclusiones

Tropicales, donde el conocimiento de la diversidad de especies es casi primario y el estado de degradación de los medios acuáticos aún embrionario. En estos medios, la aplicabilidad de las herramientas originarias de medios más desarrollados, es reducida. Por tanto, estudios básicos sobre la diversidad de especies, patrones y dinámica de comunidades proporcionan una línea base para estudios futuros de conservación.

En esta tesis se evalúa el potencial de dos índices que difieren en su uso. Usando los conceptos de índices cualitativos (desarrollados recientemente bajo la DMA) y cuantitativos (índices de riqueza y diversidad), se pone en cuestión la aplicabilidad de un índice derivado de la DMA, muy expandido y usado, que tiene en cuenta, como indicador principal, a los macroinvertebrados bentónicos (Capítulo II). Se desarrolló un nuevo índice para la determinación del estado ecológico de áreas del sur de Europa a través de los peces, como indicador principal (Capítulo III). A través de este índice se ha detectado el verdadero papel que ha tenido y sigue teniendo las especies exóticas de peces en la pérdida de especies nativas de peces. Además, se evaluó la relación entre las especies exóticas y las alteraciones antrópicas como conductores en la alteración de las dinámicas de las poblaciones de peces de medios mediterráneos y su consecuente pérdida (Capítulo IV). Por último, se ha demostrado que los novedosos sistemas para detectar la calidad de los medios acuáticos proporcionan una información cualitativa tan valiosa como los obtenidos por técnicas convencionales, la riqueza de especies. Estas últimas son de fácil aplicación en medios poco conocidos con alta diversidad de especies aún por descubrir (Capítulo V).

Incertidumbre en las herramientas para detectar el estado ecológico

Es indiscutible que las herramientas creadas tras la implantación de la Directiva Marco de Aguas supone un aumento exponencial del número de trabajos y por tanto, en el número de medios acuáticos evaluados. Sin embargo, detectar el estado ecológico “exacto” de una masa de agua es un requisito indispensable que cualquier índice diseñado dentro del marco de la DMA debe cumplir. Numerosos son los factores de incertidumbre que pueden generar un sesgo en los valores finales determinados (técnico que realiza el estudio, lugar y época de aplicación, tiempo y superficie de muestreo, etc.).

En esta tesis se evaluó la metodología de “kick sampling” usada para el cálculo del índice BMWP. Los resultados demuestran que usando la metodología de 20 kicks es posible lograr unas estimas de la riqueza real de macroinvertebrados a través de modelos asintóticos, sin embargo, el establecimiento del estado ecológico asignado a la masa de agua podría ser arbitrario en cierto grado, lo que podría afectar a las futuras decisiones dentro del ámbito de la conservación y restauración de medios acuáticos. Aquellos índices que dependen fuertemente del esfuerzo de muestreo aplicado, como el caso que se ha analizado en esta tesis, necesitan de unas medidas que permitan obtener resultados con

Conclusiones

valores acotados, a través de modelos. La variabilidad de la incertidumbre varió en función de la localidad estudiada, probablemente condicionado por las características del hábitat y la estructura interna de la comunidad local. Por otro lado, la metodología del “kick sampling” posibilitó la captura de más del 70 % de la riqueza de especies en la mayoría de las localidades de estudio. Para el estudio de valores de riqueza de especies, la metodología proporciona valores adecuados que permiten conseguir a posteriori un valor de la riqueza real estimado, a través de los modelos matemáticos. Esto último supondría una reducción en el esfuerzo-coste que sería necesario para capturar la riqueza total, en el caso de no usarse esta metodología matemática de estimación. Por tanto, podemos concluir que unos de los aspectos que escapa a los índices biológicos, creados en el marco de la DMA, a consecuencia de su naturaleza cualitativa, es la incertidumbre de los valores obtenidos.

Herramientas para determinar el estado ecológico

Otra de las debilidades a la hora de usar índices biológicos es la necesidad de adaptación de estos a medios donde aún no han sido aplicados. Los indicadores biológicos, aunque muy antiguos (Kolkwitz & Marsson, 1908), usados como herramientas formales reglamentarias han supuesto un avance incuestionable. Sin embargo, deben cumplir una serie de requisitos y ser útiles en regiones climáticas similares. El primer índice desarrollado en España, con los peces como indicadores, fue el IBICAT (Sostoa et al. 2003). Posteriormente se crearon otros adaptados para diferentes regiones de la Península Ibérica (Hermoso et al. 2010; Aparicio et al. 2011) o en el ámbito de gran parte de los ríos europeos, EFI (European Fish Index) (Pont et al. 2007). Todos estos índices ha sido cuestionados (Segurado et al. 2013), presentando la mayoría de ellos grandes problemas a la hora de ser aplicados en ambientes mediterráneos debido al reducido número de especies presentes, el alto número de endemismos, elevados rangos de tolerancia de las especies, un escaso conocimiento de estas y una alta dificultad para encontrar lugares prístinos o no perturbados (estaciones de referencia) (Aparicio et al. 2011).

Para solventar estas dificultades Aparicio et al (2011) crearon un índice de integridad biótica (IBI) sencillo, originalmente desarrollado en la cuenca del Júcar, el cual no tiene en cuenta lugares de referencia, está adaptado para sitios de diversidad baja (pobre en especies) y es comparable con otros lugares ibéricos de ambiente Mediterráneo. El IBI-Júcar se adaptó a la cuenca del Guadalquivir usando 5 parámetros de rápida aplicación. Los parámetros usados fueron la salud de los peces, la estructura de edad de la población, abundancia de capturas y riqueza de la comunidad de especies nativas y exóticas. En las métricas originales se aplicaron varias modificaciones con el objetivo de mejorar la adaptación y su aplicación. Este trabajo demuestra la aplicabilidad de IBI creado en Jucar

Conclusiones

en otras cuencas y pone en práctica un índice de rápida aplicación adaptado a ríos con baja riqueza de especies en medios Mediterráneos. Los resultados obtenidos para la validación de su funcionamiento fueron robustos y coherentes, con una alta sensibilidad a los principales gradientes de presión observados en el área de estudio. Las métricas relacionadas con la presión de especies exóticas resultaron estar relacionadas con una disminución en la calidad de la población de especies nativas, pero no directamente con la pérdida de estas. Los valores de estado ecológico de la cuenca del Guadalquivir según IBI-G desarrollado fueron moderados. Este índice puede ser aplicado a cuencas de características similares para propósitos de monitoreo, gestión y evaluación del estado ecológico dentro de la Directiva Marco de Aguas (DMA). La ventaja de este índice radica en su independencia de los lugares de referencia, altamente innecesarios y difíciles de detectar en áreas con un grado de alteración muy elevado, como es el caso de las cuencas Mediterráneas.

El estado ecológico y el estado de conservación de medios altamente perturbados

Para la determinación del estado ecológico o el estado de conservación de un área a través de índices biológicos, se ha implantado el uso de lugares de referencia, o sitios sin perturbaciones, como modelo base en la DMA. Sin embargo, la dificultad hoy día de encontrar lugares prístinos en climas altamente cambiantes como los Mediterráneos, crea la necesidad de buscar alternativas a este modelo. La búsqueda de información histórica puede proporcionar datos muy valiosos a la hora de realizar comparativas temporales de la comunidad de estudio y proporciona una alternativa a la búsqueda de estaciones de referencia. La cuenca del Guadalquivir es uno de los mayores ríos de la península Iberica, sin embargo ha sido altamente transformado desde 1900, a través de la construcción de presas con un asociado incremento de especies introducidas. Estas especies alógenas encabezan las principales amenazas de la fauna endémica.

En esta tesis se ha podido evaluar otra dificultad que la DMA presenta, es decir, el uso de lugares de referencia y la inclusión de especies exóticas en los índices. Para ello se trabajó en los principales cambios que se han producido en la ictiofauna del Guadalquivir, temporal y espacialmente, a través del uso de datos históricos. Los resultados mostraron una fuerte reducción de las áreas de distribución de la mayoría de las especies evaluadas desde el s. XIX hasta s. XXI, principalmente de la Anguila europea (*Anguilla anguilla*) y de la Trucha común (*Salmo trutta*). Ambas especies se encuentran altamente restringidas a unos escasos kilómetros cuadrados. Por otro lado, se detectó en la mayoría de los casos que el efecto de la introducción de especies exóticas en la población nativa fue moderado aunque difícil de detectar con precisión. El índice IBI-G creado en el capítulo III contiene la métrica de “presión de especies exóticas” en relación con la comunidad nativa. Los resultados de correlaciones entre las métricas del

Conclusiones

índice mostraron que la presión de las especies exóticas no fue el principal factor en la pérdida de especies nativas. Sin embargo, si puede tener efectos en la reducción de la calidad de las comunidades de nativas mediante mecanismos de predación o exclusión. La presión ejercida por las especies exóticas dependió del medio evaluado. La población de especies nativas de ríos presentaron mejor estado de conservación y menor presión de exóticas que en embalses. Cuando las comunidades de márgenes, sectores y regiones bioclimáticas se compararon, la importancia de las especies no nativas en las diferentes comunidades fue moderada. Para entender la causa directa de la reducción de las poblaciones de peces nativos es necesario que se realicen más estudio centrados en actualizar la información de las subcuencas y ríos donde las especies nativas se encontraban históricamente.

Estado de conservación en medios semi-prístinos

Como se ha visto en esta tesis, el conocimiento sobre la conservación de los medios es una vía fundamental a la hora de detectar problemas y variaciones en la biota. En la mayoría de los casos los estudios se han desarrollado en medios Templados y Mediterráneos, con un conocimiento avanzado, si son comparados con los medios Tropicales. En estos últimos, el desconocimiento tanto de la fauna, como de los sistemas acuáticos en general, impide la toma de decisiones correctas para afrontar un sistema de conservación y valoración de las perturbaciones adecuadas. Además, este desconocimiento impide el desarrollo de los principales índices o herramientas desarrolladas en otras áreas. Existe por tanto, una urgente necesidad en la América Latina para afrontar retos ambientales debidos a los crecientes impactos y a la falta de políticas como las que ofrece la DMA. Los trabajos aquí realizados son totalmente necesarios en estos países y, por tanto, tienen un gran potencial para abrir un nuevo camino para su conservación.

La Amazonia Peruana se encuentra localizada en uno de los nacimientos del río Amazonas siendo uno de los ecosistemas más diversos del mundo y punto “hotspots” para la conservación. En esta tesis se llevó a cabo el estudio de la región de Madre de Dios situada al sur-oeste de la región de la cuenca del Amazonas. Aquí coexiste el descubrimiento constante de especies de peces, con un primario, pero creciente, desarrollo de actividades que degradan los sistemas acuáticos. Deforestación, explotaciones mineras, actividades de extracción de petróleo e inadecuadas prácticas de agricultura y ganadería son los principales problemas para los hábitats acuáticos y los peces. Por tanto, es de vital importancia ampliar el conocimiento del funcionamiento de estos medios que se encuentran aún en una situación semi-prístina.

En esta tesis se realizó una caracterización completa de la ictiofauna, analizando las comunidades presentes y la dinámica de la diversidad. Los resultados mostraron una

Conclusiones

diversidad de peces de más de 500 especies y un total de 40 familias con un grado de ocurrencia reducido en la cuenca, haciendo a cada una de ellas fundamentales para la conservación de la región. Esta elevada diversidad y el escaso conocimiento de su biología en comparación con los medios Mediterráneos, impide la aplicación por ejemplo, de índices multimétricos. La cuenca de Madre de Dios presenta unas comunidades donde la mayoría de los sitios están dominados por los mismos competidores (mismas especies en la mayoría de los medios evaluados) debido a un alto grado de dispersión de las especies entre estos medios. Las cuencas que presentaron mayor rango de heterogeneidad de hábitat (Inambari, Alto Madre de Dios y Tambopata) albergaron una comunidad de especies ligeramente diferente al resto de la cuenca, con especies estrictamente de áreas de cabecera y altitudes superiores a los 1000 metros. Este trabajo realizado en una región aún poco conocida como Madre de Dios puede resultar útil para la aplicación a otras regiones con situaciones similares. Además, estos trabajos realizados en MDD son de gran relevancia para el desarrollo de iniciativas de gestión y monitoreo similares a las desarrolladas en Europa con la Directiva Marco de Aguas.

La DMA ofrece nuevas posibilidades para la conservación de los medios acuáticos continentales si es usada de manera correcta, solventando por ejemplo, algunos de los problemas que han sido evaluados aquí. El desarrollo de técnicas libres de un uso de lugares de referencia, incluyendo las especies exóticas, con unos valores reales y acotados, libres de incertidumbre y apoyados de una base rigurosa usando la diversidad de especies como principal indicador de los cambios en el medio, son necesarios dentro de un futuro donde la conservación de los medios acuáticos se somete cada vez más rápido a la homogenización a causa del flujo de especies alóctonas y a la transformación del paisaje.

Referencias discusión general

- Aparicio E., Carmona-Catot G., Moyle P.B. & García-Berthou E. (2011) Development and evaluation of a fish-based index to assess biological integrity of Mediterranean streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **21**, 324–337.
- Birk S., Bonne W., Borja A., Brucet S., Courrat A., Poikane S., *et al.* (2012) Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators* **18**, 31–41.

Conclusiones

- Hering D., Borja A., Carstensen J., Carvalho L., Elliott M., Feld C.K., *et al.* (2010) The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment* **408**, 4007–4019.
- Hermoso, V., Clavero, M., Blanco-Garrido, F., Prenda, J., (2010). Assessing the ecological status in species-poor systems: A fish-based index for Mediterranean Rivers (Guadiana River, SW Spain). *Ecol. Indic.* **10**, 1152–1161.
- Kolkowitz R. & Marsson M. (1908) Okologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Deutsche Bot. Ges.* **26a**, 505–509.
- Pont, D., Hugueny, B., Rogers, C., (2007). Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fish. Manag. Ecol.* **14**, 427–439.
- Prat N. & Munné A. (2014) Biomonitorio de la calidad del agua en los ríos ibéricos: lecciones aprendidas. *Limnetica* **33**, 47–64.
- Prenda J., Clavero M., Blanco-Garrido F., Menor A. & Hermoso V. (2006) Threats to the conservation of biotic integrity in Iberian fluvial ecosystems. *Limnetica* **25**, 377–388.
- Scheuer, S., Haase, D., & Meyer, V. (2011). Exploring multicriteria flood vulnerability by integrating economic, social and ecological dimensions of flood risk and coping capacity: from a starting point view towards an end point view of vulnerability. *Natural Hazards*, **58**, 731–751.
- Segurado, P., Branco, P., and Ferreira, M. T. (2013). Prioritizing restoration of structural connectivity in rivers: a graph based approach. *Landscape Ecology*, **28**, 1231–1238.
- Sostoa, A., Casals, F., Caiola, N.M., Vinyoles, D., Sánchez, S., Franch, C. (2003). Desenvolupament d'un índex d'integritat biòtica (IBICAT) basat en l'ús dels peixos com a indicadors de la qualitat ambiental dels rius a Catalunya. *Documents tècnics de l'Agència Catalana de l'Aigua*. 203 pp.

CONCLUSIONES

CONCLUSIONS



...se dice que el final puede ser el mejor de los inicios...

Conclusiones

Desde hace años los medios acuáticos continentales vienen sufriendo grandes consecuencias de las acciones del hombre. Desde la creación de la Directiva Marco de Aguas y su puesta en marcha en el año 2000 un sinnúmero de herramientas se ha ido creando en el medio europeo con el objetivo de evaluar y gestionar la situación de estos medios. En esta tesis se evalúan las fortalezas y debilidades de algunas de las herramientas utilizadas en la DMA a través de indicadores biológicos como los macroinvertebrados y peces.

Los resultados obtenidos permiten las siguientes conclusiones que proporcionan mejoras en los pasos hacia la conservación de medios acuáticos disparejos como los Mediterráneos o Tropicales:

1. Los trabajos realizados en esta tesis resaltan tanto las deficiencias como las fortalezas en la evaluación del estado ecológico de los medios continentales a través de las herramientas desarrolladas dentro del marco de la Directiva Marco de Aguas. Así como, la urgente necesidad de extrapolar estas directivas con experiencia acumulada a lugares donde aún no existen y con una urgente necesidad de dar pasos hacia su conservación.
2. Las estimaciones fiables de la riqueza de especies de un área mediante la determinación del grado de error y las causas de la incertidumbre en la metodología, son un paso necesario para establecer una monitorización biológica de calidad científicamente aceptable. Se ha demostrado que con la aplicación de la metodología de “20 kick sampling” es posible obtener estimaciones reales de la riqueza de macroinvertebrados a través de modelos, pero el establecimiento de la composición de la comunidad, es decir, la riqueza total-real del que se compone cualquier índice de puntuación, sería inexacta en un grado desconocido.
3. El índice de Integridad Biótica aplicado tanto en el Júcar como en el Guadalquivir (IBI-J e IBI-G), son herramientas de evaluación robusta y coherente, altamente

Conclusiones

sensible a los principales gradientes de presión observados en el área de estudio, como lo demuestra su correlación con muchos indicadores de presión. Por tanto, existe la posibilidad real de extender la misma metodología a cuencas similares para el seguimiento, la gestión y la evaluación ecológica, especialmente en contextos relacionados con la Directiva Marco del Agua (DMA). Además, este nuevo índice está libre del uso de sitios de referencia, un requisito completamente irreal en las cuencas del Mediterráneo, donde existe una escasez general de sitios prístinos.

4. La recopilación de datos históricos son esenciales para documentar los cambios en los patrones de distribución de los peces antes de cualquier aumento de las presiones humanas sobre el medio ambiente o incluso el efecto del cambio climático. Nuestro estudio llevado a cabo en la cuenca del Guadalquivir demuestra el impacto a largo plazo de las presiones humanas en la comunidad de peces. El potencial de las fuentes históricas que describen los sucesos y la abundancia relativa de especies de peces dentro de esta red fluvial entre el siglo XIX y el siglo XXI ha sido crucial para comprender la forma en que los sistemas naturales responden a los impactos antropogénicos. Las especies no autóctonas tienen importantes implicaciones para la gestión, por tanto, los esfuerzos de conservación deben ser aplicados a las especies nativas para la preservación de la biodiversidad acuática mediterránea.
5. El efecto debido a los cambios en la naturalidad de los ríos por parte de la mano del hombre, reduce la presencia de especies nativas a escala local de manera más radical que la presencia de especies exóticas. Estas últimas influyen mayoritariamente en la reducción de la calidad de parámetros poblacionales, no llevando a la desaparición total de las especies nativas.
6. El conocimiento sobre la conservación de los medios es una vía fundamental a la hora de detectar problemas y variaciones en la biota. En los medios tropicales, el desconocimiento tanto de la fauna, como de los sistemas acuáticos en general, impide la toma de decisiones correctas para afrontar un sistema de conservación y valoración

Conclusiones

de las perturbaciones adecuadas. Además, este desconocimiento impide el desarrollo de los principales índices o herramientas desarrolladas en otras áreas. Los trabajos aquí realizados son totalmente necesarios y, por tanto, tienen un gran potencial para abrir un nuevo camino hacia su futura conservación.

7. La DMA ofrece nuevas posibilidades para la conservación de los medios acuáticos continentales si es usada de manera correcta, solventando problemas como los que han sido evaluados aquí. El desarrollo de técnicas libres del uso de lugares de referencia, teniendo en cuenta las especies exóticas, con valores reales y acotados, libres de incertidumbre y apoyados de una base rigurosa sin olvidar la diversidad de especies como principal indicador de los cambios en el medio, son necesarios dentro de un futuro donde la conservación de los medios acuáticos se somete cada vez más rápido a la homogenización a causa del flujo de especies alóctonas y a la transformación del paisaje.

ÍNDICE DE FIGURAS y TABLAS

CAPÍTULO I

Introducción y Síntesis General.

FIGURAS

Pag.

Figura 1: Recopilación de las áreas de estudios llevados a cabo en la tesis titulada “Evaluación del estado ecológico de medios fluviales a través del uso de bioindicadores en cuencas mediterráneas y tropicales”

20

CHAPTER II

Macroinvertebrate taxa richness uncertainty and kick sampling in the establishment of mediterranean rivers ecological status.

TABLAS	Pag.
<p>Table 1: Results of the adjustment of the Clench model (CM) that describes the taxa accumulation curves with respect to the sampling effort of aquatic macroinvertebrates in 15 locations in the River Múrtigas (SW Spain). S_{obs}: observed richness; the 95% confidence interval refers to the number of taxa present as Mau Tau (<i>EstimateS</i>, see materials and methods). Clench Model. A: asymptote (a/b); a and b parameters; R^2: coefficient of determination; %: percentage achieved relative to the asymptote [$S_{obs}/(a/b)$]. Sampling effort to reach an acceptable proportion of richness (kicks) is in the two last columns. $N = 20$ kicks in all cases.</p>	36
APENDICES	
<p>Appendix A: Abundance (number of individuals captured in 15 kicks) of macroinvertebrate families (except Hydrachnidiae, Ostracoda and Oligochaeta) present in 15 locations studied at the Múrtigas river (SW Spain). N: sum of individuals in 15 sampling locations.</p>	39
<p>Appendix B. Bias (scaled mean error, SME), precision (coefficient of variation, CV) and accuracy (scaled mean squared error, SMSE) of macroinvertebrates smoothed taxa accumulation curves (S_{est}) (100 permutations) for the 15 localities studied in the Múrtigas river (SW Spain), for five sampling efforts (3, 5, 10, 15 and 20 kicks). Calculations were performed on the asymptote predicted by Clench model.</p>	40
<p>Appendix C. Asymptote estimated at different sampling efforts through Clench Model and percentage respect asymptote estimated at 20 kick for sites sampled.</p>	41

FIGURAS

Figure 1: Bias, precision and accuracy. Bias is the difference between the observed average richness and the accepted reference value or actual value, determining the under- or overestimates of the true value. Precision, or random error, is the variance of the observed values, independently of the accepted real value. Accuracy is defined as the total distance between the observed values and the accepted true value. 32

Figure 2: Macroinvertebrates sampling localities (open circles) in the River Múrtigas (SW Spain). The Múrtigas basin is shown in grey. 33

Figure 3: Observed macroinvertebrate taxa accumulation curves and adjusted models for 15 localities sampled in the Múrtigas River (SW Spain). Dashed lines: observed data (S_{obs} ; filled circles); expected data (smoothed curves; filled triangles) \pm error bars (standard deviation, SD). Solid line is the adjusted Clench model (CM, empty squares). Solid line and expected data are usually superimposed, because of the very high Clench adjustment. Horizontal line is the asymptote predicted by the CM. In brackets the rate of change (b), see Eq. 1. 35

Figure 4: Median box plot of scaled mean error (SME, bias), scaled mean squared error (SMSE; accuracy) and coefficient of variation (CV, precision) of macroinvertebrate total richness estimates from the Múrtigas river (SW Spain) for different sampling effort (kicks). Error bars: range; x: outlier values. 36

Figure 5: The ecological status, according to BMWP scores based on macroinvertebrates, in Múrtigas river (SW Spain) depends on sampling effort. The locations with the most and less precise richness estimate, respectively (9 and 4) are represented. The curves have been obtained after 30 random permutations of the observed taxonomic composition, per kick, for each locality. Colour of circle represents quality states: Blue (Very Good); Green (Good); Yellow (Moderate); Orange (Poor). 38

CHAPTER III

The ecological and conservation status of the Guadalquivir river basin (S Spain) through the application of a fish-based multimetric index.

TABLAS	Pag.
<u>Table 1.</u> Supplementary Material. General statistics related to water uses and availability in the Guadalquivir basin (S Spain).	60
<u>Table 1.</u> Descriptive statistics of environmental characteristics of Guadalquivir basin (S Spain). Codes used in figures and tables are provided. <i>n</i> , number of sites in data sets.	48
<u>Table 2.</u> Percentile CPUE ^{*100} and size class intervals used to score the CPUEth and SIZE_CLASS metrics of native fishes.	48
<u>Table 3.</u> Fish species found at Guadalquivir Basin (<i>n</i> = 156), including the percentage of occurrence, total catches, number of sites and CPUE statistics.	49
<u>Table 4.</u> Global ecological status of the Guadalquivir basin (S Spain) water masses according to several common indexes used in the WFD. Codes used in figures and tables are provided. <i>n</i> , number of sites in data sets.	50
<u>Table 5.</u> Descriptive statistics of IBI-Guadalquivir and of the five individual fish metrics that make up the full index (<i>n</i> = 156).	51
<u>Table 6.</u> Spearman's correlation coefficients between the different fish metrics used in the IBI-Guadalquivir. The metrics are adjusted to the range 0-10.	53
<u>Table 7.</u> Comparative results of percentage of contribution for dissimilarities for each bivariate combination of status classes from IBI-G using a PERMANOVA and SIMPER analysis. Class very good had only one site so it was discarded.	54
<u>Table 8.</u> Correlation matrix (rs: Spearman's rank coefficient) of the metrics constituting the IBI-Guadalquivir and the overall index with various other quality	55

indices commonly employed in the application of the WFD, and some environmental variables related to anthropogenic pressures. Original data (not ranged as 0-10 points) were used for the metrics.

FIGURAS

- Figure 1.** Map of the Guadalquivir river basin in S Spain, with indication of fish sampled sites during July 2008 (black dots, n = 156) used to determine the ecological status and conservation value of the basin. **47**
- Figure 2.** Mapping of scored metrics (ranged 0-10) and Index of Biotic Integrity scores derived for the Guadalquivir basin in Spain (IBI-G, ranged 0-100) through five status quality classes. **52**
- Figure 3.** Relationship between IBI-Guadalquivir (IBI-G) and some environmental parameters (Adam: total reservoir surface area; Drain: drainage basin area; Pop: population density; Turb: turbidity; %Agri: Percentage of catchment with agriculture; Elev: elevation and PC_d: principal component degradation axis) See table 1. **53**
- Figure 4.** Relationship between the percentages of natural forest (%NAT) or protected (%Protect) area in the drainage area and IBI-Guadalquivir (IBI-G) for regulated (dotted line and symbol ○) and non-regulated (continuous line and symbol ●) sites of Guadalquivir River Basin. **54**
- Figure 5.** Responses of the Biotic Integrity Index of Guadalquivir basin quality classes to different indicators of water quality (physical habitat and biotic perturbations) and the responses to the invasion status (measured as the proportion of invasive species richness). **56**
- Figure 6.** Principal Component analysis of the biotic indices, natural use and IBI-G in the Guadalquivir basin. Points show sites scores and arrows display loadings of the parameter used. The first axis explains 46.2% of the variation (eigenvalue = 4.62) as a result of a general environmental status gradient. The second axis (12.7%; eigenvalue = 1.27) describes a taxonomic discrimination gradient. Abbreviations are in Table 2 and 3. **56**
-

CHAPTER IV

Historical long-term dynamics in the distribution of freshwater fishes in a Mediterranean basin.

TABLAS	Pag.
<u>Table 1.</u> List of freshwater fish species sampled, showing, standard international name (Leunda et al. 2009), origin respect to the Guadalquivir basin (native or non-native), code, total abundance (CPUE*100), total biomass (BPUE) and relative frequency of occurrence (%).	70
<u>Table 2.</u> XIX century and current total area (km ²) of native fish distribution obtained from sub-basins occupied in the Guadalquivir catchment. % change is an estimate of the area lost between both periods. Overlap is referred to sub-basins with both current and historical data. The last column compares the distribution by basin sectors within species between XIX and current data.	74
<u>Table 3.</u> Species contribution to statistical differences (dissimilarity) (P<0.05 in pairwise PERMANOVA tests) between fish community composition at each level of factors based on SIMPER analysis. Non-native species are shown in bold.	79
<u>Table 3.</u> Continued.	79
<u>Table 4.</u> SIMPER analysis of fish relative occurrence for locations with and without exotic species. Average contribution dissimilarity per species (av. dissim), percentage of contribution (contri. %), cumulative value of contribution (cumulative %) and the mean relative occurrence (relative abundance (CPUE*100) are shown in parenthesis). 90% cut-off point is shown through a cutting line.	84

FIGURAS

<u>Figure 1.</u> Map of the Guadalquivir River (S Iberian Peninsula) and 192 sites sampled for fish and habitat variables. The basin has been divided into six sectors, three per margin, reflecting the lower, medium and upper basin. Sectors are shown in different shades of grey.	68
--	-----------

- Figure 2.** Graphical representation of the strategy followed to set the distribution of selected fish species used for both historical (19th century) and current periods. *Locations* are referred to towns for historical data (squares with solid line) and stretches of river (points) surveyed for current data. Sp_i are species used for the map distribution i . Grey square are locations (squares with solid line) or sub-basins (squares with dotted line) selected at each step. **71**
- Figure 3.** Relative contribution of five native fish species in different sectors of Guadalquivir basin from historical (top) and actual (bottom) periods using all data available for both periods. Black bars, quadrant A; dotted bars: quadrant B; grey bars: quadrant C; vertical striped bars: quadrant D; diagonal striped bars: quadrant E and white bars: quadrant F. Species code are listed in Table 1. **75**
- Figure 4.** Distribution maps of (a) eel (*Anguilla anguilla*), (b) brown trout (*Salmo trutta*), (c) southern Iberian barbel (*Luciobarbus sclateri*), (d) southern straight-mouth nase (*Pseudochondrostoma willkommii*) and (e) southern Iberian chub (*Squalius pyrenaicus*) in Guadalquivir River at nineteenth century and present (2010). The grey area indicates the distribution of species in nineteenth century and the striped areas represent the current distribution. Only sub-basins with presences in XIX century and nowadays (overlapping temporal distribution) were used for comparison between from dates (f). **77**
- Figure 5.** Mean relative abundance (CPUE) and biomass (BPUE) of native and non-native species in rivers and reservoirs of Guadalquivir basin. Error bars indicate SE. **78**
- Figure 6.** Mean species richness per bioclimatic level in the Guadalquivir basin, including both native and non-native species. White bars represent all species, grey bars are native species and black bars are non-native species. **83**
- Figure 7.** Abundance relationship among non-native and native fishes in sectors of Guadalquivir basin. Abundance is expressed as capture per unit effort (CPUE). Filled circle are reservoirs sites and empty circle are river sites. **85**
-

CHAPTER V

Fish biodiversity patterns along environmental gradients in an Amazon River floodplain, Peru.

TABLAS	Pag.
<p>Table 1. Environmental variables used to characterise the sampled sites at reach (measured in situ) and landscape (obtained from GIS) spatial scales (n = 126). For each variable it is indicated the analysis in which were employed.</p>	111
<p>Table 2. Results of pairwise comparisons from an analysis of similarities or β-diversity (ANOSIM, below the diagonal, R and p-value), axis community heterogeneity from detrended correspondence analysis (DCA, on the diagonal, CV) and average dissimilarities between groups from SIMPER (above the diagonal, %) in different categorical variables. Codes of variables are show, number of sites (N) and number of species per groups or α-diversity (S). N=122.</p>	115
<p>Table 3. Relative frequency (%) of species present in the different groups of variables used (coded columns). Species are arranged by their overall weight in the SIMPER analysis (only the 20 most important in each group are shown). Cumulative percent (% Acum.) of each species according to SIMPER is shown for each group. The codes of each group category are in Table 2. For species code see Appendix.</p>	120
<p>Table 4. Results of canonical correspondence analysis (CCA) showing percentages of variance in community composition of species explained by landscape and reach variables. Individual: variance explained when a variable is the only variable in the model; partial: variance explained by the variable, but not explained by other variables; canonical: sum of all canonical eigenvalues or variance explained when all variables selected are in the model (percentage in brackets). All entries shown are significantly different from zero effect (p<0.01) except those indicated with asterisks (*p<0.05). Coefficients in axis are inter-set correlation of environmental variables with axes (CorE). Significance of Pearson correlation between axis and environmental variables (Env) used *<0.05; **<0.01; ***<0.001. Cum: cumulative percentage.</p>	126
	186

APENDICES

Appendix A. Fish species collected from Madre de Dios basin. Order, family and code per species are shown. N = number of sites with presence; FO = relative frequency of occurrence (%) of 122 samples (only sites in rivers); Tolerance per axis are measured by standard deviation (s.d.) in solution file of CANOCO procedure. Var. expl. = percentage of variance explained by overall CCA environmental factors per specie (%). Last columns are mass of water where taxa were detected (S, stream; R, river; L, lake). **135**

FIGURAS

Figure 1. Map of study area showing the collections sites in the Madre de Dios and some peripheries basins, Peru. Elevation ranges are show in the study area and code for different sub-basin collected (see Table 1 for code names). **110**

Figure 2. Ordination from detrended correspondence analysis (DCA) of 475 fish samples. Ordination is based on presence-absence of species composition of each sample. Panels show envelopes circumscribing collection from selected (A) clearness: 1 (clear, ○), 2 (white, □) and 3 (black, ●), (B) sub-drainages, (C) stream size and (D) mass of water: 1 (river, ○) and 2 (stream, ■) (see table 2 for details). For better clarity only sub-drainages 63 (Manuripi-Tahumanu, ▲), 65 (Tambopata, ●), 67 (Las Piedras, △), 69 (Inambari, □), 70 (I. Alto MDD, ○) and 71 (I. Alto Acre, +) are enveloped in panel B. Stream order 1 (◆), 2 (□), 4 (■) and 6 (○) are in panel C. **123**

Figure 3. Ordination from detrended correspondence analysis (DCA) of 475 fish samples based on species composition. Panels show centroids from selected (A) sub-drainages and (B) stream size (see table 2 for descriptions). **124**

Figure 4. Graphical representation of the amount of variance explained (%) by all explanatory variables combined (open bar) and by each group of variables (partial: black bars; rest, i.e. residual variance explained by others variables: grey bars). The unexplained variance (82% of total inertia) is not shown. **127**

Figure 5. Response curves or probability of occurrence of species significantly related with the first CCA axis according to the GAM procedure. The interpretation of the first CCA axis is represented on the right botton of the figure. Dashed vertical line represents the cero point value of the first CCA axis. Only **129**

significant relationships are reported. Abbreviations species name: (a) Tho ste (*Thoracocharax stellatus*); (b) Ast abr (*Astyanax abramis*); (c) Ast max (*Astyanax maximus*); (d) Cre ung (*Creagrutus unguis*); (e) Hem sp (*Hemibrycon* sp); (f) Kno sp1 (*Knodus* sp 1); (g) Eig vir (*Eigenmannia virescens*); (h) Buj tam (*Bujurquina tambopatae*); (i) Stu nig (*Sturisoma nigrirostrum*); (j) Pim blo (*Pimelodus blochii*); (k) Anc sp1 (*Ancistrus* sp1.); (l) Cro bah (*Crossoloricaria bahuaja*); (m) Hyp sp1 (*Hypostomus* sp1.) and (n) Rha que (*Rhamdia quelen*). Species abbreviations are based on the first three letters of genus plus three first letters of species names (for full names see Appendix A).

Figure 6. Absolute richness (i.e species number per sites) relationship with stream size (a), elevation (b, ● black water; ○, clear water; □, white water), first CCA gradient (c), slope (d), heterogeneity (e, species diversity per points using the CANOCO outputs), depth (f), width (g, ● black water; ○, clear water; □, white water) and groups of clearness (h). All relationships shown were set as <0.01** of significant level using a GLM procedure.

131

LISTADO DE ABREVIATURAS

Abreviatura	Denominación
AIC	Akaike Information Criterion
ANCOVA	Análisis de la Covarianza
ANOSIM	Analysis of similarities
BMWP	Biological Monitoring Working Party
BPUE	Biomass Per Unit Effort
BQE	Biological Quality Elements
CA	Comité Europeo de Normalización
CEE	European Commission
CEN	European Committee for Standardization
CHE	Confederación Hidrográfica del Ebro
CM	Clench model
CPUE	Catch Per Unit Effort
CPUEth	Catch Per Unit Effort percentile
CV	Coefficiente de Variación
DCA	Detrended Canonical Analysis
DELTP	Deformities, Eroded fins, Lesions, Tumors and Parasites
DEM	Digital Elevation Model
DMA	Directiva Marco de Aguas
EC	European Community
ESRI	Environmental Systems Research Institute
FISK	Fish Invasiveness Scoring Kit
FO	Frequency of Occurrence
GAM	Generalized Additive Models
GIS	Geographic Information Systems

Listado de Abreviaturas

GLM	Generalized Lineal Models
IASPT	Iberian Average Score per Taxon
IBD	Diatom Biological Index
IBI	Index of Biotic Integrity
IBI-G	Index of Biotic Integrity of Guadalquivir
IBI-J	Index of Biotic Integrity of Jucar
IBMWP	Iberian Biological Monitoring Working Party
IHF	Fluvial Habitat Index
IM	Index of Macrophytes
INEI	Instituto Nacional de Estadística e Informática
IPS	Specific Pollution Sensitivity Index
IUCN	International Union for Conservation of Nature
MDD	Madre de Dios
ML	Mesomediterranean Lower
MU	Mesomediterranean Upper
O/E	Observed/Expected
OLS	Ordinary Least Square
PCAi	Principal Component Analysis
PCd	Princiapl Component Degradation Axis
PERMANOVA	Permutational multivariate analysis of variance
pSMI	partial Scaled Mass Index
QBR	Riparian Vegetacion Quality Index
R2	Coficiente de Determinación
REDIAM	Red de Información Ambiental de Andalucía
RMA	Reduced Major Axis
S	Richness
SD	Standard Deviation

Listado de Abreviaturas

Sest	Estimated Richness
SIMPER	Similarity Percentage
SL	Supramediterranean Lower
SME	Scaled Mean Error
SMSE	Scaled Mean Square Error
Sobs	Observed Richness
STAXA	Taxa richness
TAC	Taxa Accumulation Curves
TL	Thermomediterranean Lower
TU	Thermomediterranean Upper
UE	Unión Europea
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
UTM	Universal Transverse Mercator
VIF	Variance Inflation Factor
WFD	Water Framework Directive

Agradecimientos

AGRADECIMIENTOS



*...al final,
siempre te acompaña quien te quiere
por lo que siente a tu lado,
no por lo que piensa de ti...*

AGRADECIMIENTOS

Normalmente, esta sección es muy personal. En mi caso me gustaría contar cronológicamente como aparecieron las personas que me han acompañado durante este duro y largo viaje, un viaje en el que si no pierdes el norte, se convertirá en una etapa llena de recuerdos únicos.

Cuando amas la naturaleza en sí, el tiempo que pases con ella te convierte en un privilegiado. Por ello solo el hecho de dar unas prácticas no remuneradas en la Estación Biológica de Doñana y CIECEM, me hacían sentir vivo, feliz...y la vez te abre las puertas de la investigación, si estás preparado.

Durante estas prácticas conocí grandes profesionales y mejores personas, empezando por las prácticas de limnología a la orden de *Miguel Ángel Bravo*, un gran trabajador y aun mejor persona. A su equipo de campo le agradezco la gran compañía de *Isidro Román, Antonio Alcaide, Edwin, Diego y Ana Andreu*. Recorrer todos los humedales de Doñana no tiene precio y con ellos aprendí la mayoría de lo que hasta hoy sé.

No conformándome con lo vivido, me propuse hacer otras prácticas con EBD-CICEM, pero en este caso con seguimiento de avifauna. Es increíble pasar de mirar el agua a mirar el cielo. Es aún mejor si te acompaña gente como *Rubén Rodríguez*, al que le agradezco la mayoría de mis conocimientos sobre aves y aún le sigo agradeciendo que me avise para echarle una mano, muchas gracias Rubén por tu apoyo y por enseñarme Doñana como tú la ves. Con estas prácticas también pase ratos muy divertidos con *Iván Sanmartín*, en Manecorro. En todo este tiempo agradezco la compañía, y el hecho de aceptarme como amigo y compañero, a grandes ornitólogos como *José Luis del Valle, Los Carlos Camacho-Molina-Dávila, José Luis Arroyo* y como no a *Luis García*... nos seguiremos viendo entre marismas y salinas.

Y de aquí sale lo que por fin sueñas, trabajar en esto. Solo tengo palabras de agradecimiento a *José Prenda* por darme la oportunidad de empezar con su grupo de investigación en la Universidad de Huelva y por confiar en mí hasta el último día. Gracias por enseñarme tantos conocimientos, empujarme a crecer como investigador y dejar que termine este camino inmerso en los ríos. Por suerte no solo queda como director de tesis, sino como un amigo.

Agradecimientos

...y sobre todo gracias por permitirme una de las mejores etapas de mi vida donde conocería a mis mejores compañeros de vida y mejores amigos. Entre ellos mis compañeros de grupo de investigación *Pedro Sáez* y *Antonio E. Palacios*. Pues sí que hemos pisado ríos y rodado por barrancos de montañas...que grandes recuerdos. Gracias compañeros. También dentro del grupo de investigación más tarde se incorporaron *Antonio Sanchez* y *Begoña*, que aunque fue corto, pero me llevo una gran amistad de unos buenos currantes. Un abrazo. Tampoco dentro de este grupo de trabajadores me podría olvidar de los técnicos del equipo campo de la Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía: *Fran*, *Julián*, *Rodrigo* y *Silvia*. Grandes trabajadores y por suerte me llevo su amistad. Un abrazo a los 4, no me olvidaré de las anguilas.

En fin, sin darte cuenta sabes que vas a hacer buenas migas con gente que está en otros grupos de investigación de la universidad, pero desde luego no sabes que entre ellos vas a encontrar los dos mejores amigos con los que compartir los “*momentos mierdas*”, *Alberto Vélez* y *Andrés*, ¿por qué sois tan “payasos”? Jajaja Me encanta estar con ustedes, no me lo puedo pasar mejor que estando con ellos aunque solo sean unos minutos. Gracias.

Y no menos importante es todo el equipo de videos de tesis, otros tantos con los que hacer miles de tonterías y reírte sin parar, aquellos que sabes dónde estás porque ellos también pasan por ahí y te apoyan en todo momento, Gracias *Alberto García*, *Encarni*, *Merchi* y *Marta*. Grandes doctores y grandes amigos. Seguiremos bailando.

También tienes la suerte de conocer el grupo de investigación de las “*Marías*”, dirigido por un gran investigador y persona, *Carlos Vilchez*, al que le agradezco su apoyo en todo. Aquí puedes encontrar gente muy trabajadora y a la vez muy divertidas para echarte unas risas. Gracias Compañeras, vecinas y amigas: *Maria Cuaresma*, *Isa Vaquero*, *Maika*, *María Vazquez*, *Mari Carmen*, *Eli* y, ¡otras, un tío!, *Juanlu* jaja, un abrazo a todos y gracias! El “*Grupo Bital*”.

Si hablara de este grupo, y no nombrase a la persona que desde que la conocí me hizo crecer en todos los sentidos, sonreír y a ser feliz durante el tiempo que paso a su lado, no tendría perdón. *Zaida Montero*, conocerla es un privilegio, como persona y como investigadora, porque ama tanto su trabajo que no puedes evitar que se te pegue eso, y como amiga, solo tienes que preguntar a alguien que la conozca, no te defrauda. Tengo la suerte de ser amigo, compañero de vida, vecino y compañero de trabajo. Qué más puedo pedir, gracias por apoyarme en todos los momentos, aguantarme y entenderme y sobre

Agradecimientos

todo por admirarme como yo te admiro a ti. Y como no gracias a toda su familia, son magia.

Entre todos ellos siempre hay, en mi caso 3, que sufren tu lejanía, tus malos y buenos momentos, y que siempre están ahí. Mis padres y mi hermano. Los pilares de mi vida. GRACIAS.

Esta tesis se la dedico a *Sultán, mi fiel* y peludo amigo de *4 patas*.