



UNIVERSIDAD
DE GRANADA

Una propuesta para la evaluación y gestión de conflictos en políticas internacionales de sostenibilidad

**PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS
ECONÓMICAS Y EMPRESARIALES RD99/2011**

Línea de investigación: Internacionalización
económica, instituciones y políticas

Tesis propuesta por D^a Mónica de Castro Pardo
Director: Dr. José María Martín Martín

Editor: Universidad de Granada. Tesis Doctorales
Autor: Mónica de Castro Pardo
ISBN: 978-84-1117-960-9
URI: <https://hdl.handle.net/10481/84361>

A mis hijos y a mis padres, como siempre

*“Me he sentado en el centro del bosque a respirar.
Me he sentado en el centro del mundo a respirar.”*

Antonio Colinas

ÍNDICE DE CONTENIDO

1. SÍNTESIS.....	12
2. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....	20
3. REVISIÓN DE LITERATURA.....	39
3.1. EJE 1: LA GESTIÓN DE CONFLICTOS POR EL USO DE LOS RECURSOS NATURALES.....	40
3.2. EJE 2: LA GESTIÓN DE CONFLICTOS POR EL USO DEL AGUA.....	45
3.3. EJE 3: LA CONSTRUCCIÓN DE INDICADORES COMPUESTOS PARA MEDIR LA EFICACIA DE POLÍTICAS DE AGUA	45
3.4. EJE 4: LA CONSTRUCCIÓN DE INDICADORES COMPUESTOS PARA MEDIR LA EFICACIA DE POLÍTICAS DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	50
4. METODOLOGÍA	55
4.1. EJE 1: LA GESTIÓN DE CONFLICTOS POR EL USO DE LOS RECURSOS NATURALES.....	56
4.1.1. <i>Identificación de los objetivos de gestión, selección de agentes de interés y recogida de datos</i>	56
4.1.2. <i>Identificación de las prioridades grupales consistentes</i>	57
4.1.3. <i>Evaluación y modelización de conflictos</i>	59
4.1.4. <i>Validación del modelo y caso de estudio</i>	62
4.2. EJE 2: LA GESTIÓN DE CONFLICTOS POR EL USO DEL AGUA.....	64
4.2.1. <i>Búsqueda de literatura</i>	64
4.2.2. <i>Estructura</i>	65
4.2.3. <i>Análisis de datos</i>	68
4.3. EJE 3: LA CONSTRUCCIÓN DE INDICADORES COMPUESTOS PARA MEDIR LA EFICACIA DE POLÍTICAS DE AGUA	68
4.3.1. <i>Un índice basado en métodos Fuzzy-DEA</i>	68
4.3.2. <i>Un índice basado en un modelo de distancias</i>	78
4.4. EJE 4: LA CONSTRUCCIÓN DE INDICADORES COMPUESTOS PARA MEDIR LA EFICACIA DE POLÍTICAS DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD.	88
4.4.1. <i>Selección de dimensiones y variables</i>	88
4.4.2. <i>Selección y preparación de datos</i>	99
4.4.3. <i>El modelo BoD- DEA propuesto</i>	100
5. RESULTADOS.....	106
5.1. EJE 1: LA GESTIÓN DE CONFLICTOS POR EL USO DE LOS RECURSOS NATURALES.....	107
5.1.1. <i>Identificación de los objetivos de gestión, selección de agentes de interés y recogida de datos</i>	107
5.1.2. <i>Solución global y grupal consistente</i>	110
5.1.3. <i>Análisis de conflicto global</i>	111
5.1.4. <i>Análisis de conflictos inter-grupo</i>	115
5.1.5. <i>Resultados comparados</i>	119
5.2. EJE 2: LA GESTIÓN DE CONFLICTOS POR EL USO DEL AGUA.....	121
5.2.1. <i>Análisis global</i>	121
5.2.2. <i>Análisis por tipo de servicio ecosistémico</i>	130
5.3. EJE 3: LA CONSTRUCCIÓN DE INDICADORES COMPUESTOS PARA MEDIR LA EFICACIA DE POLÍTICAS DE AGUA.	136
5.3.1. <i>Un índice basado en métodos Fuzzy-DEA</i>	136
5.3.2. <i>Un índice basado en un modelo de distancias</i>	145
5.4. EJE 4: LA CONSTRUCCIÓN DE INDICADORES COMPUESTOS PARA MEDIR LA EFICACIA DE POLÍTICAS DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	156
5.4.1. <i>Resultados en términos de rendimiento</i>	156
5.4.2. <i>Resultados en términos de limitaciones</i>	158
5.4.3. <i>Resultados combinados de rendimiento y limitaciones</i>	160

5.4.4.	<i>Resultados en términos de vulnerabilidad</i>	163
6.	DISCUSIÓN	167
6.1.	EJE 1: LA GESTIÓN DE CONFLICTOS POR EL USO DE LOS RECURSOS NATURALES.....	168
6.2.	EJE 2: LA GESTIÓN DE CONFLICTOS POR EL USO DEL AGUA.....	171
6.3.	EJE 3: LA CONSTRUCCIÓN DE INDICADORES COMPUESTOS PARA MEDIR LA EFICACIA DE POLÍTICAS DE AGUA	178
6.4.	EJE 4: LA CONSTRUCCIÓN DE INDICADORES COMPUESTOS PARA MEDIR LA EFICACIA DE POLÍTICAS DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	184
7.	CONCLUSIONES	192
7.1.	EJE 1: LA GESTIÓN DE CONFLICTOS POR EL USO DE LOS RECURSOS NATURALES.....	193
7.2.	EJE 2: LA GESTIÓN DE CONFLICTOS POR EL USO DEL AGUA.....	195
7.3.	EJE 3: LA CONSTRUCCIÓN DE INDICADORES COMPUESTOS PARA MEDIR LA EFICACIA DE POLÍTICAS DE AGUA	197
7.4.	EJE 4: LA CONSTRUCCIÓN DE INDICADORES COMPUESTOS PARA MEDIR LA EFICACIA DE POLÍTICAS DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	201
7.5.	CONCLUSIONES GENERALES	204
8.	REFERENCIAS	207
9.	AGRADECIMIENTOS	253

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. LOCALIZACIÓN DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA MESETA IBÉRICA EN EUROPA Y DISTRIBUCIÓN DE LAS ZONAS NÚCLEO (ROJO), TAMPÓN (AMARILLO) Y TRANSICIÓN (VERDE) DE LA RESERVA. FUENTE: ZASNET (2020).....	64
FIGURA 2. PUNTUACIONES FINALES NORMALIZADAS PARA LAS ITERACIONES 1, 2 Y 3 (IT1, IT2, IT3), SOLUCIÓN GLOBAL ORIGINAL Y PUNTUACIONES ORIGINALES EVALUADAS POR LOS GRUPOS DE GOBIERNO, AGRICULTORES, EMPRESARIOS Y CIENTÍFICOS DESDE UN ENFOQUE GLOBAL.....	114
FIGURA 3. CAMBIOS EN EL ÍNDICE DE CONFLICTO EN LAS ITERACIONES 1, 2 Y 3 VS EL ÍNDICE DE CONFLICTO (%) POR OG Y DIMENSIÓN.	115
FIGURA 4. ANÁLISIS DE CONFLICTOS PAREADOS ENTRE GRUPOS DE INTERÉS: GOBIERNO (GOB), AGRICULTORES (AGR), EMPRESARIOS (EMP) Y CIENTÍFICOS (CIEN). EL COLOR ROJO INDICA UN FUERTE CONFLICTO Y EL AZUL UN CONFLICTO DÉBIL.....	116
FIGURA 5. CAMBIO EN LOS CONFLICTOS INTERGRUPALES POR OG Y PARES DE GRUPOS COMO RESULTADO DE LA ITERACIÓN 1. EL COLOR ROJO INDICA UN FUERTE CONFLICTO Y EL AZUL UN CONFLICTO DÉBIL.	117
FIGURA 6. CAMBIO EN LOS CONFLICTOS INTERGRUPALES POR OG Y PARES DE GRUPOS COMO RESULTADO DE LA ITERACIÓN 2. EL COLOR ROJO INDICA UN FUERTE CONFLICTO Y EL AZUL UN CONFLICTO DÉBIL.	118
FIGURA 7. CAMBIO EN LOS CONFLICTOS INTERGRUPALES POR OG Y PARES DE GRUPOS COMO RESULTADO DE LA ITERACIÓN 3. EL COLOR ROJO INDICA UN FUERTE CONFLICTO Y EL AZUL UN CONFLICTO DÉBIL.	118
FIGURA 8. PORCENTAJE TOTAL DE ARTÍCULOS POR TIPO DE SEAD.....	122
FIGURA 9. PORCENTAJE DE ARTÍCULOS POR TIPO DE SEAD Y PERÍODO TEMPORAL.	122
FIGURA 10. PORCENTAJE TOTAL DE ARTÍCULOS POR MÉTODO MCDM.....	123
FIGURA 11. PORCENTAJE DE ARTÍCULOS POR MÉTODO MCDM Y PERÍODO TEMPORAL.	124
FIGURA 12. PORCENTAJE TOTAL DE ARTÍCULOS POR TIPO DE PARTICIPACIÓN.....	125
FIGURA 13. PORCENTAJE DE ARTÍCULOS POR TIPO DE PARTICIPACIÓN Y PERÍODO TEMPORAL.	125
FIGURA 14. PORCENTAJE TOTAL DE ARTÍCULOS POR REGIÓN BIOGEOGRÁFICA.	126
FIGURA 15. PORCENTAJE DE ARTÍCULOS POR REGIÓN BIOGEOGRÁFICA Y PERÍODO TEMPORAL.....	126
FIGURA 16. PORCENTAJE DE ARTÍCULOS POR CUERPO DE AGUA.....	128
FIGURA 17. PORCENTAJE DE ARTÍCULOS POR CUERPO DE AGUA Y PERÍODO TEMPORAL.	128
FIGURA 18. PORCENTAJE DE ARTÍCULOS POR PROBLEMA A RESOLVER.	129
FIGURA 19. PORCENTAJE DE ARTÍCULOS POR PROBLEMA A RESOLVER Y PERÍODO TEMPORAL.....	130
FIGURA 20. PORCENTAJE DE ARTÍCULOS POR TIPO DE PARTICIPACIÓN Y PERÍODO TEMPORAL.	134
FIGURA 21. GRÁFICOS DE LOS NÚMEROS FUZZY TRIANGULARES QUE REPRESENTAN LOS RESULTADOS DEL ÍNDICE COMPUESTO DE SOSTENIBILIDAD DEL AGUA CUANDO LOS PESOS DE LA CAPACIDAD Y LA RESILIENCIA SON 0.5 (VERDE), 0.25 Y 0.75 (NEGRO) Y 0.75 Y 0.25 RESPECTIVAMENTE (AZUL).	142
FIGURA 22. PESOS GRUPALES PARA LAS DIMENSIONES Y SUB-DIMENSIONES.	146
FIGURA 23. PUNTUACIONES OBTENIDAS POR EL IGOA CON LA EVALUACIÓN DE LAS LIMITACIONES ($\lambda=0.5$) Y PUNTUACIONES OBTENIDAS POR EL IGOA CON LA EVALUACIÓN DEL RENDIMIENTO ($\lambda=1$). LOS VALORES QUE SE ENCUENTRAN ENCIMA DE LAS BARRAS INDICAN LA POSICIÓN EN EL RANKING DE CADA PAÍS.	162
FIGURA 24. RATIO DE VULNERABILIDAD (RV) EN LOS PAÍSES ANALIZADOS.	163
FIGURA 25. BURBUJAS QUE REPRESENTAN LA VULNERABILIDAD POR PAÍSES.	164
FIGURA 26. CLASIFICACIÓN DE LOS PAÍSES ANALIZADOS SEGÚN SU NIVEL CRUZADO DE RENDIMIENTO-LIMITACIONES. VER DESCRIPCIÓN DE LAS CATEGORÍAS S1 A S4 EN EL TEXTO.	165

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. ÍNDICES DE SOSTENIBILIDAD DE AGUA, ESQUEMA DE PONDERACIÓN, ENFOQUE DE PARTICIPACIÓN Y ESQUEMA DE COMPENSACIÓN.	49
TABLA 2. ESTUDIOS QUE SE OCUPAN DE MEDIR EL LOGRO DE LOS OBJETIVOS DE AICHI, OBJETIVOS ANALIZADOS, MÉTODO DE AGREGACIÓN Y NÚMERO DE INDICADORES.	53
TABLA 3. ENFOQUES, INDICADORES Y UNIDADES, AÑOS DE LAS SERIES TEMPORALES EMPLEADAS, TIPO DE INDICADOR Y FUENTE.	77
TABLA 4. DIMENSIONES, SUB-DIMENSIONES, INDICADORES, AÑOS, TIPO Y FUENTE.	81
TABLA 5. DESCRIPCIÓN DE INDICADORES DE RENDIMIENTO. LOS INDICADORES (+) SON DEL TIPO "MÁS ES MEJOR" Y (-) DEL TIPO "MENOS ES MEJOR". LOS INDICADORES MARCADOS CON ASTERISCO FUERON TRANSFORMADOS PARA ASEGURAR UN BUEN DESEMPEÑO.	97
TABLA 6. DESCRIPCIÓN DE INDICADORES DE LIMITACIÓN. LOS INDICADORES (+) SON DEL TIPO "MÁS ES MEJOR" Y (-) DEL TIPO "MENOS ES MEJOR". LOS INDICADORES MARCADOS CON ASTERISCO FUERON TRANSFORMADOS PARA ASEGURAR UN BUEN DESEMPEÑO. CONSULTAR LA TABLA 5 PARA OBTENER UNA DESCRIPCIÓN DE LOS OBJETIVOS Y METAS.	98
TABLA 7. OBJETIVOS DE GESTIÓN IDENTIFICADOS PARA LA RESERVA DE LA BIOSFERA MESETA IBÉRICA POR DIMENSIÓN.	108
TABLA 8. DESCRIPCIÓN DE LOS OBJETIVOS DE GESTIÓN IDENTIFICADOS EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA MESETA IBÉRICA.	109
TABLA 9. IMPORTANCIA RELATIVA GLOBAL, IMPORTANCIA RELATIVA PARA CADA GRUPO DE INTERÉS Y DESVIACIONES TÍPICAS.	111
TABLA 10. RESULTADOS DE LOS ÍNDICES DE CONFLICTO ORIGINALES (IC ORIGINAL) Y DE LOS ÍNDICES DE CONFLICTO OBTENIDOS TRAS APLICAR EL MODELO EN LAS ITERACIONES 1, 2 Y 3 (C_{IT1} , C_{IT2} Y C_{IT3}) PARA $IC \mp 2*DT$, $IC \mp 3*DT$ AND $IC \mp 4*DT$ PARA CADA GRUPO, RESPECTIVAMENTE.	113
TABLA 11. SOLUCIÓN GLOBAL ORIGINAL (SGO), SOLUCIÓN GLOBAL E INTERGRUPAL, EN PUNTUACIONES NORMALIZADAS Y RANKING, TRAS LAS ITERACIONES 1, 2 Y 3.	120
TABLA 13. ARTÍCULOS REVISADOS QUE ANALIZAN EL AGUA COMO UN SEAD DE APROVISIONAMIENTO.	131
TABLA 14. ARTÍCULOS REVISADOS QUE ANALIZAN EL AGUA COMO UN SEAD DE REGULACIÓN.	132
TABLA 15. ARTÍCULOS REVISADOS QUE ANALIZAN EL AGUA COMO UN SEAD CULTURAL.	133
TABLA 16. ARTÍCULOS REVISADOS QUE ANALIZAN EL AGUA COMO UN SEAD DE SOPORTE.	133
TABLA 17. ARTÍCULOS REVISADOS QUE ANALIZAN EL AGUA DE MANERA INTEGRADA.	135
TABLA 18. PUNTUACIONES NORMALIZADAS DEL MÍNIMO, EL MÁXIMO Y LA MEDIA DE LAS SERIES TEMPORALES, LA AMPLITUD IZQUIERDA (αL), Y LA AMPLITUD DERECHA (αR).	137
TABLA 19. PUNTUACIONES OBTENIDAS CON EL MODELO 3 EN LOS PAÍSES ANALIZADOS SEGÚN LOS ESCENARIOS PESIMISTA, INDIFERENTE Y OPTIMISTA CUANDO ÚNICAMENTE SE CONSIDERA LA CAPACIDAD O LA RESILIENCIA.	138
TABLA 20. RANKING DE LOS PAÍSES ANALIZADOS SEGÚN LOS ESCENARIOS PESIMISTA, INDIFERENTE Y OPTIMISTA CUANDO ÚNICAMENTE SE CONSIDERA LA CAPACIDAD O LA RESILIENCIA.	139
TABLA 21. RANKING DE LOS PAÍSES ANALIZADOS SEGÚN LOS ESCENARIOS PESIMISTA, INDIFERENTE Y OPTIMISTA CUANDO LOS PESOS ASOCIADOS A LA CAPACIDAD Y A LA RESILIENCIA SON 0.5, CUANDO SON 0.25 Y 0.75, Y CUANDO SON 0.75 Y 0.25 RESPECTIVAMENTE.	140
TABLA 22. PUNTUACIONES POR SUB-DIMENSIONES Y PAÍSES CON UN ENFOQUE DÉBIL. EN VERDE, LAS PUNTUACIONES COMPRENDIDAS EN EL NIVEL ALTO (POR ENCIMA DEL PERCENTIL 66), EN AMARILLO, LAS PUNTUACIONES SITUADAS EN EL NIVEL MEDIO (ENTRE LOS PERCENTILES 33 Y 66) Y EN ROJO LAS PUNTUACIONES SITUADAS EN EL NIVEL BAJO (POR DEBAJO DEL PERCENTIL 33).	148
TABLA 23. PUNTUACIONES POR SUB-DIMENSIONES Y PAÍSES CON UN ENFOQUE FUERTE. EN VERDE, LAS PUNTUACIONES COMPRENDIDAS EN EL NIVEL ALTO (POR ENCIMA DEL PERCENTIL 66), EN AMARILLO, LAS PUNTUACIONES SITUADAS EN EL NIVEL MEDIO (ENTRE LOS PERCENTILES 33 Y 66) Y EN ROJO LAS PUNTUACIONES SITUADAS EN EL NIVEL BAJO (POR DEBAJO DEL PERCENTIL 33).	148
TABLA 24. RESULTADOS POR DIMENSIONES Y PAÍSES CON UN ENFOQUE DÉBIL-DÉBIL, FUERTE-DÉBIL Y FUERTE-FUERTE. EN VERDE, LAS PUNTUACIONES COMPRENDIDAS EN EL NIVEL ALTO (POR ENCIMA DEL PERCENTIL 66), EN AMARILLO, LAS PUNTUACIONES SITUADAS EN EL NIVEL MEDIO (ENTRE LOS PERCENTILES 33 Y 66) Y EN ROJO LAS PUNTUACIONES SITUADAS EN EL NIVEL BAJO (POR DEBAJO DEL PERCENTIL 33).	151

TABLA 25. RESULTADOS DEL ÍNDICE COMPUESTO POR PAÍSES CON LOS ENFOQUES DÉBIL-DÉBIL-DÉBIL, FUERTE-DÉBIL-DÉBIL Y FUERTE-FUERTE-FUERTE. EN VERDE, LAS PUNTUACIONES COMPRENDIDAS EN EL NIVEL ALTO (POR ENCIMA DEL PERCENTIL 66), EN AMARILLO, LAS PUNTUACIONES SITUADAS EN EL NIVEL MEDIO (ENTRE LOS PERCENTILES 33 Y 66) Y EN ROJO LAS PUNTUACIONES SITUADAS EN EL NIVEL BAJO (POR DEBAJO DEL PERCENTIL 33).	152
TABLA 26. PUNTUACIONES DE LOS INDICADORES ÓPTIMOS DE LA DIMENSIÓN RENDIMIENTO (<i>IRDcOP</i>) Y ÓPTIMOS ÍNDICES GLOBALES DE LOS OBJETIVOS DE AICHI BASADOS EN EL RENDIMIENTO (<i>IGOA-R^{OP}</i>) POR PAÍS.	157
TABLA 27. PUNTUACIONES DE LOS INDICADORES ÓPTIMOS DE LA DIMENSIÓN LIMITACIONES (<i>ILDcOP</i>) Y ÓPTIMOS ÍNDICES GLOBALES DE LOS OBJETIVOS DE AICHI BASADOS EN EL RENDIMIENTO (<i>IGOA-L^{OP}</i>) POR PAÍS.	159
TABLA 28. PUNTUACIONES DE LOS PAÍSES ANALIZADOS PARA EL ÍNDICE COMPUESTO DE LOS OBJETIVOS DE AICHI OBTENIDAS CON UN ENFOQUE ÓPTIMO (<i>IGOA^{OP}</i>) Y PONDERACIÓN IGUAL (<i>IGOA^{EQ}</i>) Y SUS RESPECTIVOS RANKINGS. PARA <i>IGOA^{OP}</i> , SE HA CONSIDERADO $\lambda=0.5$.	161
TABLA 29. CLASIFICACIÓN FINAL DE LOS PAÍSES ANALIZADOS EN TÉRMINOS DE SU POSICIÓN EN RELACIÓN A LAS PUNTUACIONES NORMALIZADAS OBTENIDAS POR EL <i>IGOA – LEQ</i> Y A LAS DEL <i>IGOA – REQ</i> .	166

1. SÍNTESIS

El declive acelerado de la biodiversidad y la rápida degradación de los servicios ambientales en las últimas décadas ha generado una gran preocupación científica y social por el desarrollo sostenible (Munda, 2005), que se ha traducido en la puesta en marcha de numerosas iniciativas lideradas por organizaciones internacionales. Algunos ejemplos son los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODS), promovidos por Naciones Unidas y la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, promovida por la Organización para el Desarrollo Económico y la Cooperación.

En este contexto, la gestión sostenible del agua y la conservación del medio natural adquieren un especial protagonismo. La actual crisis global de agua dulce amenaza el suministro presente y futuro del agua como recurso para los seres humanos. Aunque alrededor del 70% de la superficie terrestre está cubierta con agua, solo el 2,5 % del agua dulce del mundo es susceptible de consumo humano. Además, los recursos de agua dulce se distribuyen de manera desigual en todo el mundo y sufren una fuerte estacionalidad y a medida que la demanda mundial de agua sigue creciendo (aproximadamente un 1% anual) los recursos disponibles se agotan aún más (The Economist Intelligence Unit Limited, 2019). La conservación del medio natural no cuenta con perspectivas más esperanzadoras. El ritmo acelerado de la pérdida de biodiversidad ocasionada por los humanos en el último siglo se ha visto reflejado en los devastadores resultados de la evaluación del milenio (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), que constataron la creciente conversión en el uso de los grandes biomas terrestres del mundo a uso agrícola, la pérdida de variabilidad genética de especies silvestres y domésticas o el declive del número de especies en el planeta y la homogeneización de su distribución.

En materia de agua, la preocupación por su sostenibilidad por parte de las políticas públicas se ve reflejada en la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (European Union, 2000) que propone una guía para la nueva política europea del agua que incentiva la gestión sostenible del agua de forma integrada y colaborativa, frente a las anteriores políticas de agua fragmentadas.

Por su parte, la conservación del medio natural ha sido el motor para el desarrollo del Plan Estratégico para la Biodiversidad 2011-2020, firmado por 196 naciones, para impulsar la implementación efectiva del Convenio de Diversidad Biológica a través de cinco objetivos estratégicos orientados a mejorar el estatus y reducir la presión sobre la biodiversidad y asegurar la implementación y el alcance del plan (Convention on

Biological Diversity, 2010). Este plan se concretó en 20 Objetivos de Biodiversidad de Aichi que debían ser alcanzados en una década (Buchanan et al., 2020).

Aunque este es el primer paso para implementar acciones decididas para detener el acelerado declive de la biodiversidad a nivel mundial, además, resulta imprescindible cuantificar de manera objetiva el progreso de estos compromisos internacionales para medir su impacto y eficacia, así como para tener una representación objetiva del grado de cumplimiento de los países (Munda, 2005).

En este sentido, los indicadores compuestos ó índices sintéticos resultan especialmente útiles para la implementación, seguimiento y mejora de las políticas públicas, ya que proporcionan más información que los indicadores clave y también proporcionan una comunicación efectiva (Rodríguez et al., 2018). La preocupación por el seguimiento de políticas de desarrollo sostenible desde principios del siglo XX ha provocado que los responsables de toma de decisiones se vean constantemente bombardeados con indicadores que pueden provocar fatiga y sobrecarga de información. Por este motivo, en las últimas dos décadas se ha promovido el desarrollo de varios índices agregados destacados, como el índice de huella ecológica y el índice de planeta vivo (Hatefi y Torabi, 2010). A pesar de la proliferación de propuestas de índices empíricos, no se ha desarrollado demasiada literatura respecto a los aspectos metodológicos críticos asociados con la construcción de índices agregados para medir el logro de políticas internacionales de conservación.

Por otro lado, los fuertes conflictos asociados tanto a la gestión del agua como a las políticas de conservación del medio natural conllevan el riesgo de bloquear los procesos decisionales, así como los procesos socioeconómicos y políticos, afectando la efectividad de las políticas de conservación y al cumplimiento de sus objetivos (de Castro-Pardo et al., 2019b).

Se presentan evidentes repercusiones económicas y sociales derivadas de políticas internacionales fallidas, de una evaluación deficiente de las mismas y de una inadecuada gestión de los conflictos generados entre los diferentes grupos de interés. Una inadecuada gestión de las políticas internacionales de sostenibilidad puede comprometer la viabilidad del desarrollo social y económico en numerosos entornos. En este sentido, el análisis multi-criterio para la toma de decisiones resulta particularmente adecuado para identificar soluciones conjuntas lo más consensuadas posibles, aportando transparencia y rigor a las políticas públicas.

El **objetivo general** de esta tesis es analizar y proponer mejoras en las metodologías de evaluación de políticas internacionales para el desarrollo sostenible surgidas en instituciones multilaterales y acuerdos internacionales, así como en los sistemas de análisis y gestión de conflictos vinculados a tales políticas. En concreto la propuesta de mejora se centra en dos áreas: los indicadores internacionales de conservación del medio natural y los indicadores internacionales de gestión sostenible de los recursos hídricos.

Los **objetivos específicos** son:

- 1.1. Desarrollar un estado del arte sobre métodos cuantitativos para la evaluación de políticas de sostenibilidad.
- 1.2. Analizar los métodos de gestión de conflictos entre grupos de interés en materia de políticas de sostenibilidad.
- 1.3. Proporcionar una revisión de los indicadores de sostenibilidad en términos de conservación del medio y gestión del agua propuestos hasta la fecha, con especial referencia a las propuestas nacidas de organismos multilaterales y acuerdos internacionales.
- 1.4. Proponer un modelo de programación lineal que facilita la búsqueda de consensos en políticas de conservación y permite canalizar los procesos de negociación entre los diferentes grupos de interés. Se presentará la validación del modelo con una aplicación en una reserva de la biosfera transfronteriza hispanoportuguesa: Meseta Ibérica.
- 1.5. Proponer una metodología para construir un indicador basado en un modelo de optimización que permite una compensatoriedad parcial de forma flexible, para medir la sostenibilidad en la conservación del medio natural y del uso del agua. Se presentará la validación del modelo con una aplicación en países europeos.
- 1.6. Proponer una metodología para construir un indicador basado en el análisis envolvente de datos borrosos (Fuzzy-DEA) que mide, desde un enfoque de evaluación comparativa, la sostenibilidad del agua al considerar simultáneamente la capacidad y la resiliencia, y que capture la incertidumbre asociada con las variaciones de series temporales. Se presentará la validación del modelo con una aplicación en países europeos.
- 1.7. Presentar una revisión de las principales estrategias internacionales de conservación desarrolladas hasta la fecha y proponer tres modelos basados en el análisis envolvente de datos para construir un indicador compuesto que permite medir el logro de los objetivos

de Aichi considerando las limitaciones institucionales y ambientales de cada país para alcanzarlos. Se presentará la validación de los modelos con una aplicación en países europeos.

Teniendo en cuenta los antecedentes expuestos, la tesis aborda diferentes aspectos estrechamente relacionados con el éxito de las políticas de conservación desde una doble perspectiva: la gestión de conflictos y la evaluación de políticas internacionales de sostenibilidad, analizando los recursos ambientales relacionados con el agua y con la conservación de la biodiversidad.

De este modo, la presente tesis doctoral se desarrolla a través de 4 ejes bien diferenciados: la gestión de conflictos por el uso de los recursos naturales, la gestión de conflictos por el uso del agua, la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de agua y la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de conservación de la biodiversidad.

Eje 1. La gestión de conflictos por el uso de los recursos naturales.

Se presenta un marco teórico sobre las técnicas de análisis multicriterio para identificar y gestionar conflictos relacionados con la gestión de los recursos naturales, haciendo énfasis en las áreas protegidas. Se propone un modelo de Programación Lineal que proporciona una solución agregada consensuada cuando participantes de diferentes grupos evalúan los mismos criterios, generando información sobre los grupos en los que deben enfocarse los esfuerzos en los procesos de negociación y desarrollando análisis de sensibilidad para cuantificar variaciones en los conflictos cuando la contribución relativa de cada criterio cambia. Para probar y validar el modelo se utilizó un conjunto de datos de un caso de estudio en la Reserva de la Biosfera Meseta Ibérica (Portugal-España). Cincuenta personas pertenecientes a cuatro grupos de interés (Científicos, Gobierno, Agricultores y Empresarios) evaluaron 20 objetivos de gestión en cuatro dimensiones: Conservación, Apoyo logístico, Desarrollo y Gobernanza. Los resultados mostraron que los mayores conflictos se encontraron para los objetivos de Fauna y Flora, Educación y Garantías, mientras que los grupos más conflictivos fueron Científicos y Agricultores. El modelo propuesto redujo los conflictos globales e intergrupales asociados a los mismos objetivos en cerca de un 20% y un 56%, respectivamente, modelando los pesos asignados a cada objetivo en cada dimensión para lograr las soluciones menos conflictivas. Este

modelo puede ser una herramienta útil para mejorar los procesos complejos de toma de decisiones en áreas de conservación con fuertes conflictos entre las partes interesadas, como las Reservas de Biosfera transfronterizas.

Eje 2. La gestión de conflictos por el uso del agua.

Se realiza una revisión exhaustiva sobre la aplicación de enfoques de toma de decisiones multicriterio (MCDM) para gestionar los ecosistemas de agua dulce considerando el agua como un servicio ecosistémico. El análisis MCDM ha sido útil para resolver conflictos y encaja bien en este marco debido a los graves conflictos asociados históricamente al uso del agua y la protección de los ecosistemas de agua dulce en todo el mundo. En este eje se presenta una revisión de 150 artículos que proponen métodos basados en MCDM para la planificación y gestión social, económica o ecológica de los servicios ecosistémicos del agua durante el período 2000-2020. El análisis se hizo considerando siete dimensiones: temporal, biogeográfica, tipo de servicio ecosistémico, método, participación, tipo de curso de agua y objetivo. Para identificar la dependencia entre estas dimensiones se realizó una prueba de Chi-Cuadrado. Los estudios que considerando la participación de los grupos de interés analizaron de manera integrada la gestión sostenible del agua considerando los servicios de aprovisionamiento, regulación y culturales. Sin embargo, estos trabajos se redujeron desde 2015 en favor de estudios no participativos que se ocupaban de cuestiones estrictamente ecológicas o de aprovisionamiento. Si bien esto muestra una mayor preocupación por la salud de los ecosistemas de agua dulce, está lejos de la esencia del servicio ecosistémico, que considera las interrelaciones entre hidrología, paisajes, ecología y humanos de manera integrada.

Eje 3. La construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de agua.

En este eje se aborda la propuesta de dos indicadores sintéticos para medir la sostenibilidad de los países en términos de agua utilizando dos metodologías diferentes y dos casos de estudio.

En primer lugar, se define un marco teórico con los problemas inherentes a la construcción de índices compuestos de sostenibilidad de agua y se presenta una revisión de literatura con los principales índices y metodologías propuestos hasta la fecha.

Posteriormente, se presentan dos índices compuestos diferentes basados en dos metodologías multicriterio diferentes.

El primer índice propuesto se basa en el análisis envolvente de datos borrosos (Fuzzy-DEA) que mide, desde un enfoque de evaluación comparativa, la sostenibilidad del agua al considerar simultáneamente la capacidad y la resiliencia, y captura la incertidumbre asociada con las variaciones de series temporales en tres escenarios: pesimista, indiferente y optimista. Se presenta y aplica un índice basado en cinco indicadores de capacidad y cinco indicadores de resiliencia en diez países de la Unión Europea con riesgo hídrico. Los resultados en términos de capacidad presentaron una mayor variabilidad debido al fuerte crecimiento en la explotación de los recursos hídricos en Grecia, España, Francia, Italia y Portugal. Los países más sostenibles en términos de capacidad fueron Bulgaria y Estonia en un escenario pesimista e indiferente y Francia y Bulgaria en un escenario optimista. En términos de resiliencia, Bélgica y Portugal fueron los países más sostenibles. Al considerar la capacidad y la resiliencia en conjunto, algunos países como Bulgaria y Estonia perdieron posiciones en el ranking, con Bélgica ocupando la primera posición. Algunos países, como Bulgaria, podrían ver comprometida la sostenibilidad de sus recursos hídricos en un escenario de desarrollo económico si no mejoran sus limitaciones de gobernanza y productividad del agua.

El segundo índice propuesto se basa en una metodología de Referencia Múltiple (WSI-MR) que permite modelar la compensación entre los criterios analizados y proporciona un enfoque participativo. Este índice proporciona resultados basados en 19 variables agrupadas en 5 dimensiones: disponibilidad, acceso, resiliencia, buen gobierno y capacidad económica. El indicador se aplicó para evaluar la sostenibilidad del agua en 27 países europeos. Los resultados mostraron que Finlandia, los Países Bajos, Suecia y el Reino Unido obtuvieron los mejores resultados globales en términos de sostenibilidad del agua débil (compensatoria). Desde un enfoque no compensatorio, ningún país obtuvo resultados aceptables en términos de sostenibilidad fuerte. Algunas sub-dimensiones relacionadas con el cambio climático y el estado de los recursos de agua dulce se detectaron como especialmente vulnerables en todos los países analizados. Finalmente, el caso de estudio permitió identificar algunos países de Europa del Este con bajo PIB y buen desempeño de la disponibilidad y el costo del agua, donde los malos resultados en términos de gobernanza y productividad del agua podrían poner en peligro la

sostenibilidad del agua en caso de un potencial desarrollo económico, si estas limitaciones no son resueltas. En un contexto de inestabilidad económica y política, debido al actual conflicto armado en países vecinos como Ucrania, es especialmente importante prestar atención a estos países, cuyos indicadores de buen gobierno podrían empeorar aún más. El indicador propuesto ha sido útil para identificar señales de alerta y puede contribuir a la mejora de los procesos de toma de decisiones y al seguimiento de las políticas internacionales del agua.

Eje 4. La construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de las políticas de conservación de la biodiversidad.

En el último eje se presenta un marco teórico sobre el estado de la conservación de la biodiversidad en el mundo, sobre las políticas internacionales de conservación y sobre los indicadores compuestos propuestos hasta la fecha para medir la implementación de los Objetivos de Biodiversidad de Aichi.

Posteriormente se propone un nuevo indicador compuesto para la evaluación de la implementación de las Metas de Aichi siguiendo un enfoque de evaluación comparativa que considera simultáneamente el desempeño y los inconvenientes. El índice sintético se basa en 37 indicadores relacionados con los 5 Objetivos Estratégicos de Aichi y la agregación de sus componentes se realiza utilizando tres modelos BoD-DEA para integrar puntuaciones de rendimiento y de limitaciones para los Objetivos de Aichi. El índice se aplicó a 21 países europeos y sus resultados agregados se mapearon y clasificaron en cuatro grupos según su ubicación en el espacio de desempeño-inconvenientes: S1) Precaución, S2) Excelencia, S3) Fragilidad y S4) Ponerse al día. Se recomienda a los países en S1 y S3 que mitiguen los inconvenientes para facilitar la implementación de las Metas de Aichi. Los resultados mostraron que el 52% de los países (Italia, Hungría, Grecia, Chequia, Bélgica, Polonia, Portugal, España, Letonia, Eslovenia y Eslovaquia) deberían prestar atención urgente a las Metas de Aichi ya que muestran las limitaciones más altas. Sobre la base de las limitaciones, se identificaron dos perfiles de países: países con alto desarrollo económico, alta densidad de población y los correspondientes impactos en la biodiversidad, y países de medio/bajo desarrollo económico, gobernanza débil y pocos inconvenientes relacionados con los impactos humanos en el medio ambiente. Sin embargo, estos impactos pueden agravarse si su situación económica mejora y no se abordan las limitaciones institucionales.

2.INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La presente tesis doctoral trata dos problemas de especial relevancia que afectan a la eficacia de las políticas ambientales internacionales: la gestión de conflictos y el diseño de indicadores compuestos para el soporte de políticas de conservación.

La gestión de conflictos y la eficacia de políticas ambientales.

La planificación de los espacios rurales protegidos suele ser definida por decisores institucionales sin considerar las preferencias de las comunidades locales que viven de la tierra, lo cual genera habitualmente conflictos en la gestión del territorio.

Las áreas rurales son reconocidas por su complejidad, por sus capacidades multifuncionales y por contar con un amplio rango de grupos con intereses diferentes que reclaman sus derechos sobre la tierra (McManus et al., 2011). La protección ambiental de estos espacios impone restricciones asociadas al uso de los recursos y endurece la regulación de los procesos decisionales. Estos dos problemas: las restricciones de uso y las restricciones de decisión hacen que la planificación de los espacios rurales protegidos sea compleja (de Castro y Urios, 2017). Las restricciones sobre el uso de los recursos naturales ha sido tradicionalmente una fuente de conflictos entre los diferentes agentes con intereses sobre la tierra. Por otro lado, la excesiva regulación y complejidad de los procesos decisionales, en los que generalmente intervienen agentes externos y en los que no se consideran los intereses de las comunidades locales, agravan los conflictos asociados a la gestión del territorio.

El problema sobre las restricciones de uso se fundamenta en la teoría del dilema de los comunes (Hardin, 1968), que sostiene que los seres humanos son incapaces de gestionar los recursos sin valor de mercado de manera eficiente y el resultado inevitable es la esquilmación de los recursos naturales hasta su agotamiento. Esta es la idea subyacente a la estructura de restricciones asociada a la regulación de los espacios protegidos. Sin embargo, algunos estudios han mostrado que una adecuada estructura de incentivos permitiría solventar este problema, y sostienen que las comunidades locales son las más interesadas en garantizar la sostenibilidad y la conservación de los recursos naturales, ya que suponen su principal sustento, y en condiciones de buen gobierno, son capaces de organizarse de manera eficiente para la gestión sostenible del territorio (Ostrom et al., 1999). De hecho, en muchos casos, las propias comunidades locales han tomado la iniciativa por mejorar la sostenibilidad de las explotaciones rurales (Huang, Li, Chen y Li, 2011).

Sin embargo, esta estructura de incentivos parece funcionar cuando existen unas condiciones mínimas de gobernanza, en las que se aseguran la participación en la toma de decisiones sobre la tierra de todos los agentes con intereses (Ostrom et al., 1999), y cuando estas condiciones no se dan, es cuando aparece el problema de las restricciones sobre las decisiones asociadas a la protección de los espacios rurales.

La estructura de la gobernanza en áreas rurales es compleja ya que el medio rural se caracteriza por la presencia de una gran variedad de actores colectivos cuyas actividades responden a lógicas distintas, ocupando posiciones diferentes en el sistema de gobernanza (Barlett, 2016). De esta manera, no es posible analizar como un todo homogéneo a todos los agentes involucrados en el medio rural. En los espacios protegidos, los procesos decisionales suelen ser controvertidos, ya que las decisiones son tomadas generalmente por agentes institucionales, sin considerar las preferencias de otros agentes locales estrechamente vinculados a la tierra. Los agentes institucionales no tienen una base asociativa de referencia, ya que muchos de ellos son creados como resultado de la implementación de las políticas de desarrollo en el ámbito de los territorios rurales. Sin embargo, la presencia de una red institucional en el medio rural es fundamental, pero es importante es asegurar una adecuada sinergia entre los distintos tipos de instituciones y entre ellas y los distintos grupos de interés locales, para crear unas condiciones de buen gobierno que permitan una organización eficiente de las comunidades locales para la sostenibilidad del medio rural.

Este desequilibrio entre agentes institucionales y comunidades locales en los procesos decisionales, sobre todo en asuntos relacionados con el uso de la tierra son el principal motivo de conflictos en los espacios naturales (de Castro-Pardo et al., 2019) y muchas veces fomentan una percepción negativa hacia las políticas de conservación de la naturaleza por parte de las comunidades locales. Esta percepción muchas veces genera una sensación de frustración en determinados agentes locales generando comportamientos anti ambientales o incluso, delitos ambientales (Mateo-Tomás et al., 2012), y que llegan a bloquear los procesos socioeconómicos y políticos, deteriorando la eficacia de las políticas de conservación implementadas en el área.

La medición de fenómenos complejos para el soporte de las políticas de conservación: los indicadores compuestos.

Los indicadores compuestos son una herramienta tremendamente útil en el análisis y la comunicación de políticas públicas para la evaluación de fenómenos que no pueden ser capturados por un único indicador simple, como la sostenibilidad. Las técnicas de análisis multi-criterio (MCA) resultan especialmente adecuadas para trabajar desde este enfoque multidimensional.

El concepto de indicador compuesto o índice sintético se introduce de forma práctica en la década de los 90, como procedimiento para resumir la información sobre un fenómeno complejo y multidimensional (Sumner et al., 2014). Numerosas instituciones han creado a partir de ese momento este tipo de índices para medir fenómenos de muy diversa naturaleza. En 2010 ya se identificaron 160 indicadores compuestos usados alrededor del mundo (Foa y Tanner, 2010). El uso de índices compuestos adquiere una especial relevancia en la descripción de realidades complejas en las que intervienen numerosas variables (Martin et al., 2017). Estos indicadores representan la visión general de un grupo de indicadores parciales, que por lo tanto evita la comparación basada en múltiples datos individuales. El valor de estos indicadores radica en su capacidad para sintetizar información y ofrecer una herramienta útil para la toma de decisiones (Cherchye et al., 2011). La agregación de información en una única variable permite una interpretación más sencilla del fenómeno y de esta forma hacen posible reflejar el desempeño de regiones o países (Hudrliková, 2013). Este enfoque es muy útil para políticos, académicos, expertos, periodistas, etc., dado que pueden analizar un fenómeno a partir de un único valor, simplificando enormemente la realidad (Saltelli et al., 2006). El glosario de la OECD define *indicador compuesto* como “aquel que se construye cuando varios indicadores individuales se compilan en un único índice, sobre la base de un modelo subyacente del concepto multidimensional que se está midiendo”.

No obstante, la construcción de índices compuestos es compleja y en ocasiones pueden aparecer dificultades que no deben de ser obviadas (Nardo et al., 2005), asociados a la selección de indicadores simples, al proceso de normalización y a la metodología de agregación, fundamentalmente.

Estos tres elementos del proceso de construcción de indicadores compuestos, si no se diseñan adecuadamente, pueden comprometer la fiabilidad del indicador (Booyesen, 2002). Desde una perspectiva metodológica, los índices compuestos son combinaciones matemáticas de un conjunto de indicadores multidimensionales (Nardo, 2005), que agregan la información generada por un fenómeno complejo en una única medida. En este sentido, la transparencia en la construcción de los indicadores compuestos es imprescindible. Además, es importante proporcionar la posibilidad de que el proceso de selección de indicadores simples pueda ser discutida y replicada entre los diferentes grupos de interés (Nardo, 2005). Por otro lado, la gran diversidad de indicadores parciales implica que muchas veces, estos indicadores son medidos con diferentes unidades de medida, por lo que es necesario realizar un proceso de normalización antes de agregar los valores individuales (García-Sánchez et al., 2015), que consiste en hacer que los indicadores parciales expresados en diferentes unidades puedan ser comparados a partir de una base común (Sajeva et al., 2005). En el proceso de normalización es posible que se cometan errores de medida y el indicador pierda calidad (Hudrlíková, 2013). Por tanto, este proceso debe ser seleccionado con cuidado, pues las diferentes técnicas de normalización pueden producir diferentes valores (OECD, 2008) y por lo tanto generar grandes variaciones en los resultados del indicador compuesto (Tate, 2012).

Por último, la metodología de agregación, incluyendo la ponderación de los indicadores simples, también puede condicionar los resultados finales del indicador compuesto. En este sentido, el hecho de utilizar un método compensatorio o no, podría distorsionar el valor final del índice.

La importante contribución de los indicadores compuestos en el diseño y evaluación de políticas internacionales de conservación no presenta dudas entre la comunidad científica, sin embargo, las cuestiones metodológicas planteadas requieren prestar especial rigor en todas las fases del proceso de construcción de los indicadores compuestos.

Los dos problemas alrededor de los cuales se gesta la presente tesis; la gestión de conflictos y el diseño de indicadores compuestos, se trabajan de manera estructurada en cuatro ejes:

Eje 1: la gestión de conflictos por el uso de los recursos naturales.

Eje 2: la gestión de conflictos por el uso del agua.

Eje 3: la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de agua.

Eje 4: la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de conservación de la biodiversidad.

Eje 1: la gestión de conflictos por el uso de los recursos naturales.

La toma de decisiones relacionadas con la planificación y gestión de áreas protegidas es una tarea compleja debido a los conflictos inherentes entre agentes con intereses divergentes, lo que dificulta el logro de soluciones consensuadas (Buijs et al., 2012). Las restricciones que afectan a los propietarios, administradores y residentes locales, así como la distancia de estos grupos a los tomadores de decisiones, la falta de comunicación entre las partes interesadas y la no inclusión de grupos particulares, como los propietarios, en los procesos de toma de decisiones, son factores que fomentan la percepción de que las políticas de conservación de la naturaleza afectan negativamente a las comunidades locales, tanto económica como socialmente (de Castro-Pardo et al., 2019a).

Esta percepción crea sentimientos de frustración dentro de algunos grupos de interés, promoviendo conflictos. Es decir, la implementación de políticas de conservación mal comunicadas y sin espacio para la participación de las comunidades locales, muchas veces tiene consecuencias no queridas como la proliferación de comportamientos antiambientales o incluso delitos ambientales como el envenenamiento de la fauna o los incendios provocados (Mateo-Tomás et al., 2012). Los conflictos, por lo tanto, conllevan el riesgo de bloquear la conservación relevante, así como los procesos socioeconómicos y políticos, afectando la efectividad de las medidas de conservación y el cumplimiento de las metas y objetivos del área protegida. Por estas razones, los enfoques participativos, la buena comunicación, la claridad y justificación de las decisiones, y la buena coordinación entre los diferentes niveles institucionales en la planificación, contribuyen a minimizar los conflictos, por lo que son fundamentales para garantizar una buena gobernanza y una evaluación ambiental estratégica eficaz (López-Hoffman et al., 2010).

El riesgo de conflicto, y sus consecuencias, aumenta en las áreas de conservación transfronterizas debido principalmente a dos elementos. Uno es la dificultad de desarrollar políticas de conservación comunes para los sistemas socioecológicos compartidos por dos países porque las fronteras políticas internacionales generalmente no coinciden con los límites ecológicos naturales (Orenstein y Groner, 2014). El segundo es

la complejidad de la gobernanza derivada de los niveles de gobierno entre y dentro de los países que se ve agravada por las diferentes percepciones de los grupos de interés debido a las diferencias culturales e institucionales (de Castro-Pardo et al., 2019), lo que implica que las prioridades de conservación pueden divergir (Marsden y Hovardas, 2020). Además, en las áreas de conservación de reciente creación, estos problemas pueden ser aún más críticos ya que hay nuevos actores e instituciones involucradas y aún no existen mecanismos para abordar los conflictos.

El control y minimización de conflictos se considera ahora primordial en la conservación de la naturaleza y cada vez es más relevante en el marco de la política internacional (Harrison y Loring, 2020). Por ende, un número creciente de estudios se ha orientado a la identificación de conflictos de conservación (Oduro-Ofori et al., 2015, Redpath et al., 2018, Skjeggedal et al., 2020, Young et al., 2016) y al desarrollo de herramientas para abordarlos (de Castro-Pardo et al., 2019, de Castro-Pardo et al., 2020, de Oliveira-Silva et al., 2016, Diaz-Balteiro et al., 2016, Frini et al., 2019, González-Pachón y Romero, 1999, González-Pachón et al., 2019, Liu et al., 2020, Mukherjee et al., 2018).

Construir y mantener la confianza con los propietarios de tierras, administradores y otras partes interesadas puede ser un paso esencial para las autoridades de conservación, pero este proceso requiere esfuerzos y recursos (Castro et al., 2010). Implica la voluntad de compartir el conocimiento y el poder con respecto a la formulación y práctica de políticas, particularmente cuando los actores locales dependen de los recursos naturales. Implica también desarrollar o mejorar mecanismos y herramientas para promover el consenso entre los grupos y guiar los procesos de negociación abriendo oportunidades para el diálogo, en particular para facilitar la identificación de puntos de vista comunes entre los grupos de interés o soluciones lo suficientemente amplias para cubrir los intereses de todos los grupos (Sil et al., 2019). En este sentido, las técnicas MCA con múltiples decisores basadas en programación lineal o métodos jerárquicos han demostrado ser útiles para apoyar la toma de decisiones efectiva y resolver procesos de decisión complejos como los involucrados en la planificación y gestión de áreas de conservación transfronterizas (Marsden y Hovardas, 2020).

La Reserva de la Biosfera (UNESCO) es el concepto de área de conservación que implica la agregación más equilibrada de las tres dimensiones de la sostenibilidad: ambiental, en

términos de conservación, económica y social. Estas reservas se establecen en áreas de alto valor de conservación, pero que incluyen también asentamientos humanos y sistemas gestionados naturales o seminaturales, como bosques y tierras de cultivo, donde la actividad social y económica suele ser relevante. Las reservas de biosfera brindan oportunidades de aprendizaje únicas desde un enfoque integrado sociedad-naturaleza (Castro et al., 2010). En las Reservas de la Biosfera, la aparición de conflictos puede ser mucho más probable que en áreas de conservación estricta donde los asentamientos humanos están ausentes porque la tierra es la fuente de recursos básicos para grupos de actores como agricultores o empresarios. Si bien las Reservas de Biosfera brindan oportunidades importantes para el desarrollo sostenible en las áreas respectivas, existen grupos de interés que pueden verse particularmente afectados por las decisiones relacionadas con la conservación. En este contexto, la escala, la dinámica y las compensaciones entre los objetivos de conservación pueden ser clave para el éxito del establecimiento y gestión de reservas (Ferreira et al., 2020). Por esta razón, la definición de metas y objetivos de gestión debe hacerse con cuidado y los procesos de toma de decisiones deben estar respaldados por consensos que involucren a todos los actores con intereses en estas áreas.

Eje 2: la gestión de conflictos por el uso del agua.

El agua dulce es vital para el funcionamiento de todos los ecosistemas terrestres, la flora y la fauna que componen esos ecosistemas, y, por supuesto, para los humanos. La humanidad depende del agua no solo para beber, sino también para la producción de alimentos, el tratamiento de los residuos, energía y transporte, por poner algunos ejemplos (Martín-Ortega et al., 2015). Hoekstra y Wiedmann (2014) estimaron que los humanos consumen entre 1000 y 1700 m³ de los recursos hídricos superficiales y subterráneos del mundo por año; es decir, se consume, directa o indirectamente, entre el 22% y el 150% del suministro mundial anual de agua dulce.

Desde una perspectiva ecológica, el agua como componente integral de todos los ecosistemas, es el soporte que asegura la salud de los ecosistemas y la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, la rápida ratio de extinción en especies de agua dulce y la sensibilidad de los ecosistemas de agua dulce a diversos factores, como el cambio climático, hacen que el agua, como servicio de ecosistema, sea especialmente vulnerable (Ormerod et al., 2010). Los ecosistemas de agua dulce contribuyen de manera

desproporcionada a la riqueza biológica mundial, sin embargo, el riesgo de extinción de especies de agua dulce está entre los mayores de todos (Strayer y Dugdeon, 2010).

Como recurso, el agua atrae poderosamente el interés y la preocupación de los gobiernos e instituciones internacionales. Ante una perspectiva de miles de millones de personas afrontando serios problemas de escasez de agua y a la escasez de alimentos asociada, la gestión del agua como recurso requiere de acciones estratégicas urgentes. Actualmente 200 billones de personas viven en países con un déficit alto de agua y para 2030, se espera que 700 millones de personas sean desplazados por una intensa escasez de agua (United Nations, 2019). Una de las iniciativas internacionales más potentes encaminadas a paliar este grave problema humanitario es la de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). Particularmente, el ODS-6 se refiere a “Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos”. Esta meta cubre de manera amplia todos los aspectos tanto del ciclo del agua como de los sistemas de saneamiento, y su alcance está diseñado de forma transversal, de modo que puedan contribuir al alcance de otros ODS, sobre todo en medio ambiente, salud, economía y educación.

La actual crisis mundial del agua amenaza el suministro presente y futuro del agua como recurso para los seres humanos. Aunque alrededor del 70% de la superficie terrestre está cubierta con agua, solo el 2.5 % del agua dulce del mundo es susceptible de consumo humano. La mayor parte del agua dulce está atrapada en glaciares o superficies heladas y menos del 1% del agua del mundo es a la vez, agua dulce y agua accesible en forma líquida. A su vez, de este pequeño porcentaje, la mayor parte del agua se encuentra fluyendo bajo la tierra, en acuíferos y sólo una parte corresponde a aguas superficiales, como ríos o lagos, y son fácilmente accesibles. Esta pequeña proporción de agua dulce constituye el motor de la salud humana, la economía global y el bienestar de las sociedades en el más amplio sentido. Desafortunadamente, el mundo no ha logrado ordenar de manera sostenible sus recursos hídricos. Durante el siglo pasado, los recursos de agua dulce disponibles fueron sometidos a una presión cada vez mayor, ya que las tasas de extracción se han multiplicado casi por seis. En 2014, el promedio de la disponibilidad mundial de agua dulce renovable se redujo a menos de 6.000 metros cúbicos por persona por año, una caída abrupta de alrededor del 40% desde la década de los 70. Además, los recursos de agua dulce se distribuyen de manera desigual en todo el mundo y sufren una fuerte estacionalidad y a medida que la demanda mundial de agua

sigue creciendo (aproximadamente un 1% anual) los recursos disponibles se agotan aún más (The Economist Intelligence Unit Limited, 2019).

La importancia y vulnerabilidad del agua han generado una preocupación creciente hacia su estudio por parte de la comunidad científica y han instado a las instituciones internacionales a la protección de estos sitios. El Convenio de Ramsar es una de las más importantes iniciativas encaminada a proteger algunos ecosistemas acuáticos como los humedales. Este es el tratado más antiguo que preserva humedales y especies de aves acuáticas y conforma la mayor red del mundo de áreas protegidas (Gaget et al., 2020). La designación de áreas protegidas de agua dulce (Freshwater Protected Areas-FPA) ha sido otra estrategia internacional orientada a la conservación de los ecosistemas de agua dulce que, sin embargo, no ha tenido tanta proliferación como las áreas protegidas terrestres o las áreas protegidas marinas. Esto puede ser debido a la complejidad de su implementación y gestión (Suski y Cooke, 2007).

Los grandes cursos de agua comprenden diferentes territorios, muchas veces transfronterizos, diferentes objetivos de conservación y uso, diferentes normativas y diferentes grupos de interés con intereses conflictivos, y su gestión integrada resulta extremadamente compleja. Muchas áreas protegidas del mundo (más de 100,000) incluyen ecosistemas acuáticos, algunos de ellos declarados específicamente protegidos como ecosistemas de agua dulce, pero a menudo abastecidos por ríos que se encuentran fuera de sus límites de protección (Kingsford et al., 2011).

Aunque existe regulación internacional sobre la protección y el uso de cursos de agua transfronterizos y lagos internacionales, a nivel operativo resulta extremadamente difícil la planificación de estos sitios, incluso dentro de un mismo país. Implementar un programa de conservación ambiental de agua dulce requiere la cooperación de múltiples grupos de partes interesadas, que a menudo abarcan varios ecosistemas, y cuya complejidad se incrementa sustancialmente cuando múltiples jurisdicciones o países se ven involucrados en la gestión. Estos grupos de interés también deben decidir sobre los programas de mantenimiento, ejecución y evaluación (Suski y Cooke, 2007), de modo que los procesos decisionales no son puntuales, sino que se requiere de una toma de decisiones permanente a lo largo del tiempo.

La escasez del agua como recurso, la protección de muchos sitios con ecosistemas acuáticos y la complejidad asociada al manejo de grandes cursos de agua han supuesto tradicionalmente fuertes conflictos ligados a su gestión. Estos conflictos pueden llegar a

bloquear los procesos decisionales e incluso generar conflictos bélicos entre países (Chellaney, 2013). Sin embargo, algunos estudios han mostrado que incluir a las partes interesadas en los procesos decisionales de manera activa, puede mitigar estos problemas y permite trabajar hacia soluciones aceptables (Martunen y Hamalainen, 2008).

En este contexto, los métodos de toma de decisiones con múltiples criterios (Multiple Criteria Decision Making methods-MCDM) han resultado muy útiles para la gestión de conflictos y particularmente, han sido muy utilizados para la gestión de recursos naturales (de Castro-Pardo y Urios, 2017).

En referencia al agua, los diferentes criterios se analizan desde múltiples perspectivas para encontrar una única decisión relativa al manejo del agua (Cai et al., 2004). La capacidad del análisis MCDM para ayudar a la resolución de conflictos se basa fundamentalmente en su transparencia. Todas las partes deben expresar de manera específica sus preferencias a través de un proceso estructurado y de esta forma es posible identificar áreas de acuerdo y de desacuerdo, en aras de gestionar los conflictos (Mimi y Sawalhi, 2003). Este análisis de alternativas puede desarrollarse considerando la participación de los diferentes grupos de interés, la participación de expertos y agentes institucionales o gubernamentales, o simulando las diferentes alternativas a través de procesos estocásticos. En cualquier caso, la confrontación e interrelación de los diferentes criterios y alternativas comprenden una mesa de trabajo amplia y compleja, donde se integran en un mismo proceso decisional múltiples posturas enfrentadas.

Este marco de trabajo resulta muy adecuado para la planificación y gestión del agua dulce entendida como servicio ecosistémico. Comprender los servicios de los ecosistemas hídricos requiere una visión integrada de las interrelaciones entre hidrología, paisajes y ecología, y una contextualización de cómo el agua influye en los medios de vida y el bienestar humanos y cómo los ecosistemas mismos se ven afectados por las actividades humanas. Comprender estas complejas relaciones es necesario para desarrollar procesos de toma de decisiones eficientes y sostenibles (Martín-Ortega, 2015) y para garantizar una implementación eficiente de las políticas internacionales de agua.

Ejes 3, 4 y 5: la construcción de indicadores compuestos como soporte de las políticas de conservación.

La grave crisis actual de los recursos naturales, desde la pérdida de la biodiversidad en sentido amplio, hasta la escasez y deterioro de los ecosistemas hídricos ha generado una

preocupación mundial reflejada en una multitud de iniciativas y proyectos orientados a mitigar esta preocupante situación.

Desde una perspectiva de la conservación de la biodiversidad, los devastadores resultados de la evaluación del milenio (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) constataron la creciente conversión en el uso de los grandes biomas terrestres del mundo a uso agrícola, la pérdida de variabilidad genética de especies silvestres y domésticas o el declive del número de especies en el planeta y la homogeneización de su distribución. Estas alarmantes conclusiones motivaron diferentes iniciativas internacionales como el desarrollo del Plan Estratégico para la Biodiversidad 2011-2020, firmado por 196 naciones, para impulsar la implementación efectiva del Convenio de Diversidad Biológica a través de cinco objetivos estratégicos orientados a mejorar el estatus y reducir la presión sobre la biodiversidad y asegurar la implementación y el alcance del plan (Convention on Biological Diversity, 2010). Este plan se concretó en 20 “Aichi Biodiversity Targets” relacionados con la biodiversidad que debían ser alcanzados en una década.

Sin duda, este ha sido una iniciativa importante para implementar acciones decididas a detener el dramático declive de la biodiversidad a nivel mundial. Sin embargo, resulta imprescindible cuantificar de manera objetiva el progreso de estos compromisos internacionales para medir su impacto y eficacia, así como para tener una representación objetiva del grado de cumplimiento de los países.

Desde la perspectiva de la seguridad del agua, la creciente escasez de agua y de alimentos asociada y los problemas relacionados con el reparto del agua como recurso, especialmente en regiones transfronterizas, ha hecho proliferar el desarrollo de una multitud de normativa a nivel internacional, nacional y local, con el objetivo de regular el acceso y la distribución de los recursos acuáticos. Estas iniciativas constituyen la base para desarrollar e implementar estrategias políticas para la conservación de los recursos hídricos, pero nuevamente, resulta necesario medir los recursos hídricos actuales y seguir midiendo los recursos hídricos de forma periódica para evaluar la implementación de las políticas públicas y realizar un seguimiento de las mismas.

Los indicadores compuestos, en adelante índices, resultan especialmente útiles para la implementación, seguimiento y mejora de las políticas públicas, ya que proporcionan más información que los indicadores clave y también proporcionan una comunicación más

efectiva. La preocupación por el seguimiento de políticas de desarrollo sostenible desde principios del siglo XX ha provocado que los responsables de toma de decisiones se vean constantemente bombardeados con indicadores que pueden provocar fatiga y sobrecarga de información. Por este motivo, en las últimas dos décadas se ha promovido el desarrollo de varios índices agregados destacados, como el índice de huella ecológica y el índice de planeta vivo. A pesar de la proliferación de propuestas de índices empíricos, no se ha desarrollado demasiada literatura respecto a los aspectos metodológicos críticos asociados con la construcción de índices agregados para medir el logro de políticas internacionales de conservación. La construcción de índices no es sencilla y es importante prestar atención a algunas cuestiones metodológicas que pueden condicionar su eficacia.

En el diseño de los indicadores compuestos existe un procedimiento común desagregado en seis elementos: selección de componentes y dimensiones, cálculo del valor de los sub-índices, ponderación, agregación, cálculo de valor del índice final y evaluación de la robustez del indicador (Juwana et al., 2012). Estos seis elementos le atribuyen al indicador una forma particular de medir.

La ponderación o definición de pesos, es importante en el diseño de los índices ya que puede condicionar su resultado final. El sistema de ponderaciones iguales (equal weighting) es el esquema más común en el desarrollo de indicadores compuestos (Greco et al., 2019). Este esquema de pesos puede ser percibido a priori como neutral, sin embargo, no lo es, ya que no siempre todos los criterios analizados deben asumir la misma importancia, condicionando los final scores (Fernández et al., 2020). Así, el método de ponderaciones iguales pierde la capacidad de diferenciar entre indicadores esenciales e indicadores menos importantes, tratándolos a todos de la misma forma (Greco et al., 2019).

Además del valor que se asignen a los pesos, el proceso de ponderación puede ser individual, estocástico o participativo. En la ponderación individual los pesos son determinados por el analista según sus conocimientos y/o estudios previos. Este esquema de ponderación suele ser el más habitual ya que resulta muy sencillo de aplicar (OECD, 2008). Los procesos estocásticos de ponderación determinan los pesos usando métodos de simulación, modelos probabilísticos o modelos de optimización. La ponderación basada en métodos participativos recoge las ponderaciones determinadas por varios decisores, que pueden ser expertos, grupos de interés o ciudadanía en general. La mayor

limitación de estos métodos está asociada a la gran cantidad de recursos económicos y de tiempo que requieren, aunque resultan especialmente convenientes para tratar con cuestiones conflictivas como la gestión de los recursos naturales (Ruiz y Cabello, 2021). Este enfoque participativo tuvo un auge en el desarrollo de modelos que se ocupaban de analizar la sostenibilidad del agua entre 2000 y 2009, aunque desde esa fecha comenzó a perder relevancia. La mayor limitación de estos métodos está asociada a la gran cantidad de recursos económicos y de tiempo que requieren, aunque resultan especialmente convenientes para tratar con cuestiones conflictivas como la gestión del agua. En el diseño de índices que consideran la participación de varios decisores el proceso de agregación es doble: es necesario agregar la valoración de cada participante y es necesario agregar los indicadores simples en un único índice. Así pues, el proceso de agregación es otro elemento clave en la construcción de índices y está estrechamente vinculado a cuestiones de compensatoriedad (Munda, 2005). El problema de la compensatoriedad se refiere a si en el proceso de agregación, el mal rendimiento de uno de los indicadores simples puede compensar el buen rendimiento de otro, o no. Cuando no se permite la compensación, entonces el mal rendimiento de los indicadores simples se traslada a un mal rendimiento del indicador compuesto. Cuando la compensación es absoluta, los malos rendimientos de los indicadores simples son compensados con los buenos rendimientos de otros (Ruiz y Cabello, 2021). Los esquemas de agregación lineal consideran un enfoque totalmente compensatorio, así como algunas técnicas multicriterio como SMART, TOPSIS, DEA o UTA (Ruiz y Caballero, 2021). La mayor parte de los indicadores de sostenibilidad consideran métodos de agregación basados en la compensación total, como la suma ponderada o la media aritmética. Por otro lado, algunas técnicas multicriterio como ELECTRE o PROMETHEE usan un esquema no compensatorio, aunque estas técnicas no son demasiado populares debido a la complejidad de su aplicación (Greco et al., 2019). En este sentido, los métodos basados en esquemas multiplicativos, como la media geométrica o algunos métodos basados en la utilidad, como MAUT o MAVT permiten una compensación mixta. Otros modelos han sido específicamente diseñados para la compensación parcial en el diseño de indicadores compuestos, que se describen con detalle en la sección 3. Revisión de literatura.

En cuanto a la medida de la sostenibilidad, el grado de compensación entre indicadores se puede relacionar estrechamente con los enfoques de sostenibilidad fuerte y débil. La discusión entre sostenibilidad fuerte y sostenibilidad débil comenzó en la década de los 90, con la propuesta de un índice de sostenibilidad débil por Pearce y Atkinson (1993). Según la noción de sostenibilidad débil, una economía se considera sostenible si su tasa de ahorro es mayor que la tasa de depreciación combinada de capital natural y artificial. Es decir, *sostenibilidad* equivale al no decrecimiento del total de stock de capital. Desde una perspectiva más amplia, se puede considerar el enfoque de sostenibilidad débil, como un enfoque más “permisivo” que el de la sostenibilidad fuerte. En esta línea, los índices basados en esquemas de compensación flexible pueden constituir herramientas muy útiles para los procesos decisionales en políticas públicas. Así, al adoptar un enfoque de compensación total, el indicador proporciona una medida de sostenibilidad débil, ya que se asume la aceptación de algunos valores malos siempre y cuando existieran otros valores suficientemente buenos para compensarlos. Por otro lado, desde un enfoque no compensatorio no es admisible la aceptación de valores malos en ningún caso y por tanto, el indicador proporcionaría una medida de sostenibilidad fuerte. Algunos trabajos, como Shang et al. (2019) o Ruiz y Cabello (2021) han propuesto diferentes metodologías para el diseño de indicadores de sostenibilidad capaces de diferenciar entre ambos tipos de sostenibilidad. Shang et al. (2019) evaluaron la sostenibilidad del crecimiento socioeconómico en Mongolia entre 1987 y 2015 considerando el consumo de energía y alimentos y la huella hídrica, y midieron los diferentes tipos de sostenibilidad asignando diferentes pesos a las dimensiones ambiental, económica y social. Ruiz y Cabello (2021) propusieron un índice compuesto más sofisticado basado en esquemas de compensación flexibles para medir la sostenibilidad fuerte y débil en diferentes contextos.

Aunque la gestión de conflictos y la evaluación de políticas de sostenibilidad se abordan de manera independiente en estos cuatro ejes, el trabajo se realiza desde un enfoque integrador que mantienen un mismo hilo vertebrador; la importancia de la participación de los agentes de interés en los procesos decisionales en cuestiones relacionadas con las políticas de sostenibilidad y la importancia de proporcionar herramientas para medir el rendimiento de las políticas públicas que consideren simultáneamente elementos sociales, económicos, ecológicos e institucionales para el análisis de los recursos hídricos y de la conservación de la biodiversidad desde una perspectiva global.

En base a los antecedentes presentados, se han detectado ciertas necesidades de investigación, que se concretan en cuatro preguntas de investigación:

1. ¿Se ha evaluado correctamente el logro y las limitaciones de determinadas políticas internacionales de conservación?
2. ¿Es posible contribuir con herramientas que permitan reducir los conflictos relacionados con las políticas de conservación del medio natural, facilitando los consensos en los procesos decisionales complejos?
3. ¿Se han desarrollado indicadores que comprendan todos los elementos necesarios para medir adecuadamente de forma integrada la sostenibilidad del uso de los recursos naturales?
4. ¿Cómo podría mejorarse la evaluación de las políticas internacionales de conservación de recursos naturales surgidas en instituciones multilaterales y acuerdos internacionales?

La justificación de la presente tesis, por tanto, se fundamenta en los siguientes puntos:

-En un contexto de crisis global del agua y de pérdida de biodiversidad, se ha identificado la necesidad de contar con información sobre el estado actual de la sostenibilidad de los recursos. De este modo, contar con indicadores completos y rigurosos es esencial para, en primer lugar, evaluar la sostenibilidad de los recursos actuales y, en segundo lugar, para poder hacer un seguimiento de las políticas internacionales de conservación. La definición de adecuadas políticas de gestión y conservación de los recursos resulta indispensable de cara a garantizar recursos sin los cuales el desarrollo económico y social se haría inviable.

-Además, resulta necesario disponer de herramientas que mejoren y faciliten la implementación de las políticas públicas y los procesos decisionales, especialmente en cuestiones particularmente conflictivas, como la gestión del agua y la conservación del medio natural. Mediante una adecuada identificación y gestión de conflictos generados entre los agentes se mejorará la percepción, aceptación y éxitos de estas políticas.

-Resulta importante realizar análisis de políticas internacionales, que de un lado permita crear marcos de comparación, de otro analizar prácticas de éxito y por último evaluar los logros alcanzados mediante acuerdos multilaterales surgidos en instituciones internacionales multilaterales y acuerdos internacionales.

-La importancia del capital natural para el ser humano y para la sociedad y su declive acelerado en las últimas décadas, así como la necesidad de mejorar la implementación de las políticas internacionales y de proporcionar herramientas que faciliten la toma de decisiones públicas sobre cuestiones relacionadas con la sostenibilidad, particularmente, sobre la gestión del agua y la conservación del medio natural, han motivado esta tesis doctoral.

-Dado el gran número de agentes implicados en el desarrollo de políticas internacionales, se hace necesario optimizar los indicadores de seguimiento y los instrumentos de análisis y gestión de conflictos.

El **objetivo general** de esta tesis es analizar y proponer mejoras en las metodologías de evaluación de políticas internacionales para el desarrollo sostenible surgidas en instituciones multilaterales y acuerdos internacionales, así como en los sistemas de análisis y gestión de conflictos vinculados a tales políticas. En concreto la propuesta de mejora se centra en dos áreas: los indicadores internacionales de conservación del medio natural y los indicadores internacionales de gestión sostenible de los recursos hídricos.

Los **objetivos específicos** son:

- 1.1. Desarrollar un estado del arte sobre métodos cuantitativos para la evaluación de políticas de sostenibilidad.
- 1.2. Analizar los métodos de gestión de conflictos entre grupos de interés en materia de políticas de sostenibilidad.
- 1.3. Proporcionar una revisión de los indicadores de sostenibilidad en términos de conservación del medio y gestión del agua propuestos hasta la fecha, con especial referencia a las propuestas nacidas de organismos multilaterales y acuerdos internacionales.
- 1.4. Proponer un modelo de Programación Lineal que facilita la búsqueda de consensos en políticas de conservación y permite canalizar los procesos de negociación entre los diferentes grupos de interés. Se presentará la validación del modelo con una aplicación en una reserva de la biosfera transfronteriza hispanoportuguesa: Meseta Ibérica.
- 1.5. Proponer una metodología para construir un indicador basado en un modelo de optimización que permite una compensatoriedad parcial de forma flexible, para medir la

sostenibilidad en la conservación del medio natural y del uso del agua. Se presentará la validación del modelo con una aplicación en países europeos.

1.6. Proponer una metodología para construir un indicador basado en el análisis envolvente de datos borrosos (Fuzzy-DEA) que mide, desde un enfoque de evaluación comparativa, la sostenibilidad del agua al considerar simultáneamente la capacidad y la resiliencia, y que capture la incertidumbre asociada con las variaciones de series temporales. Se presentará la validación del modelo con una aplicación en países europeos.

1.7. Presentar una revisión de las principales estrategias internacionales de conservación desarrolladas hasta la fecha y proponer tres modelos basados en el análisis envolvente de datos para construir un indicador compuesto que permite medir el logro de los objetivos de Aichi considerando las limitaciones institucionales y ambientales de cada país para alcanzarlos. Se presentará la validación de los modelos con una aplicación en países europeos.

Estos objetivos se concretan de forma específica en cada uno de los ejes vertebradores de la presente tesis doctoral de la siguiente forma:

Eje 1. La gestión de conflictos por el uso de recursos naturales: Se propone un modelo de Programación Lineal para asignar pesos consensuados que expresen la importancia de los objetivos de manejo en las áreas protegidas. La novedad de este modelo radica en su capacidad para definir pesos óptimos para los criterios, minimizando los conflictos globales e intergrupales. El modelo puede contribuir a reducir los conflictos entre los grupos de interés y orientar los procesos de negociación en función de la importancia relativa de los objetivos de gestión, proporcionando un marco común para aprender y compartir conocimientos. Para ilustrar la aplicación del modelo se presenta un estudio de caso en la Reserva de la Biosfera Transfronteriza Meseta Ibérica portuguesa-española.

Eje 2. La gestión de conflictos por el uso del agua: se propone una revisión de 150 artículos actualizada con tres novedades: un enfoque de los recursos de agua como servicios de ecosistemas, un marco de trabajo basado en su categorización como áreas protegidas y una orientación de la discusión hacia la resolución de conflictos y la participación de los stakeholders en los procesos decisionales.

Eje 3. La construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de agua: se presentan dos indicadores compuestos para medir la sostenibilidad del agua.

El primer índice propuesto se basa en un modelo Fuzzy-DEA, que considera la capacidad de los países en términos de calidad, cantidad y accesibilidad de recursos hídricos renovables y de su resiliencia ecológica, social y económica, de manera conjunta. La novedad de este índice reside en que permite analizar, por separado y conjuntamente, la capacidad de los países en términos de agua y su resiliencia ecológica y social, permite recoger la incertidumbre asociada a las series temporales y proporciona resultados desde tres escenarios de riesgo: pesimista, indiferente y optimista.

El segundo índice propuesto se basa en un modelo basado en distancias que permite medir de manera flexible la sostenibilidad en términos de agua de los países usando diferentes grados de compensación de forma secuencial en diferentes niveles de agregación, y estableciendo niveles de referencia para los indicadores. La metodología proporciona la posibilidad de integrar las valoraciones de múltiples decisores de manera simultánea y, por otro lado, se obtiene un ranking de 27 países europeos en términos de sostenibilidad del agua.

Eje 4: se propone un indicador compuesto basado en un modelo BoD-DEA que recoge el rendimiento de los países tomando como referencia los 18 AT terrestres considerando las limitaciones de su implementación y se presenta la aplicación de esta metodología para proporcionar una valoración de 21 países europeos considerando un total de 37 indicadores; 25 indicadores de logro y 12 indicadores de limitación.

3. REVISIÓN DE LITERATURA

3.1. Eje 1: la gestión de conflictos por el uso de los recursos naturales.

La preocupación por la gestión de conflictos en áreas protegidas ha fomentado el desarrollo de métodos participativos MCDM desde principios del siglo XX. Este enfoque se ha aplicado para resolver problemas de decisión, fundamentalmente sobre el abastecimiento de agua dulce y el uso del suelo (de Castro-Pardo y Urios, 2017). El papel de los métodos MCDM en este sentido ha sido muy relevante ya que son métodos rigurosos y permiten estructurar problemas decisionales complejos que involucran un gran número de criterios, alternativas y participantes. Como consecuencia, el uso combinado de métodos MCDM con métodos *soft* o blandos, como talleres o jurados ciudadanos, ha crecido considerablemente en la última década.

Resulta frecuente la aplicación mixta de técnicas MCDM entre sí, o entre técnicas MCDM con otras técnicas de análisis de datos. Por ejemplo, se han aplicado técnicas combinadas de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y MCDM en la toma de decisiones espaciales participativas, la evaluación del uso del suelo, la planificación urbana y la evaluación ambiental (Jelokhani-Niaraki, 2020). Las herramientas visuales GIS facilitan la agregación de preferencias de las partes interesadas de una manera simple e intuitiva (Jelokhani-Niaraki, 2020). De Oliveira y Partidário (2011) proporcionan una revisión de las herramientas visuales espaciales en los procesos de toma de decisiones sobre Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) y encontraron que, aunque los beneficios sociales de los análisis visuales son ampliamente reconocidos en la literatura, el contexto cultural, social o político en el que se utilizan puede ser determinante para su eficacia. A pesar de los avances, la adecuación de herramientas de esta naturaleza para los diferentes grupos de interés no ha sido suficientemente estudiada.

Recientes estudios han utilizado métodos mixtos de Sistemas de Información Geográfica y MCDM para evaluar el turismo basado en la naturaleza, la conservación y las estrategias generales de sostenibilidad. Rocchi et al. (2020) propusieron un análisis espacial multicriterio para detectar conflictos espaciales relacionados con el turismo basado en la naturaleza y la protección ecológica en una región de Italia. Su metodología permitió evaluar el potencial de la Red Natura 2000 para brindar servicios de recreación en la región e identificar los lugares donde se podrían desarrollar y mejorar las actividades turísticas, respetando criterios de conservación de la biodiversidad. Kazana et al. (2020)

combinaron Sistemas de Información Geográfica, el Proceso de Jerarquía Analítica y el análisis Fuzzy para evaluar la gestión forestal sostenible teniendo en cuenta los conflictos e intereses de las diferentes partes interesadas en Macedonia Oriental y la Región de Tracia en el norte de Grecia. Analizaron el desempeño de siete estrategias de gestión forestal a nivel regional y calcularon un Índice de Desempeño de Sostenibilidad Forestal General en cada una de las áreas de estudio. Sumida y Valente (2019) priorizaron áreas de protección en el municipio de Piedade, Brasil, utilizando un método combinado AHP y GIS. Los problemas de decisión relacionados con la planificación forestal sostenible también se han analizado con métodos MCDM (Hubber et al., 2019; Kukkonen y Tammi, 2019; Portillo et al., 2019; Sironen et al., 2020; Sturiale et al., 2020; Tasse et al., 2020). Tuda et al. (2007) utilizaron técnicas de MCDM y análisis espacial para identificar puntos conflictivos en el Parque Nacional y Reserva Marino de Mombasa. Calcularon la importancia relativa de cada criterio usando AHP, mapearon los niveles de conflicto en un GIS y usaron un enfoque de programación por objetivos para identificar usos óptimos que minimizan los conflictos con respecto a los patrones de uso en áreas marinas protegidas. Cieslak (2019) utilizó métodos AHP, DEMATEL y GIS para identificar conflictos en una región rural de Polonia. Propuso un índice para evaluar la intensidad de los factores que impulsan los conflictos de uso del suelo con respecto a los atributos espaciales, las áreas circundantes y la infraestructura pública.

En el caso de las áreas protegidas, los métodos MCDM se han aplicado en particular para definir estrategias de gestión. Sturiale et al. (2020) utilizaron un enfoque de conjuntos aproximados (*rough sets*) para clasificar los cultivos de acuerdo con cinco atributos de sostenibilidad en un Parque Regional de Sicilia. Portillo et al. (2019) aplicaron una metodología de ANP (Analytic Network Process) para priorizar estrategias de desarrollo rural en áreas protegidas basadas en 9 líneas estratégicas del programa LEADER y encontraron que este método sofisticado proporcionaba un ranking que se ajustaba mejor al enfoque LEADER que una simple media de las preferencias respecto a las líneas estratégicas y objetivos identificados. Kukkonen y Tammi (2019) aplicaron un análisis gap y un método de regresión para redefinir la red de áreas protegidas en Laos.

Estudios como (de Castro-Pardo et al., 2020; Fernández et al., 2020; Huber et al., 2019; Martínez-López et al., 2019; Saarikoski et al., 2019) utilizaron un enfoque de servicios ecosistémicos para guiar los procesos participativos de MCDM para mejorar las

estrategias de gestión en bosques, áreas costeras, turberas, áreas protegidas de montaña y sitios rurales. Estos estudios se centraron en la mejora de las estrategias de gestión desde un enfoque multicriterio participativo, pero únicamente consideraron la valoración de los actores institucionales, sin considerar las preferencias de los propietarios privados. Otros estudios incluyeron las preferencias de una gama más amplia de partes interesadas para analizar los conflictos entre los grupos de partes interesadas. Por ejemplo, Oduro-Ofori et al. (2015) evaluaron los conflictos estructurales, de datos y de interés relacionados con el uso de los recursos naturales en una reserva natural estricta en Ghana. Los conflictos estructurales se refieren a las desigualdades en el control, la autoridad, el poder, las limitaciones institucionales, la separación geográfica o la propiedad. Los conflictos de datos surgen cuando hay falta de información o cuando es interpretada de manera diferente o retenida por una parte interesada. Los conflictos de intereses se refieren a recursos escasos reales o percibidos. Encontraron conflictos relacionados con la tierra, el agua, la caza y la madera, y la naturaleza de estos conflictos estaba relacionada con la intervención, el daño económico y ambiental. Schirpke et al. (2020) proporcionaron un marco para abordar los conflictos centrados en los servicios ecosistémicos culturales en las regiones montañosas.

Jager et al. (2020), Franklin et al. (2020), Hovardas (2018) y Verschueren et al. (2020) analizaron conflictos más específicos relacionados con especies animales particulares. Jager et al. (2020) y Franklin et al. (2020) evaluaron los conflictos entre las actividades recreativas de invierno y las especies de urogallos, y entre la silvicultura y los alces, respectivamente, y propusieron herramientas para gestionarlos. Hovardas (2018) y Verschueren et al. (2020) evaluaron los conflictos de humanos con carnívoros en áreas protegidas en Grecia y Namibia, respectivamente.

Los conflictos relacionados con las alternativas de uso del suelo en la planificación se han estudiado recientemente (Hovardas, 2018; Morea, 2019; Marques et al., 2020). Morea (2019) analizó los conflictos en la Bahía de San Antonio, un área protegida en Argentina, aplicando entrevistas semiestructuradas a actores sociales y Sistemas de Información Geográfica, tomando como referencia la planificación y los objetivos actuales de la reserva. Los principales conflictos en este sitio se encontraron entre el uso del suelo y la conservación debido a la incompatibilidad de algunos usos y actividades a

nivel institucional y político y debido a cambios en el uso del suelo. Marqués et al. (2020) evaluaron los conflictos analizando el poder de los actores, considerando la coerción, los incentivos y los criterios de información dominante. Presentaron un estudio de caso basado en entrevistas a 44 agentes representativos en Vale do Sousa (Portugal) y clasificaron el poder en niveles de impacto alto, medio y bajo en la gestión forestal. Identificaron dos conflictos principales: uno entre las coaliciones económicas y de protección de la naturaleza y la coalición social y recreativa, y otro conflicto entre el monocultivo de eucalipto para el suministro de madera y los grupos de conservación de la biodiversidad. Yuxi y Linsheng (2020) evaluaron la evolución de los conflictos entre el turismo basado en la naturaleza y la protección ecológica en China utilizando un indicador dinámico compuesto de tendencia de conflicto con parámetros de atractivo paisajístico y sensibilidad ecológica. Skjeggedal et al. (2020) propusieron un enfoque de soluciones consensuadas de orientación cualitativa utilizando un modelo de gobernanza multinivel para la planificación del uso de la tierra en las regiones montañosas. Describieron un caso de estudio en Dovrefjell (Noruega) y propusieron un escenario común a nivel local para hacer frente a los conflictos más importantes.

La identificación de los conflictos es el primer paso hacia el consenso. Las técnicas de MCDM pueden proporcionar herramientas cuantitativas para evaluar problemas complejos que involucren a varios tomadores de decisiones de manera rigurosa y estructurada. Sin embargo, la agregación de evaluaciones individuales puede resultar en diferentes soluciones globales. Este tema es clave para orientar procesos participativos de toma de decisiones con el fin de minimizar conflictos y acercar posiciones individuales. En este sentido, los métodos *duros* de MCDM, como la programación lineal o la programación entera y los métodos basados en utilidades, se han utilizado para obtener puntos de vista en la toma de decisiones (Mukherjee et al., 2018). Algunos estudios han aplicado métodos multiplicativos para comparar criterios no compensatorios y han añadido incertidumbre en sus análisis. Driscoll et al. (2016) propusieron un modelo basado en la utilidad con ponderación aditiva y multiplicativa para evaluar 22 alternativas de quema planificada y ocho objetivos: protección de la casa, maximizar la calidad del agua, minimizar las emisiones de carbono y los impactos en la salud humana, y minimizar la disminución en cinco especies. Este modelo resolvió conflictos entre un mamífero arbóreo y la calidad del agua a través de un esquema de ponderación compensatoria. Liu

et al. (2020) abordaron los conflictos en los procesos de toma de decisiones con un nuevo modelo basado en el análisis envolvente de datos multiplicativo (DEA) de eficiencia cruzada y el análisis de aceptabilidad del espacio de peso estocástico. Asumieron los pesos de los decisores como una distribución uniforme para el análisis de aceptabilidad. Su modelo proporcionó una clasificación óptima que minimizó la clasificación de total inaceptabilidad.

Otros estudios propusieron un enfoque basado en técnicas MCDM basadas en relaciones de superación (outranking). De Oliveira Silva y de Almeida-Filho (2016) aplicaron un método MCDM basado en el método ELECTRE-TRI para integrar la subjetividad de los juicios humanos en la clasificación del conflicto en la Teoría de Dempster Shafer, clasificando los conflictos en alto, medio y bajo. Este método utiliza un índice de concordancia y discordancia para evaluar cada juicio. Así, la vaguedad en los juicios humanos se estructura en relación con un umbral de preferencia y un umbral de indiferencia. Frini y Amor (2019) propusieron el MUPOM o Método de superación multi-período multicriterio, para abordar el desarrollo sostenible en una perspectiva temporal. Este es un método semi-compensatorio que utiliza comparaciones por pares en cada período temporal y umbrales de concordancia y discordancia para identificar un índice de discordancia. Los autores aplicaron el modelo para priorizar cinco estrategias de gestión forestal.

Otros estudios abordaron el consenso de una manera más específica cuando diferentes grupos están involucrados en los procesos de toma de decisiones. González-Pachón y Romero (1999) propusieron un modelo de Programación por Metas para resolver un problema de elección social utilizando variables enteras para definir funciones de Condorcet. Este modelo permite la generalización de la estructura de la función de elección social y proporciona clasificaciones ordinales de consenso. González-Pachón et al. (2019) presentaron un modelo de Programación por Metas basado en tres sistemas de pesos en los sistemas de votación: “una persona un voto”, “un grupo social un voto” y “se minimiza la máxima desviación o discrepancia entre las reglas 1 y 2”. Este modelo proporcionó un índice de poder que permitió investigar las compensaciones entre grupos e individuos.

El desafío para manejar los conflictos radica principalmente en los dos enfoques presentados anteriormente: identificación de conflictos y propuestas de soluciones basadas en el consenso. La identificación de conflictos ha sido abordada desde hace

mucho tiempo y desde una gran diversidad de perspectivas y métodos. Sin embargo, aunque se han considerado en alguna ocasión métodos *duros* de MCDM para agregar preferencias de múltiples participantes en los procesos de toma de decisiones, la investigación orientada a guiar consensos utilizando métodos *duros* es rara hasta el día de hoy.

3.2. Eje 2: la gestión de conflictos por el uso del agua

Hasta la fecha, se han realizado algunas revisiones sobre el uso del análisis MCDM para la gestión del agua.

Algunos ejemplos son la de Hajkowicz y Collins (2007), que revisaron 113 artículos entre 1973 y 2005 o la de Herath (2010), que propuso una revisión de artículos publicados entre 1975 y 2009 relacionados con este tema.

En esta tesis doctoral se presenta una revisión exhaustiva de 150 artículos actualizada con tres novedades: un enfoque de los recursos de agua como servicios de ecosistemas, un marco de trabajo basado en su categorización de áreas protegidas y una orientación de la discusión hacia la resolución de conflictos y la participación de los agentes de interés en los procesos decisionales.

Los artículos seleccionados se clasificaron de acuerdo con seis categorías, que se describen con detalle en el capítulo 4 (metodología), y son: tipo de servicio ecosistémico de agua dulce (SEAD), método MCDM, participación, biogeografía, cuerpo de agua y problema.

3.3. Eje 3: la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de agua

En general, la construcción de indicadores compuestos se puede considerar de forma natural como un problema de decisión multicriterio, en el que los distintos indicadores individuales juegan el papel de los criterios a considerar. Por este motivo, una gran parte de los métodos descritos en la introducción son aplicaciones, más o menos directas, de

metodologías multicriterio bien conocidas. En este aspecto, en El Gibari et al. (2019) se puede encontrar una revisión de metodologías multicriterio aplicadas al cálculo de indicadores compuestos, en la que se hace referencia a los distintos aspectos mencionados (pesos, normalización, compensabilidad, etc.) para los métodos analizados.

Debido a su importancia, la revisión de la literatura sobre indicadores compuestos de sostenibilidad del agua se ha centrado en tres puntos: esquema de ponderación, enfoque de participación y esquema de compensación, como se describe en la tabla 1. La mayoría de estos índices usan esquemas de compensación total que no consideran un enfoque participativo. The Water Poverty Index (Lawrence et al., 2002), the Water Sustainability through Decision Analysis (Linhos et al., 2015), the Aquifer Sustainability Index (Senent-Aparicio et al., 2015), the Sustainable Groundwater Resources Index (Bui et al., 2019), the Water Management Sustainability Index (Cervantes-Jiménez et al., 2020) y el Groundwater Sustainability Index (Singh y Bhakar, 2020) usan un enfoque de compensación total para agregar los sub-índices, al usar una método de agregación aritmético, normalmente una media o una suma ponderada. De estos, Bui et al. (2019), Senent-Aparicio et al (2015) y Singh y Bakhar (2017) consideraron de alguna forma la participación de varios decisores. Los tres trabajos se ocuparon de medir la sostenibilidad de aguas subterráneas. Los primeros usaron un Analytic Hierarchy Process (AHP) para medir la sostenibilidad, medida según los tres pilares tradicionales (ambiental, económico y social) de las aguas subterráneas en Hanoi desde tres enfoques: calidad, cantidad y gestión de las aguas. Los segundos usaron un esquema Presión-Estado-Respuesta y recogieron cuatro dimensiones: hidrogeología, ambiente, vida y política para medir la sostenibilidad de la gestión de acuíferos en zonas semi-áridas con escasos datos. En este caso, se propone que las ponderaciones de cada indicador se definan por consenso entre varios agentes en la cuenca. Singh y Bakhar (2017) usaron una aproximación aritmética para agregar los indicadores simples para medir la sostenibilidad de las aguas subterráneas en función de cinco dimensiones: acuíferos, salud ecosistémica, disponibilidad de infraestructuras, salud humana y competencia. De igual forma que Bui et al. (2019) usaron el AHP para determinar las ponderaciones por expertos. Chaves and Alipaz (2007) también usaron un esquema Presión-Estado-Respuesta integrando en un único índice *Hydrology-Environment-Life-Policy* (H-E-L-P) diferentes elementos para medir la sostenibilidad hídrica a nivel de cuenca. Este índice recoge varios componentes

del Índice de Desarrollo Humano (Human Development Index-HDI) y su forma de agregar los sub-índices es también una media aritmética. Lawrence et al. (2002) propusieron un Índice de Pobreza de Agua (Water Poverty Index-WPI) basado en cinco dimensiones (recursos, acceso, capacidad, uso, ambiente) y dieciocho indicadores. Usaron pesos iguales y una media aritmética para calcular el valor final. Sullivan (2002) propuso un Índice de Pobreza de Agua alternativo, usando un método gap. Concretamente consideraba cuatro componentes: salud ecosistémica, bienestar de la comunidad, salud humana y bienestar económico. El Índice de sostenibilidad de agua canadiense (Canadian Water Sustainability Index-CWSI) también incluía la vulnerabilidad en el índice a través de esta dimensión, incluye cinco dimensiones: recurso, infraestructura, salud humana, capacidad y salud ecosistémica. Este índice agregaba los sub-índices usando una media aritmética. Cervantes-Jiménez et al. (2020) desarrollaron un Índice de Gestión Sostenible de Agua (Water Management Sustainability Index-WMSI) y lo aplicaron para medir la sostenibilidad de 969 sub-cuencas de México. Ellos usaron un esquema aditivo de agregación para incluir cuatro sub-sistemas: ambiental, social, económico e institucional. Linhos et al. (2015) también siguieron un esquema aditivo para agregar recursos hídricos, demanda de agua and dimensiones de políticas de agua, pero incorporaron una novedad; determinaron las ponderaciones usando un enfoque estocástico. Otros indicadores, como el Long-term Water Resources Management Model (Cai et al., 2002), el Sustainability Index for Water Resources Planning and Management (Sandoval et al., 2011), el West Java Water Sustainability Index (Juwana et al., 2016) y el Sustainability Index for Water Resources Planning and Management-extension (Srdjevic y Srdjevic, 2017) usaron enfoques de compensación parcial al agregar los sub-índices. Sandoval-Solis et. al (2011), Srdjevic y Srdjevic (2017) y Singh y Bakhar (2020) usaron una media geométrica para calcular el valor final del índice. Sandoval-Solis et al. (2011) y Srdjevic y Srdjevic (2017) desarrollaron un indicador compuesto orientado a medir la gestión sostenible del agua desde tres índices de rendimiento: fiabilidad, resiliencia y vulnerabilidad. Srdjevic y Srdjevic (2017) propusieron una extensión del primero, considerando dos indicadores de rendimiento adicionales: la confiabilidad del agua asegurada anual como rendimiento del sistema y la desviación de los niveles del embalse. Juwana et al. (2016) usaron un esquema de agregación multiplicativo. Ellos usaron tres dimensiones (conservación, uso del agua, política y gobierno) y nueve indicadores simples para medir tres colectores de agua en Indonesia. Usaron un enfoque participativo para determinar la selección de

componentes con un panel de expertos a través del método Delphi. El propuesto por Cai et al. (2002) ha sido el único índice que ha considerado un esquema de compensación parcial para determinar un índice de sostenibilidad de agua usando un modelo de programación matemático basado en distancias. Ellos propusieron un índice a largo plazo basado en seis variables de control interanuales (almacenaje de agua a final de año, área disponible de cultivo, eficiencia en la distribución del agua, eficiencia en la aplicación del agua, eficiencia en el drenaje del agua, tasa de impuesto de descarga) y siete criterios de sostenibilidad (fiabilidad, reversibilidad, vulnerabilidad, ambiente, equidad espacial, equidad temporal, aceptabilidad económica). Este modelo no considera un enfoque participativo, ya que el esquema de pesos es determinado por el analista.

Por último, resulta interesante destacar algunos modelos específicos que permiten modelar la compensatoriedad en el proceso de agregación, como el Índice de Mazziotta-Pareto (Mazziotta y Pareto, 2007), el método Penalty for a Bottleneck (Acs et al., 2014), la función Mean-Min (Tarabusi y Guarini, 2013) o el método Directional Benefit-of-the-Doubt (BoD) (Fusco, 2015). El método del punto de referencia doble (double reference point) fue inicialmente diseñado para medir la sostenibilidad (Ruiz et al., 2011) y posteriormente se presentó una versión generalizada que permite el uso de múltiples referencias (Ruiz et al., 2020). Este enfoque de compensación parcial multi-referencia proporciona doble flexibilidad: para determinar los niveles de referencia y para definir los niveles de compensación deseados. A pesar del empleo frecuente de métodos de agregación basados en la compensación total para medir la sostenibilidad del agua, resulta muy interesante poder modelizar la compensación y obtener valores asociados a una sostenibilidad fuerte o una sostenibilidad débil del agua (Rennings y Wiggering, 1997). Sin embargo, las técnicas de agregación basadas en una compensación flexible han sido poco empleadas hasta la fecha para medir la sostenibilidad del agua.

La tabla 1 detalla un resumen de los principales índices de sostenibilidad de agua, el esquema de ponderación empleado, el enfoque de participación y el esquema de compensación.

Índices	Esquema de compensación	Enfoque de participación	Esquema de compensación
Long-term Water Resources Management Model (Cai et al., 2002)	Definido por el analista	No	Parcial (distancias)
Water Poverty Gap (Sullivan, 2002)	Definido por el analista	No	Total (aritmética)
Water Poverty Index (Lawrence et al., 2002)	Pesos iguales	Sí (stakeholders y expertos)	Total (aritmética)
Watershed Sustainability Index (Chaves y Alipaz, 2007)	Pesos iguales	No	Total (aritmética)
Canadian Water Sustainability Index (The Policy Research Initiative, 2007)	Pesos iguales	Sí (workshop)	Total (aritmética)
Sustainability Index for Water Resources Planning and Management (Sandoval-Solis et al., 2011)	Basado en la demanda anual de agua	Sí (pesos)	Parcial (geométrica)
Water Sustainability through Decision Analysis (Linhos et al., 2015)	Enfoque estocástico	No	Total (aritmética)
Aquifer Sustainability Index (Senent-Aparicio et al., 2015)	Pesos iguales	Parcial	Total (aritmética)
West Java Water Sustainability Index (Juwana et al., 2016)	Pesos iguales y no iguales	Sí (método Delphi con stakeholders)	Parcial (geométrica)
Sustainability Index for Water Resources Planning and Management - extension (Srdjevic y Srdjevic, 2017)	Basado en la demanda anual de agua	Yes (pesos) (annual water demand by water user groups)	Parcial (geométrica)
Sustainable Groundwater Resources Index (Bui et al., 2019)	Determinados a través de comparaciones pareadas con AHP	Yes (pesos) (expertos)	Total (aritmética)
Water Management Sustainability Index (Cervantes-Jiménez et al., 2020)	Determinados por Análisis de Componentes Principales	No	Total (aritmética)
Groundwater Sustainability Index (Singh y Bhakar, 2020)	Determinados a través de comparaciones pareadas con AHP	Sí (pesos) (expertos)	Total (aritmética)

Tabla 1. Índices de sostenibilidad de agua, esquema de ponderación, enfoque de participación y esquema de compensación.

3.4. Eje 4: la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de conservación de la biodiversidad

El primer informe global sobre el progreso de los Objetivos de Aichi (OA) fue proporcionado por Tittensor et al. (2014) que proporcionaron una estimación en base a tendencias históricas sobre presiones, estados, beneficios y respuestas para 2020. Ellos usaron 55 indicadores asociados a 16 OA y usaron análisis de series temporales para predecir el alcance a nivel mundial de los OA en 2020.

Han et al. (2014) seleccionaron 4 indicadores clave para medir el logro de OA a nivel regional y nacional (Cobertura forestal y ratio de pérdida de cobertura forestal, Índice de la Lista Roja, Cobertura protegida de áreas clave para la biodiversidad y Provisión de agua dulce ponderada por calidad de los ecosistemas naturales a la población humana río abajo) y los aplicaron para medir los progresos en tres regiones: los Andes Tropicales, los Grandes Lagos Africanos y el Mekong. La mayor ratio de pérdida de especies se presentó en los Andes Tropicales y se identificó la enorme importancia de aprovisionamiento de agua dulce en los países del Mekong. También se observaron grandes diferencias en los esfuerzos de los países vecinos en salvaguardar áreas clave de biodiversidad, como Mozambique y Tanzania. De esta forma, este tablero de indicadores permite identificar de forma rápida y general el estado de conservación de la biodiversidad y las tendencias y patrones importantes.

Otros autores evaluaron el logro de un único OA. Cooper et al. (2019) midieron el progreso del OA 1 haciendo un seguimiento del uso de palabras clave relacionadas con la biodiversidad en 31 idiomas diferentes en periódicos en línea, redes sociales y búsquedas en Internet. Ellos detectaron patrones temporales, reduciéndose los fines de semana las conversaciones relacionadas con la biodiversidad y existiendo scores muy divergentes entre distintos países. Ecuador, Etiopía, Guatemala, Canadá, Fiji y Nueva Zelanda obtuvieron altas puntuaciones en todas las plataformas.

Shepherd et al. (2016) evaluaron el progreso del OA 14 (servicios ecosistémicos) utilizando 21 indicadores de estado, beneficio y acceso de 13 servicios ecosistémicos esenciales para el bienestar humano. Los resultados mostraron que el 60% de los

indicadores de beneficio muestran tendencias positivas, mientras que el 86% de los indicadores de estado muestran el declive del capital natural.

Estos trabajos se realizaron antes de 2020 y se centraron fundamentalmente en análisis de tendencias para hacer predicciones. Buchanan et al. (2020) han proporcionado un análisis actualizado sobre el progreso de ocho OA (1,4,5,7,11,12,19,20) usando 11 indicadores. Ellos midieron el progreso de estos objetivos comparando los resultados proporcionados en los quinto y sexto Reportes Nacionales de progreso de los OA y analizando su relación con la gobernanza, el PIB per capita, la densidad poblacional y el grado de urbanización. Los resultados mostraron que el 24.2% de los países estaban avanzando, el 22.3% se estaban alejando y el 53.5% no variaban respecto de los OA. Además, identificaron que el progreso positivo hacia los OA estaba relacionado con el buen gobierno y, en menor medida, con el PIB per capita, la densidad poblacional y el grado de urbanización.

Todos estos trabajos han proporcionado información muy valiosa para la planificación de la Agenda para el Desarrollo Sostenible 2030 y los Objetivos de Biodiversidad, pero también han puesto de manifiesto algunas cuestiones que hay que mejorar. Algunos trabajos han evidenciado la necesidad de priorizar los objetivos de biodiversidad poniendo en la mesa el debate sobre las acciones urgentes de conservación y las acciones sostenibles a largo plazo, como Marques et al. (2014). Ellos presentaron un marco de trabajo para identificar y priorizar acciones urgentes en función de la correlación entre los diferentes objetivos y la relación tiempo invertido-tiempo de logro. Concluyeron que, dada la situación actual de declive de la biodiversidad, habría que implementar acciones urgentes y asegurar el logro de los objetivos estratégicos B, C y D, que se centran en el control de las presiones directas sobre la biodiversidad y los ecosistemas, y proporcionan resultados visibles a corto plazo.

Otros estudios arrojan luz sobre la necesidad de considerar la compleja e inevitable relación entre los sistemas sociales, económicos e institucionales con los sistemas ecológicos y las limitaciones que estas interrelaciones pueden suponer para el logro en los objetivos de conservación. Las políticas de conservación pioneras que surgieron hace unos 150 años consistían fundamentalmente en políticas nacionales de conservación de la biodiversidad. Sin embargo, en el último siglo, estas políticas han pasado de centrar sus objetivos en la conservación de hábitats y especies a poner especial énfasis en la integración de los objetivos de conservación con los objetivos sociales (Bonn et al., 2020).

Esta transformación de los sistemas ecológicos hacia los sistemas socio-ecológicos implica que los indicadores que sirven para medir el estado y progreso de los programas de conservación deberían ser actualizados. En este sentido, Hill et al. (2015) remarcaron la necesidad de incluir las limitaciones asociadas a esta interacción socio-ecológica y que suponen un obstáculo en la implementación de los OA, para medir su logro. Los resultados mostraron que, en base a estas limitaciones, únicamente 2 OA se alcanzarían completamente y 3 OA se alcanzarían parcialmente.

Driscoll et al. (2018) usaron una jerarquía de crisis de la biodiversidad para identificar la consideraron de indicadores que monitorean de manera integral el comportamiento humano y las instituciones que impulsan la pérdida de biodiversidad y que, hasta ahora, han impedido el progreso hacia el logro de las metas mundiales de biodiversidad. Ellos detectaron que algunos factores como el seguimiento de los gobiernos, la corrupción, el tamaño de la población humana y la amenaza de algunas industrias, que afectan a la consecución de los OA, no se están considerando adecuadamente.

Meehan et al. (2020) presentaron una batería de indicadores para medir el logro del OA 11 (áreas protegidas) en relación a las áreas protegidas, considerando también las dimensiones de gobernanza, económicas y sociales, además de la dimensión ecológica. Ellos identificaron 16 indicadores asociados a seis elementos de calidad: gestión equitativa, integración, áreas de importancia, buena conectividad, representatividad y gestión efectiva.

La necesidad de contar con indicadores completos y rigurosos para hacer un seguimiento de las políticas internacionales de conservación es un hecho. The assessment and monitoring of the conservation policies is key to analyze their achievement and to provide information to decide among competing policy options. Sin embargo, aunque los informes nacionales quinto y sexto del Convenio de Diversidad Biológica indicaron que existía una variación sustancial entre países en el nivel de progreso que habían hecho hacia cada uno de los objetivos, no ha habido ningún análisis formal de estos datos. De hecho, la ausencia de concordancia entre los avances nacionales basados en indicadores y el evaluado por Convenio de Diversidad Biológica destaca la incertidumbre que pueden existir en torno a las mediciones del progreso hacia las metas a escala nacional (Buchanan et al., 2020).

En Europa, desde 2003 y paralelamente al Convenio de Diversidad Biológica, se han desarrollado un buen número de procesos encaminados a desarrollar indicadores de biodiversidad. De hecho, existen extensas listas de indicadores para medir diferentes elementos de la biodiversidad. Sin embargo, aunque en el caso que nos ocupa es importante analizar por separado el progreso de cada OA, los indicadores compuestos resultan particularmente útiles para comunicar de manera efectiva tendencias más amplias en la biodiversidad (Mace y Baillie, 2005). Hasta la fecha, no se ha desarrollado un índice compuesto para medir el logro global de los OA por países que considere las limitaciones de carácter estructural para su implementación. De los seis trabajos identificados que se han ocupado de medir el logro de los OA, únicamente Cooper et al. (2019) propusieron un índice agregado para medir el logro del OA 1. Los demás trabajos revisados evaluaron el progreso de cada indicador por separado, como se muestra en la tabla 2.

Referencia	Objetivo Aichi	Agregación	Nº de indicadores
Han et al. (2014)	Global (4 OA clave: 5,11,12,14)	No (Análisis de tendencia)	4
Tittensor et al. (2014)	Global (16 OA)	No (Pre2010-Post-2010)	55
Shepherd et al. (2016)	OA 14	No (Búsqueda y análisis de tendencia)	21
Cooper et al. (2019)	OA 1	Media aritmética	3
Buchanan et al. (2020)	Global (8 OA)	No (Análisis de progreso)	11
Meehan et al. (2020)	OA 11	No	16

Tabla 2. Estudios que se ocupan de medir el logro de los objetivos de Aichi, objetivos analizados, método de agregación y número de indicadores.

Desde la perspectiva metodológica de la agregación, la mayoría de los índices propuestos hasta la fecha para medir la biodiversidad o la sostenibilidad de manera global usan esquemas aditivos de agregación basados en pesos iguales. El Índice de planeta Vivo

(Living Planet Index-LPI) usa medias ponderadas en 14,152 poblaciones de 3706 especies de mamíferos, aves, reptiles, anfibios y peces de todo el mundo (Living Planet Index, 2016).

El Índice de la Lista Roja (Red List Index-RLI) también usa un esquema aditivo ponderado del número de especies para cada categoría y cada dimensión (Butchart et al., 2004).

Butchart et al. (2010) evaluaron el logro del Convenio de Diversidad Biológica 2010 con 31 indicadores, que agregaron usando un modelo aditivo simple. Buckland et al. (2011), en cambio, propusieron una media geométrica para agregar los índices de biodiversidad, que se basa en una agregación parcialmente compensatoria.

Ruíz y Caballero (2021) también han propuesto un modelo matemático que permite una compensación parcial de los indicadores simples para medir la sostenibilidad de manera general.

La ventaja de los modelos de programación lineal, como algunos modelos BoD-DEA es que permiten agregar los indicadores desde un enfoque optimizador en condiciones de incertidumbre y resultan muy adecuados cuando se pretende resaltar la excelencia. Además, permiten incorporar un enfoque participativo a través de determinadas restricciones, aportando flexibilidad al proceso.

4. METODOLOGÍA

4.1. Eje 1: la gestión de conflictos por el uso de los recursos naturales

La metodología empleada para desarrollar el estudio del eje 1 incluye tres etapas: i) identificación de objetivos de gestión, selección de agentes de interés y recogida de datos, ii) identificación de preferencias individuales y evaluación de la solución consistente del grupo, y iii) modelización de conflictos.

4.1.1. Identificación de los objetivos de gestión, selección de agentes de interés y recogida de datos

Para lograr el éxito en la gestión de un área protegida que comprende varias estructuras administrativas es necesario definir con precisión las bases que sustentarán la estructura de planificación conjunta. Esto requiere tener en cuenta todos los elementos clave para todos los países y grupos de interés involucrados en el área en concreto.

Para la identificación de los objetivos a incluir en los planes de gestión se realiza una revisión exhaustiva de todos los documentos de gestión definidos para cada una de las áreas protegidas incluidas en el área de estudio y todos los documentos de gestión relacionados con la gobernanza de cada municipio.

Una vez identificados los objetivos de gestión, se seleccionan los agentes de interés de modo que se asegure la representatividad de todos los grupos involucrados en el área analizada.

Los grupos de partes interesadas se definen específicamente para un área de estudio particular, ya que pueden existir diferencias muy importantes entre grupos de diferentes regiones. Se realizan entrevistas personales a los representantes clave de los gobiernos locales, directores de parques naturales y habitantes locales, seguido de un método de bola de nieve realizado para completar la muestra con los grupos más representativos de partes interesadas en el área de estudio.

Posteriormente, se define de manera rigurosa y organizada un árbol jerárquico que represente todos los elementos clave.

Después, siguiendo esta estructura jerárquica, se recogen las preferencias de cada grupo de interés sobre los objetivos seleccionados.

Para obtener las preferencias de cada grupo de interés, en primer lugar, se recogen las preferencias individuales de cada miembro de cada grupo de interés mediante una encuesta tipo Saaty. Esta encuesta utiliza una escala de 1 a 9 puntos para obtener comparaciones por pares entre pares de criterios. Luego se utiliza el método Analytic Hierarchy Process (AHP) para cuantificar la importancia relativa de cada objetivo de manejo y calcular los pesos respectivos. El AHP se basa en el análisis de comparaciones por pares entre todos los criterios organizados en una estructura jerárquica y utiliza el método de valores propios y la media geométrica para agregar todas las evaluaciones en una única solución agregada (Saaty, 2001).

Las principales limitaciones de este método están relacionadas con el elevado número de respuestas primarias inconsistentes y la posibilidad de la reversibilidad del ranking, con el problema asociado de la debilidad de los resultados cuando se cambia el número de los criterios considerados (Ho y Ma, 2017). Las matrices de comparación por pares deben ser recíprocas, homogéneas y consistentes (Saaty 2006). Saaty (1980) fijó la consistencia aceptable cuando el Razón de Consistencia es igual o menor a 0,10 (Saaty, 2006). Sin embargo, en las comparaciones por pares, los resultados primarios presentan con frecuencia un Índice de Consistencia superior a 0,10, ya que los juicios tienen una subjetividad innata. En relación con la limitación de la inconsistencia, el AHP es difícil de usar con una gran cantidad de criterios: al aumentar la cantidad de criterios analizados, la complejidad de la evaluación también aumenta y, por lo tanto, la cantidad de evaluaciones inconsistentes también es mayor. Debido a esto, el AHP solo se utiliza en problemas decisionales con un número limitado de criterios, teniendo en cuenta el cuarto axioma del fundamento AHP (Saaty, 2006).

4.1.2. Identificación de las prioridades grupales consistentes

La agregación de preferencias individuales debe realizarse considerando las preferencias consistentes. Para tratar los resultados primarios inconsistentes, se utiliza un modelo de programación por metas. Una vez corregidas las inconsistencias, todas las matrices consistentes se agregan usando una media geométrica y los pesos para cada criterio se

calculan usando el método de los vectores propios. Esta solución grupal, ya consistente, está formada por los pesos que representan la importancia relativa de cada criterio evaluado.

La Programación por Metas (Goal Programming-GP) es una técnica de programación lineal utilizada para resolver problemas complejos. GP encuentra soluciones compromiso que pueden no satisfacer completamente todos los objetivos, pero alcanzan ciertos niveles de satisfacción establecidos por el decisor. Para ello se propone una función objetivo y se definen unas restricciones. Las restricciones del modelo están formadas por la relación entre los objetivos del nivel de logro para cada atributo; con estos atributos vinculándose a través de desviaciones negativas y positivas. Existen algunas variantes de GP como los modelos basados en metas ponderadas, los modelos MinMax y los modelos basados en metas lexicográficas, todos los cuales siguen el propósito general de GP pero cada uno lo logra de una manera diferente. El GP basado en metas ponderadas es un modelo lineal que minimiza la suma ponderada de las desviaciones de cada objetivo. El enfoque MinMax busca minimizar la máxima desviación entre todas las posibles desviaciones. El modelo basado en metas lexicográficas minimiza una función de logro basada en un enfoque de prioridades preventivo o no arquimediano. Este método utiliza un peso preventivo, por lo que el logro de las metas con una prioridad definida se prefiere inconmensurablemente a otro logro definido para una prioridad menor (Romero, 2014).

La programación lineal ha sido útil para resolver problemas de planificación de la conservación. Beyer et al. (2016) mostró la eficiencia de la programación lineal entera frente a un método estocástico para optimizar la selección de áreas prioritarias para incluir en la planificación de la conservación. Específicamente, GP se ha utilizado ampliamente para modelar problemas de decisión relacionados con la silvicultura, generalmente para establecer indicadores para evaluar los recursos naturales. Díaz- Balteiro et al. (2016) y Díaz- Balteiro et al. (2017) modelizaron algunos recursos forestales con GP para cuantificar la sostenibilidad en entornos forestales. Además, GP funciona bien combinado con otras técnicas multicriterio para la gestión y planificación de áreas naturales (Uhde et al., 2015). Además, en la aplicación directa a la optimización forestal, GP ha sido útil como herramienta para mejorar la consistencia de las comparaciones pareadas y también se ha aplicado con éxito en otros contextos (de Castro-Pardo y Urios, 2017).

En primer lugar, las preferencias de los agentes individuales se recopilan mediante una encuesta de tipo Saaty y se analizan siguiendo el AHP. Para mejorar la consistencia de los resultados primarios, utiliza un modelo de Programación por Metas ponderadas basado en González-Pachón y Romero (2004). El objetivo de este análisis es obtener una matriz lo más similar posible a la generada por el tomador de decisiones, cumpliendo las condiciones de similitud, reciprocidad y consistencia de Saaty (González-Pachón y Romero, 2004).

Para corregir las matrices inconsistentes ($CR < 0.10$), se aplica el modelo de Programación por Metas definido en las ecuaciones (1-5).

$$\text{Min } \sum_l (n_l^{(1)} + p_l^{(1)})^p + \sum_s (n_s^{(2)} + p_s^{(2)})^p + \sum_t (n_t^{(2)} + p_t^{(2)})^p \quad (1)$$

s.a.

$$w_{ij} - m_{ij} + n_l^{(1)} - p_l^{(1)} = 0, \quad l=1, 2, \dots, n(n-1), \quad (2)$$

$$w_{ij}w_{ji} + n_s^{(2)} - p_s^{(2)} = 1, \quad s = 1, 2, \dots, \frac{n(n-1)}{2}, \quad (3)$$

$$w_{ij}w_{jk} - w_{ik} + n_t^{(3)} - p_t^{(3)} = 0, \quad t=1, 2, \dots, n(n-1)(n-2), \quad (4)$$

$$0.11 \leq w_{ij} \leq 9 \quad \forall i, j. \quad (5)$$

Siendo $M=(m_{ij})_{ij}$ una matriz general generada por cada participante, existe un conjunto de números positivos $(w_1 \dots w_n)$, tal que $m_{ij} = \frac{w_i}{w_j}$ para cada $i, j = 1, \dots, n$

Después de corregir las inconsistencias, el total de las matrices consistentes se normaliza y agrega usando un promedio geométrico y los pesos finales se calculan usando el método de valores propios. Así, como resultado de esta valoración se obtendrán los pesos que representen la relevancia relativa conjunta para cada criterio analizado.

4.1.3. Evaluación y modelización de conflictos

La evaluación de los conflictos es calculada usando un Índice de Conflicto (IC) basado en Pang y Liang (2012):

$$IC^t = 1 - \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (\Delta_i^t - N)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (\Delta_i^t - N)^2} + \sqrt{\sum_{i=1}^n (\Delta_i^t)^2}} \quad (6)$$

donde Δ_i^t representa la diferencia absoluta entre α_i^t y α_i , de modo que $\Delta_i^t = |\alpha_i^t - \alpha_i|$ y α_i^t representan el valor de la preferencia de cada participante de cada grupo t para cada objetivo de gestión (OG) i . Cuando $0 \leq \Delta_i^t \leq N$, para el conjunto de términos discretos $S = \{s_\alpha | \alpha = 0, 1, \dots, l\}$, entonces $N=1$, i.e., N representa el máximo desacuerdo.

Este índice permite cuantificar el conflicto entre cada individuo o grupo respecto de la evaluación global. El IC es aplicado de similar forma para cuantificar los conflictos intergrupales.

Para reducir los conflictos identificados por la evaluación global, se propone un modelo de Programación por Metas MINMAX Chebyshev, descrito en las ecuaciones 7-17. Este modelo permite identificar los conflictos intergrupales y globales, minimizando las máximas distancias intergrupales (d) y las máximas distancias respecto de la solución global (D).

$$\text{Mín } \lambda * d + (1 - \lambda) * D \quad (7)$$

s.a.

$$d - d_j \geq 0, \quad (8)$$

$$D - d_g \geq 0, \quad (9)$$

$$\sum_{i=1}^q w_i = 1, \quad (10)$$

$$d_j \geq 0, \quad (11)$$

$$d_g \geq 0, \quad (12)$$

$$d_j = |a_i A_{ji} - w_i A_{ki}|, \quad (13)$$

$$d_g = |w_i A_{ji} - w_i A_{gi}|, \quad (14)$$

$$\alpha_i \leq \frac{w_i A_{ji}}{\sum_{i=1}^q w_i A_{ji}} \leq \beta_i, \quad (15)$$

$$w_i \geq 0, \quad (16)$$

$$\lambda \in [0, 1] \quad (17)$$

donde w_i representa el peso respecto al OG i , la restricción $d-d_j \geq 0; \forall j$ asegura que $d = \max\{d_j, j=1, 2, \dots, m\}$ y $D-d_g \geq 0; \forall g$ asegura que $D = \max\{d_g, g=1, 2, \dots, n\}$. A_{ji} representa las evaluaciones de cada OG por cada grupo, I_{gi} es la evaluación global para cada OG y α_i y β_i son dos parámetros que limitan la contribución relativa de cada OG. La ecuación 13 representa las distancias, en valores absolutos, entre la evaluación ponderada de cada par de grupos j y k por cada OG i . La ecuación 14 representa las distancias, en valores absolutos, entre la evaluación de cada grupo j para cada objetivo i y la solución global.

La restricción descrita en la ecuación 15 fue incorporada para controlar los parámetros y asegurar que los resultados estén dentro de las preferencias tolerables de todos los grupos y proporciona flexibilidad al modelo para guiar los procesos de negociación.

Esta ecuación permite modelar la contribución relativa de cada objetivo i con respecto a los demás OG a través de los parámetros α_i y β_i . Estos parámetros pueden ser propuestos por los participantes (expertos y/o interesados) y los resultados pueden ser analizados y discutidos por los grupos hasta obtener una solución final aceptable y menos conflictiva. Wong y Beasley (1990) agregaron una ecuación similar para aumentar el poder discriminatorio de los modelos BoD-DEA y se ha aplicado para agregar un componente participativo en los procesos de toma de decisiones (Cherchye et al., 2007).

Lambda juega el papel de parámetro de control para establecer la combinación lineal convexa de los dos enfoques propuestos. Cuando $\lambda=0$, el modelo proporciona una solución de enfoque de conflicto intergrupar. Cuando $\lambda=1$, el modelo proporciona una solución de enfoque de conflicto global. Así, el modelo trata los conflictos a partir de dos enfoques: minimizar los conflictos globales y minimizar los conflictos intergrupales. El enfoque de conflictos globales minimiza la distancia máxima entre cada evaluación y la solución global original y el enfoque de conflictos intergrupales minimiza la distancia máxima entre la evaluación proporcionada por un grupo con respecto a las evaluaciones proporcionadas por los otros grupos. Como resultado, el modelo otorga pesos a las evaluaciones para lograr el máximo consenso. Romero (2014) y Díaz-Balteiro et al. (2016) han utilizado con éxito el parámetro λ para establecer la combinación lineal convexa entre modelos de Programación por Metas.

Para obtener información sobre los *trade-offs* entre los OG y la reducción de conflictos, realizamos un análisis de sensibilidad basado en los parámetros α_i y β_i . En este sentido, se realizaron tres iteraciones. La primera iteración asumió α_i y β_i como los límites del

intervalo establecido por la solución global original ± 2 *Desviación Típica de la evaluación de cada grupo. En el segundo y tercero, los parámetros fueron los límites de la solución global ± 3 *Desviación Típica y ± 4 *Desviación Típica de la evaluación de cada grupo, respectivamente.

El modelo propuesto está orientado a resolver los conflictos más fuertes y generar información para orientar los procesos de negociación de los conflictos menos importantes.

4.1.4. Validación del modelo y caso de estudio

Para validar el modelo propuesto se presenta un caso de estudio en un área protegida transfronteriza situada en España y Portugal: la Meseta Ibérica. La Meseta Ibérica está situada en el Noroeste de la Península Ibérica (figura 1) y fue clasificada como Reserva de la Biosfera Transfronteriza en 2015. Con 1132607 hectáreas, es la mayor reserva transfronteriza de Europa. En la actualidad, comprende dos parques naturales (Parque Natural do Montesinho y Parque Natural do Douro International) y dos áreas protegidas locales (Paisagem Protegida da Albufeira do Azibo y Parque Natural Regional do Vale do Tua) en Portugal y dos parques naturales en España (Parque Natural de Lago de Sanabria y alrededores y Parque Natural de los Arribes del Duero). Las áreas protegidas se establecieron desde 1979 (Montesinho) hasta 2013 (Vale do Tua) en Portugal y en 1978 (Sanabria) y 2002 (Arribes del Duero) en España. La red Natura 2000 se estableció a finales de la década de 1990 y principios de la de 2000 en ambos países. Estas áreas de conservación y otras áreas se combinan en la Reserva de la Biosfera, de acuerdo con el modelo general del programa MAB, como zonas núcleo, de amortiguamiento y de transición (figura 1). El área de la reserva incluye y afecta directamente a 12 municipios portugueses, y 48 y 12 municipios españoles en dos Diputaciones, Zamora y Salamanca, respectivamente.

La Meseta Ibérica se encuentra en la transición entre las zonas biogeográficas mediterránea y atlántica. Está dominado por un paisaje montañoso donde el clima es templado oceánico submediterráneo (Castro et al., 2010). La socioeconomía de la zona se caracteriza por una baja densidad demográfica (14 habitantes por km²) y una economía local basada en la agrosilvicultura y el turismo. La zona se enfrenta a problemas como el declive demográfico y el envejecimiento. La despoblación rural y el creciente abandono

de la tierra ha sido una tendencia importante en el pasado cercano que aumentó el riesgo de incendios forestales más grandes (Sil et al., 2019) que requieren una planificación cuidadosa que tenga en cuenta simultáneamente todos los objetivos para la conservación de la naturaleza y las preferencias de los diferentes grupos de partes interesadas.

Los grupos de interés en la reserva están formados principalmente por gobiernos y propietarios privados, pero también incluyen empresarios y científicos (de Castro-Pardo et al., 2019). Tanto en Portugal como en España existen varios niveles de gobierno implicados en la gestión de la Reserva. Del lado portugués, las entidades gubernamentales corresponden a parroquias, municipios y una comunidad de municipios, así como a las autoridades gubernamentales nacionales que son responsables de la gestión de los Parques Naturales y los espacios Natura 2000 a nivel nacional y son miembros destacados del Programa Hombre y Biosfera en Portugal (Comité MaB Portugal). En España existen agentes del gobierno local y municipal y, en menor medida, del gobierno autonómico a través de los espacios protegidos y espacios Natura 2000 que componen el parque. Existe, además, una entidad transnacional, ZASNET, que se encarga de la gestión de la Reserva de la Biosfera. ZASNET está formada por dos mancomunidades de municipios más el municipio de Bragança, del lado portugués, y por el Ayuntamiento de Zamora, y la Diputación de Zamora y la Diputación de Salamanca, en España.

La estructura de los grupos de interés es muy compleja porque no solo involucra varios niveles de organización política que a veces son redundantes, sino también porque los agentes individuales pueden estar involucrados en dos o más grupos simultáneamente. Por ejemplo, un alcalde puede ser agricultor y propietario de un albergue rural y puede actuar individualmente y como miembro de una asociación como una asociación agrícola, forestal, ganadera, apícola, turística o cinegética.

El estado de conservación relativamente reciente de esta área ha creado nuevas restricciones y limitaciones de uso del suelo derivadas de las medidas de conservación generando, en ocasiones, fuertes conflictos entre los grupos de actores locales y las instancias gubernamentales involucradas en la planificación y gestión del área. Esto sucedió principalmente para las áreas protegidas establecidas desde finales de la década de 1970. La reciente Reserva de Biosfera ha emergido como una nueva figura de conservación en el área creando desafíos adicionales, pero también proporcionando canales de comunicación y procesos de toma de decisiones para anticipar y gestionar

conflictos y promover decisiones consensuadas que aseguren la conservación de la naturaleza y mejoren el bienestar de las comunidades locales.

En la actualidad, los procesos de toma de decisiones en La Meseta Ibérica se encuentran en ZASNET, así como en los municipios y otros niveles de formulación de políticas, incluidas las entidades regionales y nacionales. De este modo, todos los decisores involucrados en este sitio son agentes institucionales.

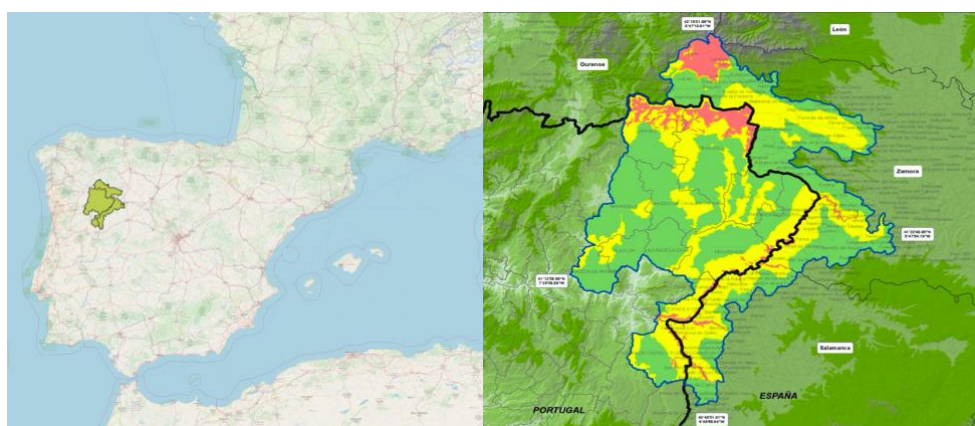


Figura 1. Localización de la Reserva de la Biosfera Meseta Ibérica en Europa y distribución de las zonas núcleo (rojo), tampón (amarillo) y transición (verde) de la reserva. Fuente: ZASNET (2020).

4.2. Eje 2: la gestión de conflictos por el uso del agua

4.2.1. Búsqueda de literatura

La búsqueda de literatura se ha realizado en la plataforma Wos (FECYT) [Fecyt, 2021). De este modo se han filtrado únicamente publicaciones en revistas indexadas en el Journal Citation Report (JCR), para asegurar la calidad de los artículos. Posteriormente se ha realizado un filtrado, seleccionando únicamente los artículos que tratan directamente cada uno de los ejes analizados, descartando aquellos artículos orientados hacia cuestiones secundarias.

Se han buscado palabras clave en cada eje como “ecosystem services” y “water” y “MCDM” o “freshwater” y “multiple-criteria decision making” o “water management” y “protected areas”.

La búsqueda se ha centrado en artículos publicados entre los años 2000 y 2020.

4.2.2. Estructura

Los artículos seleccionados se clasificaron de acuerdo con seis categorías y son: Tipo de Servicio Ecosistémico de Agua Dulce, Método MCDM, Participación, Biogeografía, Cuerpo de agua y Problema.

- Tipo de Servicio Ecosistémico de Agua Dulce (SEAD):

La clasificación de los servicios de los ecosistemas hídricos se ha realizado siguiendo la valoración del Milenio (Milenium Ecosystem Assessment, 2005), identificando cuatro tipos de servicios: aprovisionamiento, regulación, cultural y de soporte.

-Aprovisionamiento (APROV) se refiere al agua como recurso para el consumo humano.

-Regulación (REG) se refiere a la capacidad de los ecosistemas acuáticos para regular los ciclos de nutrientes, la regulación atmosférica y el control de desastres naturales, como inundaciones.

-Cultural (CULT) se refiere a la capacidad recreativa de estos ecosistemas.

-Soporte (SOP) son aquellos servicios básicos para la vida y sin los cuales, el resto no existirían.

- Método MCDM:

Los métodos se han estructurado en ocho grupos:

-Jerárquicos (JER): En este grupo se han incluido los métodos basados en el AHP o el ANP.

-Fuzzy (FUZ): Comprenden los artículos que han empleado Fuzzy sets, fuzzy functions or fuzzy numbers.

-Distancias (DIS): Los métodos basados en las distancias como Goal Programming o TOPSIS.

-Blandos (SOFT): Métodos MCDM no estructurados, como grupos de debate, workshops o procesos colaborativos de diferente índole basados en análisis cualitativos.

-Utilidad (UT): Métodos basados en la utilidad y en funciones de valor.

-Superación (SUP): Métodos Outranking como las diferentes versiones de PROMETHEE o ELECTRE.

-Mixtos (MIX): Modelos híbridos donde no adquiere especial protagonismo ningún tipo de método, sino que todos tienen una importancia similar en el proceso decisional.

-Otros (OTROS): No incluidos en el resto de los grupos.

- Participación:

El enfoque participativo se ha considerado en función del grado en que se involucran a todas las partes interesadas, únicamente a expertos o agentes institucionales/gubernamentales o ninguno de ellos. De este modo se han identificado tres grupos:

-No Participativos (NO)

-Expertos (EXP)

-Con participación de stakeholders (SÍ)

- Biogeografía:

Esta característica se ha analizado a nivel de país y de región biogeográfica, considerando seis regiones biogeográficas del planeta:

-Paleártica (PA)

-Neártica (NEA)

-Indo-Malaya (IN)

-Australasia (AUS)

-Neotropical (NEO)

-Afrotropical (AFRO)

-No Identificada (NI)

- Cuerpo de agua:

El tipo de curso de agua estudiado se ha definido en base a cinco clasificaciones:

-Lago (LAGO)

-Río (RÍO)

-Humedal (HUM)

-Acuífero (ACUI)

-Estuario (EST)

-No Identificada (NI)

Aunque los estuarios no son ecosistemas propiamente de agua dulce, ya que sus aguas cuentan con cierto grado de salinidad dependiendo del sitio, se han considerado en

este estudio porque suponen la transición entre los ecosistemas de agua dulce y los ecosistemas marinos y su gestión todavía es objeto de conflictos.

Muchos estudios no analizan un único tipo de ecosistema acuático, ya que es muy difícil separar por completo el entramado de subsistemas que forman las redes fluviales. Los ríos y lagos muchas veces están interconectados y algunos trabajos los han analizado de manera global. De igual forma, a veces resulta difícil discriminar entre humedales y estuarios y los deltas con los ríos en algunos cursos fluviales. Por ese motivo, para la clasificación, se ha considerado la tipología predominante en la cual se ha centrado el análisis, a no ser que se especifique que el análisis se centra en un sistema fluvial.

- Problema:

El problema a resolver se refiere al objetivo del análisis.

Se han identificado siete problemas:

-Evaluación de impacto-vulnerabilidad (IMPACT-VUL): los artículos incluidos en este grupo se han ocupado de medir y evaluar el impacto de determinadas actuaciones antrópicas sobre el curso de agua analizado y de medir su vulnerabilidad. También se han ocupado de la evaluación de la calidad del agua.

-Gestión (GES): Gestión y planificación del agua desde una perspectiva amplia, sin considerar los artículos que se ocupan de manera específica de la asignación y distribución del agua para las comunidades humanas.

-Localización (LOC): Asignación y distribución del agua como recurso.

-Restauración (REST): Restauración de los sistemas fluviales y ecosistemas de agua dulce.

-Enfoque de conservación ecosistémica (CON): Resolver problemas relacionados con la conservación de sitios, con la supervivencia de especies y con la conservación de hábitats.

-Análisis de flujo de agua (FL): Análisis de los flujos de agua de sistemas fluviales y ecosistemas de agua dulce y de los riesgos asociados.

-Turismo (TUR): Cuestiones relacionadas con la gestión del turismo en ecosistemas de agua dulce y con el análisis de la idoneidad de estos sitios para la recreación.

Los 150 trabajos revisados comprenden los siguientes períodos temporales: 27 en el período 2000-2004, 30 en el período 2005-2009, 22 en el período 2010-2014 y 71 en el período 2015-2020.

4.2.3. Análisis de datos

Después de un primer análisis general, se han analizado posibles dependencias entre cada una de las dimensiones definidas usando una prueba Chi-cuadrado de Pearson. Este análisis fue realizado usando el software SPSS.

El análisis Chi-cuadrado resulta especialmente útil para analizar la dependencia entre variables cualitativas (de la Fuente, 2016). De este modo, su uso ha permitido identificar relaciones entre las dimensiones descritas anteriormente.

4.3. Eje 3: la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de agua

4.3.1. Un índice basado en métodos Fuzzy-DEA

Para desarrollar la primera parte del eje 3, se propone un indicador compuesto basado en un método Fuzzy-DEA.

4.3.1.1. El análisis envolvente de datos en entornos de incertidumbre

El análisis envolvente de datos (Data Envelopment Analysis-DEA) fue propuesto por primera vez por Charnes et al. (1978). Consiste en una metodología de programación matemática para medir la eficiencia relativa de un conjunto homogéneo de unidades decisionales (UDs) en función de múltiples inputs y múltiples outputs. El DEA fue reconocido rápidamente como una herramienta de optimización muy poderosa para modelizar procesos operacionales en términos de benchmarking, rendimiento de evaluaciones y toma de decisiones (Koronakos et al., 2021).

El enfoque BoD tiene su origen en el análisis de Data Envelopment Analysis (DEA) en un entorno de información imprecisa. Particularmente, se basa en el uso del análisis DEA para evaluar un conjunto de unidades productivas homogéneas, usando variables input y variables output en un entorno en el que no se conocen las ponderaciones asociadas a estas variables ni tampoco se conoce la forma de la función que relaciona estas variables. El propio nombre “*benefit of the doubt*” representa la esencia de este tipo de modelos y enfatiza su capacidad para obtener el esquema de ponderaciones más apropiado para el rendimiento de cada UD en términos comparativos a partir de los datos disponibles para cada unidad de análisis (Cherchye et al., 2011). Un gran número de trabajos ya han usado este enfoque, con éxito, para la construcción de indicadores compuestos, como Cherchye et al. (2007), Verbunt y Rogge (2018) y Guaita et al. (2020). La principal diferencia respecto de los tradicionales modelos DEA, es que sólo se fijan las variables output, considerando una única variable *dummy* input con valor igual a 1 para cada unidad de análisis.

En particular para la construcción de indicadores compuestos, el enfoque BoD-DEA identifica la importancia relativa que se debe asignar a cada indicador para obtener el mejor rendimiento en términos de comparación y usa un método aditivo para construir el indicador compuesto asociado a cada unidad decisional. De este modo, el modelo BoD sitúa el rendimiento de una unidad decisional en relación con el resto de UD's y asigna las ponderaciones más altas a los primeros indicadores y las más bajas a los segundos, de manera que el modelo selecciona el conjunto de pesos más favorable para cada unidad de análisis.

Los modelos BoD-DEA básicos para construir indicadores compuestos pueden ser definidos según las ecuaciones (18-20).

$$CI_c = \max_{w_{c,i}} \sum_{i=1}^m w_{c,i} I_{c,i} \quad (18)$$

s.a.

$$\sum_{i=1}^m w_{c,i} I_{j,i} \leq 1 \quad (19)$$

(n restricciones, una para cada unidad decisional j)

$$w_{c,i} \geq 0 \quad (20)$$

(m restricciones, una para cada indicador i)

Una de las principales ventajas de este enfoque para la construcción de indicadores compuestos reside en su capacidad para resaltar las UD's excelentes que destacan respecto del resto o, visto desde otra perspectiva, permite identificar UD's que obtienen los peores resultados, y por tanto, permiten identificar problemas con anticipación.

4.3.1.2. Incorporación del enfoque difuso

Para tratar con la imprecisión en modelos de tipo DEA, la lógica difusa (*fuzzy logic*) puede ser un enfoque muy útil, capaz de proporcionar resultados muy completos. Los modelos Fuzzy-DEA tiene forma de modelo de programación lineal fuzzy con coeficientes fuzzy tanto en la función objetivo como en las restricciones, de modo que en ocasiones se requieren algunos operadores de tipo “fuzzy inequality” o “maximizing a variable fuzzy”. En este eje de trabajo se propone un modelo simplificado que usa funciones fuzzy triangulares no simétricas.

Definición (León et al., 2003). Se dice que $\tilde{M}$ es un número LR-fuzzy, $\tilde{M}=(m^L, m^R, \alpha^L, \alpha^R)_{L,R}$, si su función de membresía adopta la forma de la ecuación (21).

$$\mu_{\tilde{M}}(r) = \begin{cases} L\left(\frac{m^L - r}{\alpha^L}\right), & r \leq m^L \\ 1, & m^L \leq r \leq m^R \\ R\left(\frac{r - m^R}{\alpha^R}\right), & r \geq m^R \end{cases} \quad (21)$$

Donde el subconjunto $[m^L, m^R]$ está formado por los números reales con mayor oportunidad de realización, α^L es la amplitud por la izquierda, α^R es la amplitud por la derecha, L y R son funciones de referencia que definen el número fuzzy por la izquierda y por la derecha, respectivamente.

Asimismo, L y R satisfacen las siguientes condiciones:

$$L, R: [0, +\infty) \rightarrow [0, 1],$$

$$L(x) = L(-x), \quad R(x) = R(-x),$$

$$L(0) = 1, \quad R(0) = 1$$

L(x) y R(x) son estrictamente decrecientes y semi-continuas superiormente en $(M) = \{r: \mu_{\tilde{M}}(r) > 0\}$.

Un número fuzzy LL es un número fuzzy triangular que puede ser definido como un número LR donde $L(x)=R(x)$ con $L(x)=\max(0, 1-|x|)$.

Siguiendo la aproximación empleada por Shen et al. (2011) al incorporar un nivel de posibilidad h para obtener los resultados más eficientes, en este trabajo se proponen tres modelos de programación de tipo *crisp linear* que usan indicadores fuzzy triangulares $\widetilde{I}_{rj}$ que pueden ser representados con su centro y amplitudes como $\widetilde{I}_{rj} = (i_{rj}, \alpha_{rj}^l, \alpha_{rj}^r), r = 1, \dots, s, j = 1, \dots, n$.

Siguiendo estas premisas, se proponen tres modelos para construir un indicador compuesto que mide la sostenibilidad del agua considerando la capacidad de los países para proporcionar agua suficiente y de suficiente calidad y considerando la resiliencia de los países.

El modelo 1 permite medir un indicador considerando únicamente los indicadores asociados a la capacidad.

Modelo 1

$$IC_0 = \max \lambda_1^C \sum_{r=1}^s w_r^C (i_{r0}^C - (1-h) \alpha_{r0}^{lC}) + \lambda_2^C \sum_{r=1}^s w_r^C (i_{r0}^C + (1-h) \alpha_{r0}^{rC}) \quad (22)$$

s.a.

$$\sum_{r=1}^s w_r^C (i_{rj}^C - (1-h) \alpha_{rj}^{lC}) \leq 1, j=1, \dots, n. \quad (23)$$

$$\sum_{r=1}^s w_r^C (i_{rj}^C + (1-h) \alpha_{rj}^{rC}) \leq 1, j=1, \dots, n. \quad (24)$$

$$\sum_{r=1}^s w_r^C = 1 \quad (25)$$

$$w_r^C \geq \delta_r^C \quad (26)$$

$$\lambda_1^C + \lambda_2^C = 1 \quad (27)$$

Donde IC_0 es el indicador de capacidad del país 0, w_r^C son las ponderaciones asociadas cada indicador r de capacidad, i_{rj}^C es el centro del número fuzzy que representa al indicador de capacidad r del país j y es el valor medio de todos los indicadores incluidos en una serie temporal, α_{rj}^{lC} y α_{rj}^{rC} son los spreads por la izquierda y por la derecha del indicador r del país j , y representan la distancia entre el valor medio de todos los

indicadores que forman parte de una serie temporal y el indicador mínimo o entre el valor medio y el valor máximo de la serie, respectivamente. h es el nivel de posibilidad que modela la amplitud del número fuzzy y adopta valores 0 y 1, de tal manera que cuando h es cero, no se considera el spread del número fuzzy, únicamente el valor central. Los parámetros λ_1^C y λ_2^C adoptan valores comprendidos entre 0 y 1 y proporcionan los resultados bajo tres escenarios, optimista, cuando $\lambda_1^C = 0$, pesimista, cuando $\lambda_1^C = 1$ e indiferente, cuando $\lambda_1^C = \lambda_2^C$. Shen et al. (2011) y Mendoza y Pradhu (2003) usaron parámetros similares para proporcionar soluciones fuzzy en estas tres situaciones.

El valor del parámetro δ_r^C representa el valor mínimo aceptable para los pesos de cada indicador y representan la importancia relativa mínima que se debería dar a cada indicador. El valor de este parámetro puede ser definido en función de la experiencia del decisor o según los resultados obtenidos en análisis previos, pero también permite incluir en el modelo un enfoque participativo, considerando las valoraciones de un panel de expertos.

El modelo 2 permite medir un indicador considerando únicamente los indicadores asociados a Resiliencia.

Modelo 2

$$IR_0 = \max \lambda_1^R \sum_{r=1}^s w_r^R (i_{r0}^R - (1-h) \alpha_{r0}^{lR}) + \lambda_2^R \sum_{r=1}^s w_r^R (i_{r0}^R + (1-h) \alpha_{r0}^{rR}) \quad (28)$$

s.a.

$$\sum_{r=1}^s w_r^R (i_{rj}^R - (1-h) \alpha_{rj}^{lR}) \leq 1, j=1, \dots, n \quad (29)$$

$$\sum_{r=1}^s w_r^R (i_{rj}^R + (1-h) \alpha_{rj}^{rR}) \leq 1, j=1, \dots, n. \quad (30)$$

$$\sum_{r=1}^s w_r^R = 1 \quad (31)$$

$$w_r^R \geq \delta_r^R \quad (32)$$

$$\lambda_1^R + \lambda_2^R = 1 \quad (33)$$

De forma análoga al modelo 1, se ha construido el modelo 2, de forma y variables análogas, pero recoge únicamente los indicadores de resiliencia, y permite calcular el indicador de resiliencia IR_0 del país 0. De forma que se han sustituido los super-índices C por super-índices R , para distinguir las variables asociadas a cada tipo de aproximación; capacidad y resiliencia.

El modelo 3 se basa en los modelos 1 y 2 y permite calcular el Índice de Sostenibilidad del Agua Fuzzy-DEA (ISAFD), considerando de manera simultánea la capacidad y la resiliencia de los países analizados. Los parámetros τ_1 y τ_2 permiten modelar el peso relativo de cada enfoque para el cálculo del índice global. De esta forma, cuando τ_1 es 0, el índice global sólo considerará los índices asociados a la resiliencia. Cuando τ_1 es 1, el índice global sólo considerará los índices asociados a la capacidad. Cuando τ_1 adopta valores entre 0 y 1, el índice global considerará ambos enfoques en la proporción que el analista determine.

Modelo 3

$$ISAFD_0 = \max \tau_1 CI_0 + \tau_2 RI_0 \quad (34)$$

s.a.

$$\sum_{r=1}^s w_r^C (i_{rj}^C - (1 - h) \alpha_{rj}^{lC}) \leq 1, j=1, \dots, n. \quad (35)$$

$$\sum_{r=1}^s w_r^C (i_{rj}^C + (1 - h) \alpha_{rj}^{rC}) \leq 1, j=1, \dots, n. \quad (36)$$

$$\sum_{r=1}^s w_r^R (i_{rj}^R - (1 - h) \alpha_{rj}^{lR}) \leq 1, j=1, \dots, n. \quad (37)$$

$$\sum_{r=1}^s w_r^R (i_{rj}^R + (1 - h) \alpha_{rj}^{rR}) \leq 1, j=1, \dots, n. \quad (38)$$

$$\sum_{r=1}^s w_r^C = 1 \quad (39)$$

$$\sum_{r=1}^s w_r^R = 1 \quad (40)$$

$$w_r^C \geq \delta_r^C \quad (41)$$

$$w_r^R \geq \delta_r^R \quad (42)$$

$$\lambda_1^C + \lambda_2^C = 1 \quad (43)$$

$$\lambda_1^R + \lambda_2^R = 1 \quad (44)$$

$$\tau_1 + \tau_2 = 1 \quad (45)$$

Las principales ventajas de estos modelos respecto a modelos que usan un enfoque no difuso son dos: proporcionan resultados en tres escenarios de riesgo, pesimista, indiferente y optimista de manera sencilla, y permiten recoger la incertidumbre de las series temporales. Obtener resultados en escenarios de riesgo puede resultar muy interesante para mejorar los procesos decisionales. Por un lado, se genera información muy rica y completa sobre un problema, y, por otro lado, permite identificar áreas comunes entre las valoraciones de varios decisores o entre datos recogidos de diferentes años, fuentes, etc... Por otro lado, cuando se trabaja con series temporales largas, es habitual trabajar con incertidumbre derivada de la falta de datos en posiciones intermedias, variaciones a lo largo del tiempo o de otros factores que afectan a la disponibilidad de datos. El modelo proporciona resultados considerando el recorrido de cada serie y los presenta en forma de intervalos, esto permite presentar resultados que recogen la información contenida en cada serie de una manera amplia y flexible.

4.3.1.3. Validación del modelo Fuzzy-DEA propuesto

Para validar el modelo Fuzzy-DEA propuesto se han utilizado cinco indicadores de capacidad y cinco indicadores de resiliencia.

La capacidad de los países de proporcionar agua suficiente y en buen estado y del acceso de los ciudadanos a estos recursos se recoge a través de cinco indicadores (C.1., C.2., C.3., C.4., C.5.). La cantidad y calidad de los recursos hídricos recogen la esencia de la sostenibilidad en términos de agua y prácticamente todos los indicadores de sostenibilidad de agua miden de alguna forma estas características. Cai et al. (2002) o Linhos y Ballweber (2015) son solo algunos ejemplos. Por otro lado, el acceso a los recursos hídricos está presente en la mayoría de los índices que miden la sostenibilidad de agua y recoge la esencia del ODS-6. “Asegurar la disponibilidad y gestión sostenible del agua y la sanidad para todos” (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Esta meta cubre de manera amplia todos los aspectos tanto del ciclo del agua como de los sistemas

de saneamiento, y su alcance está diseñado de forma transversal, de modo que puedan contribuir al alcance de otros ODS, sobre todo en medio ambiente, salud, economía y educación.

Los cinco indicadores vinculados a capacidad son:

C.1. Recursos de agua dulce renovables por habitante: representa la disponibilidad de recursos de agua dulce renovables de un país.

C.2. Índice de explotación del agua: proporciona una medida de cómo la demanda total de agua ejerce presión sobre los recursos hídricos (European Environment Agency, 2021); se calcula como la demanda total anual media de agua dulce dividida por los recursos medios de agua dulce a largo plazo.

C.3. Nutriente bruto por hectárea (NBH): representa una medida del estado del agua. Representa una medida del potencial exceso de nitrógeno en tierra agraria medido en kg N por ha por año (Eurostat, 2021). Algunos estudios como Jelić y Sinurina (2020) o Staes et al. (2018) lo han usado para medir la polución del agua.

C.4. Nivel de estrés hídrico: Representa la capacidad de los países de proporcionar recursos hídricos renovables. Se calcula como “la ratio entre el total de agua dulce extraída por todos los sectores principales y el total de recursos renovables de agua dulce, después de tener en cuenta el caudal ambiental” (United Nations, 2021).

C.5. Proporción de la población que utiliza de manera segura los servicios de agua potable (%): Mide la disponibilidad y acceso del agua potable para los ciudadanos en un país.

La resiliencia representa la capacidad de los sistemas para adaptarse a las condiciones cambiantes. Para recoger la resiliencia de los sistemas de agua dulce se han definido tres indicadores relacionados con la capacidad de adaptación de los ecosistemas y dos indicadores relacionados con la capacidad de adaptación de las sociedades. Los indicadores incluidos en el primer grupo están asociados a la lucha contra el cambio climático (R.1.), a la erosión de las cuencas hidrográficas (R.2.), al agotamiento de los acuíferos o a la protección de ecosistemas acuáticos de agua dulce (R.3.) y los indicadores incluidos en el segundo grupo están asociados al buen gobierno y se representa por medio de un índice de percepción de la corrupción (R.4.) y a la productividad del agua (R.5.).

Los cinco indicadores vinculados a resiliencia son:

R.1. Emisiones de gases de efecto invernadero: incluye emisiones de gases de efecto invernadero y representan la contribución al cambio climático de un país en términos absolutos.

R.2. Pérdida de suelo estimado por la erosión del agua: incluye pérdida de suelo por erosión de agua y zonas afectadas por erosión severa. El indicador estima la pérdida de suelo por procesos de erosión hídrica para áreas agrícolas y pastizales naturales (Eurostat, 2021).

R.3. Áreas clave de biodiversidad de agua dulce: incluye áreas protegidas y áreas clave para la biodiversidad (KBA).

R.4. Índice de percepción de la corrupción: se refiere a la percepción ciudadana de la corrupción en un país y es un indicador de buen gobierno de los países (Transparency International, 2021).

R.5. Productividad del agua: la productividad del agua indica la cantidad de producción económica que se produce por metro cúbico de agua dulce extraída. Sirve como medida de la eficiencia del uso del agua. Una menor productividad del agua significa principalmente que la estructura económica e industrial del país es intensiva en el uso de agua. Una economía que consuma menos agua mostraría una productividad de agua relativamente alta.

Los indicadores originales son normalizados siguiendo un método de reescalamiento mín-max. Después, los valores normalizados se *fuzzifican*, tomando como valor central del triángulo, el valor medio de todos los valores de la serie y calculando las amplitudes derecha e izquierda, restando y sumando al valor medio el indicador mínimo y máximo de cada serie, respectivamente.

Es habitual utilizar números fuzzy triangulares simétricos, por simplicidad muchas veces y por falta de información muchas otras. El modelo propuesto permite identificar números fuzzy triangulares asimétricos, lo cual proporciona información muy útil en los procesos decisionales ya que incorpora un enfoque de escenarios más realista que las aproximaciones simétricas.

Dimensión	Indicadores	Período temporal	Tipo	Fuente
CAPACIDAD	C.1. Proporción de la población que utiliza de manera segura los servicios de agua potable	2007-2017	+	Eurostat
	C.2. Índice de explotación del agua (%)	2000-2017	-	European Environment Agency (EEA)
	C.3. Nutriente bruto por hectárea (NBH): (kg de nutriente por hectárea)	2010-2019	-	European Environment Agency (EEA)
	C.4. Nivel de estrés hídrico (%)	2000-2018	-	United Nations (SDG)
	C.5. Proporción de la población que utiliza de manera segura los servicios de agua potable (%)	2010-2018	+	United Nations (SDG)
RESILIENCIA	R.1. Emisiones de gases de efecto invernadero (en CO2 equivalente) (toneladas per capita)	2000-2018	-	European Environment Agency (EEA)
	R.2. Pérdida de suelo estimado por la erosión del agua por tipo de tierra (toneladas por hectárea)	2000, 2010, 2016	-	Eurostat
	R.3. Proporción de áreas clave de biodiversidad de agua dulce (KBAs) cubierta por áreas protegidas (%)	2000-2019	+	United Nations (SDG)
	R.4. Índice de percepción de la corrupción (puntuaciones: peor 0–100 mejor)	2012-2019	+	Transparency International
	R.5. Productividad del agua (Euro por metro cúbico)	2000-2018	+	Organisation for economic co-operation and development (OECD)

Tabla 3. Enfoques, indicadores y unidades, años de las series temporales empleadas, tipo de indicador y fuente.

4.3.2. Un índice basado en un modelo de distancias

4.3.2.1. Selección de dimensiones y variables

Un total de 5 dimensiones, 13 sub-dimensiones y 19 indicadores simples fueron identificados para construir el índice propuesto de sostenibilidad de agua (Tabla x). Para determinar las dimensiones se siguió la definición de “Sostenibilidad de recursos hídricos” de Mays (2007), que se refiere a la capacidad para proporcionar y gestionar la cantidad de agua suficiente de calidad para cubrir las necesidades presentes de los seres humanos y de los ecosistemas, sin comprometer las necesidades de las generaciones futuras. Esta definición considera implícitamente elementos asociados a las dimensiones 1-4 (disponibilidad, acceso, resiliencia, fiabilidad). Por otro lado, también se ha seguido el enfoque de Spangenberg y Bonniot (1998), que considera como un elemento clave de la sostenibilidad el componente institucional, el cual sirve de nexo entre sus tres pilares tradicionales (ambiental, social, económico). En esta línea, se han definido las dimensiones 5 y 6 (buen gobierno, capacidad económica). La vulnerabilidad del agua se integra en el análisis a través de la dimensión 3-Resiliencia.

Dimensión 1. Disponibilidad. La disponibilidad del agua se recoge a través de dos sub-dimensiones: Capacidad y estado. *Capacidad* comprende la cantidad de recursos hídricos disponibles y *estado* se refiere a la calidad de estos recursos. Además, se considera la capacidad de que la demanda de agua disponible sea capaz de cubrir la demanda de agua real. Hashimoto et al. (1982), Cai et al. (2002), Sandoval-Solis et al. (2011) y Srdjevic y Srdjevic (2017) resaltaron la importancia de esta característica para medir la sostenibilidad de los recursos hídricos.

Dimensión 2. Acceso. El acceso a los recursos hídricos está presente en la mayoría de los índices de sostenibilidad de agua. Esta dimensión recoge en gran parte la esencia de uno de los Objetivos de Desarrollo del Milenio; ODS-6 (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Esta meta cubre de manera amplia todos los aspectos tanto del ciclo del agua como de los sistemas de saneamiento. Su alcance está diseñado de forma transversal, de modo que pueda contribuir al alcance de otros ODS, sobre todo en medio ambiente, salud, economía y educación. En esta línea, se han definido tres sub-dimensiones asociadas a la

disponibilidad de agua potable, al tratamiento de aguas residuales y al acceso de las poblaciones al agua.

Dimensión 3. Resiliencia. La resiliencia representa la capacidad de los sistemas para adaptarse a las condiciones cambiantes (World Health Organization, 2009) y representa la vulnerabilidad del agua. Para recoger la resiliencia de los sistemas de agua dulce se han definido cuatro sub-dimensiones: cambio climático, estado de erosión de las cuencas, disponibilidad de acuíferos, protección de ecosistemas de agua dulce. En estas sub-dimensiones se recogen elementos asociados a la lucha contra el cambio climático, a la erosión de las cuencas hidrográficas, al agotamiento de los acuíferos o a la protección de ecosistemas de agua dulce.

Dimensión 4. Buen gobierno. Las definiciones más recientes de sostenibilidad han añadido a los tres pilares básicos (ambiental, económico y social) otro elemento que sirve de nexo entre ellos y que asegura que puedan llevarse a cabo: un componente institucional o de buen gobierno (Spangenberg y Bonniot, 1998). La dificultad de integrar elementos sociales y económicos con la conservación de los recursos naturales ha sido muy debatida. Sin embargo, parece que cuando se aseguran unos mínimos de buen gobierno las comunidades son capaces de organizarse eficientemente para conservar los recursos ambientales (Ostrom et al., 2002). En este sentido, parece imprescindible integrar una dimensión que considere un componente institucional que asegure que las otras tres dimensiones sean posibles. Esta dimensión comprende cuatro sub-dimensiones: cohesión social, no corrupción y rendimiento de políticas de agua. Todas ellas incluyen elementos que favorecen unas condiciones sociales asociadas a la igualdad social, calidad institucional y cumplimiento de las normas.

Dimensión 5. Capacidad económica. Por último, se incluye una dimensión que no se ha tenido en cuenta hasta la fecha en ningún índice de sostenibilidad de agua, que afecta directamente a la dimensión económica y a la sostenibilidad del agua de los países. Esta dimensión representa la capacidad de un país para hacer frente al coste del agua y considera dos sub-dimensiones asociadas al precio del agua disponible y accesible (IBNet DB, 2022) y a la productividad del agua de un país. Entendida esta como la eficiencia del uso del agua en la generación de outputs económicos por cada unidad de agua empleada (OECD, 2021).

Dimensión	Sub-dimensión	Indicadores	Años	Tipo	Fuente
DIMENSIÓN 1. DISPONIBILIDAD	1.1. Capacidad	1.1.1. Recursos de agua dulce renovables por habitante	2007-2017	+	Eurostat
		1.1.2. Índice de explotación del agua (%)	2000-2017	-	EEA
	1.2. Estado	1.2.1. Superficie de cuerpos de agua. Estatus ecológico o potencial Alto y Bueno (%)	2021	+	EEA
		1.2.2. Nivel de estrés hídrico: agua dulce extraída como proporción de agua dulce disponible (%)	2000-2018	-	EEA
DIMENSIÓN 2. ACCESO	2.1. Agua potable	2.1.1. Proporción de la población que utiliza de manera segura los servicios de agua potable (%)	2010-2018	+	Eurostat
	2.2. Acceso de la población al agua	2.2.1. Población conectada, al menos, a una red de saneamiento de agua (%)	2007-2017	+	Eurostat
DIMENSIÓN 3. RESILIENCIA	3.1. Cambio climático	3.1.1. Emisiones de gases invernadero (en CO2 equivalente) (toneladas per capita)	2000-2018	-	EEA
		3.1.2. Intensidad de emisiones de gases invernadero por energía (índice, 2000=100)	2010-2017	-	EEA
		3.1.3. Contribución al compromiso internacional de 100000 millones de USD en gastos relacionados con el clima (euro por habitante)	2014-2017	+	EIONET

	Sub-dimensión	Indicadores	Años	Tipo	Fuente
	3.2. Erosión-Estado de cuencas	3.2.1. Pérdida estimada de suelo por erosión hídrica por tipo de cobertura terrestre (toneladas por hectárea)	2000-2016	-	Eurostat
		3.2.2. Proporción de tipos de cobertura terrestre afectados por erosión severa (%)	2000-2017	-	Eurostat
	3.3. Disponibilidad de acuíferos	3.3.1. Extracción de agua subterránea (m3 por habitante)	2007-2017	-	EEA
	3.4. Protección de ecosistemas de agua dulce	3.4.1. Proporción media de áreas clave de biodiversidad de agua dulce (KBAs) cubierta por área protegida (%)	2000-2019	+	Eurostat
DIMENSIÓN BUEN GOBIERNO	4.1. Cohesión social	4.1.1. Desigualdad de renta. Gini Index	2008-2019	-	Eurostat
	4.2. No corrupción	4.2.1. Índice de Percepción de la Corrupción (puntuación: peor 0–100 mejor)	2012-2019	+	Transparency International
	4.3. Rendimiento de políticas de agua	4.3.1. Índice de rendimiento ambiental (sanidad y agua potable) (puntuación: peor 0–100 mejor)	2020	+	EPI
		4.3.2. Índice de rendimiento Ambiental (recursos hídricos) (puntuación: peor 0–100 mejor)	2020	+	EPI
DIMENSIÓN CAPACIDAD ECONÓMICA	5.1. Coste del agua	5.1.1. Tarifa Estimada Anual en base a un consumo de 15m3 al mes (\$/m3)	2020	-	IBNet DB
	5.2. Productividad del agua	5.2.1. Productividad del agua (Euro por metro cúbico)	2000-2018	+	Eurostat

Tabla 4. Dimensiones, sub-dimensiones, indicadores, años, tipo y fuente.

4.3.2.2. Selección y preparación de los datos

Los datos han sido recogidos de las siguientes bases de datos globales y europeas: Environmental Performance Index, European Environment Agency, Eurostat, The European Environment Information and Observation Network (Eionet), Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Transparency International, United Nations and World Resources Institute.

Los datos utilizados no tienen una distribución temporal homogénea. Para algunos indicadores hay series temporales comprendidas desde 2007 hasta 2018, mientras que para otros solo hay valores en uno o dos años. Por ello, y dado que el propósito de este estudio es comparar el desempeño de los países analizados en materia de sostenibilidad hídrica, se han usado los datos promedio de las series disponibles en cada indicador, para los países analizados, en el período de tiempo considerado. Una vez tratados los datos de esta forma, solo se ha detectado el 0,58% de los valores faltantes para los indicadores 2.2.1. (Chipre), 3.3.1. (Austria) y 5.1.1. (Irlanda). En todos estos casos, los valores faltantes fueron reemplazados por los peores valores de la respectiva serie, con el fin de penalizar la falta de información.

Posteriormente, se siguió el siguiente proceso de detección y tratamiento de valores atípicos. Para cada indicador i , se calcularon la media (m_i) y la desviación típica (d_i) de todos los datos disponibles en la serie temporal correspondiente. Cualquier valor fuera del rango $[a_i, b_i]$ se consideró un valor atípico, donde:

$$a_i = m_i - 2 \cdot d_i, \quad (46)$$

$$b_i = m_i + 2 \cdot d_i. \quad (47)$$

Finalmente, si llamamos x_{ij} al valor del indicador i para el país j y x_{ij} ha sido considerado un valor atípico, un nuevo valor $\underline{x}_{ij}$ es asignado de la siguiente manera:

$$\underline{x}_{ij} = \{a_i \text{ if } x_{ij} < a_i \quad b_i \text{ if } x_{ij} > b_i \quad (48)$$

Con este procedimiento evitamos posibles distorsiones provocadas por valores atípicos en los extremos de la escala utilizada en el método del punto de referencia, que se describe a continuación.

4.3.2.3. El método del punto de referencia múltiple

La metodología para construir el índice propuesto en este eje de trabajo es una adaptación al caso de sostenibilidad hídrica del método de múltiples puntos de referencia para la construcción de indicadores compuestos (Ruiz et al., 2020). Esta metodología consta de tres fases: determinación de los pesos, determinación de los niveles de referencia y agregaciones sucesivas.

Ponderación de las dimensiones y subdimensiones

Como se detalla en la Tabla 4, el sistema de indicadores de sostenibilidad hídrica utilizado en este eje de trabajo se agrupa en subdimensiones y dimensiones. En cuanto a los pesos, se decidió asignar pesos iguales a los indicadores simples de cada subdimensión, ya que existen pocos indicadores por subdimensión y ponderarlos implicaría un proceso demasiado exigente, que no tendría un impacto significativo en el resultado final. Por otro lado, los pesos asociados a las dimensiones y subdimensiones se han identificado mediante un proceso participativo en el que se recogen las valoraciones de un panel de expertos. Para ello, se proporcionó individualmente a cada experto un cuestionario estructurado en 6 bloques con un total de 18 preguntas. El primer bloque muestra la importancia relativa de las 5 dimensiones, mientras que los bloques 2-6 muestran la importancia relativa de las sub-dimensiones incluidas en cada dimensión. Las preguntas han sido diseñadas para evaluar la importancia relativa de cada ítem en una escala Likert de 0 a 10, donde 0 es “Nada importante” y 10 es “Extremadamente importante”. Además, para facilitar el trabajo de los expertos, el cuestionario se ha complementado con información sobre los principales estadísticos descriptivos de las series temporales disponibles para cada indicador: unidad de medida, media, desviación típica, máximo y mínimo, y un gráfico de la serie temporal.

Una vez recogida la información de los diferentes expertos, se procedió a la obtención de los pesos de los grupos mediante la metodología de agregación de preferencias descrita en Benítez-Fernández y Ruiz (2020). Esta metodología se basa en el algoritmo de Programación Meta-Meta (Rodríguez et al., 2002) y optimiza simultáneamente varias

Una propuesta para la evaluación y gestión de conflictos en políticas internacionales de sostenibilidad
funciones de logro que miden las desviaciones de los pesos grupales respecto a los pesos individuales de los expertos:

- La máxima desviación individual.
- La máxima desviación agregada por experto.
- La máxima desviación agregada por indicador.
- La desviación total agregada.

Tomando como referencia los valores de estas funciones de logro para la media geométrica de las valoraciones individuales, es posible mejorar una o varias de estas medidas, sin empeorar ninguna otra, tanto para los pesos de las sub-dimensiones como para los de las dimensiones.

Niveles de referencia

Para obtener medidas que indiquen la posición relativa de cada país con respecto a todos los países de la muestra, se han tomado los percentiles 33rd (q_i^1) y 66th (q_i^2) de todos los valores disponibles para cada indicador i , además de los valores mínimo (q_i^0) y máximo (q_i^3), como niveles de referencia. Cabe señalar que estos valores se calculan una vez realizado el tratamiento de valores anómalos (outliers) descrito en el apartado anterior. Esto implica el uso de tres niveles de rendimiento. Para un indicador del tipo cuanto más mejor (+), un país con un valor entre el mínimo y el percentil 33 estaría en el nivel bajo, uno con un valor entre los percentiles 33 y 66 en el nivel medio, y uno con un valor por encima del percentil 66 estaría en el nivel alto. Una vez establecidos los niveles de referencia de los indicadores, la función objetivo permite medir todos los indicadores en una escala común. Para un indicador del tipo cuanto más mejor (+), esta función toma la forma indicada en la ecuación (49), asumiendo que x_{ij} es el valor del indicador i para el país j (o el valor modificado correspondiente, si x_{ij} fuera un valor atípico):

$$s_i(x_{ij}) = \begin{cases} \frac{33}{q_i^1 - q_i^0} (x_{ij} - q_i^0) & \text{if } q_i^0 \leq x_{ij} \leq q_i^1 \\ 33 + \frac{33}{q_i^2 - q_i^1} (x_{ij} - q_i^1) & \text{if } q_i^1 \leq x_{ij} \leq q_i^2 \\ 66 + \frac{34}{q_i^3 - q_i^2} (x_{ij} - q_i^2) & \text{if } q_i^2 \leq x_{ij} \leq q_i^3 \end{cases} \quad (49)$$

Así, las funciones de logro s_i producen valores en la escala común 0-33-66-100. Específicamente, s_i toma un valor entre 0 y 33 si el valor del indicador está por debajo del percentil 33 correspondiente, un valor entre 33 y 66 si el valor está entre los percentiles 33 y 66, y un valor entre 66 y 100 si el país tiene un valor por encima del percentil 66 del indicador.

Primera agregación: de los indicadores simples a las sub-dimensiones.

El primer nivel de agregación consiste en construir, para cada país, dos indicadores compuestos (uno débil o totalmente compensatorio y uno fuerte o no compensatorio) para cada subdimensión. Consideremos una sub-dimensión k dada y supongamos que contiene I indicadores únicos. Dado que se utilizan pesos iguales en este nivel de agregación, los indicadores compuestos se construyen de la siguiente manera:

- Indicador compuesto débil para el país j para la sub-dimensión k :

$$D_j^k = \frac{1}{I} \sum_{i=1}^I s_i(x_{ij}) \quad (50)$$

- Indicador compuesto fuerte para el país j para la sub-dimensión k :

$$F_j^k = \{s_i(x_{ij})\} \quad (51)$$

D_j^k es la media de las funciones de logro del país j para todos los indicadores de la sub-dimensión y por lo tanto mide el desempeño general del país en dicha sub-dimensión. Por otro lado, F_j^k muestra el valor de la función de peor desempeño, por lo que indica el indicador más débil de toda la sub-dimensión para el país j . Es importante tener en cuenta que los indicadores compuestos toman valores en la misma escala que las funciones de logro. Por lo tanto, D_j^k puede interpretarse como la posición global del país con respecto a los percentiles utilizados en todos los indicadores de la sub-dimensión. Por otro lado, F_j^k indica la posición del peor indicador. Por ejemplo, si $33 < F_j^k < 66$, significa que al menos un indicador de la sub-dimensión está en el nivel medio y no hay ninguno en el nivel bajo. De esta forma, como se comenta en El Gibari et al. (2021), la consideración conjunta de los indicadores compuestos débil y fuerte proporciona valiosa información complementaria para el análisis de los países.

Segunda agregación: de las sub-dimensiones a las dimensiones.

Como los indicadores compuestos de las sub-dimensiones toman valores en la misma escala 0-33-66-100, pueden utilizarse como funciones de logro en el siguiente nivel de agregación. En este caso, además, tenemos pesos para cada subdimensión. Supongamos que la dimensión d tiene K subdimensiones y denotemos por μ_k , ($k = 1, \dots, K$) los pesos de cada sub-dimensión. Si consideramos los indicadores compuestos débiles de las sub-dimensiones, ahora podemos construir los siguientes indicadores compuestos para cada país y cada dimensión, como se indica en las ecuaciones (52-55):

- Indicador compuesto Débil-Débil para el país j para la dimensión d :

$$DD_j^d = \sum_{k=1}^K \mu_k^D D_j^k \quad (52)$$

donde:

$$\mu_k^D = \frac{\mu_k}{\sum_{l=1}^K \mu_l} \quad (53)$$

- Indicador compuesto Fuerte-Débil para el país j para la dimensión d :

$$FD_j^d = \{\hat{D}_j^k\} \quad (54)$$

donde:

$$\hat{D}_j^k = \alpha^t + (D_j^k - \alpha^t) \mu_k^F, \quad \text{if } D_j^k \in [\alpha^{t-1}, \alpha^t], \quad (t = 0, 1, 2, 3),$$

$$\alpha^0 = 0, \quad \alpha^1 = 33, \quad \alpha^2 = 66, \quad \alpha^3 = 100; \quad \mu_k^F = \frac{\mu_k}{\{\mu_l\}} \quad (55)$$

DD_j^d refleja el desempeño global (a través de una media ponderada y, por lo tanto, compensatoria) del país j en la dimensión d . FD_j^d indica la peor sub-dimensión del país j dentro de la dimensión d , ponderada por su peso. Es decir, se considera peor si el peor comportamiento tiene lugar en una sub-dimensión de mayor ponderación. En cualquier caso, FD_j^d está diseñado para que tome el valor en el subintervalo (0-33-66-100) donde

Una propuesta para la evaluación y gestión de conflictos en políticas internacionales de sostenibilidad se encuentra el peor valor de la dimensión. Por lo tanto, independientemente de los pesos, un valor de, por ejemplo, 40 en FD_j^d indica que ninguna sub-dimensión del país está en el nivel bajo y al menos una está en el nivel medio.

Si consideramos los indicadores compuestos fuertes de las sub-dimensiones, podemos construir otro indicador compuesto interesante para cada país y cada dimensión:

- Indicador compuesto fuerte-fuerte del país j para la dimensión d , que se construye igual que FD_j^d pero considerando F_j^k en lugar de D_j^k . Este indicador compuesto arrastra el peor indicador individual del país j en la dimensión d , matizado por los pesos de las sub-dimensiones, como se discutió anteriormente.

Tercera agregación: de las dimensiones a los índices compuestos globales.

Following the same philosophy as in the second aggregation, and using the weights assigned to the 5 dimensions, in this third aggregation three global composite indicators are obtained for each country:

- Indicador compuesto Débil-Débil-Débil para el país j , DDD_j , que proporciona una medida del desempeño general del país j , teniendo en cuenta todos los indicadores, sub-dimensiones y dimensiones, con sus correspondientes pesos, utilizando un esquema totalmente compensatorio.
- Indicador compuesto Fuerte-Débil-Débil para el país j , FDD_j , que indica la peor dimensión del país j , teniendo en cuenta los pesos de las dimensiones.
- Indicador compuesto Fuerte-Fuerte-Fuerte para el país j , FFF_j , que, nuevamente, arrastra el peor indicador del país j .

La consideración conjunta de los indicadores compuestos obtenidos en las agregaciones sucesivas y de las funciones de logro de los indicadores individuales proporciona a los decisores un tablero completo. Esto les permite no solo obtener medidas globales de desempeño de los países, sino también detectar posibles líneas de mejora, con el fin de ayudar en la toma de decisiones.

4.4. Eje 4: la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de conservación de la biodiversidad.

4.4.1. Selección de dimensiones y variables

La selección de indicadores simples se basa en una estructura jerárquica definida en tres niveles. En el nivel 1 se establecen los 5 objetivos estratégicos del Plan Estratégico de Biodiversidad 2010-2020 (CBD) (dimensiones), en el nivel 2 se identifican los 18 Objetivos de Aichi (OA) que se refieren a ecosistemas terrestres (objetivos), es decir, todos menos el 6 y el 10, en el nivel 3 se incluyen 25 indicadores de rendimiento (indicadores de rendimiento) y 12 indicadores de limitaciones (indicadores de limitación). La selección de los indicadores se basa en los indicadores sugeridos en el plan estratégico del CBD, la literatura revisada antes y presentada en el Capítulo 3 de esta tesis doctoral y la disponibilidad de datos en todos los países de Europa. En primer lugar, se selecciona, al menos, un indicador de desempeño de OA. Cuando los datos estaban disponibles, se seleccionan indicadores adicionales para proporcionar una evaluación más completa de los OA particulares siempre que no hubiera correlación entre los indicadores. Los indicadores de limitación son menos específicos que los indicadores de desempeño y se seleccionan a nivel de dimensión. Estos indicadores evalúan simultáneamente varios OA dentro de un mismo objetivo. Por ejemplo, el Índice de Gobernanza Mundial está relacionado con todos los OA en el Objetivo Estratégico E (Desarrollar las condiciones requeridas para la implementación del Plan Estratégico).

Los indicadores se han seleccionado considerando las características deseables para indicadores de biodiversidad global propuestas por Jones et al. (2011); rendimiento de los indicadores globales existentes, costo-efectividad, proporcionar información sobre varios grupos taxonómicos, proporcionar información fiable sobre el estatus y las tendencias de los componentes de la biodiversidad, proporcionar información a múltiples niveles, significantes para el público y hacer predicciones sobre cambios en las políticas.

Algunos indicadores seleccionados ya han sido utilizados en otros estudios como 4.1., 5.1., 7.1., 11.2, 12.1., 12.2., 12.3. y 19.1 que fueron empleados por Buchanan et al. (2020). Los indicadores 1.1., 11.1. y 20.1. se basan en algunos indicadores que usaron Buchanan

Una propuesta para la evaluación y gestión de conflictos en políticas internacionales de sostenibilidad et al. (2020) ligeramente modificados. Los indicadores 2.1.D, 3.1.D., 3.2.D. y 11.2.D. son justificados por los resultados de Driscoll et al. (2018) y Buchanan et al. (2020). Tittensor et al. (2014) usaron también indicadores similares a 3.1., 4.1., 7.1., 7.2., 11.2., 12.1., 12.2. y 12.3.

Objetivo estratégico A. Abordar las causas subyacentes de la pérdida de biodiversidad por integración de la biodiversidad en todo el gobierno y la sociedad.

Comprende 4 indicadores de rendimiento y 3 indicadores de limitación asociados a los OA 1-4.

Indicadores de rendimiento:

- 1.1. Actitudes hacia comportamientos “verdes” (Respuestas positivas (regular y ocasional) sobre el comportamiento hacia productos ambientalmente amigables): recoge la proporción de respuestas positivas ante la predisposición al consumo de productos “verdes”.
- 2.1. Personas en riesgo de pobreza y exclusión social en zonas rurales. Este indicador representa una reducida calidad de vida de las comunidades rurales, que son las que mantienen muchas veces, las zonas rurales, en buen estado de conservación.
- 3.1. Exigencia de las políticas ambientales: mide la rigurosidad ambiental, la cual se define como el grado en que las políticas ambientales ponen un precio explícito o implícito a los comportamientos contaminantes o perjudiciales para el medio ambiente.
- 4.1. Huella ecológica (Tittensor et al., 2014; Buchanan et al., 2020). Este índice mide cómo de rápido se consumen los recursos y se generan residuos en comparación con la rapidez en que la naturaleza puede absorber los residuos generados.

Indicadores de limitación:

- 2.1.D. Índice de Gini. Recoge la desigualdad de las rentas (Driscoll et al., 2018, Buchanan et al., 2020)
- 3.1.D. Índice de Fragilidad de los Estados (Driscoll et al., 2018, Buchanan et al., 2020). Resalta las presiones normales que experimentan todos los estados, pero también cuándo esas presiones superan la capacidad de un estado para poder gestionarlas.
- 4.1.D. Ambiente amigable a la innovación Recoge la no predisposición de los países a innovar en términos de sostenibilidad.

Objetivo estratégico B. Reducir las presiones directas sobre la biodiversidad y promover el uso sostenible. Comprende 6 indicadores de rendimiento y 2 indicadores de limitación asociados a los OA 5,7,8 y 9.

Indicadores de rendimiento:

5.1. Proporción de tierras boscosas respecto de áreas totales de tierra (Tittensor et al., 2014; Buchanan et al., 2020)

7.1. Porcentaje de bosque con certificaciones: Forest Stewardship Council (FSC) forest management certification o Pan-European Forest Certification (PEFC) por país (Tittensor et al., 2014; Buchanan et al., 2020)

7.2. Índice de aves de tierras agrarias comunes (Tittensor et al., 2014). Mide la ratio de cambio en la presencia de aves de tierras agrarias comunes en sitios relevantes.

8.1. Polución, contaminación y otros problemas ambientales.

8.2. Emisiones de amonio de la agricultura.

9.1. Especies invasoras (Número de especies alóctonas/número de especies conocidas) (Tittensor et al., 2014)

Indicadores de limitación:

5.1.D. Intensidad de uso de los recursos forestales.

8.1.D. Densidad de vehículos: el crecimiento del parque de vehículos limita el control de la contaminación.

Objetivo estratégico C. Mejorar el estado de la biodiversidad salvaguardando ecosistemas, especies y diversidad genética. Comprende 6 indicadores de logro y 2 indicadores de limitación asociados a los OA 11-13.

Indicadores de rendimiento:

11.1. Áreas Protegidas Natura 2000 (%) (Tittensor et al., 2014)

11.2. Proporción media de Áreas Clave de Biodiversidad Terrestres (Terrestrial Key Biodiversity Areas-KBAs) cubiertas por áreas protegidas (%) (Buchanan et al., 2020)

12.1., 12.2., 12.3. Especies amenazadas (mamíferos, aves, plantas) como % de especies conocidas (Tittensor et al., 2014; Buchanan et al., 2020)

13.1. Proporción de razas locales clasificadas como en riesgo como parte de las razas locales con un nivel conocido de riesgo de extinción (%): recoge la amenaza sobre diversidad genética de razas locales.

13.2. Número de razas locales almacenadas en una colección de banco de germoplasma.

Indicadores de limitación:

11.1.D. Densidad de carreteras (Meehan et al., 2020)

11.2.D. Densidad poblacional (Buchanan et al., 2020)

Objetivo estratégico D. Mejorar los beneficios para todos de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas. Comprende 4 indicadores de logro y 4 indicadores de limitación asociados a los OA 14-16

Indicadores de rendimiento:

14.1. Recursos renovables de agua dulce*Porcentaje de población conectada a la red de agua potable: representa el acceso a los recursos de agua potable disponibles.

14.3. Indicador de utilidad de las plantas: Las plantas silvestres proporcionan a la humanidad alimentos, medicinas, refugio y muchas otras necesidades esenciales. Este indicador recoge el estado de conservación de las plantas silvestres útiles in situ.

15.1. Variación de terreno forestal: indicadores de cambio de superficie forestal. Recoge la recuperación (o pérdida) de superficie forestal debido a reforestación natural o artificial.

16.1. Registros registrados en plataformas de recursos genéticos compartidos: representa la predisposición de los países a compartir sus recursos genéticos.

Indicadores de limitación:

14.1.D. Índice de rendimiento de cambio climático: recoge la degradación del sistema socio-ecológico-atmósfera.

14.2.D. Índice de explotación del agua: recoge la explotación del recurso agua.

15.1.D. Pérdida estimada de suelo por erosión hídrica por tipo de cobertura terrestre (toneladas por hectárea): recoge la degradación del sistema socio-ecológico-suelo.

15.2.D. Áreas afectadas por incendios forestales: recoge la degradación del sistema socio-ecológico-área forestal.

Objetivo estratégico E. Mejorar la implementación a través de la participación, la gestión del conocimiento y la construcción de capacidades. Comprende 4 indicadores de logro y 1 indicador de limitación asociados a los OA 17-20.

Indicadores de rendimiento:

17.1. Índice de democracia ambiental: la democracia ambiental implica tres derechos que se refuerzan mutuamente: el derecho a acceder libremente a la información sobre la calidad y los problemas ambientales, el derecho a participar de manera significativa en la toma de decisiones y el derecho a buscar la aplicación de las leyes ambientales o la compensación por daños. Este índice recoge esta idea a través de 75 indicadores legales.

18.1. Abandono de tierras rurales (cambio en el uso de la tierra rural-urbano): recoge la pérdida de población rural.

19.1. Número de registros de presencia de especies accesibles a través del Fondo Mundial de Información sobre Biodiversidad (Buchanan et al., 2020)

20.1. Inversión en protección ambiental per capita (Buchanan et al., 2020)

Indicadores de limitación:

E.1.D. Indicadores de Buen Gobierno (Driscoll et al., 2018, Buchanan et al., 2020): Este índice mide seis dimensiones del buen gobierno: voz y rendición de cuentas, estabilidad política y ausencia de violencia/terrorismo, eficacia del gobierno, calidad regulatoria, estado de derecho y control de la corrupción.

En las tablas 5 y 6 se describen los objetivos estratégicos de Aichi, una descripción de los OA, los indicadores de rendimiento y unidad de medida y tipo de indicador, año, fuente y los indicadores de limitación, unidad de medida y tipo de indicador, años y fuente, respectivamente.

Objetivos Estratégicos	Objetivos	Indicadores de rendimiento	Año	Fuente
A. Abordar las causas subyacentes de la pérdida de biodiversidad por integración de la biodiversidad en todo el gobierno y la sociedad	1. Para 2020, a más tardar, las personas conscientes de los valores de la biodiversidad y la pasos que pueden tomar para conservarlo y usarlo de manera sostenible	1.1. Respuestas positivas (regular y ocasional) sobre el comportamiento hacia productos ambientalmente amigables (%) (+)	2012	European Comission (2013)
	2. Para 2020, a más tardar, los valores de la diversidad biológica se habrán integrado en las estrategias y procesos de planificación nacionales y locales de desarrollo y reducción de la pobreza y se están incorporando en la contabilidad nacional, según corresponda, y en los sistemas de presentación de informes.	2.1. Personas en riesgo de pobreza y exclusión social en zonas rurales (%) (-)	2019	Eurostat
	3. Para 2020, a más tardar, se eliminarán o reformarán los incentivos, incluidos los subsidios, perjudiciales para la biodiversidad a fin de minimizar o evitar los impactos negativos, y se desarrollarán y aplicarán incentivos positivos para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad, de manera consistente y en armonía con la Convención y otras obligaciones internacionales pertinentes, teniendo en cuenta el estado socioeconómico nacional	3.1. Exigencia de políticas ambientales (índice) (+)	2015	OCDE
	4. Para 2020, a más tardar, los gobiernos, las empresas y las partes interesadas en todos los niveles habrán tomado medidas para lograr o implementar planes para la producción y el consumo sostenibles y habrán	4.1. Huella ecológica (ha globales pc) (-)	2016	Global Footprint Network

	mantenido los impactos del uso de los recursos naturales dentro de límites ecológicos seguros.			
B. Reducir las presiones directas sobre la biodiversidad y promover el uso sostenible	5. Para 2020, la tasa de pérdida de todos los hábitats naturales, incluidos los bosques, se reducirá al menos a la mitad y, cuando sea factible, se acercará a cero, y la degradación y la fragmentación se reducirán significativamente.	5.1. Área de tierra boscosa en proporción al área de tierra total (%) (+)	2020	Eurostat
	7. Para 2020, las áreas dedicadas a la agricultura, la acuicultura y la silvicultura se gestionan de forma sostenible, lo que garantiza la conservación de la biodiversidad.	7.1. Porcentaje de bosques certificados por Forest Stewardship Council (FSC) o Pan-european Forest Certification (PEFC) (%) (+)	2015	Maesano et al. (2018)
		7.2. Índice de aves de tierras agrarias comunes (índice) (+)	2017	Eurostat
	8. Para 2020, la contaminación, incluyendo las asociadas al exceso de nutrientes, se habrá llevado a niveles que no sean perjudiciales para el funcionamiento de los ecosistemas y la biodiversidad.	8.1. Polución, contaminación y otros problemas ambientales (%) (-)	2019	Eurostat
		8.2. Emisiones de amonio de la agricultura (Kg/ha) (-)	2018	Eurostat
	9. Para 2020, las especies exóticas invasoras y sus rutas son identificadas y priorizadas, las especies prioritarias se controlan o erradican y se implementan medidas para gestionar sus rutas para prevenir su introducción y establecimiento.	9.1. Especies invasoras por especies conocidas (%) (-)	2020*	EASIN
C. Mejorar el estado de	11. Para 2020, al menos el 17 % de las aguas terrestres y continentales y el 10 % de las zonas costeras y	11.1. Área protegida terrestre (%) (+)	2019	Eurostat

la biodiversidad salvaguardando ecosistemas, especies y diversidad genética	marinas, especialmente las zonas de particular importancia para la diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas, se conservan mediante sistemas de gestión eficaz y equitativa, son ecológicamente representativas, las áreas protegidas están bien conectadas	11.2. Proporción media de Áreas Clave de Biodiversidad Terrestres (%) (+)	2019	Eurostat
	12. Para 2020, se habrá evitado la extinción de especies amenazadas conocidas y se habrá mejorado y sostenido su estado de conservación, en particular, las que están más en declive.	12.1. Especies amenazadas (mamíferos) como % de especies conocidas (%) (-)	2020*	OECD
		12.2. Especies amenazadas (aves) como % de especies conocidas (%) (-)	2021*	OECD
		12.3. Especies amenazadas (plantas) como % de especies conocidas (%) (-)	2021*	OECD
	13. Para 2020, se mantiene la diversidad genética de las plantas cultivadas y los animales de granja y domésticos y silvestres, incluidas otras especies valiosas desde el punto de vista socioeconómico y cultural, y se han desarrollado e implementado estrategias para minimizar la erosión genética y salvaguardar su diversidad genética.	13.1. Proporción de razas locales clasificadas como en riesgo como parte de las razas locales con un nivel conocido de riesgo de extinción (%) (-)	2019	United Nations (SDG)
		13.2. Número de razas locales almacenadas en una colección de banco de germoplasma (número) (+)	2021*	United Nations (SDG)
D. Mejorar los beneficios para todos de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas	14. Para 2020, los ecosistemas que brindan servicios esenciales, incluidos los servicios relacionados con el agua, y contribuyen a la salud, los medios de subsistencia y el bienestar, se restaurarán y salvaguardarán, teniendo en cuenta las necesidades de	14.1. Recursos renovables de agua dulce por porcentaje de población conectada a la red de agua potable (millones m3) (%) (+)	2017	Eurostat

	las mujeres, las comunidades indígenas y locales, y los pobres y vulnerables.	14.2. Indicador de utilidad de las plantas (in situ) (índice) (+)	2021*	International Center for Tropical Agriculture–CIAT
	15. Para 2020, se ha mejorado la resiliencia de los ecosistemas y la contribución de la biodiversidad a las reservas de carbono mediante la conservación y la restauración, incluida la restauración de al menos el 15 % de los ecosistemas degradados, contribuyendo así a la mitigación y adaptación al cambio climático y a la lucha contra la desertificación.	15.1. Variación de área forestal (2010-2020) (%) (+)	2010-2020	Eurostat
	16. Para 2015, el Protocolo de Nagoya sobre Acceso a los Recursos Genéticos y Participación Justa y Equitativa en los Beneficios que se Deriven de su Utilización estará en vigor y en funcionamiento, de conformidad con la legislación nacional.	16.1. Registros registrados en plataformas de recursos genéticos compartidos (número) (+)	2021*	CBD (ABSCH)
E. Mejorar la implementación a través de la participación, la gestión del conocimiento y la construcción de capacidades	17. Para 2020, cada Parte habrá desarrollado o adoptado un instrumento de política y comenzado a implementar una estrategia y un plan de acción nacional sobre diversidad biológica eficaces, participativos y actualizados.	17.1. Índice de democracia Ambiental (índice) (+)	2015	Environmental Democracy Index
	18. Para 2020, se respetan los conocimientos tradicionales, las innovaciones y las prácticas de las comunidades indígenas y locales relevantes para la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad, y su uso consuetudinario de los recursos biológicos están sujetos a la legislación nacional y las obligaciones internacionales pertinentes, y están plenamente integrados y reflejados en la implementación del Convenio con la participación plena y efectiva de las comunidades indígenas y locales, en todos los niveles	18.1. Despoblación rural (change 2010-2019) (%) (-)	2010-2019	World Bank

	19. Para 2020, los conocimientos, la base científica y las tecnologías relacionadas con la diversidad biológica, sus valores, funcionamiento, estado y tendencias, y las consecuencias de su pérdida, se mejorarán, compartirán y transferirán ampliamente, y se aplicarán	19.1. Número de registros de presencia de especies accesibles a través del Fondo Mundial de Información sobre Biodiversidad (unidades) (+)	2021*	GBIF
	20. Para 2020, a más tardar, la movilización de recursos financieros para implementar efectivamente el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 de todas las fuentes, y de acuerdo con el proceso consolidado y acordado en la Estrategia para la Movilización de Recursos, debe aumentar sustancialmente desde los niveles actuales	20.1. Inversión en protección ambiental per capita (€/habitante) (+)	2018	Eurostat

Tabla 5. Descripción de indicadores de rendimiento. Los indicadores (+) son del tipo "más es mejor" y (-) del tipo "menos es mejor". Los indicadores marcados con asterisco fueron transformados para asegurar un buen desempeño.

Objetivos estratégicos	Objetivos	Indicadores de limitación	Año	Fuente
A	2	2.1.D. Índice de Gini (índice)	2019	Eurostat
	3	3.1.D. Índice de Fragilidad de los Estados (índice)	2020	Eurostat
	4	4.1.D. Índice de Economía del Conocimiento-Ambiente amigable a la innovación (índice) (+)	2018	European Commission
B	5	5.1.D. Intensidad de uso de recursos forestales (ratio)	2018	Eurostat
	8	8.1.D. Densidad de vehículos (pasajeros/km2)	2017	Eurostat
C	11	11.1.D. Densidad de carreteras (% de longitud de carreteras/superficie total)	2018	Eurostat
		11.2.D. Densidad poblacional (personas/km2)	2018	Eurostat
D	14	14.1.D. Índice de rendimiento de cambio climático (índice) (+)	2021	CCPI
		14.2.D. Índice de explotación del agua (%)	2017	European Environment Agency
	15	15.1.D. Pérdida estimada de suelo por erosión del agua por tipo de tierra (toneladas/ha)	2016	Eurostat
		15.2.D. Superficie afectada por incendios forestales (ha)	2018	Eurostat
E	17, 18, 19, 20	E.D. Índice de buen gobierno (índice) (+)	2019	World Bank

Tabla 6. Descripción de indicadores de limitación. Los indicadores (+) son del tipo "más es mejor" y (-) del tipo "menos es mejor". Los indicadores marcados con asterisco fueron transformados para asegurar un buen desempeño. Consultar la tabla 5 para obtener una descripción de los objetivos y metas.

4.4.2. Selección y preparación de datos

Los datos han sido recogidos de las bases de datos y/o publicaciones de CBD, Climate Change Performance Index (CCPI), European Alien Species Information Network (EASIN), Environmental Democracy Index, European Commission, Eurostat, Global Biodiversity Information Facility (GBIF), Global Footprint Network, OECD, United Nations and World Bank and/or publications such as Maesano et al. (2018).

Los datos referentes a los indicadores analizados han sido recogidos de series temporales o de índices compuestos calculados en un momento determinado. Debido a que el propósito de este estudio no es analizar la evolución temporal respecto al logro de los OA, sino presentar la situación actual para determinar el punto de partida del Plan de Biodiversidad 2021-2030, se han utilizado los datos más recientes disponibles para los 21 países analizados. De esta forma, el 73% de los indicadores son posteriores a 2018 y el 24% son datos recogidos entre 2015-2018.

Imputación de valores perdidos: Únicamente se han detectado un 0.5% de valores perdidos correspondientes a los indicadores de rendimiento 3.1. (Estonia, Latvia) y 12.3. (Francia, Portugal). En ambos casos, los valores perdidos fueron reemplazados por el mínimo valor.

Unidades de medida y tratamiento de datos originales: Algunos indicadores fueron transformados para asegurar su buen ajuste para todos los países. Los indicadores marcados en las tablas 5 y 6 con un asterisco fueron calculados con datos disponibles en la base de datos citada, o su unidad de medida fue transformada para garantizar el buen rendimiento de los indicadores.

Normalización y re-escalamiento de valores: Todos los indicadores fueron normalizados usando un método de re-escalamiento Max-Min o Min-Max. Los indicadores de tipo (+) fueron calculados primero restando el valor mínimo y después dividiendo por la diferencia entre el valor máximo y el valor mínimo. Los indicadores de tipo (-) se

calcularon primero restando el valor máximo y después dividiendo por la diferencia entre el valor mínimo y el valor máximo. De este modo, todos los indicadores adoptaron un valor entre 0 y 1, donde el valor máximo era 1 y el valor mínimo 0.

4.4.3. El modelo BoD- DEA propuesto

La construcción del índice propuesto se realizó de manera secuencial en tres etapas: la agregación de los indicadores de rendimiento por dimensión (Indicadores de Rendimiento por Dimensión, IRD), la agregación de los indicadores de limitación por dimensión (Indicadores de Limitación por Dimensión, ILD) y el cálculo del índice global resulta de la agregación del total de los índices agregados de rendimiento y de limitación.

En los tres casos, el proceso de agregación se realiza usando un enfoque de optimización (IRD^{OP} , ILD^{OP} , $IGOA^{OP}$) y un enfoque equitativo (IRD^{EQ} , ILD^{EQ} , $IGOA^{EQ}$).

Aunque ambos enfoques usan un proceso de agregación lineal aditivo, el enfoque de optimización se basa en las evaluaciones comparativas (*benchmarking*) entre los indicadores de todos los países analizados, mientras que el enfoque equitativo asigna la misma importancia relativa a todos los indicadores de cada país analizado. Podría decirse que el enfoque de optimización proporciona resultados comparativos y el enfoque equitativo, proporciona resultados individuales. Los cálculos se realizaron con el software Lindo v18.0 (Lindo Systems Inc Chicago I, USA).

4.4.3.1. Indicadores de rendimiento óptimos por dimensión e indicadores de limitación óptimos por dimensión

Para el cálculo agregado de cada dimensión relativa tanto a los indicadores de rendimiento como a los indicadores de limitaciones, se usan dos modelos basados en el análisis envolvente de datos bajo la aproximación de “Benefit of the Doubt” (BoD). El enfoque BoD tiene su origen en el análisis envolvente de datos (Data Envelopment Analysis-DEA) pero en un entorno de información imprecisa. La metodología DEA es una técnica de programación lineal que evalúa un conjunto de unidades productivas homogéneas, usando variables input y variables output en un entorno incierto, donde no se conocen las

ponderaciones asociadas a estas variables ni tampoco se conoce la forma de la función que relaciona estas variables.

El propio nombre “*benefit of the doubt*” representa la esencia de este tipo de modelos y enfatiza su capacidad para obtener el esquema de ponderaciones más apropiado para el rendimiento comparado de cada unidad decisional a partir de los datos disponibles para cada unidad de análisis (Cherchye et al., 2011). Un gran número de trabajos ya han usado este enfoque, con éxito, para la construcción de indicadores compuestos, como Cherchye et al. (2007), Karagiannis (2017) o Verbunt y Rogge (2018). La única diferencia respecto de los tradicionales modelos DEA, es que sólo se fijan las variables output, considerando una única variable *dummy* input con valor igual a 1 para cada unidad de análisis.

El modelo BoD sitúa el rendimiento de una unidad decisional en relación con el resto de las unidades decisionales y asigna las ponderaciones más altas a los primeros indicadores y las más bajas a los segundos, de manera que el modelo selecciona el conjunto de pesos más favorable para cada unidad de análisis (Guaita et al., 2020).

En este estudio, la idea subyacente se basa en que el buen rendimiento relativo de un determinado país para un indicador concreto indica que para ese país este indicador es relativamente importante. Siguiendo esta idea, para agregar los indicadores individuales seleccionados para cada objetivo estratégico de Aichi, se propone el modelo descrito en las ecuaciones 56-59.

Modelo 1

$$IRD_c^{OP} = \max \sum_{i=1}^m w_{c,i} I_{c,i}^R \quad (56)$$

s.a.

$$\sum_{i=1}^m w_{c,i} I_{j,i}^R \leq 1 \quad (57)$$

(m restricciones, una para cada país j)

$$\frac{w_i I_{j,i}^R}{\sum_{i=1}^m w_i I_{j,i}^R} \geq \beta_i \quad (58)$$

$$w_{c,i} \geq 0 \quad (59)$$

(n restricciones, una para cada indicador i)

donde $j=1,2,\dots,m$ y $i=1,2,\dots,n$, IRD_c^{OP} es el indicador óptimo de rendimiento por dimensión de la unidad decisional c , $w_{c,i}$ es el peso de la unidad decisional c respecto al indicador i , $I_{c,i}^R$ es el indicador de rendimiento i para cada unidad decisional c , $I_{j,i}^R$ es el indicador de rendimiento i para cada país j y β_i es un parámetro de regulación que representa la mínima contribución del indicador i para cada país j , respecto de todos los indicadores de rendimiento.

De forma similar, se utilizó el modelo 2 para agregar los indicadores de limitación para cada dimensión. Como los indicadores de tipo (-) han sido normalizados de manera inversa, los mejores resultados han sido asignados a las puntuaciones más altas y los peores resultados, a las puntuaciones más bajas, por lo que el objetivo será nuevamente maximizar la suma de ponderada de los indicadores de limitación. El modelo 2 se describe en las ecuaciones 60-63.

Modelo 2

$$ILD_c^{OP} = \max \sum_{i=1}^m w_{c,i} I_{c,i}^L \quad (60)$$

s.a.

$$\sum_{i=1}^m w_{c,i} I_{j,i}^L \leq 1 \quad (61)$$

(m restricciones, una para cada país j)

$$\frac{w_i I_{j,i}^L}{\sum_{i=1}^m w_i I_{j,i}^L} \geq \varepsilon_i \quad (62)$$

$$w_{c,i} \geq 0 \quad (63)$$

(n restricciones, una para cada indicador i)

donde $j=1,2,\dots,m$ y $i=1,2,\dots,n$, ILD_c^{OP} es el indicador óptimo de limitación por dimensión de la unidad decisional c , $w_{c,i}$ es el peso de la unidad decisional c respecto al indicador i , $I_{c,i}^L$ es el indicador de limitación i para cada unidad decisional c , $I_{j,i}^L$ es el indicador i para cada país j y ε_i es un parámetro de regulación que representa la mínima contribución del indicador i para cada país j , respecto de todos los indicadores de limitación.

Las restricciones (58) y (62) permiten incorporar un enfoque participativo al modelo. Además, pueden ser útiles para resolver los desempates y mejorar el poder de discriminación del modelo (Wong et al., 1990).

4.4.3.2. El índice óptimo global para los objetivos de Aichi (IGOA^{OP})

El índice óptimo global que permite medir simultáneamente el rendimiento y las limitaciones en la implementación de los objetivos de Aichi (IGOA^{OP}) se obtiene tras la agregación de los resultados por cada dimensión de los indicadores de rendimiento y de los indicadores de limitación, y se calculó usando el modelo 3. La agregación se define en función de la combinación lineal de los modelos 1 y 2. Como resultado, el IGOA^{OP} es calculado para cada país, generando un ranking de los países analizados, con el modelo descrito en las ecuaciones (64-69):

Modelo 3

$$IGOA_c^{OP} = \max \lambda (\sum_{i=1}^n w_c IRD_c^{OP}) + (1-\lambda) (\sum_{i=1}^n w_c ILD_c^{OP}) \quad (64)$$

s.a.

$$\sum_{i=1}^m w_{c,i} IRD_{j,i}^{OP} \leq 1 \quad (65)$$

$$\frac{w_i IRD_{j,i}^{OP}}{\sum_{i=1}^m w_i IRD_{j,i}^{OP}} \geq \beta_i \quad (66)$$

$$\sum_{i=1}^m w_{c,i} ILD_{j,i}^{OP} \leq 1 \quad (67)$$

$$\frac{w_i ILD_{j,i}^{OP}}{\sum_{i=1}^m w_i ILD_{j,i}^{OP}} \geq \varepsilon_i \quad (68)$$

$$w_{c,i} \geq 0 \quad (69)$$

Lambda es un parámetro de control para establecer la combinación lineal de los modelos 1 y 2. Cuando $\lambda=1$ el modelo proporciona una evaluación basada exclusivamente en los indicadores de rendimiento, desechando los indicadores de limitación (IGOA-R^{OP}). Cuando $\lambda=0$, el modelo proporciona una evaluación basada exclusivamente en los indicadores de limitación, desechando los indicadores de rendimiento (IGOA-L^{OP}). Cuando $\lambda=0.5$, el modelo proporciona una evaluación basada simultáneamente en los indicadores de rendimiento y de limitación (IGOA^{OP}).

4.4.3.3. Aproximación equitativa

El cálculo de los indicadores compuestos de rendimiento, limitaciones y conjunto desde un enfoque equitativo se ha realizado usando un modelo aditivo lineal de agregación donde se han ponderado de manera equitativa todos los indicadores de cada país.

De este modo, para calcular los indicadores compuestos de los OA basados en el rendimiento (IGOA-R^{EQ}) se ha utilizado la ecuación (70).

$$IGOA - R_j^{EQ} = \sum_{i=1}^n w_{ij} I_{ij}^R \quad (70)$$

Donde $w_{ij} = \frac{1}{n}$ y I_{ij}^R es el indicador i de rendimiento del país j

De forma similar, el cálculo de los indicadores compuestos de los OA basados en las limitaciones (IGOA-L^{EQ}) se ha calculado aplicando la ecuación (71)

$$IGOA - L_j^{EQ} = \sum_{i=1}^n w_{ij} I_{ij}^L \quad (71)$$

Donde $w_{ij} = \frac{1}{n}$ y I_{ij}^L es el indicador i de limitación del país j

Por último, el IGOA^{EQ} se ha calculado calculando el promedio de los IGOA-R^{EQ} y IGOA-L^{EQ}.

4.4.3.4. Ratio de vulnerabilidad

Una vez se han calculado los $IGOA-R^{EQ}$ y los $IGOA-L^{EQ}$, la ratio de vulnerabilidad (RV) se calcula como se indica en la ecuación (72)

$$RV_j = \frac{IGOA-L_j^{EQ*}}{IGOA-R_j^{EQ*}} * 100 \quad (72)$$

Donde $IGOA-L_j^{EQ*}$ es el resultado de los $IGOA-L^{EQ}$ para cada país j transformados mediante un proceso de normalización inverso MínMax de modo que las puntuaciones más altas queden vinculadas a los países con más limitaciones y las puntuaciones más bajas queden vinculadas a los países con menos limitaciones. Para ello se ha usado la ecuación:

$$\frac{x - x_{máx}}{x_{mín} - x_{máx}} \quad (73)$$

Y $IGOA-R_j^{EQ*}$ representa el índice de rendimiento global equitativo del país j normalizado usando un método de re-escalamiento Máxmín. Para ello se ha usado la ecuación:

$$\frac{x - x_{mín}}{x_{máx} - x_{mín}} \quad (74)$$

De este modo, RV_j representa el exceso de limitaciones por encima del rendimiento. Cuando RV_j es mayor que 100, el país j presenta una proporción de limitaciones para implementar los OA mayor que de rendimiento y se puede considerar vulnerable. Cuando RV_j es igual a 100, el país j presenta igual proporción de limitaciones que de rendimiento. Cuando RV_j es menor que 100, el país j presenta una proporción de limitaciones inferior a su rendimiento y se puede considerar un país no vulnerable.

5. RESULTADOS

5.1. Eje 1: la gestión de conflictos por el uso de los recursos naturales

5.1.1. Identificación de los objetivos de gestión, selección de agentes de interés y recogida de datos

Los objetivos de gestión de la Reserva de la Biosfera se han organizado jerárquicamente de forma que primero se definen sus principales dimensiones y luego los objetivos incluidos en cada dimensión, siguiendo un nivel de especificidad creciente (de Castro-Pardo et al., 2019). Las dimensiones principales se definieron con base en los tres ejes clave que guían el establecimiento y manejo de reservas de biosfera, la conservación de la naturaleza, el apoyo logístico y el desarrollo, y en la propuesta de la UICN para definir objetivos de manejo en áreas protegidas. Se añadió un cuarto eje basado en la gobernanza para incluir en el análisis la complejidad del sistema de toma de decisiones en la reserva transfronteriza Meseta Ibérica. La definición de los objetivos dentro de cada dimensión se hizo a través de la consulta de los planes maestros de suelo para todos los parques naturales que se incluyen en la Reserva.

Se identificaron un total de 20 OG en la Reserva de la Biosfera Meseta Ibérica, distribuidas en cuatro dimensiones (tabla 7): Conservación de la naturaleza, Apoyo logístico, Desarrollo y Gobernanza. Los objetivos dentro de la conservación de la Naturaleza están dirigidos a la conservación de la biodiversidad, particularmente de especies y ecosistemas. Los objetivos relacionados con el uso son los destinados a promover las actividades de ocio, la educación y la investigación. En el caso del Desarrollo, los objetivos están vinculados a la gestión sostenible de sistemas y recursos. El elemento Gobierno incluye objetivos relacionados con la mejora de los procesos de toma de decisiones y la gestión integrada de la reserva.

Los objetivos del primer nivel se basaban en tres grandes objetivos globales de las Reservas de Biosfera: Conservación de la Naturaleza, Apoyo Logístico y Desarrollo. Además, estos objetivos comprenden los nueve objetivos definidos por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) para áreas protegidas con categoría internacional V (Parque Natural). Además, se incorporó un cuarto objetivo de especial importancia en las áreas transfronterizas relacionado con la gobernanza.

Para la identificación de los objetivos, se han considerado los elementos clave incluidos en los documentos de ordenación territorial de cada uno de los cuatro parques naturales de la Meseta Ibérica (los que formaban parte de la Reserva de la Biosfera cuando se recogieron los datos) y el plan estratégico de la Reserva de la Biosfera de la Meseta Ibérica: Plano de Ordenamento do Parque Natural do Douro Internacional, Plano de Ordenamento do Parque Natural do Montesinho, Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del parque Natural Arribes del Duero y Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Lago de Sanabria y alrededores.

Conservación de la naturaleza	Uso	Desarrollo	Gobernanza
Atmósfera	Educación	Agricultura	Conectividad
Fauna	Ocio	Ganadería	Garantías
Flora	Investigación	Forestal	Participación
Geología	Turismo	Caza y Pesca	Facilidad
Paisaje		Desarrollo local	
Agua			
Incendios			

Tabla 7. Objetivos de gestión identificados para la Reserva de la Biosfera Meseta Ibérica por dimensión.

OBJETIVOS DE CONSERVACIÓN	
Atmósfera	Mantenimiento de la calidad del aire.
Fauna	Mantenimiento in situ de ecosistemas y hábitats naturales y seminaturales viables para especies animales en su contexto natural.
Flora	Mantenimiento in situ de ecosistemas y hábitats naturales y seminaturales viables para especies de flora en su contexto natural.
Geología	Mantenimiento de la calidad del suelo.
Paisaje	Mantenimiento del paisaje tradicional y corredores ecológicos.
Agua	Asegurar la calidad del agua y los niveles de agua.
Fuego	Desarrollo de políticas de prevención y lucha contra incendios y restauración de hábitats tras incendios.
OBJETIVOS DE USO	
Educación	Desarrollo de la educación pública y promoción de los valores ambientales.
Ocio	Fomento para el desarrollo de actividades de ocio, camping, deportivas.
Investigación	Investigación científica y seguimiento del estado de hábitats y especies.
Turismo	Promoción del turismo y actividades recreativas.
OBJETIVOS DE DESARROLLO	
Agricultura	Desarrollo de actividades de agricultura tradicional y apoyo a la agricultura sostenible.
Ganadería	Desarrollo de actividades de ganadería tradicional y apoyo a la ganadería sostenible.
Forestal	Desarrollo de actividad forestal tradicional y apoyo al desarrollo de buenas prácticas forestales y control de plagas.
Caza/Pesca	
Desarrollo local	Promoción de productos locales, certificación y desarrollo de puntos de venta.
OBJETIVOS DE GOBERNANZA	
Conectividad	Herramientas para mejorar la comunicación en todos los niveles de gobierno. Garantías para propietarios, como establecimiento de contratos.
Garantías	Mecanismos para garantizar la participación de la población local y de todos los agentes de interés.
Participación	
Simplicidad	Re-definición de los procesos burocráticos de modo que se simplifiquen y se hagan más accesibles a la población local.

Tabla 8. Descripción de los objetivos de gestión identificados en la Reserva de la Biosfera Meseta Ibérica.

Finalmente, se identificaron cuatro grupos de interés principales en el área de estudio: Gobierno, Agricultores, Empresarios y Científicos. El grupo de Gobierno estaba formado por el director y técnicos de los parques naturales y representantes de los gobiernos

locales. Los Agricultores involucran a ganaderos y ganaderos y asociaciones locales relacionadas con este sector en el sitio. El grupo de Empresarios está formado por propietarios de pequeños negocios ubicados en la reserva y el grupo de Científicos por expertos con un nivel de conocimiento muy alto sobre esta área protegida.

Para la recogida de datos se realiza una encuesta de “tipo Saaty” online y mediante entrevistas personales, entre julio de 2017 y junio de 2018. Finalmente, se recoge una muestra formada por las valoraciones de los 50 agentes de interés más representativos de la Meseta Ibérica. En concreto, la muestra es un grupo muy representativo formado por 17 representantes del grupo Gobierno, 12 de Agricultores, 12 de Empresas y 8 de Científicos.

5.1.2. Solución global y grupal consistente

Los datos de las encuestas se analizan utilizando el método AHP descrito en el Capítulo 4 de la presente tesis doctoral. Como resultado de esta evaluación se obtienen 1100 matrices y se corrigen las inconsistencias de 221 matrices mediante el modelo de Programación por Metas descrito en el Capítulo 4 (ecuaciones 1-5), recuperando 207 matrices consistentes. Finalmente se analizan un total de 1086 matrices válidas.

Una vez corregidas las inconsistencias, se calcula la importancia relativa asociada a cada OG global y para cada grupo de interés. Los resultados se muestran en la tabla 9.

OBJETIVOS DE GESTIÓN	Global	Gobierno	Agricultores	Empresarios	Científicos	dt
FAUNA	0.25517455	0.276047394	0.227945	0.229925	0.3121	0.0404
FLORA	0.24482545	0.223952606	0.272055	0.270075	0.1879	0.0404
ATMÓSFERA	0.06885218	0.055141791	0.068794	0.07648	0.0793	0.0108
AGUA	0.12228642	0.112993121	0.11034	0.134827	0.1438	0.0164
GEOLOGÍA	0.06244489	0.050123543	0.066434	0.067287	0.0644	0.008
PAISAJE	0.08356919	0.099853324	0.081542	0.054052	0.0996	0.0216
FUEGO	0.16284731	0.181888222	0.17289	0.167354	0.1129	0.0311
	Global	Gobierno	Agricultores	Empresarios	Científicos	dt
EDUCACIÓN	0.41468692	0.384881853	0.468347	0.4006	0.3477	0.0504
OCIO	0.11721251	0.101424013	0.167817	0.1279	0.0769	0.0389
TURISMO	0.21907662	0.269313686	0.189619	0.2199	0.1682	0.0438
INVESTIGACIÓN	0.24902395	0.244380448	0.174217	0.2516	0.4071	0.0983
	Global	Gobierno	Agricultores	Empresarios	Científicos	dt
AGRICULTURA	0.22913981	0.238503727	0.170741	0.232675	0.2547	0.0368
GANADERÍA	0.22371196	0.241245957	0.218471	0.253241	0.175	0.0345
FORESTAL	0.22642741	0.223386303	0.25747	0.192832	0.2362	0.027
CAZA/PESCA	0.10645613	0.090212347	0.13614	0.120003	0.0886	0.0233
DESARROLLO LOCAL	0.21426469	0.206651666	0.217178	0.201249	0.2456	0.0198
	Global	Gobierno	Agricultores	Empresarios	Científicos	dt
PARTICIPACIÓN	0.31981139	0.3484	0.2791	0.276	0.3334	0.0371
CONECTIVIDAD	0.2086531	0.1918	0.1777	0.2352	0.2492	0.0341
SIMPLICIDAD	0.27543782	0.2765	0.2695	0.2486	0.2515	0.0136
GARANTÍAS	0.19609769	0.1833	0.2737	0.2402	0.1659	0.05

Tabla 9. Importancia relativa global, importancia relativa para cada grupo de interés y desviaciones típicas.

5.1.3. Análisis de conflicto global

Tras aplicar la ecuación (6) descrita en el Capítulo 4 de la presente tesis doctoral, se calculan los índices de conflicto asociados a cada OG (tabla 10).

Los mayores conflictos encontrados estuvieron relacionados con Educación (0,962) e Investigación (0,817) (Uso), Garantías (0,320) (Gobernanza), y Fauna (0,207) y Flora

(0,207) (Conservación). Los mayores conflictos con respecto a los objetivos de Desarrollo se identificaron para Agricultura (0,176) y Ganadería (0,155), pero esta dimensión mostró valores de índice de conflicto más bajos que en otras dimensiones.

Una vez cuantificados los índices de conflicto, se aplica el modelo descrito en las ecuaciones (7-17) considerando $\lambda=1$, para calcular una solución desde un enfoque de conflicto global.

La tabla 10 muestra los resultados de los índices de conflicto originales y los índices de conflicto tras aplicar el modelo propuesto en la primera (IC_{it1}), segunda (IC_{it2}) y tercera (IC_{it3}) iteración, asociados a cada OG.

El modelo propuesto permite reducir los valores de los IC de forma más significativa en los criterios más conflictivos, compensando con los menos conflictivos. Además, cuando las restricciones son menos exigentes, hay una mayor disminución del valor del IC, como en el caso de Fauna y Flora, Educación o Garantías, aunque el resultado global está fuera del intervalo de tolerancia formado por la evaluación mínima y máxima proporcionada por los criterios. En consecuencia, todos los resultados que no estén en este intervalo son resultados inaceptables, aunque pueden proporcionar información útil para orientar los procesos de negociación con los grupos involucrados.

Las puntuaciones originales y las puntuaciones consensuadas asignadas a cada OG aplicando el modelo en cada una de las iteraciones calculadas se muestran en la Figura 2. Las puntuaciones originales son más altos para la mayoría de los criterios evaluados desde un enfoque global, sin considerar los conflictos entre grupos. El modelo suaviza los criterios más conflictivos y redistribuye la puntuación hacia los criterios mejor valorados y menos conflictivos. Por ejemplo, en todas las iteraciones, el modelo asignó puntuaciones a la fauna, la flora, la educación y las garantías (los ítems más conflictivos en sus respectivas dimensiones) inferiores a la puntuación del índice global original. Además, la iteración que penaliza más los ítems conflictivos es siempre la menos restrictiva, es decir, la iteración 3.

Objetivos de gestión	IC original	IC _{it1}	IC _{it2}	IC _{it3}
Conservación				
Atmosfera	0.018	0.025	0.029	0.031
Fauna	0.207	0.175	0.137	0.108
Flora	0.207	0.196	0.160	0.142
Geología	0.010	0.002	0.007	0.019
Paisaje	0.066	0.100	0.127	0.129
Agua	0.041	0.049	0.053	0.057
Fuego	0.132	0.149	0.138	0.114
Uso				
Educación	0.962	0.239	0.218	0.218
Ocio	0.506	0.240	0.290	0.290
Investigación	0.817	0.614	0.622	0.622
Turismo	0.791	0.259	0.230	0.230
Desarrollo				
Agricultura	0.176	-	0.172	0.172
Ganadería	0.155	-	0.146	0.146
Forestal	0.101	-	0.077	0.077
Caza/Pesca	0.077	-	0.102	0.102
Desarrollo local	0.058	-	0.068	0.068
Gobernanza				
Conectividad	0.156	0.036	0.036	0.035
Garantías	0.320	0.132	0.124	0.119
Participación	0.191	0.193	0.185	0.179
Simplicidad	0.063	0.004	0.004	0.005

Tabla 10. Resultados de los índices de conflicto originales (IC original) y de los índices de conflicto obtenidos tras aplicar el modelo en las iteraciones 1, 2 y 3 (C_{it1}, C_{it2} y C_{it3}) para IC $\mp 2*dt$, IC $\mp 3*dt$ and IC $\mp 4*dt$ para cada grupo, respectivamente.

De manera similar, el modelo dirige estas puntuaciones hacia los criterios menos conflictivos, como la atmósfera, el agua, el paisaje, la caza/pesca, el ocio, la participación o la simplicidad. Cuando las restricciones son más exigentes, el modelo mantiene un determinado nivel de los criterios conflictivos, regulado por los parámetros acotados. Cuando los parámetros acotados son menos restrictivos, el modelo penaliza más intensamente los criterios más conflictivos y en ocasiones aporta soluciones no incluidas dentro del intervalo de tolerancia, por tanto, soluciones inaceptables porque son soluciones que nadie quiere. Por otro lado, cuando no hay conflictos fuertes, el modelo

no proporciona ninguna solución factible cuando el intervalo alfa-beta es muy pequeño. Por el contrario, cuando aumenta la amplitud de este intervalo, el modelo proporciona soluciones fácilmente aceptables. Esto ocurrió en la dimensión de Desarrollo cuando se aplicó el modelo en la iteración 1 y no se logró una solución factible, pero se brindó una solución aceptable en la interacción 3.

Sin embargo, a pesar de producir soluciones a veces inaceptables, el modelo proporciona información que puede utilizarse para encontrar las soluciones más consensuadas entre los grupos o participantes. Además, el modelo permite ajustar los parámetros acotados para evitar soluciones inaceptables. Este ajuste es conveniente cuando las preferencias están muy polarizadas en unos pocos criterios, cuando el modelo compensa muy fuertemente uno de los criterios menos conflictivos y es necesario aumentar el mínimo (α_i) hasta que se obtiene una contribución relativa aceptable respecto a los criterios más conflictivos sobre el resto. Como ejemplo, fue necesario aumentar el parámetro α_i para obtener una solución mínimamente aceptable para Investigación, uno de los criterios más conflictivos. Por ello, la reducción del conflicto es menos importante en este caso que en otros OG, donde las restricciones son más fuertes, aunque la solución obtenida es aceptable desde la iteración 1.

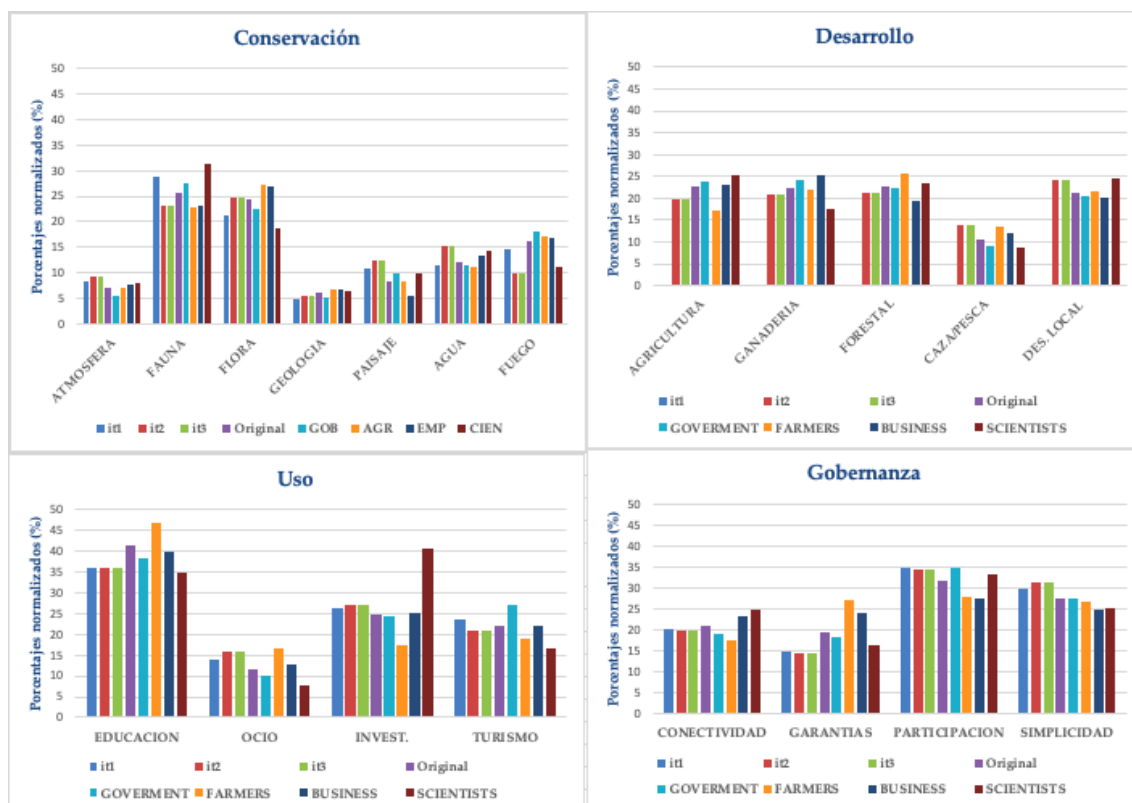


Figura 2. Puntuaciones finales normalizadas para las iteraciones 1, 2 y 3 (it1, it2, it3), solución global original y puntuaciones originales evaluadas por los grupos de Gobierno, Agricultores, Empresarios y Científicos desde un enfoque global.

La figura 3 muestra la variación del IC para las tres iteraciones por OG en cada dimensión, donde se ve claramente la reducción de los conflictos más fuertes respecto a los criterios más conflictivos y la iteración más restrictiva.

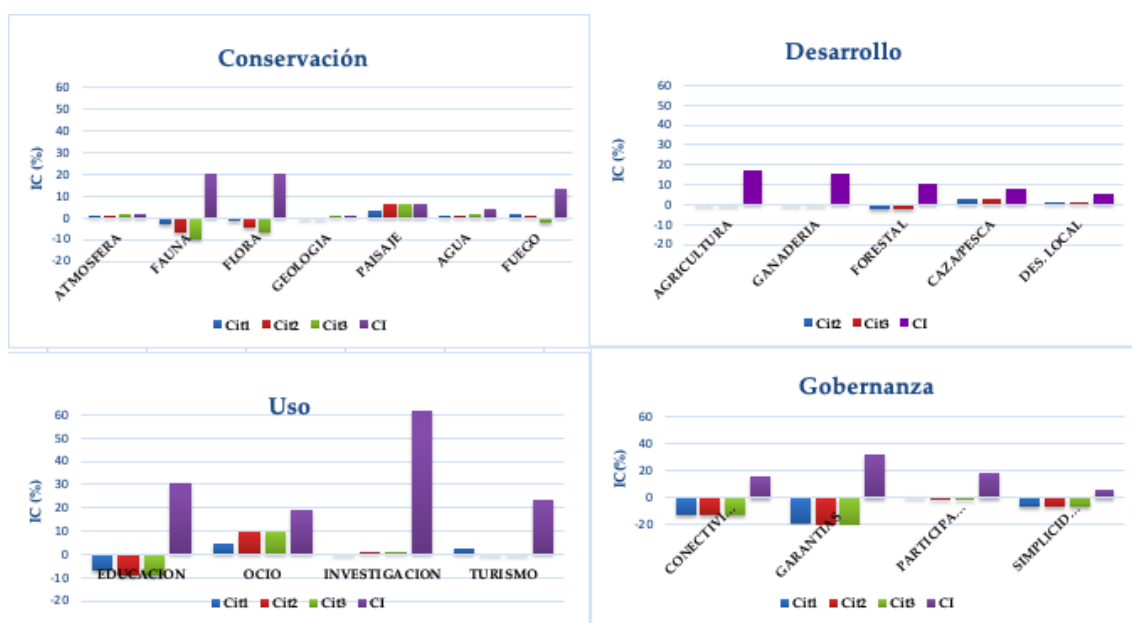


Figura 3. Cambios en el índice de conflicto en las iteraciones 1, 2 y 3 vs el índice de conflicto (%) por OG y dimensión.

5.1.4. Análisis de conflictos inter-grupo

El análisis de conflictos intergrupales pareados (figura 4) identificó los niveles más altos de conflictos en los OG de la conservación de la fauna y la flora entre el gobierno y los otros grupos, y entre los científicos y los agricultores y los empresarios, y para los incendios forestales entre los científicos y los otros grupos. En cuanto al uso, para la educación y la investigación, los científicos y los agricultores fueron los grupos más conflictivos. Para agricultura y ganadería (desarrollo) los grupos más conflictivos fueron científicos y agricultores. Finalmente, en los OG de gobernanza, las garantías fueron el OG más conflictivo entre todos los grupos, y la participación fue la más conflictiva entre agricultores y empresarios y el gobierno. Los agricultores también tuvieron conflictos con empresarios y científicos en materia de conectividad.

CONSERVACIÓN					USO					DESARROLLO					GOBERNANZA				
FAUNA	GOB	AGR	EMP	CIEN	EDUCACION	GOB	AGR	EMP	CIEN	AGRICULTURA	GOB	AGR	EMP	CIEN	PARTICIPACIÓN	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	19,55	18,23	11,88	GOB	-	43,18	2,45	12,53	GOB	-	33,00	0,34	2,58	GOB	-	34,04	36,11	2,23
AGR	-	-	0,04	43,61	AGR	-	-	32,99	62,32	AGR	-	-	29,02	43,46	AGR	-	-	0,10	23,77
EMP	-	-	-	42,39	EMP	-	-	-	22,78	EMP	-	-	-	4,71	EMP	-	-	-	25,90
CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-
FLORA	GOB	AGR	EMP	CIEN	OCIO	GOB	AGR	EMP	CIEN	GANADERÍA	GOB	AGR	EMP	CIEN	CONECTIVIDAD	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	19,55	18,23	11,88	GOB	-	32,07	6,72	5,80	GOB	-	5,04	1,44	31,99	GOB	-	1,98	16,45	25,90
AGR	-	-	0,04	43,61	AGR	-	-	14,23	47,62	AGR	-	-	11,13	16,52	AGR	-	-	25,97	35,51
EMP	-	-	-	42,39	EMP	-	-	-	21,51	EMP	-	-	-	39,93	EMP	-	-	-	1,95
CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-
ATMOSFERA	GOB	AGR	EMP	CIEN	TURISMO	GOB	AGR	EMP	CIEN	FORESTAL	GOB	AGR	EMP	CIEN	SIMPLICIDAD	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	1,85	4,45	5,64	GOB	-	40,83	20,44	53,21	GOB	-	10,74	8,78	1,62	GOB	-	0,49	7,41	6,02
AGR	-	-	0,59	1,10	AGR	-	-	8,64	4,47	AGR	-	-	30,88	4,44	AGR	-	-	4,27	3,19
EMP	-	-	-	0,08	EMP	-	-	-	21,98	EMP	-	-	-	16,40	EMP	-	-	-	0,08
CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-
AGUA	GOB	AGR	EMP	CIEN	INVEST.	GOB	AGR	EMP	CIEN	CAZA/PESCA	GOB	AGR	EMP	CIEN	GARANTÍAS	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	0,07	4,65	8,91	GOB	-	34,62	0,52	75,99	GOB	-	18,11	8,38	0,03	GOB	-	47,33	25,56	2,99
AGR	-	-	5,79	10,38	AGR	-	-	39,36	87,61	AGR	-	-	2,58	19,17	AGR	-	-	10,40	56,57
EMP	-	-	-	0,80	EMP	-	-	-	74,13	EMP	-	-	-	9,23	EMP	-	-	-	37,36
CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-
GEOLOGÍA	GOB	AGR	EMP	CIEN						DES. LOCAL	GOB	AGR	EMP	CIEN					
GOB	-	2,63	2,91	2,02						GOB	-	1,11	0,29	13,64					
AGR	-	-	0,01	0,04						AGR	-	-	2,51	7,68					
EMP	-	-	-	0,08						EMP	-	-	-	17,07					
CIEN	-	-	-	-						CIEN	-	-	-	-					
PAISAJE	GOB	AGR	EMP	CIEN															
GOB	-	3,30	18,02	0,00															
AGR	-	-	7,21	3,21															
EMP	-	-	-	17,84															
CIEN	-	-	-	-															
FUEGO	GOB	AGR	EMP	CIEN															
GOB	-	0,81	2,10	33,80															
AGR	-	-	0,31	27,66															
EMP	-	-	-	23,85															
CIEN	-	-	-	-															

Figura 4. Análisis de conflictos pareados entre grupos de interés: Gobierno (GOB), Agricultores (AGR), Empresarios (EMP) y Científicos (CIEN). El color rojo indica un fuerte conflicto y el azul un conflicto débil.

La minimización de conflictos a nivel intergrupar es más difícil que a nivel global. La comparación de las puntuaciones finales para cada iteración, las soluciones globales originales y las puntuaciones originales evaluadas por cada grupo de partes interesadas muestran que se las divergencias intergrupales más altas se encuentran en la fauna y la flora (entre científicos y empresarios), y en educación e investigación (entre agricultores y científicos). El modelo proporcionó una solución más fluida minimizando al máximo las valoraciones divergentes entre los grupos más conflictivos.

Conviene destacar dos efectos notables: (1) a medida que se relajan las restricciones, la solución intergrupar tiende hacia la solución del grupo más discrepante; y (2) el modelo compensa las valoraciones entre los grupos más conflictivos en cada dimensión. En estos casos, un grupo evaluó un OG mucho mejor que los demás. Por ejemplo, cuando el modelo proporcionó una solución superior a la solución global original para la fauna, al mismo tiempo proporcionó una solución inferior para la solución original para flora. De manera similar, en el uso, otra dimensión con fuertes divergencias intergrupales, el modelo proporcionó para educación y para investigación una solución menor y mayor que la original, respectivamente.

La aplicación del modelo a nivel intergrupal resultó en una reducción sustancial del IC en los OG más conflictivos (figuras 5, 6 y 7). A medida que se relajan las restricciones y se amplía el intervalo de parámetros acotados, se hace más evidente la reducción del IC entre los grupos más conflictivos. Por esta razón, los colores que expresan una reducción de IC en la iteración 3 (figura 7) son más intensos que los colores que expresan una reducción de IC en la iteración 1 (figura 5). Para uso, desarrollo y gobernanza, las mayores reducciones de conflictos se encontraron en educación (entre agricultores y científicos), agricultura (entre agricultores y científicos) y garantías (entre agricultores y gobierno y científicos), en todas las iteraciones. Para la conservación de la naturaleza, cuando las restricciones eran estrictas, la reducción de conflictos se distribuyó entre los incendios forestales, el agua, la flora y la fauna, pero cuando las restricciones se relajaron, la reducción de IC se centró en la fauna (entre científicos con agricultores y empresarios) y los incendios forestales (entre científicos con gobierno y agricultores).

CONSERVACION				
FAUNA	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	0,65	-0,86	-0,35
AGR		-	0,14	0,23
EMP			-	-1,18
CIEN				-
FLORA	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	-1,23	0,18	-1,24
AGR		-	-0,04	-2,47
EMP			-	-1,16
CIEN				-
ATMOSFERA	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	1,10	2,62	1,44
AGR		-	0,39	-0,12
EMP			-	-0,08
CIEN				-
AGUA	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	-0,06	0,31	-2,33
AGR		-	-0,47	-3,39
EMP			-	-0,67
CIEN				-
GEOLOGIA	GOV	FARM	BUS	SC
GOB	-	-0,76	-0,73	-0,89
AGR		-	0,01	0,05
EMP			-	0,09
CIEN				-
PAISAJE	GOV	FARM	BUS	SC
GOB	-	1,27	7,32	0,04
AGR		-	4,02	0,62
EMP			-	6,18
CIEN				-
FUEGO	GOV	FARM	BUS	SC
GOB	-	-0,48	-1,18	-3,57
AGR		-	-0,16	-1,35
EMP			-	0,40
CIEN				-
USO				
EDUCACION	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	-4,14	-0,17	-4,80
AGR		-	-4,09	-6,91
EMP			-	-6,15
CIEN				-
OCIO	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	7,70	2,40	1,21
AGR		-	4,48	7,64
EMP			-	5,00
CIEN				-
TURISMO	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	4,69	3,17	4,01
AGR		-	1,63	0,17
EMP			-	2,34
CIEN				-
INVEST.	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	-1,72	0,08	0,49
AGR		-	-1,32	-0,06
EMP			-	0,40
CIEN				-
GOBERNANZA				
PARTICIPACION	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	-26,28	-25,07	24,78
AGR		-	29,79	-15,05
EMP			-	23,26
CIEN				-
CONECTIVIDAD	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	1,52	-9,15	-14,90
AGR		-	-25,19	-33,07
EMP			-	-1,48
CIEN				-
SIMPLICIDAD	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	-0,49	-7,38	-5,47
AGR		-	-4,23	-2,66
EMP			-	0,78
CIEN				-
GARANTIAS	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	-46,40	2,44	-0,13
AGR		-	24,14	-56,02
EMP			-	2,05
CIEN				-

Figura 5. Cambio en los conflictos intergrupales por OG y pares de grupos como resultado de la iteración 1. El color rojo indica un fuerte conflicto y el azul un conflicto débil.

CONSERVACION					USO					DESARROLLO					GOBERNANZA				
FAUNA	GOB	AGR	EMP	CIEN	EDUCACION	GOB	AGR	EMP	CIEN	AGRICULTURA	GOB	AGR	EMP	CIEN	PARTICIPACION	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	-2,90	-3,16	-6,62	GOB	-	-9,27	-1,18	-2,59	GOB	-	-3,12	0,19	-0,85	GOB	-	-26,54	-25,42	24,15
AGR	-	-	0,02	-11,12	AGR	-	-	-6,77	-8,75	AGR	-	-	-0,85	-4,74	AGR	-	-	-29,01	-15,26
EMP	-	-	-	-11,58	EMP	-	-	-	-5,97	EMP	-	-	-	-0,61	EMP	-	-	-	-22,40
CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-
FLORA	GOB	AGR	EMP	CIEN	Ocio	GOB	AGR	EMP	CIEN	GANADERIA	GOB	AGR	EMP	CIEN	CONECTIVIDAD	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	0,87	1,45	5,03	GOB	-	-13,04	4,24	4,29	GOB	-	1,54	-0,63	-1,62	GOB	-	1,40	-9,39	-15,31
AGR	-	-	-0,03	5,49	AGR	-	-	8,08	-14,27	AGR	-	-	-1,62	-3,64	AGR	-	-	-25,21	-33,18
EMP	-	-	-	6,09	EMP	-	-	-	-11,25	EMP	-	-	-	-3,51	EMP	-	-	-	-1,51
CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-
ATMOSFERA	GOB	AGR	EMP	CIEN	TURISMO	GOB	AGR	EMP	CIEN	FORESTAL	GOB	AGR	EMP	CIEN	SIMPLICIDAD	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	1,21	3,05	2,05	GOB	-	1,52	1,07	-0,41	GOB	-	-3,85	0,03	-0,42	GOB	-	-0,49	-7,38	-5,44
AGR	-	-	0,49	0,07	AGR	-	-	0,45	-1,21	AGR	-	-	-0,42	-1,94	AGR	-	-	-4,23	-2,63
EMP	-	-	-	-0,08	EMP	-	-	-	-1,60	EMP	-	-	-	-1,12	EMP	-	-	-	0,82
CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-
AGUA	GOB	AGR	EMP	CIEN	INVEST.	GOB	AGR	EMP	CIEN	CAZA/PESCA	GOB	AGR	EMP	CIEN	GARANTIAS	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	0,07	2,29	0,87	GOB	-	2,31	-0,24	0,77	GOB	-	-6,84	4,21	0,04	GOB	-	-46,43	1,66	-0,25
AGR	-	-	3,08	1,57	AGR	-	-	0,98	0,69	AGR	-	-	0,04	7,59	AGR	-	-	-23,26	-56,05
EMP	-	-	-	-0,51	EMP	-	-	-	1,34	EMP	-	-	-	4,97	EMP	-	-	-	1,08
CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-
GEOLOGIA	GOB	AGR	EMP	CIEN						DES. LOCAL	GOB	AGR	EMP	CIEN					
GOB	-	-0,66	-0,66	-0,88						GOB	-	-0,68	0,41	2,14					
AGR	-	-	0,00	0,07						AGR	-	-	2,14	4,07					
EMP	-	-	-	0,10						EMP	-	-	-	-4,23					
CIEN	-	-	-	-						CIEN	-	-	-	-					
PAISAJE	GOB	AGR	EMP	CIEN															
GOB	-	3,95	7,28	0,26															
AGR	-	-	7,28	1,70															
EMP	-	-	-	-11,77															
CIEN	-	-	-	-															
FUEGO	GOB	AGR	EMP	CIEN															
GOB	-	-0,44	-1,26	-15,90															
AGR	-	-	-0,21	-13,64															
EMP	-	-	-	1,34															
CIEN	-	-	-	-															

Figura 6. Cambio en los conflictos intergrupales por OG y pares de grupos como resultado de la iteración 2. El color rojo indica un fuerte conflicto y el azul un conflicto débil.

CONSERVACION					USO					DESARROLLO					GOBERNANZA				
FAUNA	GOB	AGR	EMP	CIEN	EDUCACION	GOB	AGR	EMP	CIEN	AGRICULTURA	GOB	AGR	EMP	CIEN	PARTICIPACION	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	-4,67	-4,72	-9,28	GOB	-	-9,27	-1,18	-2,59	GOB	-	-6,15	0,08	-1,59	GOB	-	-26,82	-25,80	23,47
AGR	-	-	0,01	-17,87	AGR	-	-	-6,77	-8,75	AGR	-	-	-6,61	-9,80	AGR	-	-	-28,17	-15,48
EMP	-	-	-	-18,15	EMP	-	-	-	-5,97	EMP	-	-	-	-2,04	EMP	-	-	-	-21,45
CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-
FLORA	GOB	AGR	EMP	CIEN	OCHO	GOB	AGR	EMP	CIEN	GANADERIA	GOB	AGR	EMP	CIEN	CONECTIVIDAD	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	-2,50	3,02	11,43	GOB	-	-13,04	4,24	4,29	GOB	-	-1,68	-0,78	-5,27	GOB	-	1,26	-9,65	-15,75
AGR	-	-	-0,03	11,80	AGR	-	-	8,08	-14,27	AGR	-	-	-0,13	-6,89	AGR	-	-	-25,24	-33,30
EMP	-	-	-	-12,43	EMP	-	-	-	-11,25	EMP	-	-	-	-7,67	EMP	-	-	-	-1,54
CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-
ATMOSFERA	GOB	AGR	EMP	CIEN	TURISMO	GOB	AGR	EMP	CIEN	FORESTAL	GOB	AGR	EMP	CIEN	SIMPLICIDAD	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	-1,59	4,24	2,87	GOB	-	-1,52	1,07	-0,41	GOB	-	-4,80	1,40	-0,69	GOB	-	-0,49	-7,38	-5,41
AGR	-	-	0,76	0,17	AGR	-	-	0,45	-1,21	AGR	-	-	-4,62	-2,16	AGR	-	-	-4,23	-2,60
EMP	-	-	-	-0,08	EMP	-	-	-	-1,60	EMP	-	-	-	-0,36	EMP	-	-	-	0,86
CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-
AGUA	GOB	AGR	EMP	CIEN	INVEST.	GOB	AGR	EMP	CIEN	CAZA/PESCA	GOB	AGR	EMP	CIEN	GARANTIAS	GOB	AGR	EMP	CIEN
GOB	-	-0,29	2,74	0,93	GOB	-	-2,31	-0,24	0,77	GOB	-	-7,99	6,19	0,14	GOB	-	-46,47	0,80	-0,37
AGR	-	-	4,80	2,98	AGR	-	-	0,98	0,69	AGR	-	-	0,35	9,69	AGR	-	-	-22,28	-56,08
EMP	-	-	-	-0,59	EMP	-	-	-	1,34	EMP	-	-	-	7,91	EMP	-	-	-	0,01
CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-	CIEN	-	-	-	-
GEOLOGIA	GOB	AGR	EMP	CIEN						DES. LOCAL	GOB	AGR	EMP	CIEN					
GOB	-	-0,73	-0,73	-1,02						GOB	-	-1,03	0,51	2,55					
AGR	-	-	0,00	0,11						AGR	-	-	-1,14	6,74					
EMP	-	-	-	0,15						EMP	-	-	-	5,08					
CIEN	-	-	-	-						CIEN	-	-	-	-					
PAISAJE	GOB	AGR	EMP	CIEN															
GOB	-	-7,00	22,42	0,80															
AGR	-	-	10,78	2,53															
EMP	-	-	-	-16,75															
CIEN	-	-	-	-															
FUEGO	GOB	AGR	EMP	CIEN															
GOB	-	-0,64	-1,76	-27,23															
AGR	-	-	-0,28	-22,91															
EMP	-	-	-	1,34															
CIEN	-	-	-	-															

Figura 7. Cambio en los conflictos intergrupales por OG y pares de grupos como resultado de la iteración 3. El color rojo indica un fuerte conflicto y el azul un conflicto débil.

Además, la reducción en las puntuaciones de los conflictos intergrupales, indicada por un aumento de los colores opuestos (rojo-azul frente a azul-rojo) sobre los conflictos intergrupales originales mostró que el modelo actúa más intensamente sobre los niveles más altos de conflictos y grupos, compensando con los niveles más bajos de conflictos y grupos para lograr la solución menos conflictiva.

5.1.5. Resultados comparados

El modelo, tanto a nivel global como intergrupar (tabla 11), proporcionó soluciones consensuadas aceptables para todos los OG con fuertes restricciones en cuanto a los parámetros acotados (iteración 1), excepto para el OG relacionado con la conservación. Esto se debe a que, cuando aumenta el número de comparaciones y restricciones, es más difícil encontrar una solución óptima. Sin embargo, el modelo proporcionó información útil para orientar los procesos de negociación. Los criterios de atmósfera, agua, geología y paisaje presentan holgura para rebajar su valor sin comprometer la solución consensuada hacia los criterios más conflictivos.

Los OG relacionados con el uso proporcionaron una priorización sólida, destacando la relevancia del objetivo de educación sobre los demás, aunque se redujo el peso evaluado asignado a este OG para compensar los otros criterios. A pesar de eso, la posición en el ranking se mantuvo con respecto al ranking original.

Los OG de desarrollo fueron los menos conflictivos. Por esta razón, cuando las restricciones eran más fuertes (iteración 1), el modelo no podía encontrar una solución factible/óptima. Sin embargo, cuando los parámetros acotados se relajaron, el modelo brindó una solución sólida y óptima, aunque las posiciones de clasificación de conflictos intergrupales y globales cambiaron en relación con la clasificación original. Esta inestabilidad en los rankings se debe a las cortas distancias entre la importancia relativa de cada criterio.

La solución más consensuada sugiere priorizar los objetivos de fauna y flora dentro de la dimensión conservación, el de educación dentro de la dimensión uso, el desarrollo local y la agricultura dentro de la dimensión desarrollo, y la participación dentro de la dimensión gobernanza. Con respecto a los OG en asociados a la gobernanza, el modelo brindó una solución aceptable en la primera iteración. Sin embargo, los criterios más

conflictivos (garantías) evaluaron la valoración mínima tolerable. Cuando se relajaron los parámetros acotados, disminuyó la evaluación de este objetivo de gestión. Eso significa que este OG podría ser problemático y tal vez esta puntuación debería negociarse con el objetivo de simplicidad, que cambia más significativamente con las iteraciones. En este caso, la clasificación se mantuvo estable en todas las iteraciones y niveles.

	Porcentajes normalizados (%)								Rank			
	Global				Intergrupo				Global			
	SGO	it1	it2	it3	it1	it2	it3	SGO	it1	it2	it3	it
Conservación												
Atmosfera	6.89	8.14	9.06	10.11	8.27	9.11	9.11	6	6	6	6	6
Fauna	25.52	24.81	22.82	19.91	28.95	23.11	23.11	1	1	1	1	2
Flora	24.48	22.66	19.32	18.21	21.26	24.83	24.83	2	2	2	2	1
Geología	6.24	2.69	5.26	8.82	4.94	5.39	5.39	7	7	7	7	7
Paisaje	8.36	10.69	12.43	12.31	10.69	12.29	12.29	5	5	5	5	4
Agua	12.23	13.83	15.27	16.80	11.40	15.35	15.35	4	4	4	4	3
Fuego	16.28	17.18	15.85	13.84	14.50	9.92	9.92	3	3	3	3	5
Total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00					
Uso												
Educación	41.47	35.92	35.86	35.86	36.14	35.86	35.86	1	1	1	1	1
Ocio	11.72	13.75	15.94	15.94	13.83	15.94	15.94	4	4	4	4	4
Investigación	24.90	26.89	27.20	27.20	26.45	27.20	27.20	2	2	2	2	2
Turismo	21.91	23.44	21.00	21.00	23.58	21.00	21.00	3	3	3	3	3
Total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00					
Desarrollo												
Agricultura	22.91	-	22.18	22.18	-	19.66	19.66	1	-	-	2	4
Ganadería	22.37	-	21.64	21.64	-	20.94	20.94	3	-	-	3	3
Forestal	22.64	-	19.45	19.45	-	21.21	21.21	2	-	-	4	2
Caza/pesca	10.65	-	12.89	12.89	-	14.02	14.02	5	-	-	5	5
Des. local	21.43	-	23.84	23.84	-	24.17	24.17	4	-	-	1	1
Total	100.00	-	100.00	100.00	-	100.00	100.00					
Gobernanza												
Conectividad	20.87	24.92	21.47	21.43	20.25	19.88	19.88	3	3	3	3	3
Garantías	19.61	16.59	12.76	12.07	14.73	14.46	14.46	4	4	4	4	4
Participación	31.98	33.34	36.07	34.13	35.04	34.40	34.40	1	1	1	1	1
Simplicidad	27.54	25.15	29.71	32.37	29.98	31.26	31.26	2	2	2	2	2
Total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00					

Tabla 11. Solución global original (SGO), solución global e intergrupar, en puntuaciones normalizadas y ranking, tras las iteraciones 1,2 y 3.

5.1. Eje 2: la gestión de conflictos por el uso del agua

5.1.1. Análisis global

Un primer análisis global muestra que los estudios que trataron con los SEAD de Regulación presentaron la mayor frecuencia (40%) entre las publicaciones seleccionadas, seguidos por los trabajos que analizaron los SEAD de manera integrada (27,3%). La clase más habitual de métodos MCDM encontrados fueron los mixtos (26,7%) y jerárquicos (22,0%) y la mayoría de los estudios no involucró las preferencias de los grupos de interés, el 57,8% no involucró ningún tipo de participación y el 28,27% incluyó solo las preferencias de expertos. Cerca del 71% de las publicaciones provinieron de la biorregión Paleártica, particularmente de Europa, Medio Oriente y China. Los ríos (46,7%) y los humedales (24,0%) fueron los tipos de recursos de agua más estudiados y los problemas relacionados con la gestión (30,67%) y la evaluación de impacto-vulnerabilidad (26,67%) fueron los más analizados.

5.1.1.1. Tipo de SEAD

La mayoría de las publicaciones en el período 2000-2020 fueron en la clase de SEAD reguladores (figura 8). Desde 2015 se ha producido un descenso significativo de los estudios que abordan de forma conjunta todos los tipos de servicios ecosistémicos, dando paso a estudios que los analizan por separado, con especial énfasis en los servicios de regulación: en el último periodo estos estudios supusieron el 47,89% del total artículos revisados (figura 9). Los artículos que tratan sobre funciones de soporte han mostrado un marcado aumento en el último período, al igual que los artículos que analizan las funciones recreativas de los servicios ecosistémicos, aunque en menor medida. El interés en las funciones de aprovisionamiento disminuyó a partir de 2010, pero se estabilizó desde entonces, ocupando el segundo lugar detrás de la regulación de los servicios ecosistémicos en el último período, con el 14,08 % de los artículos revisados en ese período. Estos resultados reflejan una creciente preocupación por la salud de los ecosistemas acuáticos, probablemente provocada por el deterioro de los ecosistemas acuáticos en todo el mundo, principalmente los humedales.

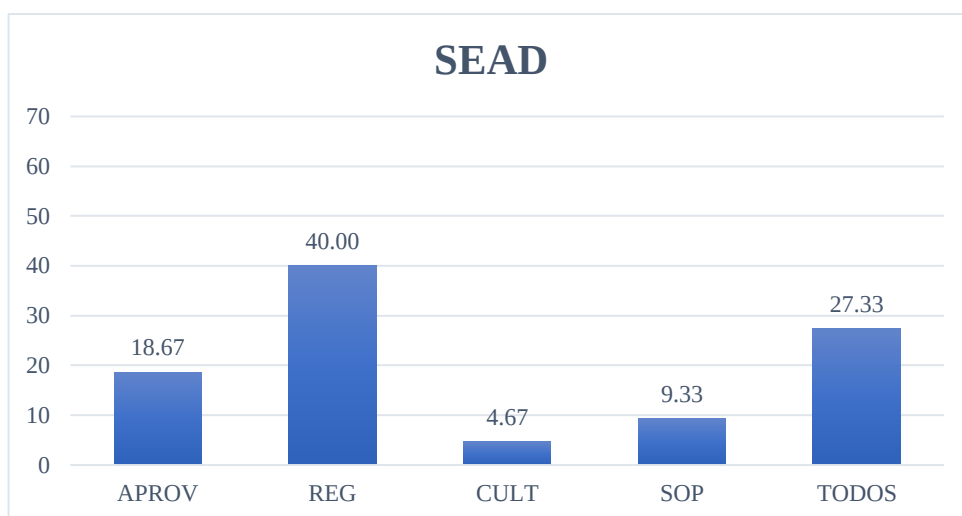


Figura 8. Porcentaje total de artículos por tipo de SEAD.

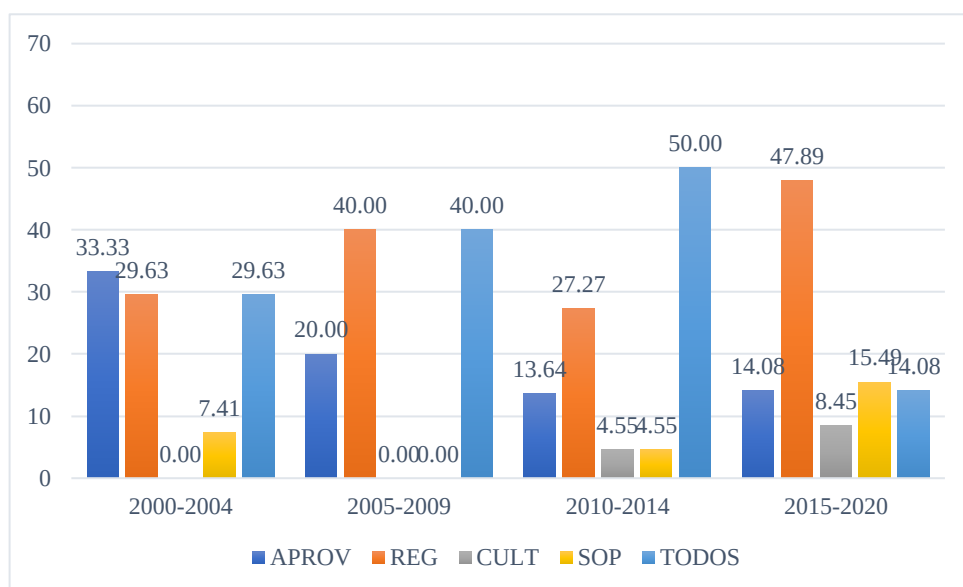


Figura 9. Porcentaje de artículos por tipo de SEAD y período temporal.

5.1.1.1. Método MCDM

Los métodos más habituales para el análisis de los SEAD son los métodos mixtos y jerárquicos (figura 10). Particularmente interesante es la evolución de los métodos mixtos, que se han incrementado a lo largo del tiempo, alcanzando el 36,6% de los trabajos revisados en el último período (2015-2020) (figura 4). Los métodos jerárquicos se han mantenido más o menos estables, luego de aumentar del período 2005-2009 (16,7%) a cifras en torno al 25-27%. Los métodos difusos, de clasificación superior y de utilidad han disminuido con el tiempo. Los métodos de utilidad, de hecho, desaparecieron después de 2010 (figura 11). Esto podría deberse a la complejidad de la recolección de datos para aplicar este tipo de métodos como MAUT o MAVT. Por el contrario, aumentó “Otros métodos”. Este grupo incluye nuevos modelos y métodos no incluidos en las clases restantes. Particularmente interesantes son los métodos basados en redes neuronales o árboles aleatorios, que se aplicaron de diversas maneras para resolver problemas de los SEAD.

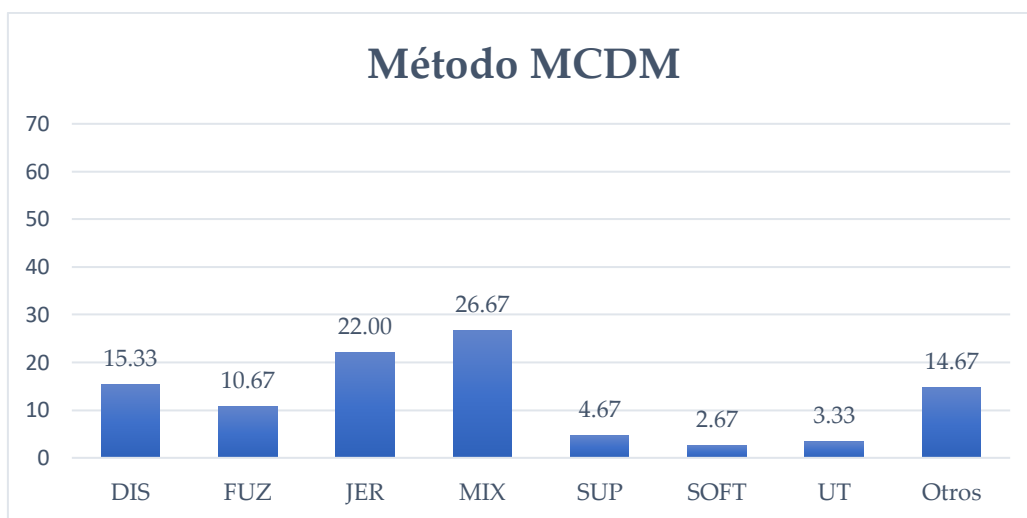


Figura 10. Porcentaje total de artículos por método MCDM.

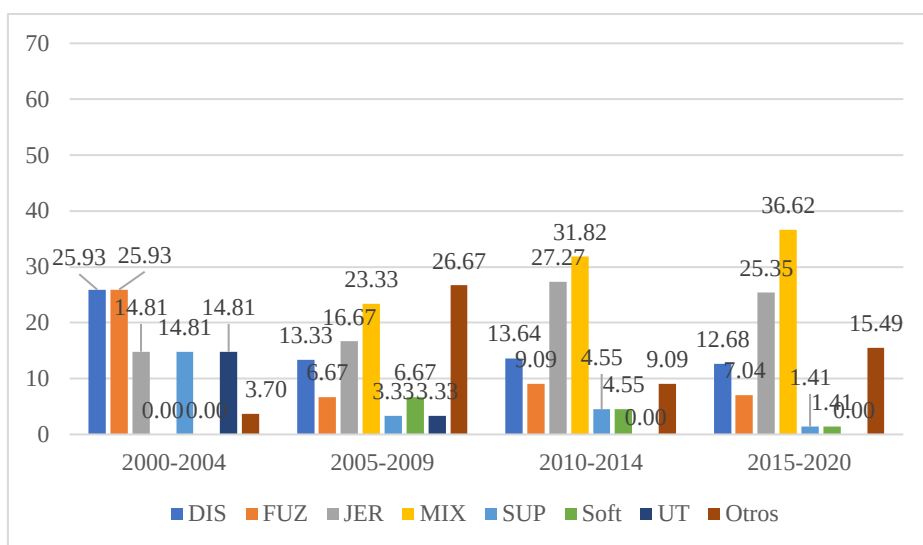


Figura 11. Porcentaje de artículos por método MCDM y período temporal.

5.1.1.2. Participación

En cuanto a la evolución en el tiempo de los estudios participativos, llama la atención la disminución de los análisis con participación de agentes de interés desde el período 2005-2009 (figura 12). Esto contrasta con el aumento de estudios que no involucran la participación de ningún tipo de agente, o que cuentan con la participación de expertos o negociadores del agua (figura 13). Esta tendencia parece estar relacionada con la disminución de estudios que trataron los SEAD de manera integrada desde 2010. Teniendo en cuenta que los métodos MCDM son particularmente útiles para la agregación de diferentes grupos, brindando transparencia y rigor a los procesos complejos de toma de decisiones y la difícil tomar decisiones estratégicas por parte de las naciones, regiones y comunidades locales respecto a los conflictos por el agua, este hecho es inesperado. Esto se analiza con mayor profundidad en el capítulo 5 (discusión).



Figura 12. Porcentaje total de artículos por tipo de participación.

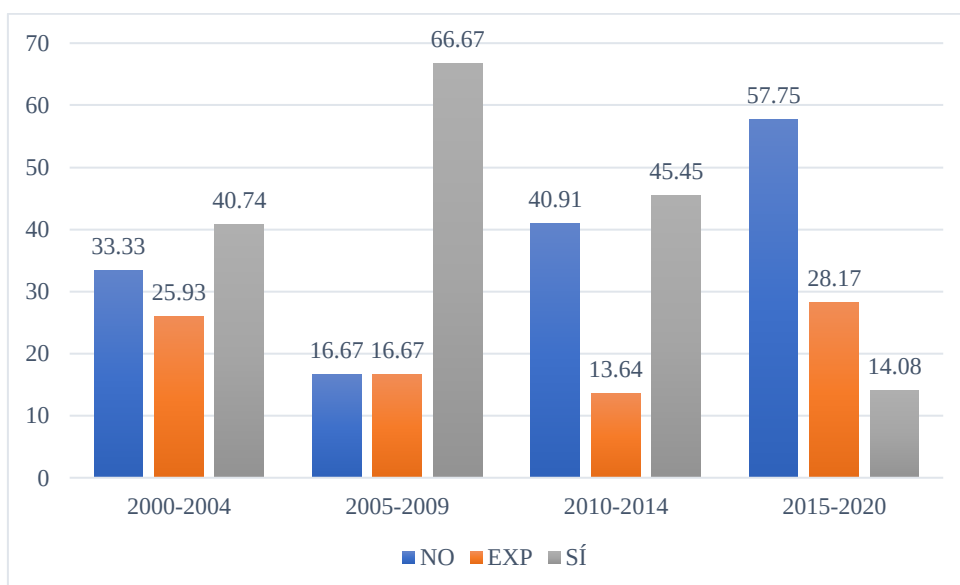


Figura 13. Porcentaje de artículos por tipo de participación y período temporal.

5.1.1.3. Regiones Biogeográficas

La región biogeográfica Paleártica (PA) fue donde se realizaron la mayoría de los estudios de SEAD, representando del 53 al 64% de los trabajos revisados (figura 14). La región Indomalaya (IN) fue la segunda biorregión más importante, mostrando una importancia creciente durante el período cubierto: 3,7% de los artículos generales en 2000-2004 a cerca del 27% en 2015-2020 (figura 15). Por otro lado, no se encontraron estudios en la región Neártica. Como era de esperar, los países con más escasez de agua son los que más

se preocupan por estudiar los SEAD, como es el caso de Irán, Irak y Afganistán en la región Paleártica o India en la región Indomalaya.

Algunos trabajos no pudieron incluirse en un ámbito biogeográfico específico porque eran trabajos teóricos o de modelado y simulación y fueron categorizados como “No identificados” (NI).

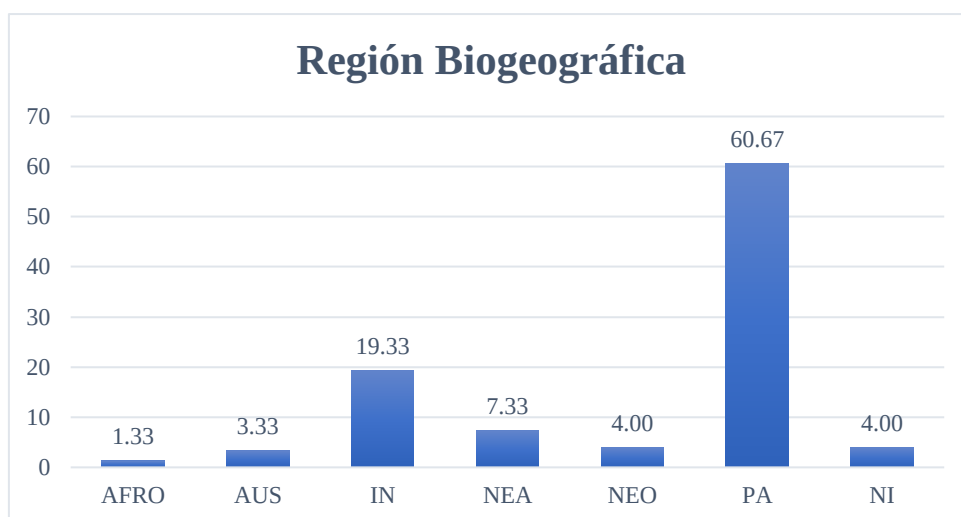


Figura 14. Porcentaje total de artículos por región biogeográfica.

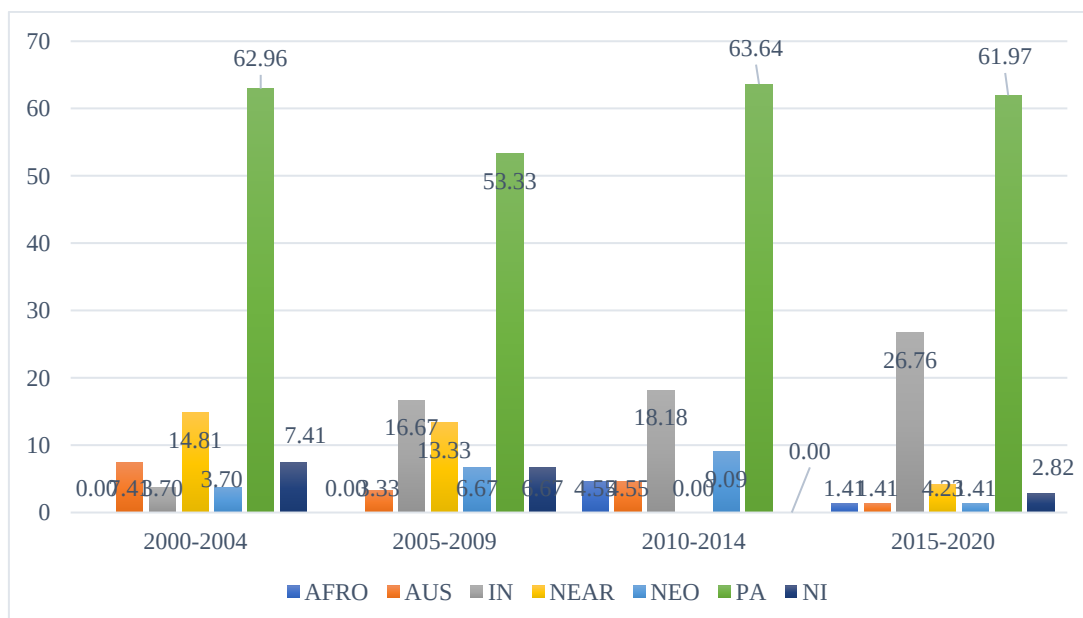


Figura 15. Porcentaje de artículos por región biogeográfica y período temporal.

5.1.1.4. Cuerpo de agua

A nivel mundial, los ríos han sido los ecosistemas de agua dulce más analizados (46,7%) (figura 16). Sin embargo, desde 2010, este tipo de cuerpo de agua ha disminuido en frecuencia a favor de los humedales que han aumentado progresivamente en el tiempo y representan el 33,8 % de los estudios revisados en 2015-2020 (figura 16).

Los estudios de acuíferos aumentaron en los dos últimos períodos, involucrando el 9,9% de los trabajos revisados entre 2015 y 2020. Los lagos han sido un poco menos estudiados, disminuyendo en la frecuencia del primero (18,5%) al último período (12,7%). Los estuarios no han seguido una tendencia regular durante el período de 20 años considerado (figura 17).

El 92% de los estudios sobre humedales buscaron resolver problemas mediante el análisis de impacto o vulnerabilidad y la gestión de la conservación y tuvieron como objetivo proteger los SEAD de apoyo y regulación.

Según los últimos datos, los humedales cubren 12,1 millones de km² a nivel mundial. Entre 1970 y 2015, se perdió el 35 % de los humedales naturales (tres veces la tasa de pérdida de bosques), mientras que el 81 % de las poblaciones de especies de humedales continentales y el 36 % de las especies costeras se redujeron (Convención de Ramsar, 2018). El aumento de la contaminación de los humedales, las especies invasoras y el rápido desarrollo urbano, representan actualmente una grave amenaza para los humedales. Estos datos justifican los estudios destinados a preservar las funciones ecológicas de los humedales.

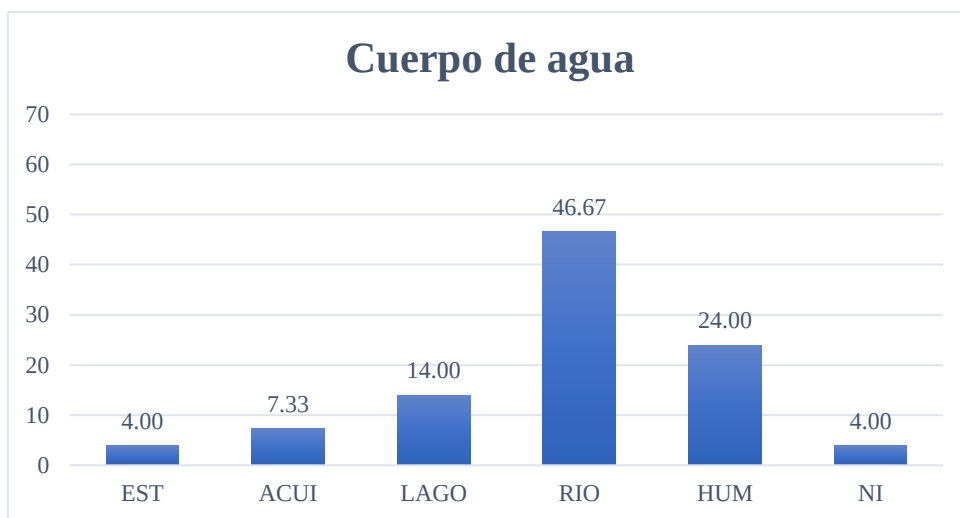


Figura 16. Porcentaje de artículos por cuerpo de agua.

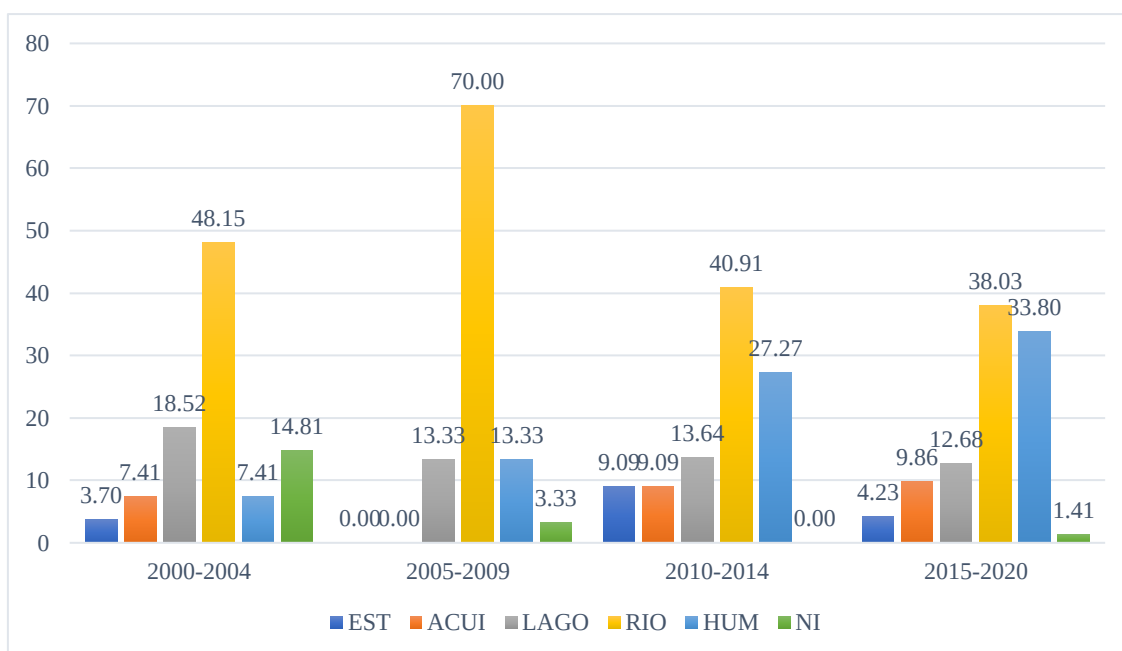


Figura 17. Porcentaje de artículos por cuerpo de agua y período temporal.

5.1.1.5. Problema

Los problemas que mayor preocupación suscitan son los relacionados con la gestión (30.67%) y con la evaluación impacto-vulnerabilidad (26,67%), tal y como se muestra en la figura 18.

Como se muestra en la figura 19, hasta el período 2015-2020, el problema más estudiado fue la gestión del agua (GES), con 44,4 a 46,7% de las publicaciones en cada uno de los tres períodos iniciales. Sin embargo, en el último período, la proporción de publicaciones enfocadas en la gestión del agua se redujo a 14,1%, acompañada de un creciente interés en la evaluación del impacto y la vulnerabilidad (IMPACT-VUL) de los ecosistemas acuáticos (39,4%) y en aspectos de conservación (CON), el 16,9% de las publicaciones en este período.

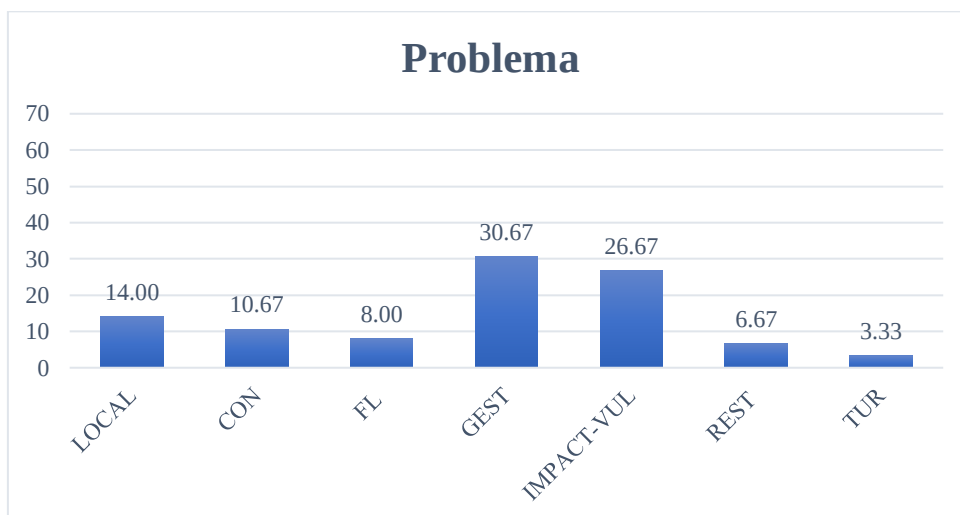


Figura 18. Porcentaje de artículos por problema a resolver.

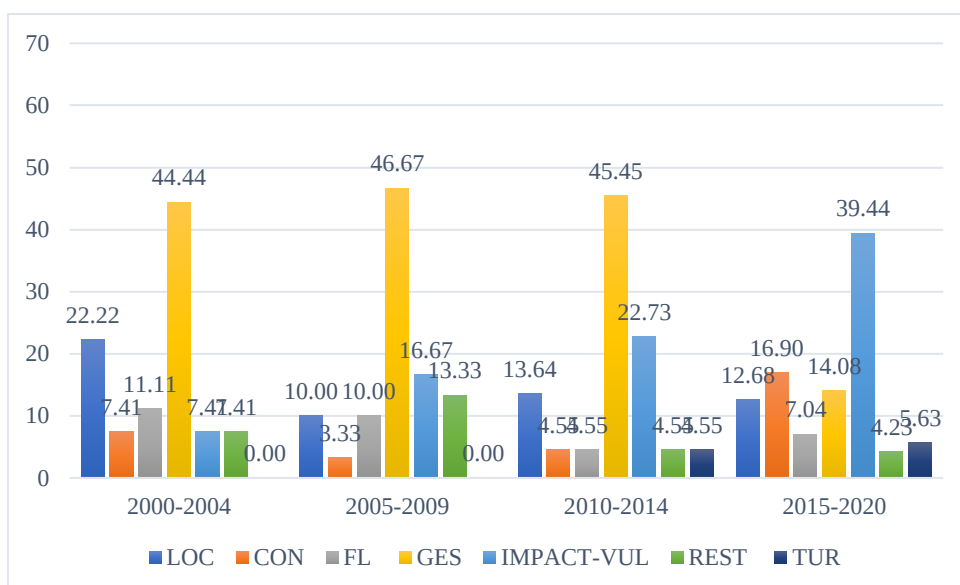


Figura 19. Porcentaje de artículos por problema a resolver y período temporal.

5.1.2. Análisis por tipo de servicio ecosistémico

La revisión ha permitido identificar un total de 28 (18,7%) artículos sobre aprovisionamiento, 60 (40,0%) sobre regulación, 7 (4,7%) sobre servicios culturales, 14 (9,3%) sobre soporte y 41 (27,33%) sobre una visión integrada de todos los tipos de SEAD. Dentro de cada clase de SEAD se revisan en detalle las publicaciones seleccionadas en este eje de trabajo adoptando la clasificación descrita en el Capítulo 4 de la presente tesis doctoral. La prueba Chi-cuadrado indica relaciones significativas entre tipo de SEAD, ámbito biogeográfico, método, problema y participación ($p=0,00$).

5.1.2.1. El agua como servicio de aprovisionamiento (SA)

La tabla 12 muestra los artículos SA caracterizados por región, método, problema, participación, área de estudio y tipo de cuerpo de agua.

Referencia	Region	Método	Problema	Participación	Área de estudio	Cuerpo de agua
Jaber and Mohsen, 2001	Jordania	JER	LOC	NO	Ceyhanand Seyhan River	RÍO
Nayak and Panda, 2001	India	FUZ	LOC	EXP	Mahanadi Delta	RÍO
Arriaza et al., 2002	Spain	UT	LOC	SÍ	Guadalquivir Valley	RÍO
Mimi and Sawalhi, 2003	Jordania, Israel, Palestina	DIS	LOC	EXP	Jordan River	RÍO
Prato, 2003	USA	OUT	GES	NO	Missouri River	RÍO
Hyde et al., 2004	Spain-Adelaide	OUT	LOC	EXP	Flumen Monegros-Northern Adelaide Plains	RÍO
Karnib, 2004	Teórico	FUZ	GES	NO	-	-
McPhee and Yeh, 2004	USA	FUZ	GES	NO	Upper San Pedro River Basin	RÍO
Srdjevic et al., 2004	Brazil	DIS	LOC	NO	Paraguçu River basin	RÍO
Mysiak et al., 2005	Varias	OTROS	GES	SÍ	-	RÍO
López-Baldoví et al., 2006	Spain	UT	LOC	NO	Guadalquivir Valley	RÍO
Zarghaami, 2006	Irán	DIS	LOC	EXP	Polrud River basin	RÍO
Raju and Vasan, 2007	India	MIX	LOC	NO	Various	RÍO
Zarghami and Szidarovsky, 2009	Hungary	MIX	IMPACT	SÍ	Central Tisza River	RÍO
Gómez-Limón and Riesgo, 2009	Spain	MIX	GES	EXP	Duero basin	RÍO
Chowdhury et al., 2010	India	JER	LOC	EXP	Subarnarekha and Kasai Rivers	ACUI
Machiwal et al., 2011	Teórico	JER	LOC	NO	-	LAGO
Opricovic, 2011	Serby	MIX	GES	NO	Mlava River	RÍO
Machiwal et al., 2015	India	JER	LOC	NO	Ahar catchment	ACUI
Estalaki et al., 2016	Iran	FUZ	IMPACT	SÍ	Chitgar Lake	LAGO
Swetha et al., 2017	India	JER	LOC	NO	Kuttiyadi River basin	ACUI
Zeng et al., 2017	China	OTROS	LOC	NO	Guanting reservoir basin	RÍO
Roosbahani et al., 2018	iran	MIX	GES	SÍ	Lake Urmia	LAGO
Arabameri et al., 2019	Iran	DIS	LOC	NO	Shahroud plane	ACUI
Bera and Bnik, 2019	India	OTROS	LOC	NO	Kansachara watershed	RÍO
Çelik, 2019	Turkey	JER	LOC	EXP	Tigris River	ACUI
Arabameri et al., 2020	Iran	MIX	LOC	NO	Bastam watershed	ACUI
Rana and Suruanarayana, 2020	India	JER	LOC	EXP	Vishwamitri watershed	RÍO

Tabla 12. Artículos revisados que analizan el agua como un SEAD de aprovisionamiento.

5.1.2.2. El agua como servicio de regulación (SR)

La tabla 13 muestra los artículos SR caracterizados por región, método, problema, participación, área de estudio y tipo de cuerpo de agua.

Referencia	Region	Método	Problema	Participación	Área de estudio	Cuerpo de agua
Arondel and Girardin, 2000	France	FUZ	IMPACT	EXP	Rhine Plain	ACUI
Chuntian and Chau, 2002	China	FUZ	FL	NO	Fengman Reservoir	RÍO
Wang et al., 2003	China	JER	IMPACT	NO	Jiangnan Plain	HUM
Bana e Costa et al., 2004	Portugal	UT	FL	EXP	Livramento creek in the peninsula of Setúbal	RÍO
Brouwer and Ek, 2004	Netherlands	OTROS	FL	SÍ	River Rhine and Meuse Delta	RÍO-HUM
Herath, 2004	Victoria	JER	GES	SÍ	Wonga Wetlands	HUM
Olenick et al., 2004	USA	DIS	GES	NO	Edwards Aquifer and Twin Buttes watersheds	OTROS
Tzionas et al., 2004	Greece	FUZ	REST	EXP	Lake Koronia	LAGO
Almasri and Kaluarachchi, 2005	Whashington	FUZ	IMPACT	NO	Sumas-Blaine aquifer	RÍO
Janssen et al., 2005	Germany	OTROS	GES	SÍ	Noord-Hollands Midden	HUM
Lee and Chang, 2005	Taiwan	FUZ	IMPACT	NO	Tou-Chen River basin	RÍO
Levy, 2005	China	JER	FL	SÍ	Tokai flood	RÍO
Elshorbagy, 2006	Canadá	SUP	REST	NO	Fort McMurray (reconstructed watershed)	RÍO
Liu et al., 2006	New South Wales	DIS	REST	EXP	Clarence River	HUM
Rohde et al., 2006	Switzerland	OTROS	REST	SÍ	Rhône-Thur Rivers	RÍO
Kenyon, 2007	Scotland	SOFT	FL	SÍ	Scotland (general)	RÍO
Levy et al., 2007	Japan	JER	FL	SÍ	Shinkawa and the Shonai rivers (Tokai floods)	RÍO
Li, 2007	China	JER	CON	EXP	Chaohu Lake	LAGO
Qin et al., 2008	Canadá	MIX	IMPACT	EXP	Georgia basin	RÍO
Randhir and Shriver, 2009	USA	JER	REST	SÍ	Chicopee River	RÍO
Olu-Owolabi et al., 2012	Nigeria	FUZ	IMPACT	NO	Ondo coast	EST
Sun et al., 2012	China	MIX	IMPACT	NO	Dayang Estuary	HUM-EST
Wu et al., 2012	China	MIX	ALLOC	SÍ	Qixinghe	HUM
Sener and Davraz, 2013	Turkey	JER	IMPACT	NO	Egirdir Lake basin	ACUI
Lee et al., 2014	Korea	MIX	FL	NO	Han River	RÍO
2014	Iran	JER	IMPACT	EXP	Shadegan Wetland	HUM
Chatterjee et al., 2015	India	MIX	IMPACT	NO	Keoladeo National Park	HUM
McVittie et al., 2015	Teórico	OTROS	IMPACT	NO	Theoretical	RÍO
Meraj et al., 2015	India	OTROS	FL	NO	Lidder and Rembiara watersheds of the Jhelum basin	RÍO
Shafiee et al., 2015	Iran	MIX	IMPACT	NO	Heleh protected area	HUM
Walker et al., 2015	Serbia	OTROS	IMPACT	NO	Danube River	RÍO
Abd-El Monsef et al., 2017	Egypt	JER	CON	NO	Sharm El-Bahari	HUM
Daneshvar et al., 2017	USA	DIS	IMPACT	SÍ	Saginaw River watershed	HUM
Duodu et al., 2017	Queensland	SUP	IMPACT	NO	Brisbane River	RÍO
Gross and Hagy, 2017	Varias	SOFT	REST	SÍ	Various	LAGO-EST
Man et al., 2017	China	JER	CON	NO	Sanjiang plain	HUM
Malekmohammadi and Jahanishakib, 2017	Iran	JER	IMPACT	EXP	Choghakhor Wetland	HUM
Rather et al., 2017	India	OTROS	IMPACT	NO	Jhelum Basin	RÍO
Golbarg et al., 2018	Iran	JER	IMPACT	EXP	Wetland	HUM
Maleki et al., 2018	Afghanistan-Iran	JER	REST	NO	Hamun Wetlands	HUM
Rahdari et al., 2018	Iran	MIX	CON	EXP	Gavkhooni Wetland-Plasjan sub-basin	RÍO-HUM
Arabameri et al., 2019	Iran	DIS	IMPACT	EXP	Semnan watershed	RÍO
Bid and Siddique, 2019	India	DIS	FL	EXP	Damodar River-Panchet dam	RÍO
de Souza et al., 2019	Brazil	MIX	IMPACT	EXP	Doce River basin	RÍO
Ghosh and Das, 2019	India	MIX	IMPACT	NO	East Kolkata Wetland (Ramsar)	HUM
Li et al., 2019	China	MIX	IMPACT	NO	Eastern Pearl River Delta	EST
Roy and Majumder, 2019	India	OTROS	IMPACT	NO	Loktak Lake	LAGO
Xu et al., 2019	China	JER	IMPACT	NO	Xiangjian River basin	RÍO
Akay and Koċyigit, 2020	Turkey	MIX	FL	NO	Akçay basin	RÍO
Alamanos and Papaioannou, 2020	Canadá	JER	IMPACT	EXP	Lake Erie watershed	HUM
Arabameri et al., 2020	Iran	JER	IMPACT	EXP	Kalviri basin	RÍO
Bhattacharya et al., 2020	India	DIS	IMPACT	NO	Kangsabati basin	RÍO
Ghaleno et al., 2020	Iran	MIX	IMPACT	EXP	Gorganrud basin	RÍO
Ghosh and Das, 2020	India	NEU	IMPACT	EXP	East Kolkata Wetland (Ramsar)	HUM
Perrone et al., 2020	Italy	FUZ	FL	SÍ	Bradano River	RÍO
Popovic et al., 2020	Serbia	MIX	REST	NO	Lake Vrutci	LAGO
Sarkar and Majumder, 2020	India	MIX	IMPACT	EXP	Tripura River	RÍO
Souissi et al., 2020	Tunisia	JER	FL	EXP	Gabes region	RÍO
Sun et al., 2020	China	MIX	FL	NO	Yangtze River delta	RÍO
Yang and Wang, 2020	China	DIS	IMPACT	EXP	Taihu basin	LAGO-RÍO

Tabla 13. Artículos revisados que analizan el agua como un SEAD de regulación.

5.1.2.3. El agua como servicio cultural (SC)

La tabla 14 muestra los artículos SC caracterizados por región, método, problema, participación, área de estudio y tipo de cuerpo de agua.

Referencia	Region	Método	Problema	Participación	Área de estudio	Cuerpo de agua
Zhang et al., 2011	China	DIS	TUR	NO	Yangtze River Delta	RÍO
Aiping et al., 2015	China	JER	TUR	NO	Yellow River	HUM
Erfani et al., 2015	Iran	MIX	TUR	NO	Hamoon Lake	LAGO
Biglarfadafan et al., 2016	Irán	MIX	IMPACT	NO	Bazangan Lake	HUM
Balist et al., 2019	Iran	MIX	TUR	NO	Zarivar Lake	LAGO
Maghsoudi et al., 2019	Iran	MIX	TUR	NO	Shur River (Lut desert)	RÍO
Tang et al., 2019	China	FUZ	IMPACT	NO	West Lake of Hangzhou	HUM

Tabla 14. Artículos revisados que analizan el agua como un SEAD cultural.

5.1.2.4. El agua como servicio de soporte (SS)

La tabla 15 muestra los artículos SS caracterizados por región, método, problema, participación, área de estudio y tipo de cuerpo de agua.

Referencia	Region	Método	Problema	Participación	Área de estudio	Cuerpo de agua
Qureshi and Harrison, 2001	Queensland	JER	CON	SÍ	Johnstone River catchment	RÍO
Eliasson et al., 2003	Sweden	DIS	CON	SÍ	Aquifer Nybroåsen (Kalmar)	ACUI
Dong et al., 2013	China	JER	CON	NO	West Songnen Plain	HUM
Kozlov et al., 2016	Rusia	OTROS	CON	NO	Volga-Akhtuba Wetlands	HUM
Qiu et al., 2016	USA	MIX	CON	NO	Raritan River basin	RÍO
Xue et al., 2016	China	FUZ	CON	NO	Yangtze River Estuary	EST
Buruso, 2018	Ethiopia	OTROS	CON	NO	Lake Tana Biosphere Reserve	LAGO
Wu et al., 2017	China	JER	CON	NO	60 National Wetlands Parks	HUM
Qi et al., 2018	China	MIX	CON	NO	Lake Poyang	LAGO
Chen et al., 2019	Taiwan	MIX	GES	EXP	Guan-Du Wetland	HUM
Choulak et al., 2019	France	MIX	CON	SÍ	Bourgogne comte	HUM
Saha and Pal, 2019	India	FUZ	IMPACT	NO	Atreyee River	HUM-RÍO
Jafari et al., 2019	Iran	MIX	CON	NO	Kavir National Park	RÍO
Talukdar et al., 2020	India	OTROS	IMPACT	NO	Tangan River	HUM-RÍO

Tabla 15. Artículos revisados que analizan el agua como un SEAD de soporte.

5.1.2.5. El agua desde un enfoque integrado y de participación

Respecto a la evolución de la participación en el tiempo (figura 21), resulta particularmente llamativo el descenso de la participación de los stakeholders a partir del período 2005-2009, frente al incremento de estudios en los cuales no se consideraba la participación de ningún tipo de agente, o se consideraba la participación de expertos o negociadores de agua. Esto puede ser explicado fundamentalmente por el incremento por la preocupación por cuestiones de conservación en sentido estricto y de aprovisionamiento, que tradicionalmente no han considerado la participación de las partes

interesadas en los procesos decisionales. Por otro lado, se identificó un grupo que contempla el agua como elemento integrador y que analiza los problemas asociados a sus funciones de aprovisionamiento, de regulación, culturales y a veces, de soporte y que considera los intereses de los diferentes grupos de interés. Este tipo de estudios tuvieron un auge muy importante en el período 2000-2005 y en menor medida en el segundo período 2006-2010, disminuyendo notablemente a partir de 2011 y contribuyendo al descenso paulatino de la participación en estudios sobre SEAD a partir de 2011 (figura 20).

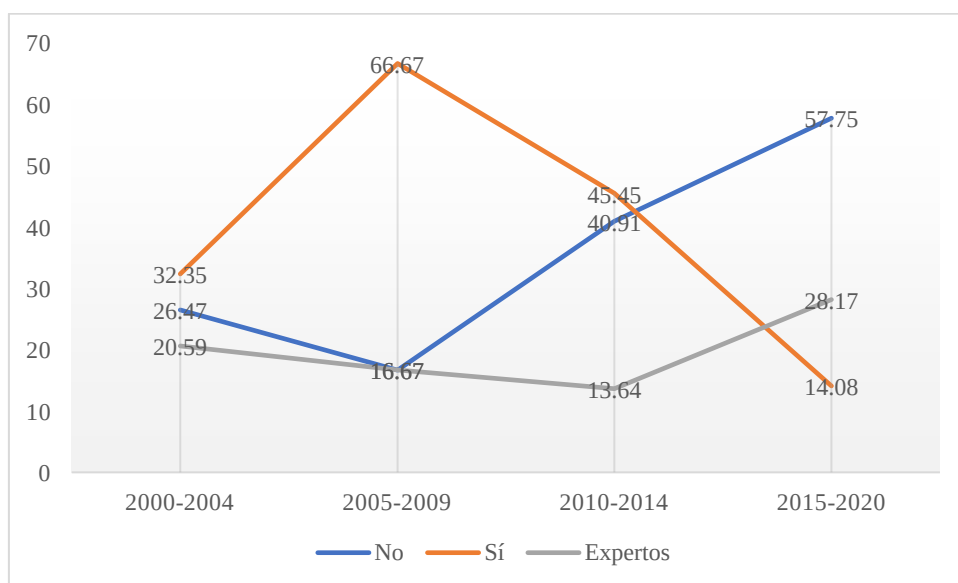


Figura 20. Porcentaje de artículos por tipo de participación y período temporal.

La tabla 16 muestra los artículos tratados desde un enfoque integrado caracterizados por región, método, problema, área de estudio y tipo de cuerpo de agua.

Referencia	Región	Método	Problema	Área de estudio	Cuerpo de agua
De Marchi et al., 2000	Sicilia	FUZ	GES	Dam and lake in Ancipa	LAGO
Srinivasa et al., 2000	Spain	SUP	GES	Hoya de Huesca and Monegros	RÍO
Gregory and Wellman, 2001	USA	UT	REST	Tillamook Bay	EST
Hamalainen et al., 2001	Finland	DIS	GES	Lake Päijänne-River Kymikoki	LAGO
Pavlikakis and Tsihrintzis, 2003	Greece	DIS	GES	National Park of river Nestos delta and Lakes Vistonida and Ismarida	LAGO
Cai et al., 2004	China	DIS	GES	Teórico	NI
Mustajoki et al., 2004	Finland	UT	GES	Lake Päijänne	LAGO
Raju and Duckstein, 2004	Spain	SUP	GES	Flumen Monegros irrigation area	RÍO
Vantunen and Marttunen, 2005	Finland	SOFT	IMPACT	Lake Kemijärvi	LAGO
Wattage and Mardle, 2005	India	JER	GES	Muthurajawela Marsh and Negombo Lagoon	HUM
Messner et al., 2006	Germany	OTROS	GES	Spree river basin	RÍO
Wang et al., 2006	China	FUZ	GES	Lake Quionghai	LAGO
Goosen et al., 2007	Holland	OTROS	GES	Wormer and Jisperveld	HUM
Marchamalo and Romero, 2007	Costa Rica	DIS	GES	Birris River	RÍO
Srdjevic, 2007	Brazil	MIX	GES	San Francisco river basin	RÍO
Hajkowicz and Higgins, 2008	NI	OTROS	GES	Varias	NI
Marttunen and Hamalainen, 2008	Finland	OTROS	GES	Lake Päijänne-RIV Kymikoki	LAGO
Van Cauwenbergh et al., 2008	Spain	MIX	GES	Andarax catchment	RÍO
Chung and Lee, 2009	Korea	MIX	GES	Anyangcheon watershed (Han river)	RÍO
Ryu et al., 2009	Korea	DIS	GES	Geum river basin	RÍO
Calizaya et al., 2010	Bolivia	JER	GES	Lake Poopo Basin (Ramsar)	LAGO
Chen et al., 2010	Taiwan	MIX	GES	Pei-Keng watershed	RÍO
Silva et al., 2010	Brazil	SUP	GES	Jabuatao River watershed	RÍO
Yilmaz and Harmancioglu, 2010	Turkey	DIS	GES	Gediz River basin	RÍO
Weng et al., 2010	China	OTROS	GES	Haihe river basin	RÍO
Chen et al., 2011	China	FUZ	GES	Pei-Keng brook of catchments area	RÍO
Lennox et al., 2011	New Zealand	SOFT	GES	Canterbury region	RÍO
Wang et al., 2012	China	OTROS	IMPACT	Others-Theoretical	HUM
Azarnivand et al., 2014	Iran	MIX	REST	Lake Urmia	LAGO
Aznar et al., 2014	Spain	MIX	GES	Pego-Oliva Wetland	HUM
Pinto et al., 2014	Portugal	DIS	GES	Mondego Estuary	EST
Aher et al., 2017	India	JER	LOC	Dhalai River	RÍO
Derak et al., 2017	Morocco	JER	GES	Beni Boufrah Valley	RÍO
Sheikhipour et al., 2018	Iran	MIX	GES	Shahrekord aquifer	ACUI
DasGupta et al., 2019	India	DIS	GES	Indian Sundarban Delta	EST
Everard et al., 2019	India	OTROS	GES	Sudhanyakhali Island-Gosaba Island-East Kolkata Wetland	HUM
Hosseini et al., 2019	Iran	MIX	GES	Various	ACUI
Kacem et al., 2019	Morocco	MIX	IMPACT	Draden basin	RÍO
Karabulut et al., 2019	Mediterranean region	DIS	GES	Theoretical-Mediterranean region	Teórico
Yun et al., 2019	Korea	JER	GES	Varias	HUM
Dowlatabadi et al., 2020	Iran-Irak-Turkey	MIX	CON	Tigris and Karkheh rivers and the Hawizeh/Hoor-Al-Azim wetland	HUM

Tabla 16. Artículos revisados que analizan el agua de manera integrada.

5.2. Eje 3: la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de agua.

5.2.1. Un índice basado en métodos Fuzzy-DEA

El modelo propuesto ha sido aplicado sobre diez de los países de la Unión Europea identificados con mayor riesgo hídrico por el Aqueduct Project del World Resources Institute (WRI, 2021): Bélgica, Bulgaria, Chipre, Estonia, Francia, Grecia, Italia, Luxemburgo, Portugal y España. Los mapas de Water Risk Atlas analizan los riesgos actuales y futuros del agua en todas las ubicaciones e involucran la cantidad de riesgos físicos, la calidad de los riesgos físicos y algunos problemas relacionados con el agua potable y el saneamiento para la población.

La tabla 17 describe las puntuaciones normalizadas del mínimo, el máximo y la media de las series temporales, la amplitud izquierda (α_l), y la amplitud derecha (α_r).

Se ha incorporado un componente participativo a esta aplicación, incorporando las valoraciones de un panel de expertos sobre la importancia mínima asumible para cada indicador. En total, se recogieron las valoraciones de 20 expertos del ámbito académico, científico y técnico, a través de un cuestionario online que se pasó durante los meses de junio y julio de 2021. Estas ponderaciones mínimas se calcularon usando una media geométrica entre las valoraciones de los 20 expertos y se incorporaron a los modelos a través de las restricciones representadas en las ecuaciones 26, 32, 41 y 42, descritas en el Capítulo 4 de la presente tesis doctoral.

	1.1.					1.2.					1.3.					1.4.					1.5.				
CAPACIDAD	Min	Max	Media	α_l	α_r	Min	Max	Media	α_l	α_r	Min	Max	Media	α_l	α_r	Min	Max	Media	α_l	α_r	Min	Max	Media	α_l	α_r
Belgium	0,099	0,166	0,140	0,041	0,026	0,687	0,960	0,910	0,223	0,050	0,250	0,376	0,305	0,056	0,070	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,974	0,976	0,974	0,000	0,002
Bulgaria	0,493	1,000	0,915	0,422	0,085	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000	0,996	1,000	0,999	0,004	0,001	0,164	0,419	0,311	0,147	0,108	0,825	0,840	0,834	0,008	0,007
Cyprus	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,492	0,659	0,567	0,075	0,092	0,716	0,745	0,730	0,014	0,015
Estonia	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000	0,542	0,926	0,806	0,264	0,120	0,890	0,972	0,923	0,033	0,049	0,705	0,772	0,734	0,029	0,038	0,853	0,874	0,864	0,011	0,010
France	0,075	0,615	0,230	0,155	0,384	0,824	0,975	0,942	0,118	0,033	0,559	1,000	0,885	0,327	0,115	0,539	0,695	0,612	0,072	0,083	0,990	1,001	0,998	0,008	0,003
Greece	0,551	0,551	0,551	0,000	0,000	0,000	0,678	0,528	0,528	0,151	0,679	0,834	0,780	0,101	0,054	0,629	0,769	0,689	0,060	0,079	0,548	0,726	0,647	0,099	0,079
Italy	0,567	0,567	0,567	0,000	0,000	0,707	0,900	0,837	0,060	0,071	0,000	0,771	0,542	0,060	0,071	0,420	0,627	0,505	0,060	0,071	0,985	1,000	0,993	0,060	0,071
Luxembourg	0,114	0,723	0,418	0,305	0,305	0,860	0,992	0,960	0,100	0,032	0,315	0,394	0,360	0,045	0,034	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000	0,712	0,739	0,728	0,016	0,011
Portugal	0,120	1,000	0,386	0,266	0,614	0,648	0,915	0,831	0,182	0,084	0,699	0,902	0,842	0,143	0,060	0,701	0,790	0,743	0,042	0,048	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Spain	0,042	0,412	0,140	0,098	0,272	0,257	0,829	0,694	0,437	0,135	0,649	1,000	0,895	0,246	0,105	0,135	0,367	0,221	0,087	0,146	0,914	0,925	0,919	0,006	0,006
	2.1.					2.2.					2.3.					2.4.					2.5.				
RESILIENCIA	Min	Max	Media	α_l	α_r	Min	Max	Media	α_l	α_r	Min	Max	Media	α_l	α_r	Min	Max	Media	α_l	α_r	Min	Max	Media	α_l	α_r
Belgium	0,696	0,739	0,715	0,019	0,024	0,885	0,895	0,891	0,006	0,004	0,940	0,956	0,946	0,006	0,011	0,818	0,900	0,857	0,039	0,043	0,065	0,088	0,075	0,010	0,013
Bulgaria	0,867	0,924	0,893	0,026	0,031	0,708	0,748	0,730	0,022	0,018	0,965	0,968	0,967	0,002	0,001	0,000	0,114	0,017	0,017	0,096	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cyprus	0,711	0,773	0,733	0,022	0,040	0,690	0,714	0,704	0,014	0,010	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,350	0,682	0,472	0,122	0,210	0,063	0,108	0,079	0,016	0,028
Estonia	0,505	0,538	0,517	0,012	0,021	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000	0,636	0,838	0,717	0,081	0,121	0,002	0,004	0,003	0,001	0,001
France	0,926	1,000	0,957	0,030	0,043	0,805	0,829	0,816	0,011	0,012	0,568	0,621	0,592	0,024	0,029	0,659	0,795	0,720	0,061	0,075	0,066	0,076	0,070	0,004	0,006
Greece	0,780	0,837	0,800	0,020	0,037	0,575	0,583	0,580	0,004	0,003	0,890	0,893	0,892	0,002	0,001	0,000	0,135	0,066	0,066	0,069	0,010	0,016	0,012	0,002	0,004
Italy	0,898	0,992	0,934	0,060	0,071	0,000	0,000	0,000	0,060	0,071	0,845	0,848	0,846	0,060	0,071	0,000	0,270	0,142	0,060	0,071	0,034	0,034	0,034	0,060	0,071
Luxembourg	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,717	0,724	0,720	0,003	0,004	0,010	0,010	0,010	0,000	0,000	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000
Portugal	1,000	1,000	1,000	0,000	0,000	0,717	0,752	0,732	0,016	0,020	0,482	0,483	0,482	0,001	0,001	0,513	0,614	0,539	0,027	0,074	0,028	0,028	0,028	0,000	0,000
Spain	0,927	0,961	0,943	0,016	0,018	0,575	0,610	0,596	0,020	0,014	0,199	0,208	0,206	0,006	0,002	0,359	0,659	0,458	0,099	0,201	0,025	0,029	0,026	0,001	0,002

Tabla 17. Puntuaciones normalizadas del mínimo, el máximo y la media de las series temporales, la amplitud izquierda (α_l), y la amplitud derecha (α_r).

La aplicación del modelo 1, el cual considera únicamente los indicadores relacionados con la capacidad, y la aplicación del modelo 2, que considera únicamente los indicadores relacionados con resiliencia, proporcionaron los resultados presentados en la tabla 18.

Los peores resultados en capacidad los obtuvieron Chipre, Portugal y Grecia y los mejores resultados, Francia, Bulgaria y Estonia. Sin embargo, los peores resultados en términos de resiliencia fueron para Chipre, Italia y España y los mejores, para Bélgica, Portugal y Luxemburgo (tablas 18 y 19).

Resulta interesante hacer una llamada de atención sobre la robustez de los resultados asociados a la resiliencia. En el 60% de los países, los resultados en los escenarios optimista e indiferente fueron los mismos que en un escenario pesimista. En el resto de los países, los resultados del escenario optimista coincidieron con los de un escenario indiferente. Esto es debido a la reducida variabilidad temporal en estos indicadores, fundamentalmente en algunos países como Bulgaria, Chipre y Estonia.

	CAPACIDAD			RESILIENCIA		
Bélgica	0.683	0.715	0.731	0.810	0.820	0.820
Bulgaria	0.841	0.905	0.915	0.744	0.744	0.744
Chipre	0.475	0.491	0.509	0.542	0.542	0.542
Estonia	0.841	0.905	0.915	0.744	0.744	0.744
Francia	0.785	0.857	0.925	0.769	0.769	0.769
Grecia	0.579	0.705	0.768	0.679	0.689	0.689
Italia	0.786	0.840	0.902	0.615	0.676	0.676
Luxemburgo	0.786	0.836	0.879	0.780	0.781	0.781
Portugal	0.546	0.680	0.844	0.781	0.781	0.781
España	0.668	0.739	0.847	0.681	0.681	0.681

Tabla 18. Puntuaciones obtenidas con el modelo 3 en los países analizados según los escenarios pesimista, indiferente y optimista cuando únicamente se considera la capacidad o la resiliencia.

Ranking CAPACIDAD				Ranking RESILIENCIA			
1º	Bulgaria	Bulgaria	Francia	1º	Bélgica	Bélgica	Bélgica
2º	Estonia	Estonia	Bulgaria	2º	Portugal	Portugal	Portugal
3º	Italia	Francia	Estonia	3º	Luxemburgo	Luxemburgo	Luxemburgo
4º	Luxemburgo	Italia	Italia	4º	Francia	Francia	Francia
5º	Francia	Luxemburgo	Luxemburgo	5º	Bulgaria	Bulgaria	Bulgaria
6º	Bélgica	España	España	6º	Estonia	Estonia	Estonia
7º	España	Bélgica	Portugal	7º	España	Grecia	Grecia
8º	Grecia	Grecia	Grecia	8º	Grecia	España	España
9º	Portugal	Portugal	Bélgica	9º	Italia	Italia	Italia
10º	Chipre	Chipre	Chipre	10º	Chipre	Chipre	Chipre

Tabla 19. Ranking de los países analizados según los escenarios pesimista, indiferente y optimista cuando únicamente se considera la capacidad o la resiliencia.

Al aplicar el modelo 3, considerando simultáneamente los indicadores de capacidad y de resiliencia, y modelando su importancia a través de los parámetros τ_1 y τ_2 , se obtuvieron los resultados descritos en la tabla 20 y en la figura 21.

La figura 21 muestra los gráficos fuzzy triangulares que representan los resultados del indicador compuesto cuando se recogen los indicadores de capacidad y resiliencia de manera conjunta y con diferente grado de importancia. Estos gráficos proporcionan información sobre cambios en las series, la propensión a obtener resultados optimistas, pesimistas o indiferentes, las puntuaciones del indicador de cada país en términos comparativos y las fortalezas/debilidades respecto a la capacidad y la resiliencia de cada país en términos de agua.

La amplitud del triángulo indica cambios en las series, bien debido a fuertes tendencias, a puntuaciones irregulares a lo largo de la serie o a datos anómalos.

Los triángulos de mayor amplitud se observan cuando se da mayor peso a los indicadores de capacidad y corresponden a España, Portugal, Francia, Italia y Grecia. Esto es debido, sobre todo, al fuerte y constante crecimiento del índice de explotación del agua. Aunque se detectaron marcadas tendencias negativas en la disponibilidad de recursos hídricos renovables en todos los países, excepto en Francia, que presenta un comportamiento interanual muy irregular en todos los indicadores asociados a la capacidad.

Ranking C/R 0.5				Ranking C 0.25 R 0.75				Ranking C 0.75 R 0.25			
1º	Bélgica	Bélgica	Bélgica	1º	Bélgica	Bélgica	Bélgica	1º	Bélgica	Bélgica	Bélgica
2º	Bulgaria	Bulgaria	Francia	2º	Luxemburgo	Luxemburgo	Francia	2º	Bulgaria	Bulgaria	Francia
3º	Estonia	Estonia	Bulgaria	3º	Francia	Francia	Luxemburgo	3º	Estonia	Estonia	Bulgaria
4º	Luxemburgo	Francia	Estonia	4º	Bulgaria	Bulgaria	Portugal	4º	Luxemburgo	Francia	Estonia
5º	Francia	Luxemburgo	Luxemburgo	5º	Estonia	Estonia	Bulgaria	5º	Francia	Luxemburgo	Luxemburgo
6º	Italia	Italia	Portugal	6º	Portugal	Portugal	Estonia	6º	Italia	Italia	Italia
7º	España	Portugal	Italia	7º	España	Italia	Italia	7º	España	España	Portugal
8º	Portugal	España	España	8º	Italia	España	España	8º	Portugal	Portugal	España
9º	Grecia	Grecia	Grecia	9º	Grecia	Grecia	Grecia	9º	Grecia	Grecia	Grecia
10º	Chipre	Chipre	Chipre	10º	Chipre	Chipre	Chipre	10º	Chipre	Chipre	Chipre

Tabla 20. Ranking de los países analizados según los escenarios pesimista, indiferente y optimista cuando los pesos asociados a la capacidad y a la resiliencia son 0.5, cuando son 0.25 y 0.75, y cuando son 0.75 y 0.25 respectivamente.

Por otro lado, los indicadores asociados al impacto antrópico sobre el agua, como el índice de explotación o la concentración de nutrientes, mostraron una tendencia al alza o irregular en todos los países, excepto en Chipre y Luxemburgo. El peor dato de explotación del agua es para Chipre, aunque con una tendencia decreciente.

Es interesante mencionar los casos de Luxemburgo y Bélgica. Ambos países presentan de los peores resultados en los indicadores asociados al impacto antrópico, sin embargo, son los países que más han mejorado a lo largo de la serie, es decir, que han reducido en mayor medida su impacto sobre el agua.

Por otro lado, la asimetría del triángulo señala la propensión del país a obtener los mejores resultados, los peores resultados o resultados estables. Por ejemplo, el gráfico de Bélgica presenta una ligera asimetría positiva que puede explicarse por el buen comportamiento a lo largo del tiempo de los indicadores asociados al impacto antrópico sobre los recursos hídricos.

Los resultados sobre la capacidad son coherentes con los del Water Risk Atlas (WRI, 2021), sin embargo, cuando se consideran indicadores de resiliencia, los resultados cambian. Al asignar mayor peso a los indicadores de resiliencia (triángulos de color negro en la figura 21) las puntuaciones y los rankings cambian. Bélgica, Chipre y Portugal mejoran sus resultados frente a las puntuaciones que priorizan la capacidad. En el caso de Bélgica y Portugal, esto se traduce en unas mejores posiciones en el ranking. Chipre, en cambio, obtuvo tan malos resultados, que esta ventaja no fue suficiente para moverse de la peor posición global.

Bélgica obtuvo las mejores posiciones en todos los indicadores de resiliencia, excepto en el asociado al cambio climático, aunque la tendencia de la serie es ligeramente decreciente. Luxemburgo vuelve a recoger malos resultados en los indicadores asociados a la presión antrópica de resiliencia, pero nuevamente muestra la mejoría más fuerte de estos indicadores a lo largo de la serie, de igual forma que ocurre con muchos de sus indicadores de capacidad.

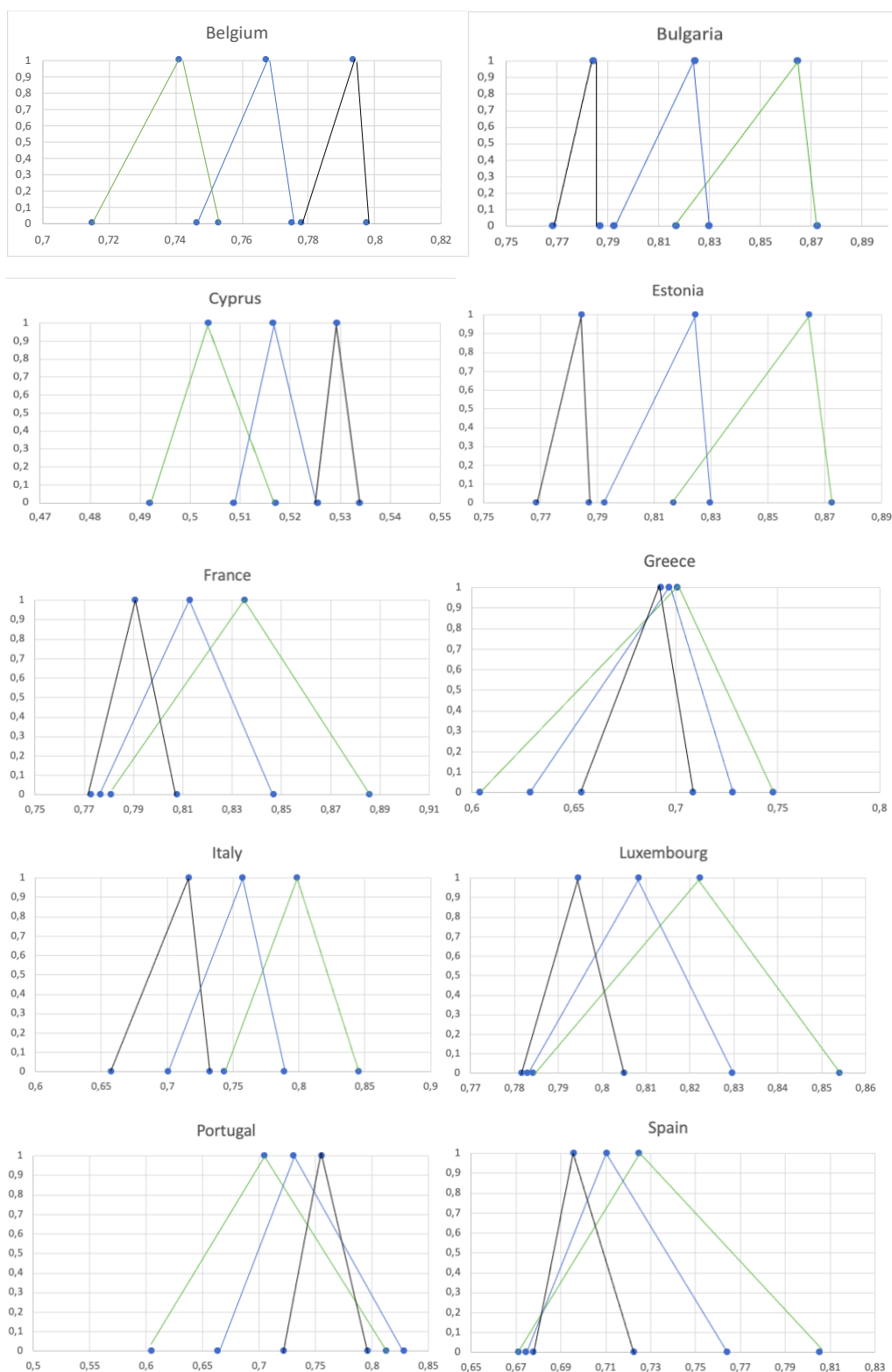


Figura 21. Gráficos de los números fuzzy triangulares que representan los resultados del índice compuesto de sostenibilidad del agua cuando los pesos de la capacidad y la resiliencia son 0.5 (verde), 0.25 y 0.75 (negro) y 0.75 y 0.25 respectivamente (azul).

Incorporar la resiliencia de los países para afrontar dificultades asociadas a la gestión sostenible de los recursos hídricos, tanto de carácter ambiental (control del cambio climático, el control de la erosión del suelo o la protección de los ecosistemas acuáticos), como de carácter social o económico (buen gobierno, productividad del agua), supone incorporar un enfoque de visión a futuro en el diseño de las políticas internacionales. Mientras los indicadores de capacidad miden el estado (en cantidad, calidad y acceso), de los recursos hídricos, los indicadores de resiliencia miden la capacidad de los países para poder gestionar esos recursos de manera sostenible. Los conflictos inherentes al uso de los recursos comunes, como el agua, hacen prácticamente imposible su gestión sostenible sin una cultura de buen gobierno que establezca un equilibrio en las relaciones de poder entre los diferentes agentes sociales para incentivar la elección de estrategias de cooperación (Vollan y Ostrom, 2010).

Bulgaria y Estonia registraron los mayores cambios cuando se asignó mayor importancia a la resiliencia. Ambos países registraron las peores puntuaciones en productividad, con los crecimientos más exiguos desde 2010. Estonia también registró las peores puntuaciones en cuanto a cambio climático se refiere y no registró una mejora significativa a lo largo de la serie y Bulgaria obtuvo las peores puntuaciones asociadas al buen gobierno.

Los casos de Estonia y, sobre todo, de Bulgaria, deberían ser objeto de especial interés por dos motivos. Ambos son países con recursos hídricos de buena calidad y no demasiado explotados debido a su reducida presión antrópica. Considerando únicamente la cantidad y calidad de recursos hídricos han obtenido las mejores posiciones en el ranking. Sin embargo, los resultados de resiliencia muestran un limitado desarrollo institucional. Ante un potencial escenario de desarrollo económico en estos países, es de esperar que, si no se subsanan las deficiencias asociadas al buen gobierno y a cuestiones asociadas a la productividad del agua, las ventajas relativas en términos de capacidad desaparezcan, siendo muy difícil de controlar el impacto que una expansión demográfica y económica tenga sobre sus recursos hídricos. De hecho, a finales de 2020, el Consejo de Ministros adoptó el *Programa Nacional de Desarrollo Bulgaria 2030* que se centra en tres objetivos estratégicos principales: desarrollo económico acelerado, crecimiento demográfico y reducción de las desigualdades (UNESCO, 2022). Tanto el desarrollo económico acelerado como el crecimiento demográfico podrían comprometer seriamente

la capacidad hídrica de Bulgaria si no se resuelven las limitaciones de carácter institucional.

Aunque el enfoque de Bulgaria para avanzar hacia los ODS con acciones ambientales tiene como una de sus prioridades la gestión del agua (ODS 6), sería conveniente focalizar esfuerzos en políticas orientadas a mejorar las limitaciones institucionales detectadas.

En este sentido, las limitaciones asociadas a la productividad del agua de estos países también comprometen la gestión sostenible de los recursos hídricos y pueden afectar a los indicadores de capacidad ante un escenario de desarrollo económico y crecimiento poblacional que demande grandes volúmenes de agua de manera ineficiente. Nuevamente, nos encontramos con un problema transversal, que solo podría solventarse implementando políticas para el desarrollo de economía del conocimiento, como ejemplo. La sostenibilidad de los recursos hídricos no puede ser abordada de manera independiente por cada país. El proceso de globalización genera externalidades en la huella hídrica (el volumen total de agua utilizada para producir todos los productos básicos consumidos por los ciudadanos de cada país) de los países y regiones del mundo derivada de las importaciones y exportaciones de productos consumidores de agua. Los límites de las cadenas de suministros exceden al ámbito, no sólo de las empresas, sino incluso de los países. Como resultado, los países importan y exportan agua virtual. Por poner un ejemplo, únicamente el comercio mundial en productos agrícolas genera flujos internacionales de agua virtual que alcanzan los 1250 billones de metros cúbicos por año (Gruener, 2010). Esto requiere que las necesidades de agua para producir los productos básicos deban analizarse desde una perspectiva más amplia.

La fuerte dependencia de muchos países, como los países europeos, de las exportaciones de países como Brasil, de productos básicos agua-intensivos, como el algodón, el azúcar o la soja, ilustra perfectamente la necesidad de abordar el problema de la sostenibilidad del agua desde una perspectiva internacional.

El carácter transversal y transfronterizo de los recursos hídricos requiere el diseño de políticas de agua coordinadas a nivel mundial. El indicador propuesto en este trabajo puede contribuir al diseño de estas políticas proporcionando información difusa que facilite la identificación de problemas de manera anticipada y la orientación de planes estratégicos internacionales.

5.2.2. Un índice basado en un modelo de distancias

El índice compuesto propuesto en ese apartado se ha aplicado para medir la sostenibilidad en términos de agua de 27 países europeos: Austria, Bélgica, Bulgaria, Croacia, Chipre, Chequia, Dinamarca, Estonia, Finlandia, Francia, Alemania, Irlanda, Grecia, Hungría, Italia, Latvia, Lituania, Luxemburgo, Holanda, Polonia, Portugal, Rumanía, Eslovenia, Eslovakia, España, Suecia y Reino Unido. Los datos analizados corresponden a 19 indicadores que recogen datos comprendidos entre los años 2000 y 2020 y los resultados se describen en las siguientes subsecciones.

5.2.2.1. Ponderación de dimensiones y sub-dimensiones por expertos

Las ponderaciones se calcularon usando los cuestionarios descritos en la sección 3.3.1. En total se recogieron 20 cuestionarios de expertos en sostenibilidad del agua del ámbito académico, científico y técnico. Los cuestionarios se distribuyeron online durante los meses de junio y julio de 2021. Los resultados mostraron que, aunque los pesos quedaron bastante repartidos entre las cinco dimensiones analizadas, obtuvieron una mayor importancia relativa las dimensiones 1 (Disponibilidad) y 2 (Acceso). En línea con este resultado, las sub-dimensiones relacionadas con el acceso y la disponibilidad de agua potable y con la disponibilidad de agua subterránea fueron las mejor valoradas.

La figura 22 muestra los pesos grupales finales.

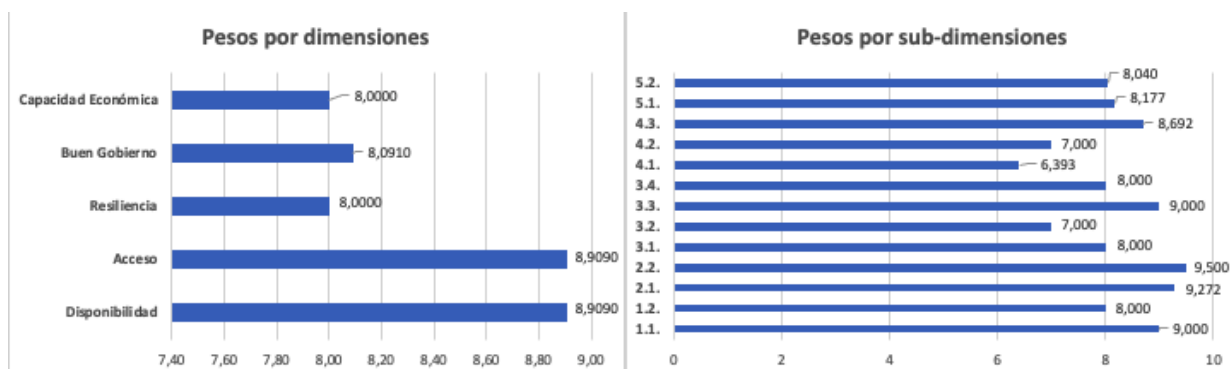


Figura 22. Pesos grupales para las dimensiones y sub-dimensiones.

5.2.2.2. Indicadores y niveles de referencia

Los países que obtuvieron más del 50% de sus indicadores con puntuaciones situadas en el nivel alto fueron Finlandia, Suecia y Dinamarca. En el caso de Finlandia y Suecia obtuvieron el menor número de puntuaciones en el nivel bajo y estuvieron referidas a los indicadores asociados al cambio climático y al coste y la productividad del agua en el caso de Finlandia, y a la protección de los ecosistemas acuáticos y al coste del agua, en el caso de Suecia. Dinamarca obtuvo puntuaciones en el nivel más bajo en los indicadores referidos a la disponibilidad de agua, al estado de los cursos de agua, a la extracción de agua subterránea y al coste del agua. Los países en los que más del 50% de sus indicadores reflejaron puntuaciones situadas en el nivel bajo fueron Chipre, Rumanía, Croacia and Italia. De estos, todos los países excepto Croacia obtuvieron peores puntuaciones en los indicadores asociados a la disponibilidad y estado del agua. El resto de los países obtuvieron puntuaciones en su mayor parte intermedias. Los resultados de las puntuaciones normalizadas, una vez tratados los valores anómalos y construidas las funciones de logro.

5.2.2.3. Resultados por sub-dimensiones

En el primer nivel de agregación se obtuvieron los resultados desde dos enfoques: Débil (D) y Fuerte (F), descritos en el Capítulo 4 de la presente tesis doctoral. El enfoque D supone una compensación total entre los indicadores analizados y el enfoque F prohíbe la compensación entre ellos. Cuando se prohibió la compensación entre indicadores (F)

los resultados mostraron dos sub-dimensiones particularmente problemáticas: 1.2. (Estado) y la 3.1. (Cambio climático). Respecto a la sub-dimensión 1.2., únicamente Eslovenia, Rumanía y Eslovaquia mantuvieron puntuaciones en el nivel alto cuando se usó un enfoque no compensatorio (F). Esto quiere decir que sus peores puntuaciones se mantuvieron en el primer nivel de referencia, lo cual indica que el estado de sus ecosistemas acuáticos es mejor en términos relativos que en el resto de los países analizados. Finlandia, Lituania, Croacia y Estonia consiguieron situarse en el mejor nivel de referencia cuando se permitió la compensación entre indicadores (D), aunque no lograron mantener esta posición al prohibir la compensación, lo que quiere decir que tienen peores resultados en al menos un indicador.

Respecto a la sub-dimensión 3.1., Francia, España y Suecia fueron los únicos países que mantuvieron sus posiciones respecto al cambio climático en el nivel alto. De hecho, esta sub-dimensión fue la única que Francia consiguió mantener en el primer nivel de referencia cuando se prohibió la compensación entre indicadores. Portugal fue el único país que no consiguió mantener ningún indicador en el nivel alto siguiendo un enfoque F, permaneciendo casi la mitad (46.15%) de sus sub-dimensiones en un nivel bajo. Italia, Chipre, Hungría y Polonia fueron los países que menos sub-dimensiones consiguieron mantener en posiciones altas, según el enfoque (F). Estas fueron, en el caso de Italia, la 3.3. (Agua subterránea disponible), en Chipre la 2.1. (Agua potable) y en Polonia la 5.1. (Coste del agua). Hungría fue el único país que no logró mantener ninguna sub-dimensión en el nivel alto. Precisamente en Hungría fue donde se observó el cambio más relevante cuando se empleó un enfoque de compensación total, que mejoró notablemente sus posiciones, particularmente en las sub-dimensiones 1.1. (Capacidad), 3.1. (Cambio climático), 3.2. (Erosión/Estado de cuenca) y 5.1. (Coste del agua), que se situaron en el nivel alto. Esto se explica por el buen comportamiento de algunos indicadores incluidos en estas sub-dimensiones, como el índice de explotación del agua en la sub-dimensión 1.1., Emisiones de gases invernadero en 3.1. y Cobertura de la tierra afectada por erosión severa en 3.2., que permitieron compensar los malos rendimientos de los otros indicadores. Cuando se prohibió la compensación, estos buenos resultados desaparecieron y quedaron al descubierto los puntos débiles de cada sub-dimensión. Las tablas 21 y 22 describen los resultados por país y sub-dimensión según los enfoques D y F, respectivamente.

	Débil (D)													
	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	3.3	3.4	4.1	4.2	4.3	5.1	5.2	
Austria	60,959	59,515	64,858	91,405	62,141	38,672	0,000	31,060	67,162	66,863	69,826	32,411	0,000	
Belgium	30,551	13,383	85,204	48,682	50,660	73,643	64,600	65,470	80,627	71,005	51,007	10,313	58,027	
Bulgaria	69,054	32,293	49,046	18,186	19,814	39,080	37,856	67,014	0,000	0,000	11,473	89,448	0,000	
Croatia	96,658	73,949	19,719	0,000	42,842	29,473	30,445	29,058	46,220	13,757	25,809	49,884	50,813	
Cyprus	0,000	50,386	81,426	0,000	16,491	31,411	19,822	0,000	38,899	39,343	42,348	53,721	62,988	
Czechia	18,900	24,342	55,634	51,614	48,602	52,107	94,718	69,970	93,510	25,896	35,216	36,070	66,840	
Denmark	36,632	30,563	45,532	75,574	75,195	96,832	29,401	68,276	69,100	100,000	83,000	5,304	81,616	
Estonia	56,308	61,270	30,461	65,023	20,304	97,255	17,904	76,104	31,675	59,143	27,117	90,621	2,829	
Finland	88,058	74,897	81,111	59,003	60,385	93,197	75,294	34,130	84,986	96,376	100,000	25,045	24,101	
France	38,904	42,340	54,492	50,989	82,660	51,910	35,283	31,669	52,133	59,657	63,576	33,384	56,535	
Germany	26,824	11,737	94,019	88,685	53,140	59,984	47,831	46,768	51,358	79,807	87,816	11,786	66,881	
Greece	27,363	62,994	99,056	77,451	35,947	25,359	0,000	58,705	24,102	4,046	66,272	97,655	12,756	
Hungary	71,356	42,727	0,000	41,724	68,940	78,155	65,302	54,337	65,578	16,725	19,384	66,000	18,882	
Ireland	62,036	68,185	47,289	22,295	47,971	86,419	78,887	100,000	49,035	65,571	65,322	0,000	76,989	
Italy	30,480	36,015	27,867	20,142	56,891	0,000	68,438	54,050	30,364	10,520	54,111	63,698	31,815	
Latvia	92,122	60,266	30,761	62,052	56,542	94,908	60,612	95,204	11,141	28,864	35,726	89,448	67,971	
Lithuania	60,754	74,060	8,710	32,927	31,948	93,358	67,880	84,448	8,374	34,971	14,660	81,241	60,535	
Luxembourg	43,456	44,092	96,537	87,651	19,652	44,366	84,527	0,000	53,752	82,914	88,023	0,000	100,000	
Netherlands	46,018	22,659	99,056	99,130	42,297	54,991	63,728	98,892	78,399	86,020	100,000	45,279	55,232	
Poland	23,901	23,277	51,330	33,065	27,069	52,575	52,180	65,805	48,543	39,343	31,529	69,517	33,322	
Portugal	31,427	56,683	32,956	60,899	62,080	31,552	4,677	23,376	22,864	44,743	37,352	59,093	33,774	
Romania	36,677	81,317	0,000	0,000	48,481	14,651	100,000	19,774	16,165	7,553	2,674	100,000	16,991	
Slovakia	83,637	83,766	74,185	26,884	53,840	65,443	58,028	56,806	98,547	16,185	23,570	66,000	69,257	
Slovenia	81,821	74,661	30,761	20,153	42,086	15,452	32,386	74,349	100,000	38,314	49,175	77,724	36,391	
Spain	20,827	38,834	62,750	68,720	67,042	26,271	25,626	6,649	20,680	38,057	66,585	42,209	27,877	
Sweden	83,771	63,796	33,059	86,400	95,540	71,147	93,287	16,762	74,137	94,305	90,192	12,670	71,561	
United Kingdom	45,814	44,150	100,000	100,000	52,555	63,568	98,211	60,986	33,641	77,218	97,177	18,563	79,451	

Tabla 21. Puntuaciones por sub-dimensiones y países con un enfoque débil. En verde, las puntuaciones comprendidas en el nivel alto (por encima del percentil 66), en amarillo, las puntuaciones situadas en el nivel medio (entre los percentiles 33 y 66) y en rojo las puntuaciones situadas en el nivel bajo (por debajo del percentil 33).

	Fuerte (F)													
	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	3.3	3.4	4.1	4.2	4.3	5.1	5.2	
Austria	56,043	57,316	64,858	91,405	46,079	13,186	0,000	31,060	67,162	66,863	69,826	32,411	0,000	
Belgium	27,404	0,000	85,204	48,682	31,221	64,163	64,600	65,470	80,627	71,005	51,007	10,313	58,027	
Bulgaria	66,908	9,006	49,046	18,186	0,000	35,569	37,856	67,014	0,000	0,000	11,473	89,448	0,000	
Croatia	93,317	48,632	19,719	0,000	0,471	28,953	30,445	29,058	46,220	13,757	25,809	49,884	50,813	
Cyprus	0,000	25,058	81,426	0,000	0,000	30,402	19,822	0,000	38,899	39,343	42,348	53,721	62,988	
Czechia	13,885	18,454	55,634	51,614	23,338	46,013	94,718	69,970	93,510	25,896	35,216	36,070	66,840	
Denmark	9,414	27,805	45,532	75,574	43,405	93,664	29,401	68,276	69,100	100,000	83,000	5,304	81,616	
Estonia	27,777	43,588	30,461	65,023	7,383	94,585	17,904	76,104	31,675	59,143	27,117	90,621	2,829	
Finland	84,590	49,794	81,111	59,003	28,857	89,101	75,294	34,130	84,986	96,376	100,000	25,045	24,101	
France	33,862	32,574	54,492	50,989	72,313	50,963	35,283	31,669	52,133	59,657	63,576	33,384	56,535	
Germany	20,854	7,024	94,019	88,685	29,643	59,758	47,831	46,768	51,358	79,807	87,816	11,786	66,881	
Greece	7,921	40,560	99,056	77,451	9,264	25,227	0,000	58,705	24,102	4,046	66,272	97,655	12,756	
Hungary	65,292	20,532	0,000	41,724	26,301	56,458	65,302	54,337	65,578	16,725	19,384	66,000	18,882	
Ireland	57,266	55,579	47,289	22,295	20,424	84,647	78,887	100,000	49,035	65,571	65,322	0,000	76,989	
Italy	27,144	25,134	27,867	20,142	49,583	0,000	68,438	54,050	30,364	10,520	54,111	63,698	31,815	
Latvia	84,245	20,532	30,761	62,052	5,731	90,063	60,612	95,204	11,141	28,864	35,726	89,448	67,971	
Lithuania	56,725	66,000	8,710	32,927	0,000	87,355	67,880	84,448	8,374	34,971	14,660	81,241	60,535	
Luxembourg	35,028	1,829	96,537	87,651	0,000	33,919	84,527	0,000	53,752	82,914	88,023	0,000	100,000	
Netherlands	41,837	0,000	99,056	99,130	25,047	9,982	63,728	98,892	78,399	86,020	100,000	45,279	55,232	
Poland	16,147	15,632	51,330	33,065	10,128	36,750	52,180	65,805	48,543	39,343	31,529	69,517	33,322	
Portugal	27,026	47,366	32,956	60,899	33,190	26,991	4,677	23,376	22,864	44,743	37,352	59,093	33,774	
Romania	20,200	73,966	0,000	0,000	2,198	0,000	100,000	19,774	16,165	7,553	2,674	100,000	16,991	
Slovakia	74,087	74,095	74,185	26,884	33,138	31,033	58,028	56,806	98,547	16,185	23,570	66,000	69,257	
Slovenia	75,646	71,988	30,761	20,153	35,471	0,000	32,386	74,349	100,000	38,314	49,175	77,724	36,391	
Spain	19,153	5,192	62,750	68,720	66,473	26,188	25,626	6,649	20,680	38,057	66,585	42,209	27,877	
Sweden	82,059	39,947	33,059	86,400	89,955	62,169	93,287	16,762	74,137	94,305	90,192	12,670	71,561	
United Kingdom	18,945	34,737	100,000	100,000	29,065	61,868	98,211	60,986	33,641	77,218	97,177	18,563	79,451	

Tabla 22. Puntuaciones por sub-dimensiones y países con un enfoque fuerte. En verde, las puntuaciones comprendidas en el nivel alto (por encima del percentil 66), en amarillo, las puntuaciones situadas en el nivel medio (entre los percentiles 33 y 66) y en rojo las puntuaciones situadas en el nivel bajo (por debajo del percentil 33).

5.2.2.4. Resultados por dimensiones

En el segundo nivel de agregación se obtuvieron los resultados de los indicadores bajo tres enfoques: Débil-Débil (DD), Fuerte-Débil (FD) y Fuerte-Fuerte (FF) descritos en el capítulo 4. El enfoque DD permitió la compensación total en todos los niveles de agregación, FD permitió la compensación total en la primera agregación (indicadores), pero la prohibió en la segunda (sub-dimensiones), por lo que detecta la peor sub-dimensión, y FF prohibió la compensación en todas las agregaciones, por lo que contiene el valor del peor indicador. A continuación, se describen los resultados para cada dimensión.

Dimensión 1. Disponibilidad: Eslovenia y Eslovaquia obtuvieron los mejores resultados y más robustos, ya que se mantuvieron en el nivel alto hasta el análisis FF en las dos sub-dimensiones (1.1. Capacidad y 1.2. Estado) incluidas en la dimensión. Finlandia y Croacia se mantuvieron en el nivel alto en el análisis FD. Latvia, Lituania y Suecia se situaron en el nivel alto en el análisis DD pero empeoraron sus posiciones en el análisis FD. En el caso de Lituania y Suecia mantuvieron el nivel medio cuando se utilizó un enfoque DD. Sin embargo, Latvia cayó al nivel bajo cuando se prohibió la compensación entre indicadores. Esto es debido al mal comportamiento (nivel bajo) del indicador 1.2.1., relacionado con la salud ecológica de los cuerpos de agua superficiales de Latvia. Las peores puntuaciones fueron para Bélgica, Chequia, Chipre, Alemania, Italia, Polonia y España. Estos países se situaron en el peor nivel incluso en el análisis DD. Esto quiere decir que su posición global fue mala, incluso cuando se permitió la compensación entre indicadores. Estos resultados reflejan la necesidad de adoptar medidas urgentes en estos siete países, cuya sostenibilidad a corto plazo podría encontrarse seriamente comprometida.

Dimensión 2. Acceso: Reino Unido, Holanda, Alemania, Luxemburgo y Grecia se situaron en el nivel alto en los tres análisis. En el caso extremo se encuentran Rumanía, Croacia, Hungría, Lituania, Italia y Eslovenia, que se situaron en el nivel bajo desde el análisis DD. Si se revisan las puntuaciones de los indicadores y el análisis por sub-dimensiones, se puede apreciar que todos estos países se situaron en el nivel bajo en todos los indicadores y sub-dimensiones, excepto Hungría cuyos malos resultados fueron promovidos por el mal comportamiento de la sub-dimensión 2.1. (Agua potable).

Dimensión 3. Resiliencia: Irlanda, Latvia, Reino Unido, Suecia, Chequia, Lituania, y Hungría obtuvieron puntuaciones en el nivel alto en el análisis DD, pero ningún país se consiguió situar en el nivel alto en el análisis FD en esta dimensión y todos se situaron en el nivel bajo cuando se realizó el análisis FF. Esto quiere decir que todos los países obtuvieron algún indicador muy malo, que cuando no se permitió la compensación, tiró hacia abajo del resultado de cada país.

El análisis por sub-dimensiones mostró que algunos países como Irlanda, Latvia, Chequia, Lituania, Hungría o Reino Unido se situaron en el nivel alto en las sub-dimensiones 3.2. (Erosión), 3.3. (Agua subterránea disponible), 3.4. (Protección de ecosistemas de agua dulce desde una aproximación FF, sin embargo, se situaron en el nivel más bajo con la sub-dimensión 3.1. (Cambio climático). Estos muy malos resultados en esta sub-dimensión empeoraron los resultados de la dimensión resiliencia para todos los países, excepto para Francia, España y Suecia, que lograron mantenerse en el nivel alto en sus resultados sobre cambio climático. En el caso de Suecia, la sub-dimensión que hizo empeorar sus resultados en la dimensión 3 fue la asociada a la protección de ecosistemas acuáticos.

Dimensión 4. Buen Gobierno: Dinamarca, Finlandia, Holanda y Suecia lograron mantenerse en el nivel alto cuando se usó un esquema no compensatorio en los dos niveles de agregación (FF). Esto quiere decir que todos los indicadores asociados a esta dimensión fueron buenos y aunque no se permitió la compensación entre ellos, no hizo falta para mantener la posición de cada uno de estos países en el nivel alto. En la situación opuesta se situaron Bulgaria, Croacia, Latvia, Lituania, Hungría y Rumanía, que no fueron capaces de compensar sus malos resultados en ningún proceso de agregación y se situaron en el nivel bajo incluso cuando se usó un enfoque DD. Alemania, Luxemburgo, Austria y Reino Unido consiguieron unas posiciones intermedias al situarse en el nivel alto cuando se permitió la compensación y pasando a un nivel medio cuando se usó un esquema fuerte en el segundo nivel de agregación (FD).

Dimensión 5. Capacidad Económica: Los resultados asociados a esta dimensión fueron los más sólidos. Las peores posiciones son las obtenidas por Austria y Finlandia, mientras que Latvia, Lituania y Eslovaquia se situaron en el nivel alto. Las puntuaciones de Latvia

y Eslovaquia fueron robustas, ya que se mantuvieron en todos los esquemas de compensación.

La tabla 23 muestra los resultados por dimensiones y por países de los enfoques DD, FD y FF.

	Débil-Débil (DD)					Fuerte-Débil (FD)					Fuerte-Fuerte (FF)				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Austria	60,310	78,438	30,876	68,211	16,429	60,705	64,910	0,000	69,826	0,900	56,043	64,910	0,000	62,235	0,900
Belgium	22,834	66,521	63,193	65,031	33,840	16,983	48,682	53,475	51,007	10,313	6,056	48,682	31,547	41,312	10,313
Bulgaria	52,530	33,259	40,854	4,909	45,343	32,422	18,186	22,234	9,584	0,900	13,409	18,186	6,056	0,000	0,900
Croatia	86,451	9,631	32,973	27,630	50,342	78,729	0,000	29,781	19,346	49,884	51,819	0,000	6,440	19,346	49,884
Cyprus	22,648	39,771	16,434	40,510	58,290	0,000	0,000	6,056	42,348	53,721	0,000	0,000	6,056	23,576	53,721
Czechia	21,346	53,578	68,574	48,037	51,242	18,900	51,614	51,795	27,960	36,070	13,885	51,614	25,111	27,960	36,070
Denmark	33,904	60,901	63,976	84,430	42,932	31,010	46,458	29,401	80,612	5,304	9,414	46,458	29,401	66,000	5,304
Estonia	58,539	48,142	48,932	38,065	47,332	56,308	30,576	17,904	27,117	3,652	27,777	30,576	12,084	11,103	3,652
Finland	82,142	69,801	65,036	94,869	24,579	79,504	59,003	39,978	90,580	24,343	52,768	59,003	29,617	90,580	24,343
France	40,448	52,700	49,471	59,314	44,799	38,904	50,989	31,914	57,299	33,384	32,652	50,989	31,914	57,299	33,384
Germany	20,042	91,290	51,337	75,596	38,952	15,639	88,685	47,831	56,813	11,786	11,791	88,685	30,259	56,813	11,786
Greece	43,379	88,004	28,545	36,057	55,792	27,363	77,451	0,000	12,455	13,308	7,921	77,451	0,000	12,455	13,308
Hungary	58,488	21,344	66,086	30,978	42,767	46,998	1,492	56,477	19,384	19,267	22,820	1,492	27,530	11,658	19,267
Ireland	64,800	34,503	77,983	61,025	37,962	62,036	22,295	51,280	55,356	0,000	57,266	22,295	22,731	55,356	0,000
Italy	32,968	23,915	48,193	34,500	47,977	30,480	20,142	11,000	17,049	31,847	26,578	20,142	11,000	17,049	31,847
Latvia	77,803	46,768	75,094	27,042	78,858	61,318	30,862	58,277	19,285	68,845	22,820	30,862	10,735	5,736	68,845
Lithuania	66,735	21,098	68,236	19,139	71,031	60,754	9,808	32,141	14,660	60,684	56,725	9,808	6,056	4,441	60,684
Luxembourg	43,742	91,991	39,443	77,271	49,309	43,456	87,651	6,056	58,315	0,000	7,549	87,651	6,056	58,315	0,000
Netherlands	35,519	99,093	65,361	89,956	50,187	24,557	99,098	46,647	86,447	45,279	6,056	99,098	17,655	86,447	45,279
Poland	23,620	41,986	49,418	38,469	51,670	23,901	33,065	28,158	31,529	34,213	16,147	33,065	14,325	29,237	34,213
Portugal	42,779	47,250	28,938	35,707	46,609	31,427	32,958	4,677	26,640	34,653	27,026	32,958	4,677	26,640	34,653
Romania	56,742	0,000	50,156	7,778	59,069	36,677	0,000	20,767	2,674	17,428	20,200	0,000	7,850	0,000	17,428
Slovakia	83,695	49,988	58,187	41,457	67,606	83,637	26,884	56,071	21,069	66,000	74,087	26,884	31,689	17,717	66,000
Slovenia	78,602	25,334	41,748	59,523	57,343	79,310	20,153	21,301	46,355	37,199	75,646	20,153	11,000	34,348	37,199
Spain	28,921	65,804	31,309	45,599	35,142	20,827	62,897	11,485	25,270	28,017	10,295	62,897	11,485	25,270	28,017
Sweden	74,792	60,346	70,435	87,130	41,708	64,200	34,548	19,742	83,773	12,670	44,728	34,548	19,742	80,385	12,670
United Kingdom	45,066	100,000	70,703	74,059	48,586	45,814	100,000	55,023	45,697	18,563	18,945	100,000	29,787	45,697	18,563

Tabla 23. Resultados por dimensiones y países con un enfoque débil-débil, fuerte-débil y fuerte-fuerte. En verde, las puntuaciones comprendidas en el nivel alto (por encima del percentil 66), en amarillo, las puntuaciones situadas en el nivel medio (entre los percentiles 33 y 66) y en rojo las puntuaciones situadas en el nivel bajo (por debajo del percentil 33).

5.2.2.5. Resultados globales del índice compuesto. Los casos de Finlandia y Bulgaria

Los resultados de la tercera agregación se calcularon usando tres enfoques: Débil-Débil-Débil (DDD), Fuerte-Débil-Débil (FDD) y Fuerte-Fuerte-Fuerte (FFF), descritos en el capítulo 4. Los resultados señalaron a Finlandia, Holanda, Suecia y Reino Unido como los países que mostraron la mejor posición global, con valores situados en el nivel alto cuando se usó un enfoque totalmente compensatorio en todos los niveles de agregación (DDD). Cuando se prohibió la compensación entre dimensiones (FDD), ninguno de estos

países logró mantenerse en el nivel alto. Todos los países, excepto Dinamarca, Estonia, Irlanda, Francia, Luxemburgo, Holanda, Eslovaquia, Suecia y Reino Unido, se situaron en un nivel bajo. Esto implica que todos ellos, obtuvieron, al menos, una dimensión de nivel bajo. Al prohibir la compensación entre indicadores (FFF), todos los países analizados se situaron en el nivel bajo. Esto significa que, al menos, obtuvieron un indicador situado en el peor nivel.

La tabla 24 muestra los resultados por países según los enfoques DDD, FDD y FFF.

	DDD	FDD	FFF
Austria	52,295	19,218	5,554
Belgium	49,916	22,834	6,056
Bulgaria	35,835	9,201	5,042
Croatia	41,853	9,631	0,000
Cyprus	35,225	19,222	0,000
Czechia	47,726	21,346	13,885
Denmark	56,589	33,904	9,414
Estonia	48,550	42,333	8,591
Finland	68,028	25,996	25,800
France	49,174	40,448	32,096
Germany	55,529	20,042	11,791
Greece	51,451	29,295	5,554
Hungary	43,588	21,344	1,492
Ireland	54,857	34,503	5,554
Italy	36,824	23,915	14,702
Latvia	61,083	27,952	9,902
Lithuania	48,747	21,098	8,805
Luxembourg	60,970	43,742	5,554
Netherlands	68,045	35,519	6,056
Poland	40,410	23,620	16,147
Portugal	40,596	29,622	9,443
Romania	34,180	0,000	0,000
Slovakia	60,619	45,207	20,052
Slovenia	52,494	25,334	14,702
Spain	41,818	28,921	10,295
Sweden	67,003	45,796	16,091
United Kingdom	68,067	45,066	18,945

Tabla 24. Resultados del índice compuesto por países con los enfoques débil-débil-débil, fuerte-débil-débil y fuerte-fuerte-fuerte. En verde, las puntuaciones comprendidas en el nivel alto (por encima del percentil 66), en amarillo, las puntuaciones situadas en el nivel medio (entre los percentiles 33 y 66) y en rojo las puntuaciones situadas en el nivel bajo (por debajo del percentil 33).

Desde un enfoque de sostenibilidad débil, es decir, cuando se ordenaron los países usando el enfoque DDD; Reino Unido, Holanda, Finlandia y Suecia obtuvieron las mejores posiciones. Sin embargo, Finlandia pasó de un nivel alto en DDD a un nivel bajo en FDD, aunque consiguió la mejor posición con el enfoque FFF, a mucha distancia, de entre los cuatro países con mejor resultado DDD. Esto sugiere la existencia de una

dimensión particularmente débil para este país. Los países que obtuvieron las peores posiciones DDD fueron Rumanía, Chipre, Bulgaria e Italia. Esto quiere decir que obtuvieron las peores posiciones en todos los indicadores y dimensiones analizadas.

Según un enfoque de sostenibilidad fuerte, es decir, cuando se ordenaron los países siguiendo el análisis FFF, Francia, Finlandia, Eslovaquia y Reino Unido obtuvieron las mejores posiciones, mientras que Croacia, Chipre, Rumanía y Hungría, consiguieron las peores. Los países que lograron posicionarse mejor fueron aquellos que consiguieron “los mejores peores resultados”. Chipre y Rumanía se situaron en las peores posiciones del ranking desde ambos enfoques, de sostenibilidad débil y fuerte, lo cual sugiere que obtuvieron los peores resultados y además no obtuvieron puntuaciones suficientemente buenas en referencia a algún indicador y dimensión, para poder compensar estos malos resultados. Por otro lado, algunos países como Austria, Finlandia, Latvia, Croacia o Rumanía y, en menor medida, Alemania, perdieron posiciones relativas cuando se usó el enfoque FDD. Esto señala los peores resultados en dimensiones completas como la dimensión 5, en el caso de Finlandia (24.579) y Austria (16.429), dimensiones 2 (0.000) y 4 (7.778) en Rumanía, la dimensión 2 (9.631) en Croacia, la dimensión 4 (4.909) en Bulgaria y la dimensión 1 (20.042) en Alemania.

Un análisis de la dispersión respecto de los enfoques DDD y FDD muestra que los países con resultados más débiles, es decir, los que se situaron por debajo del centro de gravedad del gráfico, fueron Rumanía, Bulgaria, Croacia, Chipre, Italia, Polonia, Hungría y Chequia. Esto significa que estos países consiguieron los peores resultados en todas las sub-dimensiones y no consiguieron puntuaciones suficientemente altas para compensar estos malos resultados. Austria, Alemania, Bélgica y Eslovenia consiguieron mejores puntuaciones al usar la aproximación DDD pero no consiguieron posicionarse por encima de la puntuación media cuando se usó el enfoque FDD. Esto sugiere que, aunque las puntuaciones de algunos de sus sub-dimensiones fueron malas, consiguieron algunos indicadores con puntuaciones suficientemente altas para compensar a los indicadores más débiles. Las posiciones más fuertes fueron para Suecia y Reino Unido, que consiguieron las mejores puntuaciones usando ambas aproximaciones, DDD y FDD.

Conviene remarcar los resultados de Finlandia, que pasó de conseguir una puntuación de 68.028 (nivel alto) cuando se usó el enfoque DDD a una puntuación de 25.996 (nivel

bajo) al usar un enfoque FDD. Este resultado muestra que existe, al menos, una dimensión con muchos de sus indicadores en el nivel bajo. En el caso de Finlandia, los indicadores asociados a la dimensión 5 Capacidad Económica, fueron los causantes de este resultado. Finlandia se situó en el nivel bajo tanto en referencia al indicador 5.1.1., que recoge el coste del agua estimado del país, como el indicador 5.2.1., que representa la eficiencia del uso del agua para la producción. Los mejores resultados los recogieron las dimensiones 4. Buen Gobierno, 1. Disponibilidad y 2. Acceso. Mientras que los causantes del peor comportamiento de la dimensión 3. Resiliencia, son los indicadores y sub-dimensiones asociadas al cambio climático y a la protección de los ecosistemas acuáticos. Aunque Holanda, Suecia y Reino Unido también obtuvieron puntuaciones bajas en los indicadores asociados al coste del agua (5.1.1.), recogieron puntuaciones altas vinculadas a la productividad del agua (5.2.1.). Esto permitió compensar los malos resultados en coste de agua cuando se usó el enfoque FDD. Por este motivo, se situaron en un nivel medio cuando se prohibió la compensación entre dimensiones, a diferencia de Finlandia.

El caso de algunos países, como Bulgaria, Croacia, Eslovaquia o Rumanía también merecen una especial atención. Estos países obtuvieron buenos resultados en la mayoría de los indicadores asociados a la dimensión 1 (Disponibilidad), pero muy malos resultados en otras dimensiones, como 3 (Resiliencia) y 4 (Buen Gobierno).

Resulta representativo el caso de Bulgaria. En el caso de Bulgaria, existe una gran disparidad entre los indicadores recogidos e incluso entre algunas sub-dimensiones. De hecho, parece ser el caso opuesto a Finlandia, ya que las mejores puntuaciones fueron las relacionadas con la protección de los ecosistemas acuáticos y el coste del agua, además de su disponibilidad. Por el contrario, todos los indicadores asociados al buen gobierno obtuvieron las peores puntuaciones relativas, mientras que las puntuaciones asociadas a los indicadores de capacidad (1.1.1. y 1.1.2.) se situaron en el nivel alto y el indicador de estado 1.2.1. en el nivel medio. Además, los indicadores de coste del agua obtuvieron la mejor posición relativa. Mientras que los de productividad del agua obtuvieron la peor posición relativa. Adicionalmente, el 1.2.2. (Nivel de estrés hídrico (%)), 2.2.1.(Población conectada, al menos, a una red de saneamiento de agua), 3.1.2. (Intensidad de emisiones de gases invernadero por energía y 3.1.3. (Contribución al compromiso internacional de 100000 millones de USD en gastos relacionados con el clima (euro por habitante).

Resultados similares, aunque con diferencias menos acentuadas, se obtuvieron en otros países del Este de Europa, como Croacia, Rumanía o Eslovenia. Estos países obtuvieron resultados relativamente buenos en indicadores asociados a la cantidad y calidad de recursos renovables, pero malos resultados en términos de buen gobierno, resiliencia y productividad del agua.

5.3. Eje 4: la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de conservación de la biodiversidad

5.3.1. Resultados en términos de rendimiento

La tabla 25 presenta las puntuaciones obtenidas en términos de rendimiento por los países analizados, para cada dimensión y de manera agregada ($\lambda = 1$).

El cálculo para cada dimensión se ha realizado utilizando el modelo 1 (ecuaciones 56-59) y el cálculo agregado se ha realizado aplicando el modelo 3 cuando $\lambda = 1$ (ecuaciones 64-69). En total, se han realizado 126 iteraciones del modelo 1, una para cada país, por dimensión y para calcular el indicador agregado. Para asegurar la representación de todos los indicadores, se ha exigido un valor mínimo a todos los pesos de 0.01 en las restricciones (58, 66) y se ha exigido un valor mínimo de $\beta_i=0.001$.

Los países que mejor rendimiento han obtenido han sido Dinamarca, Suecia y Reino Unido. Si se observa el rendimiento de cada dimensión, las dimensiones que han obtenido puntuaciones más altas ha sido la dimensión C (Mejorar el estado de la biodiversidad salvaguardando ecosistemas, especies y diversidad genética). En referencia a esta dimensión, todos los países excepto Austria, Bélgica, Hungría y Portugal han obtenido puntuaciones superiores a 0,8. Los países que mejores puntuaciones han alcanzado en la dimensión A (Abordar las causas subyacentes de la pérdida de biodiversidad por integración de la biodiversidad en todo el gobierno y la sociedad) fueron Austria, Dinamarca, Francia, Alemania, Hungría, Holanda y Reino Unido. En la dimensión B (Reducir las presiones directas sobre la biodiversidad y promover el uso sostenible) los mejores resultados fueron para Estonia, Finlandia, Grecia, Irlanda, Latvia, Portugal y Suecia. La dimensión D (Mejorar los beneficios para todos de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas) fue liderada por Bélgica, Dinamarca, Holanda, Suecia y Reino Unido. Las puntuaciones obtenidas por el IGOA-P^{OP} indican que, en general, Dinamarca, Suecia y Reino Unido obtienen el mejor rendimiento combinado de todos los

países analizados (máxima puntuación), mientras que Latvia, Estonia, Polonia y Hungría obtienen las puntuaciones más bajas, aunque relativamente altas y cercanas a 0.9.

País	IRD_c^{OP}					IGOA-R ^{OP}
	Dimensión (objetivo)					
	A	B	C	D	E	
Austria	1.000	0.941	0.472	0.895	0.842	0.936
Bélgica	0.881	0.597	0.749	1.000	0.703	0.902
Chequia	0.898	0.870	1.000	0.789	0.456	0.911
Dinamarca	1.000	0.905	1.000	1.000	1.000	1.000
Estonia	0.296	1.000	1.000	0.849	0.233	0.891
Finlandia	0.871	1.000	0.840	0.962	0.858	0.994
Francia	1.000	0.777	0.999	1.000	0.932	0.980
Alemania	1.000	0.895	1.000	0.989	0.753	0.973
Grecia	0.857	0.914	1.000	0.987	0.478	0.952
Hungría	1.000	0.914	0.950	0.738	0.269	0.898
Irlanda	0.669	1.000	1.000	1.000	0.551	0.976
Italia	0.968	0.744	1.000	0.727	0.507	0.904
Latvia	0.295	1.000	1.000	0.906	0.085	0.882
Netherlands	1.000	0.207	1.000	1.000	1.000	0.930
Polonia	0.717	0.953	1.000	0.916	0.042	0.894
Portugal	0.827	1.000	1.000	0.551	0.409	0.932
Eslovakia	0.916	0.952	1.000	0.975	0.255	0.941
Eslovenia	0.880	0.915	1.000	0.811	0.481	0.922
España	0.889	0.890	1.000	0.892	0.669	0.943
Suecia	0.961	1.000	0.725	0.990	1.000	1.000
Reino Unido	1.000	0.907	1.000	1.000	1.000	1.000

Tabla 25. Puntuaciones de los indicadores óptimos de la dimensión rendimiento (IRD_c^{OP}) y óptimos índices globales de los objetivos de Aichi basados en el rendimiento (IGOA-R^{OP}) por país.

5.3.2. Resultados en términos de limitaciones

La tabla 26 muestra las puntuaciones obtenidas en términos de limitaciones por los países analizados, para cada dimensión y de manera agregada ($\lambda = 0$).

El cálculo para cada dimensión se ha realizado utilizando el modelo 2 (ecuaciones 60-63) y el cálculo agregado se ha realizado aplicando el modelo 3 cuando $\lambda = 0$ (ecuaciones 64-69). En total, se han realizado 126 iteraciones del modelo 2, una para cada país, por dimensión y para el indicador agregado. Para asegurar la representación de todos los indicadores, se ha exigido un valor mínimo a todos los pesos de 0.01 en las restricciones (62, 68) y se ha exigido un valor mínimo de $\varepsilon_i=0.001$.

Los resultados agregados muestran que los países que cuentan con menores limitaciones son Finlandia y Suecia. Respecto al análisis por dimensiones, la dimensión 1 fue liderada por Dinamarca, Finlandia y Francia. Las mejores puntuaciones obtenidas para la dimensión B fueron para Finlandia, Grecia, Italia, Latvia y Suecia. Finlandia obtuvo la mejor puntuación respecto a la dimensión C. Las dimensiones D y E fueron lideradas por Dinamarca, Latvia y Suecia, y Suecia, respectivamente.

País	ILD_c^{OP}					IGOA-L ^{OP}
	Dimensión (objetivo)					
	A	B	C	D	E	
Austria	0.942	0.872	0.816	0.989	0.844	0.966
Bélgica	0.961	0.599	0.262	0.992	0.620	0.849
Chequia	0.944	0.717	0.753	0.980	0.451	0.877
Dinamarca	1.000	0.798	0.753	1.000	0.959	0.953
Estonia	0.752	0.969	0.973	0.992	0.657	0.932
Finlandia	1.000	1.000	1.000	0.999	0.980	1.000
Francia	1.000	0.874	0.818	0.993	0.617	0.932
Alemania	0.568	0.751	0.661	0.987	0.796	0.872
Grecia	0.501	1.000	0.877	0.916	0.000	0.831
Hungría	0.666	0.940	0.814	0.975	0.032	0.832
Irlanda	0.656	0.904	0.890	0.974	0.777	0.909
Italia	0.377	1.000	0.870	0.685	0.115	0.807
Latvia	0.359	1.000	0.974	1.000	0.329	0.868
Holanda	0.917	0.470	0.269	0.995	0.913	0.856
Polonia	0.701	0.816	0.783	0.982	0.203	0.842
Portugal	0.742	0.765	0.999	0.825	0.612	0.896
Eslovaquia	0.999	0.895	0.862	0.996	0.257	0.903
Eslovenia	0.981	0.907	0.824	0.985	0.492	0.914
España	0.469	0.899	0.976	0.663	0.363	0.827
Suecia	0.990	1.000	0.986	1.000	1.000	1.000
Reino Unido	0.795	0.814	0.671	0.992	0.716	0.897

Tabla 26. Puntuaciones de los indicadores óptimos de la dimensión limitaciones (ILD_c^{OP}) y óptimos índices globales de los objetivos de Aichi basados en el rendimiento (IGOA-L^{OP}) por país.

5.3.3. Resultados combinados de rendimiento y limitaciones

Los resultados globales, en términos de puntuaciones y en términos de ranking calculados desde un enfoque de comparaciones o benchmarking (enfoque óptimo) y desde un enfoque promedio (enfoque igual) se muestran en la tabla 27. Las puntuaciones del IGOA fueron calculadas aplicando el modelo 3 (ecuaciones 64-69) cuando $\lambda = 0.5$. De esta forma, se integran los resultados de las dimensiones calculados previamente considerando el rendimiento y las limitaciones de manera conjunta, siguiendo un enfoque de benchmarking. En este caso, el modelo 3 se aplicó 21 veces, una para cada país. Para asegurar la representación de todos los indicadores, se ha exigido un valor mínimo a todos los pesos de 0.01 en las restricciones y se ha exigido un valor mínimo de $\beta_i = 0.001$ y de $\varepsilon_i = 0.001$.

Los países mejor posicionados según el IGOA fueron Suecia, Finlandia, Dinamarca, Francia y Reino Unido y los peor posicionados, Italia, Hungría, Polonia, Bélgica, Latvia, España y Holanda. El enfoque de promedio muestra cambios respecto de las primeras posiciones, pero mantiene a los cinco países mejor posicionados. Sin embargo, incluye en las peores posiciones a Grecia y Chequia, excluyendo a Holanda y Latvia. Esto quiere decir que Holanda y Latvia guardan una mayor distancia relativa respecto de las mejores posiciones que Grecia y Chequia y cuando se utiliza un enfoque de óptimos, estos pierden posiciones relativas. Generalmente, se suele utilizar una media aritmética para construir indicadores compuestos. Sin embargo, en condiciones de incertidumbre respecto a las ponderaciones, estos métodos basados en repartos equitativos no son adecuados porque favorecerían a las unidades decisionales (en este caso, a los países) que tienen un rendimiento relativo inferior.

País	IGOA ^{OP} (Puntuación)	IGOA ^{OP} (Ranking)	IGOA ^{EQ} (Puntuación)	IGOA ^{EQ} (Ranking)
Austria	0.939	7	0.597	6
Bélgica	0.872	18	0.463	19
Chequia	0.894	14	0.490	17
Dinamarca	0.977	3	0.721	2
Estonia	0.912	12	0.548	10
Finlandia	0.997	2	0.715	3
Francia	0.956	4	0.648	4
Alemania	0.923	8	0.568	9
Grecia	0.909	13	0.447	20
Hungría	0.865	20	0.472	18
Irlanda	0.943	6	0.596	7
Italia	0.855	21	0.438	21
Latvia	0.875	17	0.516	13
Holanda	0.893	15	0.523	12
Polonia	0.868	19	0.507	15
Portugal	0.915	11	0.509	14
Eslovaquia	0.922	9	0.568	8
Eslovenia	0.918	10	0.540	11
España	0.885	16	0.495	16
Suecia	1.000	1	0.744	1
Reino Unido	0.949	5	0.605	5

Tabla 27. Puntuaciones de los países analizados para el índice compuesto de los objetivos de Aichi obtenidas con un enfoque óptimo (IGOA^{OP}) y ponderación igual (IGOA^{EQ}) y sus respectivos rankings. Para IGOA^{OP}, se ha considerado $\lambda=0.5$.

La figura 23 muestra los resultados comparados de las puntuaciones cuando las limitaciones son consideradas en el análisis ($\lambda=0.5$) y las puntuaciones cuando sólo se considera el rendimiento en el logro de los OA ($\lambda=1$).

Todos los países excepto Austria, Estonia, Finlandia y Suecia, han obtenido peores puntuaciones cuando se han considerado las limitaciones en el análisis. Y lo más importante, la proporción de esta reducción cambia según países. Esto sugiere el efecto

significativo que tienen estas limitaciones para algunos países. En particular, los países más afectados por las limitaciones y que han empeorado más sus posiciones en el ranking cuando se incorporaron en el análisis fueron Italia, que pasó de una posición 16ª a la última posición, Grecia, que pasó de la 8ª a la 16ª posición y España, que pasó de la 9ª a la 15ª posición. Los demás países, excepto Austria, que mejoró su posición sustancialmente, pasando de la 11ª a la 7ª posición, y Dinamarca, Irlanda y Suecia, que mantuvieron sus posiciones, empeoraron su posición, aunque en menor medida.

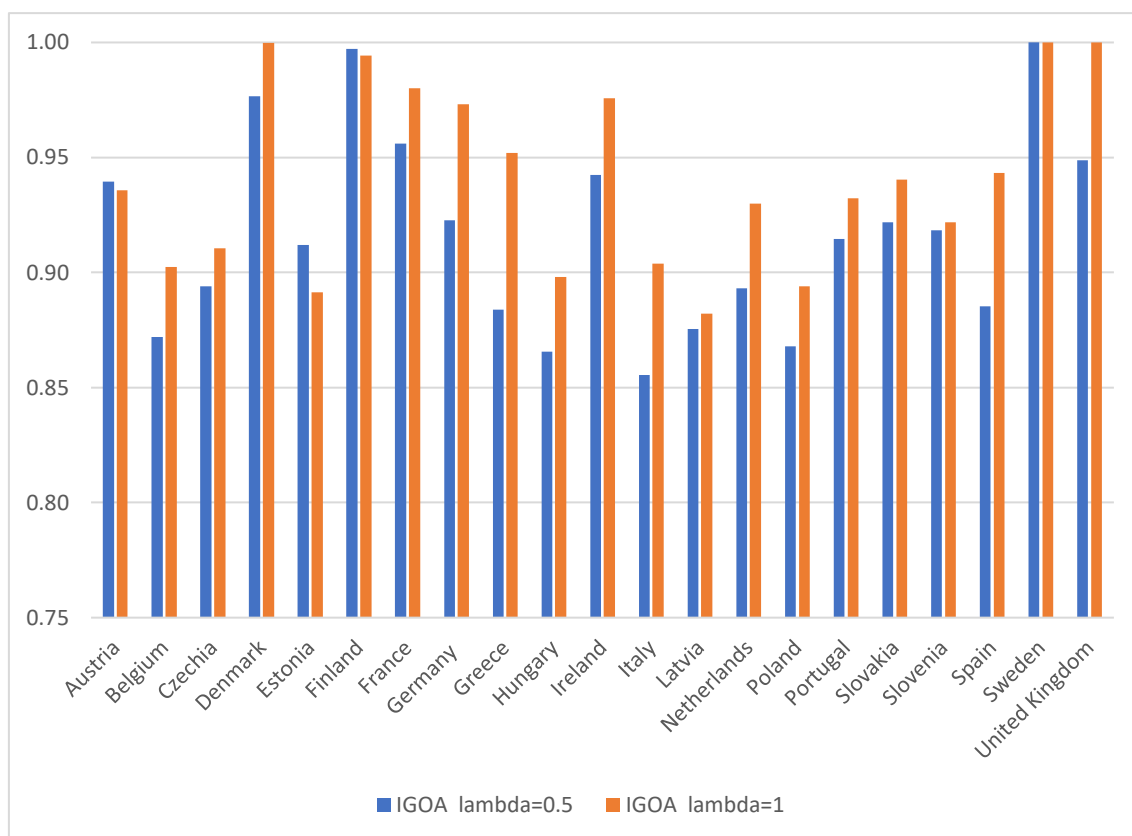


Figura 23. Puntuaciones obtenidas por el IGOA con la evaluación de las limitaciones ($\lambda=0.5$) y puntuaciones obtenidas por el IGOA con la evaluación del rendimiento ($\lambda=1$). Los valores que se encuentran encima de las barras indican la posición en el ranking de cada país.

5.3.4. Resultados en términos de vulnerabilidad

Los resultados proporcionados por la ratio de vulnerabilidad presentan a Italia como el país más vulnerable en términos de OA, seguido de Grecia, Bélgica, Hungría, Chequia y España, en este orden (figura 24). Estos países han obtenido una ratio de vulnerabilidad por encima de 100 y eso significa que tienen una proporción mayor de limitaciones que de rendimiento.

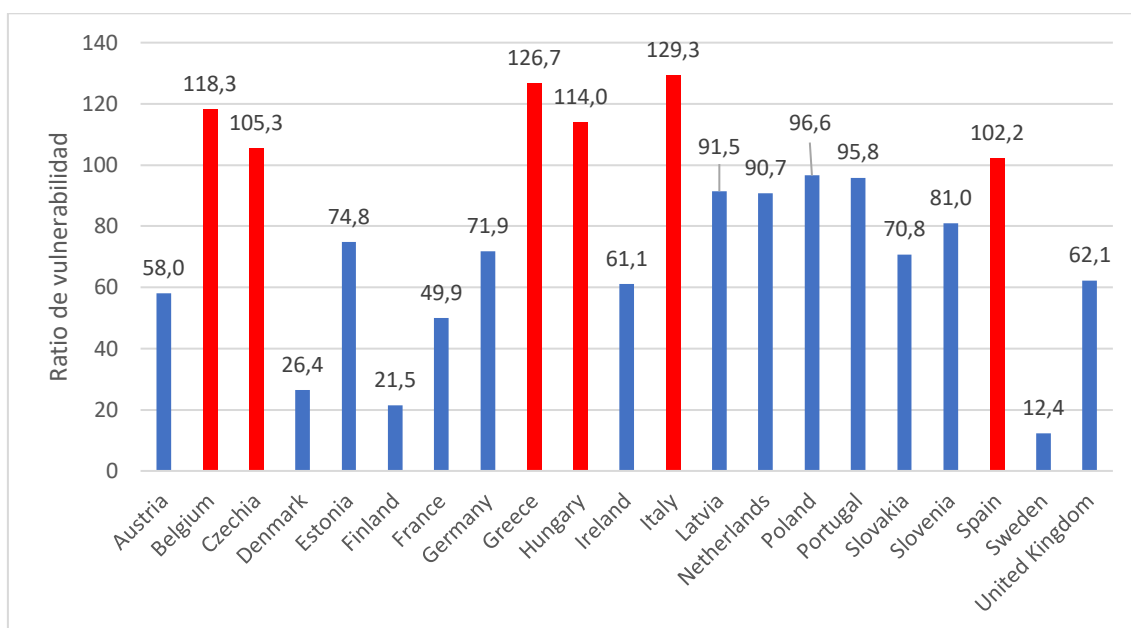


Figura 24. Ratio de vulnerabilidad (RV) en los países analizados.

La figura 25 muestra de una forma más visual la vulnerabilidad de los países analizados. Las burbujas más grandes y con un color más fuerte son los que presentan mayor vulnerabilidad, respecto a los países representados por burbujas más pequeñas y con tonos más claros.

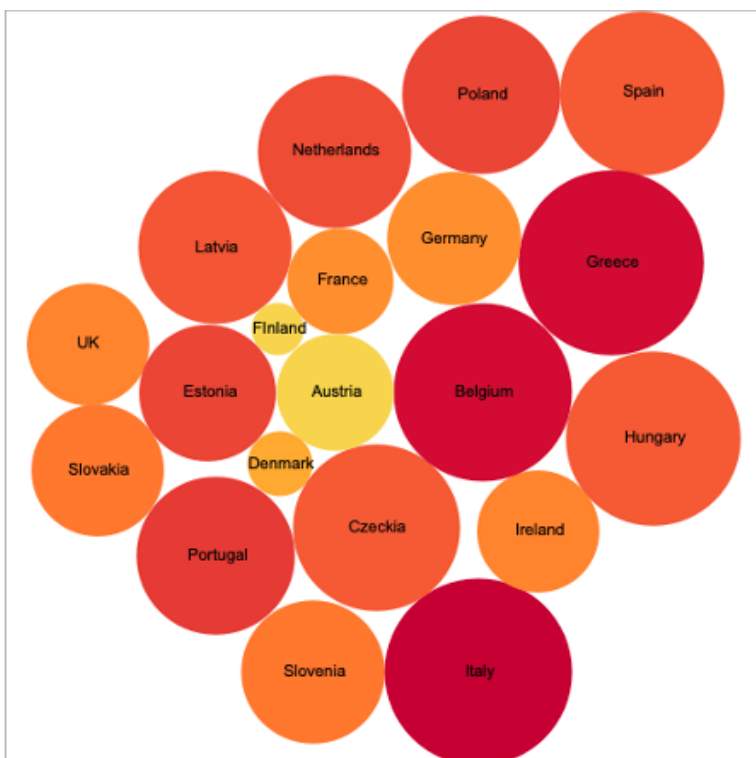


Figura 25. Burbujas que representan la vulnerabilidad por países.

En cuanto a su posición relativa entre los indicadores de rendimiento y de limitaciones, los países se clasificaron en cuatro conjuntos:

- (S1) Precaución (alto rendimiento-altas limitaciones);
- (S2) Excelencia (altos rendimiento-bajas limitaciones);
- (S3) Fragilidad (bajo rendimiento-altas limitaciones) y;
- (S4) Ponerse al día (bajo rendimiento-bajas limitaciones).

La figura 26 muestra un diagrama de fragilidad donde se identifican estos conjuntos. En el conjunto S1 identificamos tres países: Holanda, Alemania y Reino Unido. Estos países han logrado un buen rendimiento, aunque presentan fuertes limitaciones para la implementación de OA. Esto sugiere que están haciendo un gran esfuerzo por la conservación de la biodiversidad, pero al mismo tiempo sugiere que deben ser cautelosos y monitorear cerca de sus propias limitaciones. Los países incluidos en el grupo S2 son Irlanda, Francia, Dinamarca, Finlandia y Suecia. Estos países tienen un buen rendimiento en referencia a los OA y además tienen bajo control las posibles limitaciones que pudieran poner en peligro la implementación futura de los mismos.

El grupo S3 muestra los países que se enfrentan a mayores dificultades para la implementación de los OA. Por un lado, no han conseguido tener un buen rendimiento en

la consecución de los OA, además, cuentan con fuertes limitaciones para su implementación. Este grupo de países deberían ser considerados prioritarios por las políticas internacionales de conservación y deberían centrarse esfuerzos en realizar análisis para cada país con el objetivo de implementar acciones encaminadas a mejorar su estado. En este grupo se encuentran Italia, Bélgica, Grecia, Hungría, España, Polonia, Portugal, Chequia, Latvia, Eslovaquia y Eslovenia. El grupo S4 está representado por dos países: Estonia y Austria. Estos países no cuentan con obstáculos serios para la implementación de los OA. Esto puede significar que están en proceso de alcanzarlos, una vez se han conseguido asegurar unas condiciones institucionales idóneas, o que sería necesario realizar más esfuerzos orientados a la conservación de la biodiversidad.

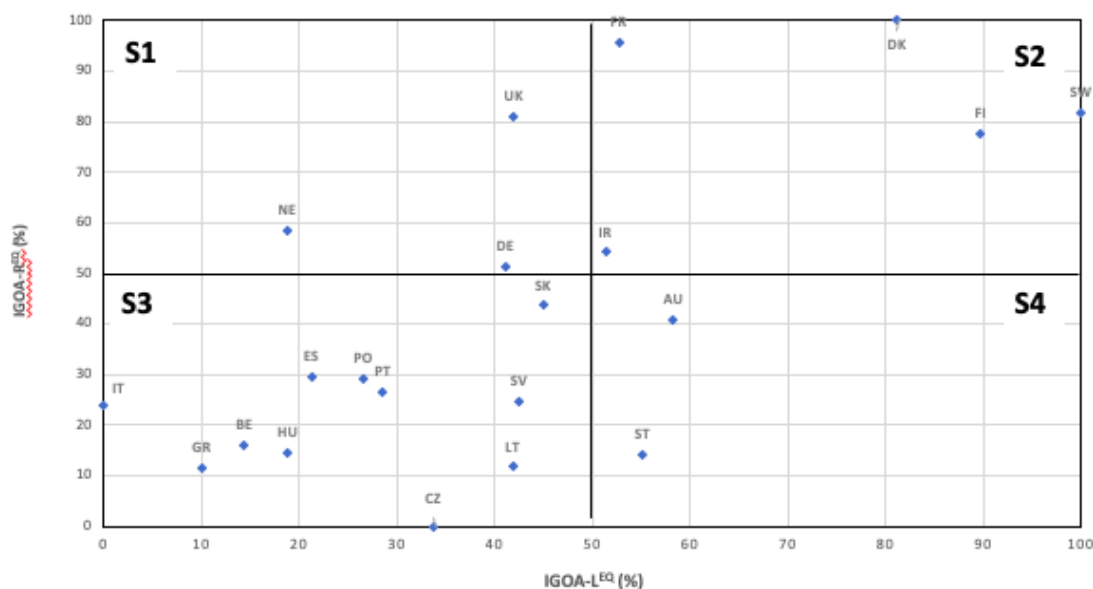


Figura 26. Clasificación de los países analizados según su nivel cruzado de rendimiento-limitaciones. Ver descripción de las categorías S1 a S4 en el texto.

La tabla 28 describe los resultados normalizados de los $IGOA - L^{EQ}$ y los $IGOA^{EQ} - R^{EQ}$, en porcentajes, y categoría para los países en Europa, señalando las principales tendencias observadas anteriormente.

Países	$IGOA - L^{EQ}$ (%) norm	$IGOA^{EQ} - R^{EQ}$ (%) norm	Categoría
Alemania	41.08	51.45	S1 Precaución
Holanda	1.77	58.36	S1 Precaución
Reino Unido	41.95	81.09	S1 Precaución
Dinamarca	81.16	100.00	S2 Excelencia
Finlandia	89.71	77.78	S2 Excelencia
Francia	52.68	95.56	S2 Excelencia
Irlanda	51.32	54.16	S2 Excelencia
Suecia	100.00	81.62	S2 Excelencia
Bélgica	14.39	15.98	S3 Fragilidad
Chequia	33.70	0.00	S3 Fragilidad
Grecia	10.01	11.59	S3 Fragilidad
Hungría	18.83	14.62	S3 Fragilidad
Italia	0.00	23.93	S3 Fragilidad
Latvia	4.82	11.69	S3 Fragilidad
Polonia	26.55	29.03	S3 Fragilidad
Portugal	28.56	26.56	S3 Fragilidad
Eslovaquia	44.95	43.62	S3 Fragilidad
Eslovenia	42.48	24.64	S3 Fragilidad
España	21.23	29.42	S3 Fragilidad
Austria	58.30	40.85	S4 Ponerse al día
Estonia	55.11	13.97	S4 Ponerse al día

Tabla 28. Clasificación final de los países analizados en términos de su posición en relación a las puntuaciones normalizadas obtenidas por el $IGOA - L^{EQ}$ y a las del $IGOA - R^{EQ}$.

6. DISCUSIÓN

6.1. Eje 1: la gestión de conflictos por el uso de los recursos naturales

La gestión y las políticas forestales contemporáneas requieren modelos flexibles para integrar varios niveles jerárquicos, estratégicos y tácticos, cuando se trabaja en un contexto de múltiples criterios (Baskent et al., 2020). En las áreas protegidas, la complejidad en la gestión y toma de decisiones aumenta debido a los conflictos generados por las limitaciones y restricciones de uso, principalmente entre propietarios locales y gobiernos, y por la compleja estructura de gobernanza en estas áreas. A pesar de que los modelos de programación lineal han sido útiles para encontrar estrategias de gestión óptimas en este contexto, abordar problemas complejos con objetivos múltiples y conflictivos en la planificación puede convertirse en un desafío agotador que no siempre se alcanza con éxito. A veces, los conflictos arraigados relacionados con la gestión y la priorización de objetivos socioeconómicos y de conservación hacen que sea imposible encontrar una solución óptima desde un enfoque rígido.

Los procesos participativos asumen estas limitaciones y aportan transparencia a los procesos de toma de decisiones y potencian el conocimiento y la empatía al compartir diferentes perspectivas.

En este eje de trabajo se propone un modelo de programación lineal con un componente de flexibilidad que, a través de un análisis de sensibilidad, proporciona información para guiar los procesos de negociación con el fin de lograr soluciones consensuadas. La aplicación del modelo a la Reserva de la Biosfera Meseta Ibérica ha permitido identificar y modelar las preferencias de cuatro grupos de agentes de interés, algunos de ellos con perspectivas encontradas sobre los objetivos de gestión de las áreas de conservación. Además, el modelo ha permitido identificar de manera cuantitativa las compensaciones (trade-offs) entre la reducción de conflictos y las limitaciones relacionadas con la contribución relativa de cada objetivo de gestión respecto los demás.

La aplicación del modelo resaltó cuestiones operativas que son muy relevantes en el tratamiento de conflictos y permitió sugerir algunas recomendaciones generales. Cuando aumenta el número de criterios a comparar, la solución óptima es más inestable pero más flexible y es más difícil que respete el intervalo de tolerancia. Eso significa que es recomendable controlar el número de criterios en uso. El modelo funciona bien cuando hay conflictos fuertes, pero cuando las evaluaciones se distribuyen de manera homogénea

entre todos los grupos de partes interesadas (desviación típica baja), requiere un rango más amplio del intervalo de parámetros acotados para encontrar una solución óptima. Además, los intervalos más amplios dan como resultado clasificaciones diferentes de las obtenidas del IC original debido a las cortas distancias entre los criterios. Cuando hay un bajo número de criterios a comparar y altos niveles de conflictos centrados en pocos criterios, el modelo no encuentra una solución óptima y aceptable porque penaliza en exceso los criterios más conflictivos. En estos casos, es particularmente importante observar el comportamiento de los criterios cuando se relajan las restricciones. El continuo aumento de las puntuaciones de estos criterios que están por encima del intervalo de tolerancia indica que estos criterios pueden ser potenciales donantes de valores que no comprometen los consensos.

Es importante remarcar que el análisis del conflicto se centró exclusivamente en los criterios incluidos en cada grupo. Cuando el análisis comprendió una estructura jerárquica más amplia, la importancia relativa de cada OG y los conflictos relativos variaron. A modo de ejemplo, los OG relacionados con el desarrollo no presentaron conflictos importantes entre ellos, pero al compararlos con los criterios de los otros grupos a un nivel más amplio, se encontraron conflictos fuertes (de Castro-Pardo et al., 2019). En este estudio, el objetivo es analizar la aplicación de un nuevo modelo para encontrar las soluciones menos conflictivas y por ello el foco se ha puesto en el OG de cada dimensión. Sin embargo, para definir un mapa completo de conflictos en un área protegida, este análisis debe realizarse en todos los niveles jerárquicos de la estructura de planificación de esa área, conectando todas las dimensiones y subdimensiones.

El análisis de los conflictos intergrupales identificó dos grupos particularmente sensibles: científicos y agricultores. Si bien los conflictos en cuanto a los objetivos incluidos en cada grupo no fueron muy importantes y los rankings se mantuvieron estables en la mayoría de las dimensiones, se pudo observar una polarización de preferencias entre los científicos y el gobierno vs agricultores y empresarios. Esto ocurre en un gran número de sitios protegidos. Tradicionalmente, estos temas han sido discutidos por la Teoría de los Comunes, planteada por Hardin (1968), que se basa en la idea de que los seres humanos no pueden gestionar eficientemente los recursos sin valor de mercado, como algunos recursos naturales, concluyendo que su agotamiento es inevitable. Sin embargo, otros autores, como Ostrom et al. (1999), aportaron un enfoque alternativo basado en la Teoría de la Acción Colectiva, sustentado en la idea de que la población local persigue la

conservación de los recursos naturales porque estos les brindan su apoyo y cuando las instituciones y el sistema de gobernanza presenta un mínimo de calidad, las comunidades locales pueden organizarse para preservar estos recursos naturales.

Por lo general, los principales conflictos en las áreas protegidas son conflictos estructurales, asociados a fallos institucionales y problemas demográficos, como una débil aplicación de la ley, ausencia de mecanismos de gestión de conflictos, litigios por la tierra y cambios demográficos (Fernández et al., 2020). En el caso de la Meseta Ibérica, cuando se preguntó a los agentes sobre las cuatro dimensiones analizadas desde una perspectiva más amplia en de Castro-Pardo et al (2019), las preferencias de la población local, como agricultores y empresarios, se referían, en primer lugar, con los objetivos de conservación. Aunque asignaron menos relevancia relativa a esta dimensión que los científicos o el gobierno, el resultado fue sólido. En esta investigación, cuando se analizaron más a fondo las preferencias en cuanto a los objetivos de gestión incluidos en la dimensión de conservación, la fauna y la flora también fueron los criterios preferidos por los agentes locales, aunque fueron los criterios más conflictivos.

A pesar de estas preferencias, muchas veces la clasificación de un territorio como área protegida genera reacciones opuestas por parte de las comunidades locales. Las acciones delictivas, como la quema deliberada o el envenenamiento de animales salvajes, son inducidas por la población local en algunas áreas naturales con altos niveles de conflictividad. Por ejemplo, Mateo-Tomás et al. (2012) demostraron que el riesgo percibido de depredación del ganado por lobos era la principal motivación para el envenenamiento en un área protegida de la Cordillera Cantábrica (España), y la existencia de áreas protegidas se correlacionaba positivamente con esta práctica ilegal, mientras que los factores socioeconómicos no eran tan influyentes. Esto podría explicarse (nunca justificarse) por un sentimiento o percepción de inseguridad o incertidumbre de la población local relacionada con la falta de implicación de estas comunidades en los procesos de toma de decisiones sobre planificación y gestión territorial en la zona. El diálogo, la información y la participación de los propietarios privados y otros agentes en los procesos decisoriales que involucran las áreas de conservación podrían resolver parcialmente algunos problemas institucionales que son fuente de conflictos estructurales en las áreas protegidas, aumentando la legitimidad de los planes de conservación (Bieling et al., 2020).

6.2. Eje 2: la gestión de conflictos por el uso del agua

El agua como servicio de aprovisionamiento (SA)

Aunque los artículos sobre el estudio del agua como SEAD de aprovisionamiento (SA) se ha reducido a partir de 2010, un 75% de los artículos han analizado en mayor o menor medida el agua desde esta perspectiva a lo largo de todo el período analizado. La mayor parte de estos artículos se han realizado en la región Paleártica, sobre todo en regiones áridas y semi-áridas, como Irán, Afganistán o India y se han ocupado de resolver problemas de asignación de recursos y de identificación de potenciales fuentes de aprovisionamiento. En este sentido, se ha identificado cierta dependencia entre países y métodos ($p=0.051$), observándose cierta tendencia a usar métodos jerárquicos en la India. La gestión del agua como recurso se ha estudiado fundamentalmente usando métodos mixtos y jerárquicos (46.43%) que contemplan la participación de expertos. El AHP ha sido el método más utilizado para analizar el agua como recurso. Jaber y Mohsen (2001), Chowdhuri et al. (2010), Machiwal et al. (2011), Machiwal et al. (2015), Çelik (2019) y Rana y Suryanarayana (2020) usaron AHP, los cinco últimos combinados con GIS, para resolver problemas de este tipo. Swetha et al. (2017) usaron también GIS con un método jerárquico, pero en este caso, con ANP.

Se han encontrado dos artículos que han utilizado métodos basados en relaciones de superación (Prato, 2003) and Hyde et al. (2004) y otros dos que han usado funciones de utilidad (Arriaza et al. 2002 y López-Baldovin et al. 2006), ambos fueron aplicados en España.

Los métodos mixtos analizados en este tipo de estudios suelen combinar métodos estocásticos, como redes bayesianas con funciones de utilidad, métodos basados en relaciones de superación o difusos, usualmente con GIS.

De los 28 artículos revisados en este grupo sólo 4 han considerado de alguna manera la participación de los agentes de interés y 8 han considerado la participación de expertos, mientras que 16 artículos han propuesto modelos que no consideran ningún tipo de participación. Estos últimos han realizado simulaciones o trabajado con análisis de escenarios no participativos.

Arriaza et al. (2002) fueron los únicos que trataron de forma semi-participativa la asignación de recursos de agua, considerando los intereses de los diferentes grupos de

stakeholders. Ellos propusieron un modelo usando funciones de utilidad para mejorar la eficiencia en la asignación del agua como recurso y utilizaron un caso de estudio en Guadalquivir river basin (Spain) para la asignación de agua a tres grupos de granjeros. Aunque el modelo no incorporaba la interacción de estos grupos, sí se les preguntó sobre el grado de acuerdo con los resultados.

Mysiak et al. (2005) y Roozbahani et al. (2018) resolvieron problemas de gestión considerando también a los grupos de interés. Mysiak et al. (2005) propusieron una herramienta para gestionar de manera integrada modelos hidrológicos considerando las preferencias de diferentes grupos de interés y lo aplicaron en 5 países europeos. Roozbahani (2018) analizaron diferentes escenarios para la restauración de acuíferos en Irán, usando los métodos Bayesian Networks, TOPSIS, SAW y PROMETHEE II, considerando la aceptación sociocultural de los agentes de interés. Aunque se estudiaban la restauración de estos acuíferos, el propósito era asegurar el aprovisionamiento de agua a las regiones afectadas.

Zarghami y Szidarovszky (2009) y Estalaki et al. (2016) estudiaron el impacto de diferentes políticas de gestión considerando también a los *stakeholders*. Zarghami y Szidarovszky (2009) analizaron diferentes alternativas de gestión de agua desde un enfoque estocástico usando cuantificadores difusos para involucrar a varios *stakeholders*. Estalaki et al. (2016) usaron un método de elección social difuso para integrar la participación de los agentes de interés para evaluar el impacto en la calidad del agua de las políticas de agua en Irán.

Por último, se ha encontrado cierta dependencia entre problema y participación ($p=0.015$), en los estudios que resuelven problemas para resolver recursos asociados a la localización. Estos han resultado ser los menos propensos a considerar las preferencias de los agentes de interés, frente a aquellos asociados al impacto-vulnerabilidad fundamentalmente.

El agua como servicio de regulación (SR)

Los artículos que se han ocupado del agua como servicio de regulación han estudiado, sobre todo, problemas sobre control de flujos (control de flujo) y el análisis de la vulnerabilidad, impacto y restauración de lagos y humedales, orientados a evaluar la capacidad de los humedales para regular los ciclos biológicos.

Los métodos más utilizados en este grupo han sido los jerárquicos (28.33%) y los mixtos (35%), pero también se han encontrado un número importante de estudios que han usado otros métodos (13.33%), métodos basados en distancias (11.67%) y en conjuntos difusos (10%).

El 51.67% de los estudios revisados se han ocupado de resolver problemas asociados a impacto o vulnerabilidad, de los cuales, el 41.9% han considerado la participación de expertos y el 51.84% no han considerado ningún tipo de participación. Únicamente un artículo de este grupo ha considerado las preferencias de grupos de interés (Daneshvar et al., 2017).

Únicamente se ha encontrado dependencia entre el problema a resolver y la participación ($p=0.019$). Apenas el 17% de los artículos revisados en este grupo han considerado la participación de *stakeholders*. Por ejemplo, Janssen et al. (2005) se ocuparon de resolver problemas de gestión usando el software DEFINITIVE con GIS para evaluar las funciones de los humedales y el impacto de tres alternativas de gestión: pastos de turba moderno, pastos de turba histórico y lodos dinámicos.

Brouwer y Ek (2004), Levy (2005), Kenyon (2007), Levy et al. (2007) y Perrone et al. (2020) se ocuparon de estudiar problemas de control de caudal.

Brouwer y Ek (2004) propusieron un modelo integrado de políticas de control de caudal en Holanda, considerando sus efectos, como el cambio en el uso de la tierra y restauración de llanuras aluviales, utilizando análisis de costo-beneficio y un análisis multicriterio para integrar el juicio de los participantes en el modelo. Kenyon (2007) evaluó la gestión del riesgo de inundación desde un enfoque participativo en Escocia, utilizando jurados de ciudadanos, evaluación monetaria deliberativa y métodos visuales multicriterio y considerando criterios como la apariencia, la naturaleza, el coste, el mantenimiento, la seguridad o las inundaciones. Levy (2007) propuso una herramienta de apoyo a la toma de decisiones de criterios múltiples para mejorar la comunicación entre las partes interesadas y mejorar la asignación de recursos para la gestión de emergencias en Tokai (Japón). Perrone et al. (2020) propusieron un enfoque colaborativo basado en métodos difusos para gestionar el riesgo de inundación en un río en Italia.

Rohde et al. (2014), Randhir y Shriver (2009) y Gross y Hagy (2017) estudiaron problemas de restauración. Rohde et al. (2014) usaron GIS y un MCDM para evaluar diferentes estrategias de restauración de ríos de manera integrada, que consideraban conjuntamente criterios ambientales, como el caudal natural y el suficiente material para

el lecho natural y los criterios socioeconómicos asociados a la actitud pública y lo aplicaron en los ríos Rhône-Thur.

Randhir y Shriver (2009) usaron a una priorización de atributos deliberativa, usando un AHP para la restauración de subcuencas en el río Chicopee en el oeste de Massachusetts. Gross y Hagy (2017) también se ocuparon de cuestiones relacionadas con la restauración desde un enfoque participativo. En este caso centrándose en lagos y estuarios degradados por polución de nutrientes. Ellos analizaron 16 casos de estudio en diferentes lagos y estuarios del mundo para identificar atributos comunes para la gestión de nutrientes y sus variaciones y exploraron su relación usando análisis multicriterio.

Daneshvar et al. (2017) evaluaron el impacto de la implementación de humedales naturales en la reducción de fósforo total en la cuenca del río Saginaw (Michigan) usando el método VIKOR y un análisis SWAT para proporcionar una guía a los encargados del diseño de políticas públicas.

El agua como servicio cultural (SC)

En total se han identificado 9 artículos que se han ocupado de las funciones recreativas de los ecosistemas de agua dulce, el 77.77% en el último período analizado. Zhang et al. (2011) usaron TOPSIS para evaluar destinos turísticos competitivos en el delta del río Yangtze (China), Tang et al. (2019) usaron fuzzy para evaluar el desarrollo del turismo “verde” considerando las perspectivas de los turistas en la antigua ciudad de Pingyao y en el paisaje del lago oeste cultural de Hangzhou (China). Aiping et al. (2015) usaron AHP y GIS para identificar y mapear áreas de ecoturismo en una zona del río Amarillo. Tanto Biglarfadafan et al. (2016) como Tang et al. (2019) evaluaron el impacto o la vulnerabilidad y el resto identificaban lugares idóneos para el turismo. Los primeros identificaron la idoneidad de áreas para la observación de aves acuáticas, pero también el impacto del ecoturismo. Los segundos estudiaron el desarrollo del turismo “verde” en un área protegida. Los trabajos fueron realizados en China y en Irán y ninguno de estos trabajos consideraron las preferencias de los agentes de interés en sus estudios.

El agua como servicio de soporte (SS)

Los estudios incluidos en este grupo se han centrado en una perspectiva estrictamente de conservación de los sitios, sobre todo de la conservación de la biodiversidad. Únicamente Qureshi y Harrison (2001), Wu et al. (2012) y Choulak et al. (2019) consideraron la participación de los agentes al resolver cuestiones asociadas a los SEAD. Los primeros evaluaron diferentes alternativas de la vegetación de ribera en una pequeña presa en la ribera del río Johnstone (North Queensland) usando métodos jerárquicos de manera colaborativa. Wu et al. (2012) evaluaron cuatro alternativas de política para asegurar el suministro de agua necesario para la conservación de humedales en una reserva natural en China. Consideraron la aceptación de los agricultores para seleccionar la mejor opción. Choulak et al. (2019) desarrollaron un análisis de meta-decisión en la región de Borgoña (Francia) para la priorización de humedales para fomentar y financiar planes de conservación de humedales considerando su contribución a la biodiversidad. Chen (2019) consideraron la participación de expertos para mejorar la protección ambiental de un humedal y para ello usaron DEMATEL, VIKOR y un ANP modificado. En este caso, los expertos fueron preguntados por cuatro dimensiones y 11 criterios para determinar la mejor alternativa de gestión en aras de alcanzar el objetivo del humedal asociado a la protección ambiental.

Saha y Pal (2019) y Talukdar et al. (2020) se centraron en evaluar la vulnerabilidad de dos humedales en India de los ríos, Atreyee River y Tangan River, respectivamente. Los primeros usaron lógica difusa y los segundos usaron árboles aleatorios y redes neuronales para explorar la calidad del hábitat y un índice de estado trófico. Buruso (2018) estudió la idoneidad del hábitat del lago Tana para el hipopótamo africano y Wu et al. (2017) analizaron el valor ecológico de 60 parques nacionales (humedales) de China. Jafari et al. (2019) también se ocuparon de analizar el valor ecológico de lagunos sitios en el Parque Nacional Kavir (Irán).

El agua desde un enfoque integrado y de participación

Los estudios que analizan de manera integradora los servicios ecosistémicos del agua son los que claramente consideran la participación de los grupos de interés. Estos estudios se realizaron fundamentalmente en países europeos y tratan problemas de gestión sostenible. En este sentido se identificó una cierta dependencia entre participación y problema a

resolver ($p=0.083$), siendo los artículos que se ocupan de resolver problemas de gestión los más participativos, aumentando el grado de significatividad al considerar de manera más simple la inclusión o no de los stakeholders.

En este grupo, sólo dos trabajos se ocuparon de problemas de impacto-vulnerabilidad y restauración: Eliasson et al. (2013) y Azarnivand et al. (2015). Los primeros evaluaron el impacto de la construcción de una nueva carretera en un importante acuífero glacio-fluvial en Suecia. Se utilizó un análisis de escenarios y un modelo de análisis multicriterio considerando las preferencias de los principales stakeholders de los municipios afectados, para valorar cuatro alternativas diferentes considerando su conflicto con los recursos acuáticos, agrícolas, naturales y culturales. Azarvinard et al. (2015) valoraron diferentes alternativas de restauración del lago Urmia en Irán. Para ello usaron un Fuzzy-AHP extendido y una matriz SWOT-TOWS considerando las preferencias de stakeholders, gestores y expertos.

Entre los estudios que consideraron de manera conjunta los servicios de aprovisionamiento y regulación, incluyeron la participación de los stakeholders Derak et al. (2017), Weng et al. (2010) y Dowlatabadi et al. (2020). Derak et al. (2017) evaluaron cinco alternativas para el uso de la tierra en Beni Boufrah Valley, un área semiárida de Marruecos, considerando las preferencias de 67 stakeholders sobre oferta de agua, fertilidad del suelo, protección ante la erosión y aprovisionamiento de alimento. Para incorporar estas preferencias usaron un AHP. Weng et al. (2010) usaron programación multiobjetivo y propusieron un sistema de apoyo a las decisiones para planificar la gestión de los recursos del agua en la cuenca del río Haihe (China) en el que los stakeholders podían incluir sus preferencias para valorar diferentes escenarios de gestión. Este es el único trabajo realizado en China que considera las preferencias de los stakeholders en sus modelos. Dowlatabadi et al. (2020) usaron DEMATEL, AHP y Teoría de Juegos para resolver conflictos relativos a un humedal transfronterizo, el humedal Hawizeh / Hoor-Al-Azim, que compartía Iran, Irak, Turkia y Siria. La aplicación del modelo fue capaz de identificar 3 fuertes puntos de equilibrio entre 15 alternativas factibles: establecer un acuerdo regional entre Irán, Irak y Turquía para reducir los efectos de los conflictos en el humedal, una coalición de Irán e Irak para motivar a Turquía a reducir la extracción de agua del río Tigris e intercambiar la liberación de agua por el mercado de productos básicos en Irán e Irak por Turquía.

Por último se identificaron dos trabajos que consideraron las funciones de regulación y culturales conjuntamente. Vántänen y Marttunen (2005) propusieron varias formas de incluir la participación de los stakeholders para evaluar el impacto de diferentes estrategias de regulación de un lago en Finlandia sobre el uso recreativo y los ecosistemas cuáticos. Wang et al (2012) se ocuparon de la planificación turística de un humedal en China considerando su efecto sobre las condiciones bioquímicas del agua y para ello usaron redes neuronales difusas, aunque no consideraron la participación de stakeholders ni de expertos.

Las políticas ambientales se implementan en contextos socioeconómicos complejos, con un gran número de diferentes grupos de interés con intereses diversos y muchas veces, en conflicto. En un contexto de escasez de recursos, y muchas veces, de recursos protegidos, como en el caso del agua los conflictos se exacerban. Sin embargo, aunque hay muchos vínculos entre agua y conflictos, y muchos intereses contrarios en su gestión, la mayoría de las disputas se resuelven pacíficamente a través de procesos de negociación y por ese motivo, desde principios de 2000, se han venido impulsando diferentes fórmulas cooperativas en la gestión del agua. En general, la cooperación económica entre países puede utilizarse como una herramienta de negociación para resolver problemas hídricos (Dowlatabadi, 2020).

En el marco de la gestión de conflictos generados por el agua, conviene tener presentes dos elementos clave: el marco normativo y el marco operativo. En el marco normativo, es necesario contar con un marco jurídico y regulatorio que sirva de soporte para la gestión de los grandes cursos de agua. De hecho, en las cuencas hidrográficas internacionales, las instituciones de gestión del agua no suelen gestionar los conflictos cuando no existe un tratado que explique los derechos y responsabilidades de cada nación ni ningún acuerdo implícito (Wolf et al., 2005). En el marco operativo, los métodos MCDM pueden suponer una herramienta muy útil para identificar los conflictos y gestionarlos de manera eficiente (de Castro-Pardo et al., 2019). Además de la solidez científica de los modelos, la participación adquiere relevancia en cuanto que, por un lado, las recomendaciones de expertos son necesarias para mejorar su operatividad y legitimidad (Choulak et al., 2019) y, por otro lado, la incorporación de la participación en las etapas tempranas de los procesos decisionales permite minimizar los conflictos y facilitar su gestión en el desarrollo de las políticas públicas (Nordström et al., 2010).

A pesar de la constatación de estos hechos por la comunidad científica y de su aceptación social, en esta revisión se ha comprobado que en los últimos años se ha producido una tendencia hacia la proliferación de métodos no participativos orientados a resolver problemas de carácter estrictamente ecológico sin considerar las preferencias sociales.

6.3. Eje 3: la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de agua

La importancia de las políticas ambientales integradas para tomar decisiones resulta especialmente evidente en el contexto de los recursos hídricos (Hou et al., 2021). Desde una perspectiva operativa, la cuestión esencial es que la toma de decisiones necesita medidas y evaluación, pero la sostenibilidad no se puede medir directamente (Ishizaka et al., 2021). Dada la multidimensionalidad de los problemas asociados al agua, la elección, el diseño de indicadores y los procesos de agregación y síntesis empleados resultan esenciales para el análisis económico ambiental, la toma de decisiones y la formulación de políticas.

Los resultados de la validación de los dos índices de sostenibilidad del agua presentados en esta tesis doctoral resaltan la importancia de considerar en una misma evaluación diferentes elementos de carácter social, económico, ecológico e institucional. La consideración de estos cuatro elementos resulta fundamental para poder garantizar un seguimiento de las políticas públicas de agua de manera rigurosa y completa.

La validación del índice difuso ha permitido identificar tendencias en las series temporales de los indicadores de agua y proporciona una evaluación completa que no sólo tiene en cuenta aquellos elementos asociados a la capacidad de los países de proporcionar recursos hídricos suficientes y de calidad, sino también a su capacidad de responder a las limitaciones de los países desde las instituciones, dicho de otra forma, a la “buena salud” de las políticas públicas del agua.

La validación del índice basado en las distancias es más extensa y completo, tanto en cuanto al número de países implicados en el análisis, como al número de datos y a la

complejidad del modelo. Por ese motivo, se discute a continuación de una manera mucho más pormenorizada.

Aunque se han propuesto diferentes definiciones de sostenibilidad fuerte y débil en varios trabajos (Shang et al., 2019), se puede asumir de forma amplia y en el contexto de los indicadores compuestos, la idea de sostenibilidad débil como una medida de la sostenibilidad menos “exigente”, en el sentido que permita compensar buenos resultados con resultados malos en los indicadores seleccionados. Análogamente, se puede considerar una medida de sostenibilidad fuerte como aquella medida más “exigente” que no permita la compensación entre indicadores. De forma más específica, también se pueden combinar los diferentes grados de compensación entre los indicadores, sub-dimensiones y dimensiones de carácter ecológico, económico y social para definir los distintos grados de sostenibilidad. Algunos trabajos como Ruiz y Cabello (2021) y Ruiz et al. (2011) ya han usado con éxito el enfoque de la compensación flexible entre indicadores para medir la sostenibilidad fuerte y la sostenibilidad débil en 8 provincias y en 18 municipios de la región de Andalucía (España), respectivamente.

La aplicación del índice de sostenibilidad del agua basado en las distancias presentado en esta tesis doctoral ha proporcionado resultados en cada nivel de agregación y, según el grado de compensación, los resultados se presentan en términos de sostenibilidad débil y fuerte, señalando las debilidades y fortalezas de cada país e identificando algunas dimensiones vulnerables. En el primer nivel de agregación, el análisis desde un enfoque no compensatorio permitió identificar dos sub-dimensiones particularmente vulnerables; el estado de los recursos hídricos y el cambio climático. Rumanía, Eslovenia y Eslovaquia fueron los únicos países que mantuvieron sus puntuaciones en el nivel alto cuando se prohibió la compensación entre indicadores. Respecto a la sub-dimensión relacionada con el cambio climático, Francia, España y Suecia fueron los únicos países que mantuvieron sus posiciones en el nivel alto. De hecho, esta sub-dimensión fue la única que Francia consiguió mantener en el mejor nivel cuando se prohibió la compensación entre indicadores. El énfasis que se ha dado a las políticas en Francia para la mitigación del cambio climático resulta destacable. Entre los años 1990 y 2000, las políticas urbanas francesas se centraron en dos conceptos que se relacionaron a veces de manera difusa; “gobernanza” y “desarrollo sostenible” y se promovieron transformaciones económicas,

sociales e institucionales centradas en la participación y en el impulso de procesos deliberativos. Sin embargo, a partir del año 2000 y, sobre todo, a partir del *Grenelle de l'Environnement* en 2007, las políticas de sostenibilidad en Francia se focalizaron en un objetivo medible y evaluable: la mitigación del cambio climático. Este giro se implementó a través de estrategias como los *Territorial Climate-Energy Plans*, obligatorios para las ciudades con más de 50.000 habitantes (Béal y Pinson, 2014). Estas directrices políticas sin duda han sido efectivas y se reflejan en los resultados recogidos tras la validación de este índice.

Los análisis DF y FF permitieron detectar en el segundo nivel de agregación el mal comportamiento de casi todos los países en relación con la resiliencia. El mal comportamiento de esta dimensión fue provocado fundamentalmente por los malos resultados de la sub-dimensión asociada al cambio climático, a pesar de que no fue la sub-dimensión ponderada con mayor peso en la agregación. Estos resultados son preocupantes, ya que el cambio climático es un indicador significativo en la seguridad del agua desde que afecta directa y significativamente al almacenaje territorial del agua. Varios estudios ya han analizado la consistencia de esta relación, mostrando que decrecimientos en el almacenaje territorial del agua se traducen en incrementos de futuras sequías. Pokhrel et al. (2021) estimaron que, a finales del siglo XXI, podrían más que duplicarse tanto la superficie terrestre global como la población en condiciones de sequías extremas debido a la caída del almacenaje territorial del agua, especialmente en el hemisferio sur, Estados Unidos y el suroeste de Europa. Estas sequías severas y otras consecuencias del cambio climático, además de los claros efectos directos sobre la disponibilidad y el estado de los recursos hídricos, intensifican los conflictos humanos-vida silvestre desde un sentido mucho más amplio (Abrahams, 2021). Los malos resultados referidos a la dimensión asociada al cambio climático ponen de manifiesto la necesidad de revisar y fortalecer las políticas nacionales e internacionales orientadas a su mitigación, particularmente en países como Bulgaria, Chipre, Estonia, Lituania, Luxemburgo y Polonia.

Los resultados globales obtenidos en el tercer y último nivel de agregación mostraron que ninguno de los países analizados, consiguieron puntuaciones aceptables en términos de sostenibilidad fuerte. Es decir, cuando se usó un enfoque no compensatorio en todas las

agregaciones, ya que todas las puntuaciones se situaron en el nivel bajo. Esto muestra que todos los países recogieron, al menos, un indicador en el nivel bajo. Este resultado no debería sorprender, dada la actual crisis mundial del agua y debido al elevado número de indicadores relevantes que se han considerado en el índice. Cuando se permitió la compensación en todos los niveles de agregación, los resultados proporcionaron las mejores posiciones globales para Holanda, Finlandia, Suecia y Reino Unido. Sin embargo, el análisis DFF del tercer nivel de agregación puso de manifiesto las debilidades particularmente fuertes de algunos países en algunas sub-dimensiones.

Austria y Finlandia obtuvieron las peores posiciones en términos de coste del agua, aunque Finlandia obtuvo muy buenos rendimientos en el resto de las dimensiones y Austria en las demás dimensiones excepto en resiliencia. Esto sugiere que, aunque el agua resulta más cara que en el resto de los países, cuentan con recursos disponibles y en buen estado. Además, sus PIB son de los más altos, por lo que no debería ser preocupante este resultado. Sin embargo, conviene detenerse en el caso de Finlandia. Este país obtuvo malos resultados en la dimensión 5, porque además de su mal comportamiento en relación con el coste del agua, también obtuvo malas puntuaciones en los indicadores asociados a la productividad del agua. Estos resultados podrían ser explicados por un sistema de gobierno descentralizado en una sociedad predominantemente rural, que podría afectar a la eficiencia, por ejemplo, de la red de abastecimiento. Finlandia cuenta con una de las mayores redes de abastecimiento, en metros de tubería por habitante, de los países europeos. Particularmente, cuenta con 19,5 m de longitud de red de agua potable per cápita y 9,2 m de longitud de red de alcantarillado per cápita (Eureau, 2020). Por otro lado, resulta importante destacar en este contexto de gobernanza, el protagonismo de la industria del papel, con una fuerte huella hídrica (Van Oel y Oekstra, 2012), pues podría contribuir también a estos resultados. Finlandia es el tercer país en producción de papel y cartón en la Unión Europea, después de Alemania, Suecia e Italia, con una contribución del 11% de la producción europea (Eurostat, 2021) y con una contribución mundial de producción de pulpa de papel del 6.5% (Van Oel y Oekstra, 2012). En definitiva, la baja productividad del agua asociada a una gobernanza descentralizada en un contexto predominantemente rural (Vinnari, 2006), junto con las sequías estacionales especialmente importantes en algunas zonas del sur del país (Ahopelto et al., 2019) y una

economía basada en una industria agua-intensiva, requieren prestar atención a Finlandia, aunque haya obtenido buenos resultados en todas las dimensiones.

Otros países que merecen un análisis específico son algunos países del Este de Europa como Croacia, Eslovaquia, Bulgaria, Latvia o Rumanía. Los dos primeros obtuvieron buenas puntuaciones en cuanto a cantidad y estado de sus recursos hídricos, Bulgaria y Latvia obtuvieron buenas puntuaciones en cantidad, pero no en estado, y Rumanía obtuvo buena puntuación en estado, pero no en cantidad. Estos países tienen otro punto en común, obtuvieron las peores puntuaciones en la dimensión asociada al buen gobierno. Aunque consiguieron un buen rendimiento en los indicadores asociados a la disponibilidad, buen estado del agua, y coste del agua, registraron los peores resultados en términos de buen gobierno y de productividad del agua. Si consideramos que se encuentran entre los países analizados con menor PIB y con las menores tasas de densidad demográfica, se podrían relacionar estos buenos resultados con una reducida explotación del agua debido a un bajo desarrollo económico y a un reducido impacto antrópico. Sin embargo, ante un potencial escenario de desarrollo en estos países, es de esperar que, si no se subsanan las deficiencias asociadas al buen gobierno y a cuestiones asociadas a la productividad del agua, las ventajas relativas en términos de disponibilidad de recursos hídricos desaparezcan, siendo muy difícil de controlar el impacto que una expansión demográfica y económica tenga sobre estos. De hecho, a finales de 2020, el Consejo de Ministros adoptó el *Programa Nacional de Desarrollo Bulgaria 2030*, que se centra en tres objetivos estratégicos principales: desarrollo económico acelerado, crecimiento demográfico y reducción de las desigualdades (UNESCO, 2022). Tanto el desarrollo económico acelerado como el crecimiento demográfico podrían comprometer seriamente la capacidad hídrica de Bulgaria si no se resuelven las limitaciones de carácter institucional. Aunque el enfoque de Bulgaria para avanzar hacia los ODS con acciones ambientales tiene como una de sus prioridades la gestión del agua (ODS 6), sería conveniente focalizar esfuerzos en políticas orientadas a mejorar las limitaciones institucionales detectadas. Este esfuerzo resulta urgente si se tiene presentes la situación bélica de algunos países cercanos, como Ucrania, que podrían hacer empeorar algunos indicadores relacionados con la estabilidad económica y política de estos países en el corto plazo.

La edición de 2018 del Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo declaró que casi 6 mil millones de personas sufrirán escasez de agua potable para 2050 (United Nations, 2018). Esta cifra es en sí misma alarmante, pero la creciente demanda de agua, la reducción de los recursos hídricos y la creciente contaminación del agua, impulsada por dramáticos cambios en las poblaciones y por el crecimiento económico parecen haber empeorado esta estimación (Boretti y Rosa, 2019). En Europa, las proyecciones realizadas sobre la pérdida de suelo por erosión del agua (Panagos et al., 2021) o sobre los efectos del cambio climático en la escasez de agua en áreas agrícolas (Iglesias et al., 2015) arrojan resultados tremendamente preocupantes sobre la sostenibilidad del agua en un futuro no muy lejano. Por otro lado, el problema de la sostenibilidad del agua no debe abordarse exclusivamente desde una perspectiva local o nacional, o incluso dentro de los límites de la Unión Europea. Únicamente el comercio mundial en productos agrícolas genera flujos internacionales de agua virtual que alcanzan los 1250 billones de metros cúbicos por año (Gruener, 2010). La fuerte dependencia de muchos países, como los países europeos, de las exportaciones de países como Brasil, de productos básicos agua-intensivos, como el algodón o la soja, describe muy bien la necesidad de abordar el problema de la sostenibilidad del agua desde una perspectiva internacional.

Algunas soluciones marginales, propuestas para contener la escasez de agua, sin duda pueden aliviar la futura escasez de agua limpia. Tal sería el caso de las que actualmente se proponen en el Informe sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo de Naciones Unidas (United Nations, 2018), orientadas a la mejora de la ciencia y la tecnología del tratamiento del agua, la gestión y el abastecimiento de agua, y la concienciación sobre la conservación y el ahorro del agua. Sin embargo, es necesaria una firme voluntad política para hacer cumplir las regulaciones globales, especialmente en los países donde la producción y la población se están acumulando, ya que el desarrollo no regulado ya no es sostenible.

6.4. Eje 4: la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de conservación de la biodiversidad

El declive acelerado de la biodiversidad ha puesto en evidencia los problemas que tienen las sociedades actuales para impulsar su desarrollo social y económico de manera sostenible y la vulnerabilidad de los sistemas socio-ecológicos. En esta línea, el concepto de resiliencia en relación con el medio ambiente ha surgido como una lente para la investigación que sirve como plataforma para el diálogo y la colaboración interdisciplinarios (Folke, 2016). La resiliencia socio-ecológica debe ser entendida considerando los conceptos de resistencia, recuperación y robustez (Grafton et al., 2019). El seguimiento de los objetivos de biodiversidad, como parte inseparable de los sistemas socio-ecológicos deberían seguir este mismo enfoque, es decir, asegurar su progreso a lo largo del tiempo o resistencia, su cobertura geográfica y su robustez. En este eje de trabajo se ha propuesto una metodología para medir el rendimiento de los países en términos de los OA que incorpora un análisis de la robustez relacionada con la implementación estos objetivos. Este análisis de robustez se instrumentaliza a través de los indicadores de limitaciones que representan los problemas u obstáculos para la implementación adecuada y continuada de los objetivos de conservación de la biodiversidad.

Los resultados de la evaluación comparativa cuando se consideraron simultáneamente los indicadores de desempeño y de desventajas mostraron que los países mejor posicionados en el ranking fueron Suecia, Finlandia, Dinamarca, Francia y el Reino Unido, mientras que las peores puntuaciones fueron para Italia, Hungría, Polonia, Bélgica, Letonia, España y Holanda. Estos resultados muestran que los primeros países tienen capacidad para la implementación sólida de los OA de manera robusta. Por el contrario, los países peor valorados tienen un desempeño peor equilibrado en términos de sostenibilidad.

Los resultados obtenidos cuando se analizaron por separado los indicadores de rendimiento y los de limitaciones clasificaron a los países en cuatro conjuntos según su fragilidad en la implementación de los OA. Los países identificados en el set 1 (S1), son países con serias limitaciones pero que han obtenido un buen rendimiento relativo: Holanda y Alemania y Reino Unido.

Las principales limitaciones identificadas en los tres países fueron las asociadas a las dimensiones 1, 2 y 3, obteniendo resultados buenos en las dimensiones 4 y 5. Si no se normalizan los resultados, los resultados de Alemania y Reino Unido no son preocupantes. Pero como las distancias entre todos los países respecto de Suecia, Finlandia y Dinamarca (sobre todo) son tan grandes, el proceso de re-escalamiento ha “empujado” a estos países hacia niveles más bajos de los que realmente han alcanzado. El caso de Holanda es diferente. Los indicadores asociados a las dimensiones 2 y 3, obtuvieron los peores resultados relativos a la densidad de vehículos, a la densidad poblacional, a la intensidad de uso de los recursos forestales y a la densidad de carreteras. Aunque la mayoría de los indicadores de rendimiento para este país resultaron relativamente aceptables, los asociados a la dimensión 2, relacionados con el impacto directo sobre la biodiversidad y los ecosistemas, obtuvieron nuevamente de los peores resultados.

Los países identificados en el set 2 (S2) fueron los que presentaron un rendimiento relativo excelente y las limitaciones más bajas. Suecia, Dinamarca, Francia e Irlanda fueron incluidos en este grupo. Sería muy interesante realizar un análisis cuidadoso de las políticas de conservación, económicas y sociales en estos países y realizar un análisis de replicabilidad para el resto de los países europeos.

El set 3 (S3) recogió aquellos países con bajo rendimiento relativo y serias limitaciones para la implementación de los OA. La mayoría de estos países empeoraron su posición en el ranking cuando se consideraron las limitaciones en la evaluación global. Italia, Hungría, Grecia, Chequia, Bélgica, Polonia, Portugal, España, Latvia, Eslovenia y Eslovaquia fueron identificados en este grupo. En particular, los países identificados como más vulnerables, Bélgica, Chequia, Grecia, Hungría, Italia y España, obtuvieron una ratio de vulnerabilidad por encima de 100, lo cual quiere decir que las limitaciones superan al rendimiento.

Las principales limitaciones en estos países fueron asociadas a las dimensiones 1, 4 y 5, excepto Bélgica. Chequia, Grecia, Hungría, Italia y España obtuvieron menos de 0,5 puntos (sobre 1) en el índice asociado al buen gobierno y, excepto Chequia, también en los indicadores que recogen la desigualdad de la renta (excepto Hungría), la fragilidad de los estados, el ambiente de innovación y el índice de cambio climático. Grecia y España

también obtuvieron valores bajos en el índice de explotación del agua e Italia en los índices de erosión del suelo.

Por el contrario, Bélgica se comportó de manera opuesta. Sus principales limitaciones aparecieron asociadas a las dimensiones 2, 3 y 4, con valores bajos en todos los índices de las dimensiones 2 (índice de uso de recursos forestales y densidad de vehículos) y 3 (densidad de carreteras y densidad poblacional) y en el índice asociado al cambio climático en la dimensión 4. También recogió valores bajos en el índice asociado a la innovación industrial (dimensión 1), aunque obtuvo valores buenos en los otros dos índices de esta dimensión (desigualdad de la renta y fragilidad de los estados).

Estos resultados muestran dos perfiles de países en cuanto a las limitaciones de los OA: países de medio/bajo desarrollo económico cuyas limitaciones aparecen asociadas a la calidad institucional y de los gobiernos y países de desarrollo económico alto, cuyas limitaciones están asociadas a una fuerte presión demográfica y efectos asociados en términos de impacto sobre el medio, como la fuerte ocupación del espacio por infraestructuras de transporte o la intensidad en la explotación de recursos naturales. Los primeros, además de las dificultades actuales para lograr los OA, tendrán dificultades adicionales si su desarrollo económico aumenta y no se subsanan las limitaciones actuales. Los segundos deben trabajar en adoptar medidas que subsanen y compensen la presión que ejercen sobre el medio.

En el set 4 (S4) se identificaron dos países: Austria y Estonia con un grado de fragilidad actualmente bajo. Ambos países mejoraron su posición en el ranking cuando se consideraron los indicadores de limitaciones.

Como ambos países tienen pocas limitaciones, al incluirlas en el análisis, mejoraron en el ranking y eso significa que ambos tienen actualmente unas condiciones propicias para que la implementación de políticas de conservación tenga éxito. Sin embargo, este “buen estado” respecto a las limitaciones para afrontar los retos de conservación tienen distintas causas y ambos casos deben ser analizados de diferente forma. Austria presentó muy buenos resultados en los indicadores relacionados con todas las dimensiones asociadas a las limitaciones, sin embargo, Estonia obtuvo puntuaciones buenas en las dimensiones 2, 3 y 4, debido sobre todo al buen comportamiento de los indicadores asociados a elevadas densidades demográficas y a la presión antrópica sobre el medio, como una red de carreteras muy desarrollada o un desarrollo industrial avanzado. Sin embargo, las

puntuaciones obtenidas en las dimensiones 1 y 2, asociadas al desarrollo institucional y cultural, como los índices asociados a la desigualdad de la renta, la fragilidad de los estados, la atmósfera innovadora asociada al emprendimiento o el índice de buen gobierno obtuvieron peores resultados. Si nos fijamos en el PIB per capita de ambos países, Austria se encuentra en el primer percentil y Estonia en el último (Eurostat, 2019). Nuevamente nos encontramos con países con diferente nivel de desarrollo socioeconómico que, aunque se encuentren en el mismo set (S4) y su grado de fragilidad sea similar (bajo), deben ser analizados de manera diferente y su seguimiento debe ser diferente. Austria cuenta con unas condiciones adecuadas para implementar los OA de manera sostenible y una inversión en políticas directas de conservación de la biodiversidad resultarían costo-eficientes. Estonia se encuentra en el mismo estado actualmente, sin embargo, es probable que si su desarrollo económico mejora, su capacidad para implementar los OA empeoren y aquellas “ventajas” en términos de impacto sobre la biodiversidad derivadas de un bajo desarrollo económico desaparezcan.

Aunque no se han desarrollado indicadores compuestos a nivel de país, que cubran todos los OA y que incluyan los problemas asociados a su implementación, y por tanto, no existen resultados comparables, se pueden extraer algunas conclusiones interesantes si se analizan los resultados de algunos trabajos que analizaron el progreso en el logro de algunos OA. Cooper et al. (2019) desarrollaron un indicador compuesto para medir el OA1 basado en búsquedas de la palabra “Biodiversity”. Los resultados respecto el objetivo 1 mostraron una alta coincidencia con los de Cooper et al. (2019), a pesar de utilizar un indicador diferente. En ambos casos, los países con mejores puntuaciones en Europa según este indicador fueron Austria, Alemania, Suecia y Dinamarca.

Los resultados de Buchanan et al. (2020) midieron el progreso de 11 indicadores de logro de OA pre-2010 and post-2010 y pueden proporcionar algo de perspectiva a algunos resultados identificados en este trabajo.

Sus resultados mostraron que el indicador 4.1.(Huella ecológica) asociado al OA 4, se alejó de los objetivos marcados en prácticamente toda Europa. Nuestros resultados arrojaron resultados bajos en general, resultando los países mejor posicionados, Hungría, Grecia y España. Sin embargo, aunque estos países obtuvieron las puntuaciones

favorables en cuanto al rendimiento, también presentaron las limitaciones más serias asociadas a esta dimensión.

Respecto al indicador 5.1. (% de superficie forestal), Buchanan et al. (2020) encontraron progresos positivos en los países de Centro Europa y se mantuvieron o se realizaron pocos progresos en el resto del continente. Estos resultados muestran coherencia con nuestros resultados, donde las mejores puntuaciones fueron obtenidas por Finlandia, Suecia, Estonia y Austria. Aunque los países nórdicos no obtuvieron progresos importantes según los resultados de Buchanan et al. (2020), probablemente es debido a que partieron de buenos resultados pre-2010. Si observamos las limitaciones, Portugal, Holanda y Bélgica, presentan las limitaciones más importantes relacionadas con la dimensión 2 (Reducir las presiones directas sobre la biodiversidad y promover el uso sostenible). Teniendo en cuenta que estos países no han realizado progresos en el logro de estos objetivos, serían los que se encuentran en una situación más crítica. En Europa, desde 2015 se ha constatado una recuperación de terreno forestal (Cecherini et al., 2020) debido al impulso de diferentes iniciativas de reforestación y al abandono de la tierra provoca por la despoblación rural. La reforestación no sólo es importante para la producción de madera y la generación de empleo en la industria maderera, sino también para la recreación, la calidad de vida y otros beneficios socioeconómicos. Aunque conviene señalar que el hecho de recuperar terreno forestal per se, no implica necesariamente la conservación de la biodiversidad en su conjunto porque conlleva cambios en la riqueza de especies de diferentes grupos funcionales. Por ejemplo, el número de especies de plantas vasculares se ve afectado negativamente por la forestación, pero los hongos y los invertebrados del suelo responden a la forestación con un aumento de la riqueza de especies. El número de especies de invertebrados y el número total de especies de aves no se ven afectados en general por la reforestación, aunque sí se ven afectadas la composición y densidad de especies (AFFORNOD, 2008).

El progreso más positivo, según el trabajo de Buchanan et al. (2020) se produjo respecto a los indicadores 7.1. (excepto en Grecia y el Norte de Italia), 11.1. y 11.2. prácticamente en toda Europa. Los resultados en términos de rendimiento concuerdan con estos resultados, sin embargo, aunque el porcentaje de áreas importantes para la biodiversidad protegidas en Europa ha sido un OA ampliamente alcanzado y con un progreso adecuado,

este análisis de las limitaciones muestra que algunos países con elevados porcentajes de superficie protegida cuentan con limitaciones importantes asociadas al peligro de fragmentación del paisaje. Los países en los que se identificaron las limitaciones más importantes fueron Bélgica, Holanda, Reino Unido y Alemania. A pesar de este esfuerzo relacionado con la protección de espacios de alto valor ecológico, la mayoría de los países desarrollados como los países europeos presentan limitaciones asociadas a la elevada densidad de carreteras e infraestructuras de transporte y otro tipo de grandes infraestructuras que pueden llegar a convertir los espacios protegidos en auténticas “islas de conservación”. La fragmentación del paisaje se considera la principal causa del alarmante declive de las poblaciones silvestres europeas, ya que tiene consecuencias dramáticas para la fauna como colisiones con vehículos, evitar el acceso a los recursos, facilitar la dispersión de especies invasoras, reducir la superficie y calidad del hábitat y aislar poblaciones animales. Por otro lado, el ruido y la polución del tráfico también amenazan el bienestar y la calidad de vida de las poblaciones humanas (EEA-FOEN, 2011). Aunque se han realizado verdaderos esfuerzos en el desarrollo de corredores ecológicos para paliar los efectos de la fragmentación, se han identificado nuevas limitaciones de carácter sociocultural que pueden obstaculizar el éxito de estas intervenciones, y que algunos autores han denominado como “resistencia antrópica” (Ghoddousi et al., 2021).

Los indicadores asociados al OA12 (detención de las ratios de extinción de especies) recogieron progresos importantes en el Norte de España y de Portugal, Sur de Suecia y de Italia y parte de los países del Este. En el resto de los países se lograron progresos moderados o inapreciables, siendo los países de Centro Europa, como Alemania o Austria y Reino Unido los países que se alejaron de los objetivos definidos (Buchanan et al., 2020). Nuestros resultados presentaron un análisis en términos comparativos similares, resultando los países del centro de Europa con unos resultados más desfavorables en cuanto a las tasas de especies amenazadas se refiere.

El indicador 19.1.(Número de registros de presencia de especies accesibles a través del Fondo Mundial de Información sobre Biodiversidad-GBIF) mostró un progreso positivo en Suecia, Centro Europa e Italia, moderados o nulos en el resto de los países, excepto en Finlandia, que sufrió un retroceso en referencia a este indicador. Nuestros resultados mostraron el mejor rendimiento para Suecia y Francia.

Para el objetivo 20.1. Buchanan et al. (2020) no encontraron datos para medir el progreso de este OA en Europa. Los resultados de este eje de trabajo mostraron las mejores puntuaciones asociadas a Dinamarca, Bélgica y Suecia.

Desde una perspectiva metodológica, la necesidad de desarrollar herramientas que permitan recoger el estado y el progreso de la conservación de la naturaleza desde un enfoque de sistema socio-ecológico, es innegable. Los sistemas socio-ecológicos soportan una relación tan estrecha ser humano-naturaleza que no es posible estudiarlos de manera independiente. En este sentido, debería seguir trabajándose en desarrollar y mejorar herramientas y metodologías para medir de manera integrada todos estos elementos.

Por otro lado, tradicionalmente no se ha prestado suficiente atención al proceso de agregación en la construcción de indicadores compuestos. El enfoque de benchmarking y los modelos BoD, como el que se ha presentado en este eje de trabajo resultan muy útiles en condiciones de incertidumbre. El modelo propuesto permite resaltar las distancias en el rendimiento de los países para visualizar los problemas de forma más clara y proporciona los mejores resultados posibles en términos comparativos. En contraste con la media aritmética, que “suaviza” los resultados globales al distribuir de forma equitativa los resultados individuales, impidiendo visualizar de forma clara los peores resultados, y por tanto, la detección temprana de problemas. Sería muy recomendable seguir trabajando en el desarrollo de mejoras metodológicas y la propuesta de modelos mejorados para el desarrollo de indicadores compuestos. La disponibilidad de herramientas adecuadas de diagnóstico, análisis y seguimiento puede resultar clave para el éxito de futuras estrategias de conservación.

La agenda de la biodiversidad global de la Convención de Biodiversidad Biológica Post-2020 aumenta la urgencia de reconstruir la biodiversidad, el bienestar y la sostenibilidad (Turnhout et al., 2021). Los objetivos de conservación de la biodiversidad no sólo tienen que ser suficientes, sino también eficientes. Con la adhesión al Plan Estratégico de Biodiversidad 2011-2020, 196 países incrementaron la inversión en conservación (OA 20), ampliaron la superficie de áreas protegidas de especial importancia para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (OA 11) y realizaron esfuerzos orientados a la prevención de especies en extinción (OA 12). Sin embargo, la evidencia muestra unos

progresos muy limitados en estos objetivos, especialmente en aquellos relacionados con los resultados de conservación y una alarmante disparidad entre el declive de las tasas de biodiversidad y la velocidad a la que se llevan a cabo las acciones de conservación (Di Marco et al., 2016). Estos resultados evidencian la necesidad de realizar esfuerzos adicionales y mejorar la eficiencia de los programas y estrategias de conservación.

7. CONCLUSIONES

7.1. Eje 1: la gestión de conflictos por el uso de los recursos naturales

El modelo multicriterio basado en programación lineal propuesto proporciona un proceso de agregación que puede ayudar a mejorar y orientar los procesos de toma de decisiones hacia las soluciones más consensuadas/menos conflictivas. Además, permite generar información sobre el comportamiento de los conflictos y desarrollar un análisis de sensibilidad para orientar las negociaciones a lo largo de los procesos de toma de decisiones. Esto puede orientarse a nivel global e intergrupar, modelando distancias respecto a la solución global o distancias entre los grupos más conflictivos para cada objetivo de gestión.

La aplicación del modelo en la Reserva de la Biosfera Meseta Ibérica dio como resultado menores pesos conflictivos globales para cada objetivo de gestión por dimensión e identificó los conflictos más relevantes y los grupos más conflictivos. Los grupos más sensibles fueron los agricultores y los científicos y el esfuerzo de los procesos de negociación debe orientarse hacia estos grupos, particularmente en lo que se refiere a los objetivos de fauna y flora, investigación, garantías y agricultura.

En la Reserva de la Biosfera Meseta Ibérica, el análisis de los conflictos en cada dimensión permitió recoger las siguientes conclusiones:

- Conclusiones sobre la dimensión conservación: los mayores niveles de conflictos estuvieron relacionados con la fauna y la flora entre empresarios y agricultores y gobierno y científicos. La atmósfera, el paisaje y el agua pueden ser criterios compensatorios para llegar a una solución consensuada.
- Conclusiones sobre la dimensión uso: los niveles más altos de conflictos se observaron en educación e investigación y el grupo más sensible fue el de los científicos. La tasa de intercambio entre la educación y la investigación y entre el ocio y el turismo parece capaz de orientar las compensaciones hacia una solución más consensuada.
- Conclusiones sobre la dimensión desarrollo: no se encontraron mayores conflictos en esta dimensión, aunque el enfoque de conflicto intergrupar identificó conflictos entre los agricultores y otros grupos en lo que respecta a la agricultura, y con los empresarios en

lo que respecta a la silvicultura. Además, los científicos divergieron con los otros grupos en cuanto a la ganadería.

- Conclusiones sobre la dimensión gobernanza: el objetivo más sensible fue el de garantías. Este objetivo es una fuerte fuente de conflictos entre agricultores y científicos, y el gobierno. Los resultados proporcionados por el modelo sugieren orientar la negociación hacia la compensación por la simplicidad para lograr consensos.

La relevancia de los conflictos con grupos de partes interesadas como los agricultores destaca la necesidad de desarrollar herramientas y modelos que promuevan la participación de todos los grupos de partes interesadas de un área, incluidos los propietarios privados, y la necesidad de desarrollar modelos que aborden los conflictos entre todos los actores

El modelo presentado contribuye a mejorar la planificación en áreas protegidas al identificar los conflictos más fuertes y al permitir asignar la importancia relativa a los objetivos de manejo, suavizando los temas más conflictivos. El método se plantea siguiendo un enfoque de optimización complementado con un análisis de sensibilidad participativo que puede ser desarrollado por partes interesadas y expertos.

En la actualidad, la disponibilidad de herramientas para solucionar conflictos relacionados con la planificación de áreas protegidas es limitada, aunque en ocasiones los conflictos son tan fuertes que acarrear consecuencias negativas a nivel institucional, como el bloqueo de los procesos de toma de decisiones, y consecuencias sociales y ambientales negativas. que pueden poner en peligro los esfuerzos de conservación. Por lo tanto, es necesario desarrollar modelos mejorados para gestionar conflictos que combinen enfoques flexibles y rigurosos, utilizando métodos participativos y modelos de optimización de forma integrada. Estas herramientas deben contribuir a integrar los tres principios éticos básicos en materia de sostenibilidad: prudencia, justicia y buen vivir en la planificación de las áreas protegidas a nivel mundial.

7.2. Eje 2: la gestión de conflictos por el uso del agua

El agua como servicio ecosistémico es una fuente de conflictos en todo el mundo, especialmente en países donde este recurso es escaso. Además, su gestión es extremadamente complicada desde el momento en que los diferentes cursos de agua comprenden varias regiones y países, con diferentes gobiernos, culturas y administraciones y muchas veces ya en conflicto por otras cuestiones.

Los modelos multi-criterio son muy útiles para identificar estos conflictos y para tratarlos eficazmente. Además, proporcionan una herramienta clave para gestionar los procesos decisionales relacionados con el agua incorporando las preferencias de diferentes agentes y gestionar adecuadamente los conflictos desde el principio.

Entre 2000 y 2005 hubo un auge muy importante de estudios que consideraban la gestión sostenible del agua desde una perspectiva integrada, considerando todas sus funciones ecosistémicas de manera conjunta y que incluían las preferencias de todos los agentes de interés involucrados. Sin embargo, el número de este tipo de artículos han ido reduciéndose, en favor de estudios que consideran de manera separada las funciones estrictamente ecológicas y en menor medida, las funciones de aprovisionamiento del agua. Esta tendencia ha supuesto una reducción de un 78.88% de estudios que consideran la participación desde 2006.

En contrapartida, la fuerte y grave decadencia de los humedales en la última década ha motivado un impulso en los estudios realizados en estos sitios orientados a la preservación de sus funciones de soporte y regulación y se ocupan sobre todo de resolver problemas de gestión ecológica y análisis de impacto o vulnerabilidad.

Los artículos que tratan las funciones de aprovisionamiento, culturales y de soporte de manera individual, no consideran la participación de los agentes de interés. Particularmente, las funciones de aprovisionamiento suelen ser tratadas considerando la participación de expertos o encargados del diseño de políticas públicas. El enfoque de los servicios de regulación ha considerado en mayor medida que los otros grupos la participación, aunque sigue siendo mayor la proporción de estudios que no consideran a los agentes en los procesos decisionales.

La diplomacia internacional debería considerar la gestión de conflictos desde sus orígenes, considerando los intereses de los diferentes grupos de interés desde etapas tempranas de la planificación de políticas públicas, fundamentalmente en sitios transfronterizos, donde los conflictos son especialmente difíciles.

Se recomienda incentivar estudios para la gestión y conservación del agua en consonancia con su esencia como servicio ecosistémico, que considera las interrelaciones entre hidrología, paisajes, ecología y humanos de forma integrada.

Este enfoque integrador debería incentivarse de manera amplia, integrando a todos los grupos de interés involucrados y afectados por las regulaciones y políticas, nacionales e internacionales sobre la gestión del agua. Se recomienda mantener la participación de expertos, gobiernos y el sector político, pero también debe asegurarse que las preferencias de los principales grupos de interés queden representadas en los procesos decisionales con el objeto de incrementar su legitimidad. El concepto de sostenibilidad debe ser enfatizado particularmente en la gestión del agua, considerando sus tres principios éticos básicos: prudencia, justicia y buena vida. El alcance de este enfoque es tan amplio que permitiría alcanzar simultáneamente los objetivos de conservación de la naturaleza y la paz, contribuyendo a mejorar el bienestar de la humanidad.

7.3. Eje 3: la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de agua

Un índice basado en métodos Fuzzy-DEA

En este eje de trabajo se ha propuesto un indicador basado en un modelo fuzzy-DEA para medir la sostenibilidad de los países en términos de agua a partir de series temporales.

El indicador propuesto ha sido capaz de proporcionar información difusa usando números fuzzy triangulares desde tres escenarios, y considerando la capacidad de los países en términos de calidad, cantidad y accesibilidad de recursos hídricos renovables y de su resiliencia ecológica, social y económica.

El indicador ha sido útil para emitir señales de alarma temprana respecto a países cuya sostenibilidad del agua puede verse comprometida en un futuro por factores asociados a sus limitaciones institucionales o a su productividad en términos de agua.

El carácter difuso de la información proporcionada por el indicador permite definir escenarios y detectar tendencias acentuadas o comportamientos irregulares a lo largo del tiempo respecto de la capacidad hídrica de los países y de su resiliencia.

La aplicación del indicador en diez puntos críticos en términos de inseguridad hídrica en la Unión Europea ha permitido identificar algunos países que requieren atención urgente, bien por su situación alarmante en términos de capacidad y resiliencia, bien por su débil resiliencia que comprometa la sostenibilidad de sus recursos hídricos. Chipre ha sido el país que peores resultados ha obtenido, tanto en términos de capacidad como en términos de resiliencia, a gran distancia del resto.

Algunos países como Bélgica, que han mantenido un fuerte impacto sobre sus recursos hídricos, cuentan con una resiliencia que está permitiendo mejorar sus puntuaciones a lo largo de la serie analizada.

Otros países como Bulgaria, Italia o Estonia empeoraron su posición en el ranking al incorporar la resiliencia en el indicador. Conviene prestar atención a países como Bulgaria, con fuertes limitaciones institucionales y con proyecciones de desarrollo económico y crecimiento demográfico a medio plazo. Aunque actualmente cuenta con las mejores posiciones en términos de capacidad hídrica entre los países analizados, su debilidad institucional podría comprometer la sostenibilidad de sus recursos hídricos.

Conviene tener presente que, incluso las mejores posiciones en el ranking presentado en este trabajo no son buenas posiciones, ya que los países analizados son los países con mayor riesgo hídrico de la Unión Europea.

Los resultados en términos de resiliencia han sido robustos en los tres escenarios analizados, frente a los resultados en términos de capacidad, que presentaron una mayor variabilidad.

Incorporar la resiliencia de los países proporciona una perspectiva a largo plazo a los indicadores sobre sostenibilidad del agua. Esto puede resultar muy útil para planificar las políticas internacionales con un horizonte amplio y desde un enfoque de anticipación.

El carácter transversal y global de los recursos hídricos requiere que la gestión sostenible del agua se aborde desde un enfoque internacional, implementando políticas coordinadas a nivel mundial. En este sentido, el indicador propuesto puede contribuir al diseño de políticas internacionales de agua, proporcionando información en escenarios y en términos comparativos, y considerando simultáneamente la capacidad hídrica de los países y su resiliencia.

Las principales limitaciones de este trabajo están asociadas a la disponibilidad de datos. Aunque el método propuesto permite solventar algunas limitaciones asociadas a la falta de datos en las series temporales al proporcionar información difusa, resulta imprescindible contar con bases de datos actualizadas para poder identificar problemas con suficiente antelación.

En este sentido, aunque la Unión Europea cuenta con una base de datos homogénea y relativamente completa, es necesario seguir realizando esfuerzos en la actualización de dichas bases de datos.

Un índice basado en un modelo de distancias

La construcción de indicadores compuestos para medir la sostenibilidad del agua resulta particularmente adecuada dada la multidimensionalidad de los recursos hídricos. En este sentido, el índice propuesto ha contribuido a mejorar la medida de la sostenibilidad de los países en términos de agua, usando diferentes enfoques de compensación de forma secuencial en diferentes niveles de agregación. Particularmente, el indicador propuesto ha permitido: 1) proporcionar una medida de la sostenibilidad fuerte y débil en diferentes niveles de agregación, 2) identificar señales de alarma con anticipación y 3) identificar

dimensiones vulnerables. La aplicación del índice permitió identificar a Holanda, Finlandia, Suecia y Reino Unido como los países más sostenibles en términos de agua desde un enfoque de sostenibilidad débil. En cambio, ninguno de los 27 países analizados resultó sostenible en términos de sostenibilidad fuerte. Bélgica, Chipre, Chequia, Alemania, Italia, Polonia y España recogieron las peores puntuaciones en referencia a la disponibilidad de recursos hídricos en buen estado, incluso en términos de sostenibilidad débil. Estos resultados sugieren la necesidad de adoptar medidas urgentes en estos países ya que sus recursos hídricos son los que se encuentran más comprometidos en el corto plazo. La dimensión resiliencia resultó particularmente vulnerable debido, sobre todo, al mal comportamiento de los indicadores asociados al cambio climático en todos los países excepto en Francia, España y Suecia.

Se han identificado señales de alarma para algunos países del Este de Europa como Bulgaria, Croacia, Latvia o Eslovaquia con buena disponibilidad actual de recursos hídricos, pero con una reducida productividad del agua y fuertes limitaciones asociadas al buen gobierno. Estos países podrían ver comprometida la sostenibilidad de sus recursos hídricos en un escenario de crecimiento económico y demográfico, si no se abordan estas limitaciones. Esto puede resultar particularmente complicado en el corto plazo debido al actual contexto bélico en Ucrania, que puede acrecentar la inestabilidad política y económica en estos países. También se han identificado puntos débiles en algunos países con buenos resultados globales, como la productividad y el coste del agua en Finlandia. Las estrategias políticas sobre seguridad del agua deberían focalizarse en solventar estas debilidades para evitar posibles problemas en el futuro.

El indicador propuesto presenta importantes ventajas para la evaluación, planificación y seguimiento de políticas internacionales sobre agua. Por un lado, proporciona un diagnóstico actual de la situación de los países analizados que considera la sostenibilidad débil y fuerte desde diferentes aproximaciones de manera integrada. Y además permite integrar el saber hacer de paneles de expertos y/o de grupos de interés en el análisis. Por otro lado, permite identificar señales de alarma temprana sobre indicadores concretos, lo cual resulta muy interesante para planificar y diseñar futuras estrategias o para re-diseñar las actuales políticas en aras de alcanzar los objetivos deseados.

Las principales limitaciones de este trabajo están asociadas a la disponibilidad de datos actuales y homogéneos. Aunque la Unión Europea cuenta con una base de datos homogénea y relativamente completa, es necesario seguir realizando esfuerzos en la actualización de dichas bases de datos. Ello permitirá además realizar el estudio con una determinada periodicidad y monitorizar el progreso de los distintos países. Por otro lado, es urgente promover y apoyar la creación de bases de datos sobre recursos hídricos en países con reducidos recursos que son fuertes exportadores de agua virtual a países con mayores niveles de renta.

7.4. Eje 4: la construcción de indicadores compuestos para medir la eficacia de políticas de conservación de la biodiversidad

En este eje de trabajo, se ha presentado un modelo BoD-DEA para construir un índice de manera secuencial, capaz de medir el logro global de los Objetivos de Aichi por países, considerando de manera simultánea el logro y las limitaciones en su implementación desde un enfoque optimizador y que permite identificar países o regiones con serios problemas para alcanzar y mantener los Objetivos de Aichi. El modelo, además, permite incorporar un enfoque participativo y realizar análisis de sensibilidad de manera relativamente sencilla.

Es importante resaltar que en este estudio no se persigue medir el progreso de los países respecto de los Objetivos de Aichi. Se presenta una herramienta que proporciona una foto fija del estado de los países, en términos comparativos, considerando algunas limitaciones de carácter estructural que podrían suponer problemas para la implementación y la sostenibilidad de los Objetivos de Aichi. La información generada permite definir el “punto de partida” de los países analizados, en relación con futuros planes estratégicos de conservación, como el Plan Estratégico para la Biodiversidad 2021-2030 (CBD, 2021) o la Estrategia Europea para la Biodiversidad 2030 (EEA, 2021) y proporciona una metodología útil para el seguimiento riguroso y realista de los objetivos incluidos en estos programas.

El método desarrollado aquí demostró ser útil para abordar los objetivos y metas de conservación combinando niveles de rendimiento y desventajas basados en indicadores compuestos. Los resultados obtenidos aportan información valiosa para identificar el punto de partida de los países europeos para afrontar e implementar objetivos de conservación incluidos en futuros planes estratégicos, como el Plan Estratégico para la Biodiversidad 2021-2030 o la Estrategia de Biodiversidad de la Unión Europea para 2030. También constituye una herramienta útil de un seguimiento riguroso y realista de los objetivos incluidos en estos programas para los próximos años.

La aplicación de la metodología ha identificado 4 países con el mejor rendimiento en términos de OA y con menos problemas asociados a su implementación: Dinamarca,

Finlandia, Francia, Irlanda y Suecia. Sería conveniente revisar las políticas que están implementando, no sólo relacionadas con la conservación, sino también, con estrategias de carácter social y económico, en aras de evaluar su carácter replicable en otros países europeos.

Austria y Estonia han obtenido un bajo rendimiento desde una perspectiva comparada con el resto de los países analizados, aunque no presentan fuertes limitaciones. Esto puede suponer una oportunidad y sería recomendable reforzar políticas directas de conservación de biodiversidad. El escenario opuesto es el de Alemania, Holanda y Reino Unido, que han obtenido un buen rendimiento relativo con unas limitaciones importantes asociadas, fundamentalmente a densidades poblacionales elevadas.

En el resto de los países analizados, Bélgica, Chequia, Grecia, Hungría, Italia, Latvia, Polonia, Portugal, Eslovenia, Eslovaquia y España se han identificado problemas importantes para la implementación de los OA y, además, un bajo rendimiento relativo. Sería recomendable que estos países trabajaran primero en mitigar estas limitaciones, para garantizar la adecuada implementación de los objetivos de futuras estrategias de biodiversidad.

El análisis de las limitaciones ha proporcionado dos perfiles de países. Un perfil de países con un desarrollo económico alto cuyas limitaciones están asociadas a elevadas densidades demográficas y a la presión antrópica sobre el medio. Y un perfil de países con desarrollo económico medio/bajo cuyas limitaciones aparecen asociadas a una baja calidad institucional, con pocas limitaciones asociadas a la presión antrópica, pero únicamente derivadas de un reducido nivel de desarrollo económico. Los primeros, deberían adoptar medidas de compensación e invertir en estrategias que incrementen la eficiencia y sostenibilidad de los procesos productivos. Los segundos deberían adoptar medidas orientadas a mejorar la gobernanza de sus instituciones, mejorar la calidad de vida de las comunidades rurales y desarrollar una base social favorable a la conservación de la biodiversidad. Si no se mitigan estas limitaciones, es de esperar que, con el avance económico de estos países, el impacto sobre la biodiversidad empeore.

La interpretación de los resultados proporcionados en este caso de estudio debe ser hecha teniendo en cuenta que no se han podido analizar todos los países europeos por falta de datos. Aunque se podrían haber asumido aproximaciones, se ha preferido trabajar con un menor número de países, pero con los datos prácticamente completos para obtener

resultados más rigurosos. Sin embargo, el hecho de incorporar nuevos los países, inevitablemente alteraría tanto los scores como los rankings, ya que se ha utilizado un enfoque de benchmarking. Las limitaciones asociadas a este estudio en particular, y a la construcción de indicadores en general, están asociadas a la falta de datos homogéneos entre países a lo largo del tiempo. Sería recomendable por parte de las administraciones públicas realizar un esfuerzo en la armonización y recogida de datos de manera continuada en el tiempo. Desde niveles internacionales, debería asegurarse la comunicación y la recogida de datos de manera coordinada, con el fin de facilitar la construcción de bases de datos homogéneas, que permitan la comparabilidad entre los diferentes países y regiones, al menos, a nivel europeo, y que faciliten el seguimiento eficaz de las políticas de conservación, la temprana detección de dificultades y la mitigación de problemas.

7.5. Conclusiones generales

Las conclusiones generales de la presente tesis doctoral se plantean en términos de respuestas a las preguntas de investigación planteadas en el Capítulo 1-Introducción:

1. ¿Se ha evaluado correctamente el logro y las limitaciones de determinadas políticas internacionales de conservación?

En las últimas tres décadas, ha proliferado la propuesta de indicadores simples para medir el logro de las políticas ambientales en relación con elementos particulares de manera cuantitativa. Sin duda, este es un avance en términos de análisis y evaluación de estrategias de conservación, sin embargo, los indicadores simples no proporcionan suficiente información para evaluar fenómenos complejos, como la sostenibilidad, o la eficacia de políticas de conservación en términos globales. Si bien, en la última década se ha incrementado sustancialmente el desarrollo de indicadores compuestos orientados a medir fenómenos complejos todavía queda mucho trabajo por hacer. La mayoría de los indicadores compuestos propuestos hasta la fecha usan métodos de agregación no secuenciales y no prestan suficiente atención a algunos elementos esenciales en el proceso de agregación, como la ponderación de los indicadores, y de las dimensiones consideradas en diferentes niveles de trabajo, o la compensatoriedad. Por otro lado, es necesario desarrollar bases de datos a nivel local y nacional, para poder evaluar las políticas regionales en cada país. También es necesaria la actualización permanente de bases de datos normalizadas y completar las ya existentes.

2. ¿Es posible contribuir con herramientas que permitan reducir los conflictos relacionados con las políticas de conservación del medio natural, facilitando los consensos en los procesos decisionales complejos?

Los conflictos asociados a la interacción entre el ser humano y la vida silvestre interfieren en la eficacia de las políticas de conservación, incentivando incluso comportamientos contrarios a la conservación, derivando a veces, en delitos ambientales. Por ese motivo resulta esencial abordar los conflictos desde su inicio, integrando a las comunidades

locales en los procesos decisionales involucrados en un territorio determinado y prestando especial énfasis en las áreas protegidas, donde los conflictos suelen ser mayores. Los resultados de la presente tesis doctoral indican que el desarrollo de procesos participativos que incluyen a los grupos de interés de una comunidad ha tenido un auge muy importante en la primera década del siglo XXI, aunque posteriormente han decaído a favor de procesos decisionales manejados por expertos. Esto es debido probablemente a la cantidad de recursos que este tipo de procesos requiere. Por otro lado, el modelo de programación lineal propuesto para la gestión de conflictos ha demostrado ser eficaz en la generación de información útil para acercar posiciones entre los diferentes grupos de interés, y para facilitar soluciones consensuadas.

3. *¿Se han desarrollado indicadores que comprendan todos los elementos necesarios para medir adecuadamente de forma integrada la sostenibilidad del uso de los recursos naturales?*

Hasta la fecha se ha propuesto un número de indicadores compuestos relativamente pequeño y muy pocos han incorporado un número de criterios amplio y suficiente para poder evaluar las políticas de sostenibilidad de forma completa. No se ha prestado suficiente atención a los métodos de agregación y muy pocos modelos permiten incorporar de forma flexible diferentes dimensiones o elementos adicionales. El método de agregación habitualmente aplicado para la construcción de índices de este tipo es la media aritmética, un método que no es optimizador y además es totalmente compensatorio. Esto implica que los resultados en términos agregados podrían generar resultados globales sobrestimados, al compensarse los malos resultados de algunos indicadores con los buenos resultados de otros.

4. *¿Cómo podría mejorarse la evaluación de las políticas internacionales de conservación de recursos naturales surgidas en instituciones multilaterales y acuerdos internacionales?*

La evaluación de las políticas internacionales de conservación podría ser mejorada sustancialmente desarrollando modelos para construir indicadores compuestos basados

en enfoques de optimización, secuencialidad, que sean flexibles y que incorporen un tratamiento difuso de los datos. El enfoque de optimización permite obtener información sobre los indicadores más eficientes, en términos relativos si se usa un análisis envolvente de datos. La secuencialidad permite trabajar desde diferentes niveles jerárquicos identificando posibles problemas desde el origen y, por tanto, proporcionando información muy útil para adoptar medidas preventivas. El enfoque de flexibilidad en términos de compensatoriedad limita el efecto de la compensación entre los indicadores con buenas y malas puntuaciones y, por tanto, proporciona evaluaciones más realistas que aquellos que trabajan desde un enfoque de compensación total. Por otro lado, las combinaciones lineales permiten incorporar de forma flexible elementos o dimensiones adicionales que pueden aportar información muy relevante para la evaluación de las políticas de conservación. Por último, el tratamiento difuso de las series temporales de indicadores clave puede proporcionar información sobre las tendencias en los indicadores a lo largo del tiempo. Además, proporciona un margen en las evaluaciones individuales y globales que puede ser muy útil para los procesos decisionales.

8. REFERENCIAS

Abd-El Monsef, H., Hassan, M. A. & Shata, S. Using spatial data analysis for delineating existing mangroves stands and siting suitable locations for mangroves plantation. *Computers and Electronics in Agriculture* 2017, 141, 310-326.

Abrahms, B. Human-wildlife conflict under climate change. *Science* 2021, 373(6554), 484-485.

Acs, Z. J., Autio, E. & Szerb, L. National systems of entrepreneurship: Measurement issues and policy implications. *Research Policy* 2014, 43(3), 476-494.

AFFORNORD (2008). Effects of afforestation on ecosystems, landscape and rural development. Edited by: Gudmundur Halldorsson, Edda Sigurdis Oddsdottir and Bjarni Didrik Sigurdsson. Nordic Council of Ministers, Copenhagen 2008.

Agarwal, S. & Singh, A. P. Performance evaluation of textile wastewater treatment techniques using sustainability index: An integrated fuzzy approach of assessment. *Journal of Cleaner Production* 2022, 130384.

Aher, S., Shinde, S., Guha, S. & Majumder, M. Identification of drought in Dhalai River watershed using MCDM and ANN models. *Journal of Earth System Science* 2017, 126(2), 21.

Ahopelto, L., Veijalainen, N., Guillaume, J. H., Keskinen, M., Marttunen, M. & Varis, O. Can there be water scarcity with abundance of water? Analyzing water stress during a severe drought in Finland. *Sustainability* 2019, 11(6), 1548.

Aiping, Z., Linsheng, Z., Yong, X., Lijuan, D. & Bin, Z. Identifying and mapping wetland-based ecotourism areas in the First Meander of the Yellow River: Incorporating tourist preferences. *Journal of Resources and Ecology* 2015, 6(1), 21-29.

Akay, H. & Koçyiğit, M. B. Flash flood potential prioritization of sub-basins in an ungauged basin in Turkey using traditional multi-criteria decision-making methods. *Soft Computing* 2020, 1-13.

Alamanos, A. & Papaioannou, G. A GIS Multi-Criteria Analysis Tool for a Low-Cost, Preliminary Evaluation of wetland Effectiveness for Nutrient Buffering at Watershed Scale: The Case Study of Grand River, Ontario, Canada. *Water* 2020, 12(11), 3134.

Almasri, M. N. & Kaluarachchi, J. J. Multi-criteria decision analysis for the optimal management of nitrate contamination of aquifers. *Journal of Environmental management* 2005, 74(4), 365-381.

Andriantiatsaholiniaina, L. A., Kouikoglou, V. S. & Phillis, Y. A. Evaluating strategies for sustainable development: fuzzy logic reasoning and sensitivity analysis. *Ecological Economics* 2004, 48(2), 149-172.

Arabameri, A., Cerda, A., Rodrigo-Comino, J., Pradhan, B., Sohrabi, M., Blaschke, T. & Tien Bui, D. Proposing a novel predictive technique for gully erosion susceptibility mapping in arid and semi-arid regions (Iran). *Remote Sensing* 2019, 11(21), 2577.

Arabameri, A., Tiefenbacher, J. P., Blaschke, T., Pradhan, B. & Tien Bui, D. Morphometric analysis for soil erosion susceptibility mapping using novel gis-based ensemble model. *Remote Sensing* 2020, 12(5), 874.

Arondel, C. & Girardin, P. Sorting cropping systems on the basis of their impact on groundwater quality. *European Journal of Operational Research* 2000, 127(3), 467-482.

Arriaza, M., Gómez-Limón, J.A. & Upton, M. Local water markets for irrigation in southern Spain: A multicriteria approach. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 2002, 46 (1), 21-43.

Azarnivand, A., Hashemi-Madani, F. S. & Banihabib, M. E. Extended fuzzy analytic hierarchy process approach in water and environmental management (case study: Lake Urmia Basin, Iran). *Environmental Earth Sciences* 2015, 73(1), 13-26.

Aznar, J., Estruch-Guitart, V. & Vallés-Planells, M. Valuation of environmental assets by the multicriteria AMUVAM method and its application to the Pego-Oliva wetland. *Environmental Engineering & Management Journal* 2014, 13(3).

Balist, J., Heydarzadeh, H. & Salehi, E. Modeling, evaluation, and zoning of Marivan county ecotourism potential using fuzzy logic, FAHP, and TOPSIS. *Geographica Pannonica* 2019, 23(1), 47-63.

Bana e Costa, C. A., Da Silva, P. A. & Correia, F. N. Multicriteria evaluation of flood control measures: The case of Ribeira do Livramento. *Water Resources Management* 2004, 18(3), 263-283.

Barlett, P. F. (Ed.). (2016). *Agricultural decision making: Anthropological contributions to rural development*. Academic Press.

Barraqué, B. (2003, August). Past and future sustainability of water policies in Europe. In *Natural resources forum* (Vol. 27, No. 3, pp. 200-211). Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.

Baskent, E. Z., Borges, J. G., Kašpar, J. & Tahri, M. A Design for Addressing Multiple Ecosystem Services in Forest Management Planning. *Forests* 2020, 11(10), 1108.

Béal, V. & Pinson, G. From the governance of sustainability to the management of climate change: Reshaping urban policies and central–local relations in France. *Journal of Environmental Policy & Planning* 2015, 17(3), 402-419.

Benítez-Fernández, A. & Ruiz, F. A Meta-Goal Programming Approach to Cardinal Preferences Aggregation in Multicriteria Problems. *OMEGA: The International Journal of Management Science* 2020, 94: 102045.

Bennett, V. J. Effects of road density and pattern on the conservation of species and biodiversity. *Current Landscape Ecology Reports* 2017, 2(1), 1-11.

Bera, K. & Banik, P. Multi-criteria decision analysis (MCDA) for surface water management plan, a case study of Kansachara sub-watershed, West Bengal, India. *Water Supply* 2019, 19(7), 2156-2162.

Beyer, H. L., Y., Dujardin, M., Watts, E. & Possingham, H.P. Solving conservation planning problems with integer linear programming. *Ecological Modelling* 2016, 328: 14-22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.02.005>

Bhattacharya, R. K., Chatterjee, N. D. & Das, K. Sub-basin prioritization for assessment of soil erosion susceptibility in Kangsabati, a plateau basin: A comparison between MCDM and SWAT models. *Science of The Total Environment* 2020, 139474.

Bid, S. & Siddique, G. Human risk assessment of Panchet dam in India using TOPSIS and WASPAS multi-criteria decision-making (MCDM) methods. *Heliyon* 2019, 5(6), e01956.

Bieling, C., Eser, U. & Plieninger, T. Towards a better understanding of values in sustainability transformations: ethical perspectives on landscape stewardship. *Ecosystems and People* 2020, 16(1), 188-196.

Biglarfadafan, M., Danehkar, A., Pourebrahim, S., Shabani, A. A. & Moeinaddini, M. Application of strategic fuzzy assessment for environmental planning; case of bird watch zoning in wetlands. *Open Journal of Geology* 2016, 6(11), 1380.

Bockstaller, C., Beauchet, S., Manneville, V., Amiaud, B. & Botreau, R. A tool to design fuzzy decision trees for sustainability assessment. *Environmental modelling & software* 2017, 97, 130-144.

Bonn, A., Darbi, M., Kim, H. & Marquard, E. Conservation goals in international policies. *Conservation Research, Policy and Practice* 2020, 241.

Booyesen, F. An overview and evaluation of composite indices of development. *Social Indicators Research* 2002, 59, 115–151.

Boretti, A. & Rosa, L. Reassessing the projections of the world water development report. *NPJ Clean Water* 2019, 2(1), 1-6.

Brouwer, R. & Ek, R. V. Integrated ecological, economic and social impact assessment of alternative flood control policies in the Netherlands. *Ecological Economics* 2004, 50, 1-21.

Brundtland (1987). *Our common future/world commission on environment and development*. Oxford: Oxford University Press; 1987.

Buchanan, G. M., Butchart, S. H., Chandler, G. & Gregory, R. D. Assessment of national-level progress towards elements of the Aichi Biodiversity Targets. *Ecological Indicators* 2020, 116, 106497.

Buckland, S. T., Studeny, A. C., Magurran, A. E., Illian, J. B. & Newson, S. E. The geometric mean of relative abundance indices: a biodiversity measure with a difference. *Ecosphere* 2011, 2(9), 1-15.

Bui, N. T., Kawamura, A., Du Bui, D., Amaguchi, H., Bui, D. D., Truong, N. T., ... & Nguyen, C. T. Groundwater sustainability assessment framework: A demonstration of environmental sustainability index for Hanoi, Vietnam. *Journal of environmental management* 2019, 241, 479-487.

Buijs, A., Hovardas, T., Figari, H., Castro, P., Devine-Wright, P., Fischer, A., Mouro, C. & Selge, S. Understanding people's ideas on natural resource management: research on social representations of nature. *Society & Natural Resources* 2012, 25(11), 1167-1181.

Buruso, F. H. Habitat suitability analysis for hippopotamus (*H. amphibious*) using GIS and remote sensing in Lake Tana and its environs, Ethiopia. *Environmental Systems Research* 2018, 6(1), 6.

Butchart, S. H., Stattersfield, A. J., Bennun, L. A., Shutes, S. M., Akçakaya, H. R., Baillie, J. E., ... & Mace, G. M. Measuring global trends in the status of biodiversity: Red List Indices for birds. *PLoS Biol* 2004, 2(12), e383.

Butchart, S. H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P., Almond, R. E., ... & Watson, R. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168.

Cabello, J.M., Navarro, E., Prieto, F., Rodríguez, B. & Ruiz, F. Multicriteria Development of Synthetic Indicators of the Environmental Profile of the Spanish Regions. *Ecological Indicators* 2014, 39: 10 – 23.

Cabello, J.M., Navarro, E., Rodríguez, B., Thiel, D. & Ruiz, F. Dual weak–strong sustainability synthetic indicators using a double reference point scheme: the case of Andalucía, Spain. *Operational Research, An International Journal* 2019, 19: 757 – 782.

Cabello, J.M., Navarro, E., Thiel, D., Rodríguez, B. & Ruiz, F. Assessing environmental sustainability by the double reference point methodology: the case of the provinces of Andalusia (Spain). *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 2021, 28: 4 – 17.

Cai, X., McKinney, D. C. & Lasdon, L. S. A framework for sustainability analysis in water resources management and application to the Syr Darya Basin. *Water Resources Research* 2002, 38(6), 21-1.

Calizaya, A., Meixner, O., Bengtsson, L. & Berndtsson, R. Multi-criteria decision analysis (MCDA) for integrated water resources management (IWRM) in the Lake Poopo Basin, Bolivia. *Water resources management* 2010, 24(10), 2267-2289.

Castro, J., de Figueiredo, T., Fonseca, F., Castro, J.P, Nobre, S. & Pires, L.C. Montesinho Natural Park: general description and natural values. In *Natural Heritage from East to West*. Springer, Berlin, Heidelberg, 2010, pp.119-132.

CBD.ABSCH (2021). Disponible en: <https://absch.cbd.int>. Acceso el 19 de Mayo de 2021.

CCPI (2021). Climate Change Performance Index. Disponible en: <https://ccpi.org/download/the-climate-change-performance-index-2021/> Acceso el 17 de Abril de 2021.

Ceccherini, G., Duveiller, G., Grassi, G., Lemoine, G., Avitabile, V., Pilli, R. & Cescatti, A. Abrupt increase in harvested forest area over Europe after 2015. *Nature* 2020, 583(7814), 72-77.

Cervantes-Jiménez, M., Díaz-Delgado, C., González-Sosa, E., Ángel Gómez-Albores, M. & Mastachi-Loza, C. A. Proposal of a water management sustainability index for the 969 sub-basins of Mexico. *Journal of Maps* 2020, 16(2), 432-444.

Charnes, A., Cooper, W. W. & Rhodes, E. Measuring the efficiency of decision making units. *European journal of operational research* 1978, 2(6), 429-444.

Chatterjee, K., Bandyopadhyay, A., Ghosh, A. & Kar, S. Assessment of environmental factors causing WET degradation, using Fuzzy Analytic Network Process: A case study on Keoladeo National Park, India. *Ecological Modelling* 2015, 316, 1-13.

Chaves, H. M. & Alipaz, S. An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: The watershed sustainability index. *Water Resources Management* 2007, 21(5), 883-895.

Chellaney, B. (2013). *Water, peace, and war: Confronting the global water crisis*. Rowman & Littlefield, 2013.

Chen, Y. C., Lien, H. P. & Tzeng, G. H. Measures and evaluation for environment watershed plans using a novel hybrid MCDM model. *Expert systems with applications* 2010, 37(2), 926-938.

Chen, V. Y., Lien, H. P., Liu, C. H., Liou, J. J., Tzeng, G. H. & Yang, L. S. Fuzzy MCDM approach for selecting the best environment-watershed plan. *Applied soft computing* 2011, 11(1), 265-275.

Chen, V. Y. C., Lin, J. C. L. & Tzeng, G. H. Assessment and improvement of wetlands environmental protection plans for achieving sustainable development. *Environmental Research* 2019, 169, 280-296.

Cherchye, L., Moesen, W., Rogge, N., & Van Puyenbroeck, T. An introduction to ‘benefit of the doubt’ composite indicators. *Social indicators research* 2007, 82(1), 111-145.

Cherchye, L., Moesen, W., Rogge, N., & Van Puyenbroeck, T. Constructing composite indicators with imprecise data: A proposal. *Expert Systems with Applications* 2011, 38(9), 10940-10949.

Choulak, M., Marage, D., Gisbert, M., Paris, M. & Meinard, Y. A meta-decision-analysis approach to structure operational and legitimate environmental policies—With an application to wetland prioritization. *Science of the Total Environment* 2019, 655, 384-394.

Chowdhury, A., Jha, M. K. & Chowdary, V. M. Delineation of groundwater recharge zones and identification of artificial recharge sites in West Medinipur district, West Bengal, using RS, GIS and MCDM techniques. *Environmental Earth Sciences* 2010, 59(6), 1209.

Chung, E. S. & Lee, K. S. Prioritization of water management for sustainability using hydrologic simulation model and multicriteria decision making techniques. *Journal of Environmental Management* 2009, 90(3), 1502-1511.

Chuntian C. & Chau K.W. Three-person multi-objective conflict decision in reservoir flood control. *European Journal of Operational Research* 2002, 142, 625–631

Cieślak, I. Identification of areas exposed to land use conflict with the use of multiple-criteria decision-making methods. *Land Use Policy* 2019, 89, 104225.

Convention of Biological Diversity (2010). The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets COP 10 Decision X72. Disponible en: <https://www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-10>. Acceso el 22 de Noviembre de 2022.

Cook, D. & Davíðsdóttir, B. An appraisal of interlinkages between macro-economic indicators of economic well-being and the sustainable development goals. *Ecological Economics* 2021, 184, 106996.

Cooper, M. W., Di Minin, E., Hausmann, A., Qin, S., Schwartz, A. J. & Correia, R. A. Developing a global indicator for Aichi Target 1 by merging online data sources to measure biodiversity awareness and engagement. *Biological Conservation* 2019, 230, 29-36.

Cui, Y., Hens, L., Zhu, Y. & Zhao, J. Environmental sustainability index of Shandong province, China. *The International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 2004, 11(3), 227-233.

Çelik, R. Evaluation of groundwater Potential by GIS-Based Multicriteria Decision Making as a Spatial Prediction Tool: Case Study in the Tigris river Batman-Hasankeyf Sub-Basin, Turkey. *Water* 2019, 11(12), 2630.

Dadmam, F., Naji-Azimi, Z., Farimani, N. M. & Davary, K. Sustainable allocation of water resources in water-scarcity conditions using robust fuzzy stochastic programming. *Journal of Cleaner Production* 2020, 276, 123812.

Damian, I.M., Navarro, E. & Ruiz, F. Involving stakeholders in the evaluation of the sustainability of a tourist destination: a novel comprehensive approach. *Journal of Sustainable Tourism* 2021, to appear.

Daneshvar, F., Nejadhashemi, A. P., Adhikari, U., Elahi, B., Abouali, M., Herman, M. R. ... & Rohn, B. G. Evaluating the significance of wetland restoration scenarios on phosphorus removal. *Journal of environmental management* 2017, 192, 184-196.

DasGupta, R., Hashimoto, S., Okuro, T. & Basu, M. Scenario-based land change modelling in the Indian Sundarban delta: an exploratory analysis of plausible alternative regional futures. *Sustainability Science* 2019, 14(1), 221-240.

Derak, M., Cortina, J. & Taiqui, L. Integration of stakeholder choices and multi-criteria analysis to support land use planning in semiarid areas. *Land Use Policy* 2017, 64, 414-428.

De Castro-Pardo, M. & Urios, V. A critical review of multi-criteria decision making in protected areas. *Economía Agraria y Recursos Naturales-Agricultural and Resource Economics* 2017, 16(2), 8, 9-109.

De Castro-Pardo, M., Pérez-Rodríguez, F., Martín-Martín, J. M. & Azevedo, J. C. Modelling stakeholders' preferences to pinpoint conflicts in the planning of transboundary protected areas. *Land Use Policy* 2019, 89, 104233.

De Castro-Pardo, M., Pérez-Rodríguez, F., Martín-Martín, J. M., & Azevedo, J. C. Planning for democracy in protected rural areas: application of a voting method in a Spanish-Portuguese Reserve. *Land* 2019, 8(10), 145.

De Castro-Pardo, M., Fernández Martínez, P., Guaita Martínez, J. M. & Martín Martín, J. M. Modelling Natural Capital: A Proposal for a Mixed Multi-criteria Approach to Assign Management Priorities to Ecosystem Services. *Contemporary Economics* 2020, 14(1), 22-38.

De Castro-Pardo, M., Fernández Martínez, P., Pérez-Zabaleta, A. & Azevedo, J.C. Dealing with water conflicts: a comprehensive review of MCDM approaches to manage freshwater ecosystem services. *Land* 2021, 10(5), 469.

De la Fuente, S. Aplicaciones de la chi-cuadrado: tablas de contingencia. Homogeneidad. dependencia e independencia. UAM, Madrid, Spain, 2016.

De Marchi, B., Funtowicz, S.O., Lo Cascio, S. & Munda, G. Combining participative and institutional approaches with multicriteria evaluation. An empirical study for water issues in Troina, Sicily. *Ecological Economics* 2000, 34, 267-282.

De Oliveira Silva, L. G. & de Almeida-Filho, A. T. A multicriteria approach for analysis of conflicts in evidence theory. *Information Sciences* 2016, 346, 275-285.

De Oliveira, A. R. & Partidário, M. You see what I mean? A review of visual tools for inclusive public participation in EIA decision-making processes. *Environmental Impact Assessment Review* 2020, 83, 106413.

De Souza Fraga, M., da Silva, D. D., Elesbon, A. A. A. & Guedes, H. A. S. Methodological proposal for the allocation of water quality monitoring stations using strategic decision analysis. *Environmental monitoring and assessment* 2019, 191(12), 776.

Díaz-Balteiro, L., Alfranca, O., González-Pachón, J. & Romero, C. Ranking of industrial forest plantations in terms of sustainability: a multicriteria approach. *Journal of Environmental Management* 2016, 180, 123-132

Díaz-Balteiro, L., González-Pachón, J. & Romero, C. Measuring systems sustainability with multi-criteria methods: A critical review. *European Journal of Operational Research* 2017, 258(2): 607-616. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2016.08.075>

Di Marco, M., Watson, J. E., Venter, O. & Possingham, H. P. Global biodiversity targets require both sufficiency and efficiency. *Conservation Letters* 2016, 9(6), 395-397.

Dowlatabadi, N., Banihabib, M. E., Roozbahani, A. & Randhir, T. O. Enhanced GMCR model for resolving conflicts in a transboundary wetland. *Science of The Total Environment* 2020, 744, 140816.

Driscoll, D. A., Bland, L. M., Bryan, B. A., Newsome, T. M., Nicholson, E., Ritchie, E. G. & Doherty, T. S. A biodiversity-crisis hierarchy to evaluate and refine conservation indicators. *Nature Ecology & Evolution* 2018, 2(5), 775-781.

Duodu, G. O., Ogogo, K. N., Mummullage, S., Harden, F., Goonetilleke, A. & Ayoko, G. A. Source apportionment and risk assessment of PAHs in Brisbane RIV sediment, Australia. *Ecological Indicators* 2017, 73, 784-799.

EASIN-European Alien Species Information Network (2021). Disponible en: <https://easin.jrc.ec.europa.eu/> Acceso el 7 de Mayo de 2021.

Eliasson, Å., Rinaldi, F. M. & Linde, N. Multicriteria decision aid in supporting decisions related to groundwater protection. *Environmental management* 2003, 32(5).

El Gibari, S., Gómez, T. & Ruiz, F. Building composite indicators using multicriteria methods: a review. *Journal of Business Economics* 2019, 89: 1 – 24.

El Gibari, S., Cabello, J.M., Gómez, T. & Ruiz, F. Composite indicators as decision making tools: the joint use of compensatory and non-compensatory schemes. *International Journal of Information Technology and Decision Making* 2021, 20(3): 847 – 879.

Ediger, V. Ş., Hoşgör, E., Sürmeli, A. N. & Tatlıdil, H. Fossil fuel sustainability index: An application of resource management. *Energy policy* 2007, 35(5), 2969-2977.

EEA (2020). Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps> Acceso el 24 de Febrero de 2022.

EEA-FOEN (2011). Landscape fragmentation in Europe. Join EEA-FOEN report. Copenhagen, 2011. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/publications/landscape-fragmentation-in-europe> Acceso el 17 de Julio de 2021.

Elshorbagy, A. Multicriterion decision analysis approach to assess the utility of watershed modeling for management decisions. *Water resources research* 2006, 42(9).

EIONET (2020). Disponible en: <https://www.eionet.europa.eu> Acceso el 12 de Mayo de 2021.

Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C. & De Groot, R. A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics* 2003, 44(2-3), 165-185.

Environmental Democracy Index (2021). Disponible en: <https://www.environmentaldemocracyindex.org>. Acceso el 21 de Mayo de 2021.

EPI (2020). Disponible en: <https://epi.yale.edu> Acceso el 14 de Febrero de 2021.

Erfani, M., Afrougheh, S., Ardakani, T. & Sadeghi, A. Tourism positioning using decision support system (case study: Chahnime—Zabol, Iran). *Environmental Earth Sciences* 2015, 74(4), 3135-3144.

Estalaki, S. M., Kerachian, R. & Nikoo, M. R. Developing water quality management policies for the Chitgar urban lake: application of fuzzy social choice and evidential reasoning methods. *Environmental Earth Sciences* 2016, 75(5), 404.

Eureau (2020). The governance of water services in Europe. Disponible en: <https://www.eureau.org/resources/publications/5268-the-governance-of-water-services-in-europe-2020-edition-2/file> Acceso el 13 de Enero de 2022.

European Comission (2013). Attitudes of Europeans towards building the single market for green products. Disponible en: https://data.europa.eu/data/datasets/s1048_367?locale=es. Acceso el 13 de Marzo de 2021.

European Comission (2019). Disponible en: https://ec.europa.eu/growth/content/2019-innovation-scoreboards-innovation-performance-eu-and-its-regions-increasing_en. Acceso el 21 de Julio de 2021.

European Environment Agency (2021). EU Biodiversity Strategy for 2030. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu> Acceso el 22 de Julio de 2021.

European Union (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. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32000L0060> Acceso el 9 de Marzo de 2021.

Eurostat (2021). Disponible en: <https://ec.europa.eu/eurostat/data/database> Acceso el 5 de Diciembre de 2021.

Everard, M., Kangabam, R., Tiwari, M. K., McInnes, R., Kumar, R., Talukdar, G. H., ...& Das, L. Ecosystem service assessment of selected wetlands of Kolkata and the Indian Gangetic Delta: multi-beneficial systems under differentiated management stress. *Wetlands Ecology and Management* 2019, 27(2-3), 405-426.

Fernández, P., de Castro-Pardo, M., Martín, V. & Azevedo, J. C. Assessing Sustainable Rural Development Based on Ecosystem Services Vulnerability. *Land* 2020, 9(7), 222.

Ferreira, A. F., Zimmermann, H., Santos, R. & von Wehrden, H. Biosphere Reserves' Management Effectiveness—A Systematic Literature Review and a Research Agenda. Sustainability 2020, 12(14), 5497.

Foa, R. & Tanner, J. Methodology of the Indices of Social Development; ISD Working Paper Series, No. 2012-04; Indices of Social Development, 2012; Acceso el 20 de Mayo de 2022. Disponible en: <https://repub.eur.nl/pub/50510/>

Folke, C. Resilience (republished). Ecology and Society 2016, 21(4).

Franklin, O., Krasovski, A., Kraxner, F., Platov, A., Shchepashchenko, D., Leduc, S. & Mattsson, B. Moose or spruce: A systems analysis model for managing conflicts between moose and forestry in Sweden. BioRxiv 2020, 1-14.

Frini, A. & Amor, S. B. MUPOM: A multi-criteria multi-period outranking method for decision-making in sustainable development context. Environmental Impact Assessment Review 2019, 76, 10-25.

Fusco, E. Enhancing non-compensatory composite indicators: A directional proposal. European journal of operational research 2015, 242(2), 620-630.

Gaget, E., Le Viol, I., Pavón-Jordán, D., Cazalis, V., Kerbirou, C., Jiguet, F., ... & Abdou, W. A. I. Assessing the effectiveness of the Ramsar Convention in preserving wintering waterbirds in the Mediterranean. Biological Conservation 2020, 243, 108485.

García-Sánchez, I. M., das Neves Almeida, T. A. & de Barros Camara, R. P. A proposal for a Composite Index of Environmental Performance (CIEP) for countries. Ecological indicators 2015, 48, 171-188.

GBIF. Global Biodiversity Information Facility. Disponible en: <https://www.gbif.org/es/> Acceso el 5 de Mayo de 2021.

Ghaleno, M. R. D., Meshram, S. G. & Alvandi, E. Pragmatic approach for prioritization of flood and sedimentation hazard potential of watersheds. Soft Computing 2020, 1-14.

Ghoddousi, A., Buchholtz, E. K., Dietsch, A. M., Williamson, M. A., Sharma, S., Balkenhol, N., ... & Dutta, T. Anthropogenic resistance: accounting for human behavior in wildlife connectivity planning. *One Earth* 2021, 4(1), 39-48.

Ghosh, S. & Das, A. Urban expansion induced vulnerability assessment of East Kolkata wetland using Fuzzy MCDM method. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 2019, 13, 191-203.

Ghosh, S. & Das, A. Wetland conversion risk assessment of East Kolkata Wetland: A Ramsar site using random forest and support vector machine model. *Journal of Cleaner Production* 2020, 275, 123475.

Global Footprint Network (2021). Disponible en: <https://www.footprintnetwork.org/resources/data/> Acceso el 23 de Marzo de 2021.

Golbarg, F., Nabi Bidhendi, G. & Hoveidi, H. Environmental management of oil pipelines risks in the wetland areas by Delphi and MCDM techniques: case of Shadegan international wetland, Iran. *Pollution* 2018, 4(2), 195-210.

Gómez-Limón, J. A. & Riesgo, L. Alternative approaches to the construction of a composite indicator of agricultural sustainability: An application to irrigated agriculture in the Duero basin in Spain. *Journal of environmental management* 2009, 90(11), 3345-3362.

González-Pachón, J. & Romero, C. Distance-based consensus methods: a goal programming approach. *Omega* 1999, 27(3), 341-347.

González-Pachón, J. & Romero, C. A method for dealing with inconsistencies in pairwise comparisons. *European Journal of Operational Research* 2004, 158(2): 351-361.
<https://doi.org/10.1016/j.ejor.2003.06.009>

González-Pachón, J., Díaz-Balteiro, L. & Romero, C. A multi-criteria approach for assigning weights in voting systems. *Soft Computing* 2019, 23(17), 8181-8186.

Goosen, H., Janssen, R. & Vermaat, J. E. Decision support for participatory wetland decision-making. *Ecological engineering* 2007, 30(2), 187-199.

Grafton, R. Q., Doyen, L., Béné, C., Borgomeo, E., Brooks, K., Chu, L., ... & Williams, J. Realizing resilience for decision-making. *Nature Sustainability* 2019, 2(10), 907-913.

Greco, S., Ishizaka, A., Tasiou, M. & Torrisi, G. On the methodological framework of composite indices: A review of the issues of weighting, aggregation, and robustness. *Social Indicators Research* 2019, 141(1), 61-94.

Gregory, R. & Wellman, K. Bringing stakeholder values into environmental policy choices: a community-based EST case study. *Ecological Economics* 2001, 39(1), 37-52.

Gross, C. & Hagy III, J. D. Attributes of successful actions to restore lakes and estuaries degraded by nutrient pollution. *Journal of environmental management* 2017, 187, 122-136.

Gruener, O. The water footprint: water in the supply chain. *The environmentalist* 2010, 1(93), 12.

Guaita, J. M., Martín, J. M., Ostos, M. S. & de Castro Pardo, M. Constructing Knowledge Economy Composite Indicators using an MCA-DEA approach. *Economic Research-Ekonomska Istraživanja* 2020, 1-21.

Hajkowicz, S. & Collins, K. A review of multiple criteria analysis for water resource planning and management. *Water resources management* 2007, 21(9), 1553-1566.

Hajkowicz, S. & Higgins, A. A comparison of multiple criteria analysis techniques for water resource management. *European Journal of Operational Research* 2008, 184, 255-265.

Halkijevic, I., Vukovic, Z. & Vouk, D. Indicators and a neuro-fuzzy based model for the evaluation of water supply sustainability. *Water Resources Management* 2017, 31(12), 3683-3698.

Hämäläinen, R., Kettunen, E., Marttunen, M. & Ehtamo, H. Evaluating a framework for multi-stakeholder decision support in water resources management. *Group decision and negotiation* 2001, 10(4), 331-353.

Han, X., Smyth, R. L., Young, B. E., Brooks, T. M., de Lozada, A. S., Bubb, P., ... & Turner, W. R. A biodiversity indicators dashboard: Addressing challenges to monitoring progress towards the Aichi biodiversity targets using disaggregated global data. *PLoS One* 2014, 9(11), e112046.

Hardin, G. The tragedy of the commons. *Science* 1968, 162, 1243-1248.

Harrison, H. L. & Loring, P. A. Seeing beneath disputes: A transdisciplinary framework for diagnosing complex conservation conflicts. *Biological Conservation* 2020, 248, 108670.

Hashimoto, T., Stedinger, J. R. & Loucks, D. P. Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation. *Water resources research* 1982, 18(1), 14-20.

Hatefi, S. M. & Torabi, S. A. A common weight MCDA–DEA approach to construct composite indicators. *Ecological Economics* 2010, 70(1), 114-120.

Herath, G. Multi-criteria decision making in water resources planning: what does the evidence show. *Review of Management Innovation & Creativity* 2010, 3(8).

Herath, G. Incorporating community objectives in improved wetland management: the use of the analytic hierarchy process. *Journal of environmental management* 2004, 70(3), 263-273.

Hill, R., Dyer, G. A., Lozada-Ellison, L. M., Gimona, A., Martin-Ortega, J., Munoz-Rojas, J. & Gordon, I. J. A social–ecological systems analysis of impediments to delivery of the Aichi 2020 Targets and potentially more effective pathways to the conservation of biodiversity. *Global Environmental Change* 2015, 34, 22-34.

Ho, W. & X., Ma. The state-of-the-art integrations and applications of the analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research* 2017, 267 (2): 399-414.

Hoekstra, A. Y. & Mekonnen, M. M. (2012). The water footprint of humanity. *Proceedings of the national academy of sciences*, 109(9), 3232-3237.

Hoekstra, A. Y. & Wiedmann, T. O. Humanity's unsustainable environmental footprint. *Science* 2014, 344(6188), 1114-1117.

Hosseini, S. M., Parizi, E., Ataie-Ashtiani, B. & Simmons, C. T. Assessment of sustainable groundwater resources management using integrated environmental index: Case studies across Iran. *Science of the total environment* 2019, 676, 792-810.

Hou, S., Xu, J. & Yao, L. Integrated environmental policy instruments driven river water pollution management decision system. *Socio-Economic Planning Sciences* 2021, 75, 100977.

Hovardas, T. A methodology for stakeholder analysis, consultation and engagement in large carnivore conservation and management. In *Large Carnivore Conservation and Management: Human Dimensions* 2018, 11.

Huang, Q., Li, M., Chen, Z. & Li, F. (2011). Land consolidation: An approach for sustainable development in rural China. *Ambio*, 40(1), 93-95.

Huber, P., Hujala, T., Kurttila, M., Wolfslehner, B. & Vacik, H. Application of multi criteria analysis methods for a participatory assessment of non-wood forest products in two European case studies. *Forest Policy and Economics* 2019, 103, 103-111.

Hudrliková, L. Composite Indicators as a Useful Tool for International Comparison: The Europe 2020 Example. *Prague Economic Papers* 2013, 4, 459-473.

Hyde, K. M., Maier, H. R. & Colby, C. B. Reliability-based approach to multicriteria decision analysis for water resources. *Journal of Water Resources Planning and Management* 2004, 130(6), 429-438.

IBNet DB (2022). IBNet Tariff DB. Disponible en: <https://tariffs.ib-net.org/sites/IBNET/VisualSearch?RegionId=3&Weight=0&ServiceId=2&Yearid=0&pageNumberPage=50> Acceso el 5 de Febrero de 2022.

Iglesias, A. & Garrote, L. Adaptation strategies for agricultural water management under climate change in Europe. *Agricultural water management* 2015, 155, 113-124.

International Center for Tropical Agriculture–CIAT (2019). Disponible en: <https://ciat.cgiar.org/usefulplants-indicator>. Acceso el 3 de Julio de 2021.

IPBES (2019). *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*; Brondizio, E.S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H.T., Eds.; IPBES Secretariat: Bonn, Germany, 2019; 1148p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>.

IUCN-International Union for Conservation of Nature & World Wildlife Fund. (1980). *World conservation strategy: Living resource conservation for sustainable development*. Gland, Switzerland: IUCN.

Ishizaka, A., Resce, G., Fukuyama, H. & Genovese, A. Foreword: Decision making for environmental sustainability. *Socio-economic Planning Science* 2021, 75, 101021.

Jaber, J.O. & Mohsen, M.S. Evaluation of non-conventional water resources supply in Jordan, *Desalination* 2001, 136, 83-92.

Jafari Shalamzari, M., Zhang, W., Gholami, A. & Zhang, Z. Runoff Harvesting Site Suitability Analysis for Wildlife in Sub-Desert Regions. *Water* 2019, 11(9), 1944.

Jäger, H., Schirpke, U. & Tappeiner, U. Assessing conflicts between winter recreational activities and grouse species. *Journal of Environmental Management* 2020, 276, 111194.

Janssen, R., Goosen, H., Verhoeven, M. L., Verhoeven, J. T., Omtzigt, A. Q. A. & Maltby, E. Decision support for integrated wetland management. *Environmental Modelling & Software* 2005, 20(2), 215-229.

Jelić, O. N. & Šimurina, J. Evaluating sectoral effects of agricultural nitrogen pollution reduction policy in Croatia within a CGE framework. *Agricultural and Food Economics* 2020, 8(1), 1-35.

Jelokhani-Niaraki, M. Collaborative spatial multicriteria evaluation: a review and directions for future research. *International Journal of Geographical Information Science* 2020, 1-34.

Jollands, N. How to aggregate sustainable development indicators: a proposed framework and its application. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology* 2006, 5(1), 18-34

Jones, J. P., Collen, B. E. N., Atkinson, G., Baxter, P. W., Bubb, P., Illian, J. B., ... & Milner-Gulland, E. J. The why, what, and how of global biodiversity indicators beyond the 2010 target. *Conservation Biology* 2011, 25(3), 450-457.

Juwana, I., Muttill, N. & Perera, B. J. C. Indicator-based water sustainability assessment—A review. *Science of the Total Environment* 2012, 438, 357-371.

Juwana, I., Muttil, N. & Perera, B. J. C. Application of west java water sustainability index to three water catchments in west java, Indonesia. *Ecological indicators* 2016, 70, 401-408.

Kacem, H. A., Fal, S., Karim, M., Alaoui, H. M., Rhinane, H. & Maanan, M. Application of fuzzy analytical hierarchy process for assessment of desertification sensitive areas in North West of Morocco. *Geocarto International* 2019, 1-18.

Karabulut, A. A., Udias, A. & Vigiak, O. Assessing the policy scenarios for the Ecosystem Water Food Energy (EWFE) nexus in the Mediterranean region. *Ecosystem services* 2019, 35, 231-240.

Karagiannis, G. On aggregate composite indicators. *Journal of the Operational Research Society* 2017, 68(7), 741-746.

Karnib, A. An approach to elaborate priority preorders of water resources projects based on multi-criteria evaluation and fuzzy sets analysis. *Water resources management* 2004, 18(1), 13-33.

Kazana, V., Kazaklis, A., Raptis, D. & Stamatiou, C. A combined multi-criteria approach to assess forest management sustainability: an application to the forests of Eastern Macedonia & Thrace Region in Greece. *Annals of Operations Research* 2020, 1-23.

Kenyon, W. Evaluating flood risk management options in Scotland: A participant-led multi-criteria approach. *Ecological economics* 2007, 64(1), 70-81.

Kingsford, R. T., Biggs, H. C. & Pollard, S. R. Strategic adaptive management in freshwater protected areas and their rivers. *Biological Conservation* 2011, 144(4), 1194-1203.

Koronakos, G., Sotiros, D., Despotis, D. K. & Kritikos, M. N. Fair efficiency decomposition in network DEA: A compromise programming approach. *Socio-Economic Planning Sciences* 2021, 101100.

Kozlov, A., Kozlova, M. & Skorik, N. A simple harmonic model for FAPAR temporal dynamics in the wetlands of the Volga-Akhtuba floodplain. *Remote Sensing* 2016, 8(9), 762.

Kukkonen, M. O. & Tammi, I. Systematic reassessment of Laos' protected area network. *Biological Conservation* 2019, 229, 142-151.

Lawrence, P. R., Meigh, J. & Sullivan, C. (2002). The water poverty index: an international comparison. Keele, Staffordshire, UK: Department of Economics, Keele University.

Lee, C. S. & Chang, S. P. Interactive fuzzy optimization for an economic and environmental balance in a RIV system. *Water research* 2005, 39(1), 221-231.

Lee, G., Jun, K. S. & Chung, E. S. Robust spatial flood vulnerability assessment for Han river using fuzzy TOPSIS with α -cut level set. *Expert Systems with Applications* 2014, 41(2), 644-654.

Lennox, J., Proctor, W. & Russell, S. Structuring stakeholder participation in New Zealand's water resource governance. *Ecological economics* 2011, 70(7), 1381-1394.

León, T., Liern, V., Ruiz, J. L. & Sirvent, I. A fuzzy mathematical programming approach to the assessment of efficiency with DEA models. *Fuzzy sets and systems* 2003, 139(2), 407-419.

Levy, J. K. Multiple criteria decision making and decision support systems for flood risk management. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 2005, 19(6), 438-447.

Levy, J. K., Hartmann, J., Li, K. W., An, Y. & Asgary, A. Multi-criteria decision support systems for flood hazard mitigation and emergency response in urban watersheds 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 2007, 43(2), 346-358.

- Li, R. Dynamic assessment on regional eco-environmental quality using AHP-statistics model—A case study of Chaohu LAK Basin. *Chinese Geographical Science* 2007, 17(4), 341-348.
- Li, S., Chen, X., Singh, V. P., He, Y. & Bai, X. An improved index for water quality evaluation in an estuary region: a case study in the Eastern Pearl River Delta, China. *Water Policy* 2019, 21(2), 310-325.
- Linhoss, A. & Ballweber, J. D. Incorporating uncertainty and decision analysis into a water-sustainability index. *Journal of Water Resources Planning and Management* 2015, 141(12), A4015007.
- Liu, C., Frazier, P., Kumar, L., Macgregor, C. & Blak, N. Catchment-wide wetland assessment and prioritization using the multi-criteria decision-making method TOPSIS. *Environmental management* 2006, 38(2), 316-326
- Liu, J., Fang, S. C. & Chen, H. Multiplicative data envelopment analysis cross-efficiency and stochastic weight space acceptability analysis for group decision making with interval multiplicative preference relations. *Information Sciences* 2020, 514, 319-332.
- Living Planet Index (2016). Technical Report. Disponible en: https://d2ouvy59p0dg6k.cloudfront.net/downloads/lpi_technical_supplement_2016.pdf. Acceso en 13 de Mayo de 2021.
- López-Baldovin, M. J., Gutiérrez-Martin, C. & Berbel, J. Multicriteria and multiperiod programming for scenario analysis in Guadalquivir river irrigated farming. *Journal of the operational research Society* 2006, 57(5), 499-509.
- López-Hoffman, L., Varady, R.G., Flessa, K.W. & Balvanera, P. Ecosystem services across borders: a framework for transboundary conservation policy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2010, 8(2): 84-91.

Mace, G. M. & Baillie, J. E. The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conservation Biology* 2007, 21(6), 1406-1413.

Machiwal, D., Jha, M. K. & Mal, B. C. Assessment of groundwater potential in a semi-arid region of India using remote sensing, GIS and MCDM techniques. *Water resources management* 2011, 25(5), 1359-1386.

Machiwal, D., Rangi, N. & Sharma, A. Integrated knowledge-and data-driven approaches for GRO potential zoning using GIS and multi-criteria decision making techniques on hard-rock terrain of Ahar catchment, Rajasthan, India. *Environmental Earth Sciences* 2015, 73(4), 1871-1892.

McManus, P., Walmsley, J., Argent, N., Baum, S., Bourke, L., Martin, J., Pritchard, B. & Sorensen, T. Rural Community and Rural Resilience: What is important to farmers in keeping their country towns alive?. *Journal of Rural Studies* 2012, 28(1), 20-29.

Maesano, M., Ottaviano, M., Lidestav, G., Lasserre, B., Matteucci, G., Scarascia Mugnozza, G. & Marchetti, M. Forest certification map of Europe. *iForest-Biogeosciences and Forestry* 2018, 11(4), 526.

Maghsoudi, M., Moradi, A., Moradipour, F. & Nezammahalleh, M. A. Geotourism Development in World Heritage of the Lut Desert. *Geoheritage* 2019, 11(2), 501-516.

Maleki, S., Soffianian, A. R., Koupaei, S. S., Pourmanafi, S. & Saatchi, S. Wetland restoration prioritizing, a tool to reduce negative effects of drought; An application of multicriteria-spatial decision support system (MC-SDSS). *Ecological Engineering* 2018, 112, 132-139.

Malekmohammadi, B. & Jahanishakib, F. Vulnerability assessment of wetland landscape ecosystem services using driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) model. *Ecological Indicators* 2017, 82, 293-303.

Malekmohammadi, B. & Blouchi, L. R. Ecological risk assessment of wetland ecosystems using multi criteria decision making and geographic information system. *Ecological Indicators* 2014, 41, 133-144.

Man, W. D., Liu, M. Y., Wang, Z. M., Mao, H., Tian, Y. L., Jia, M. M., ... & Ren, C. Y. Dynamics of habitat suitability for waterfowls from 1990 to 2015 in the ecological function zone of Sanjiang Plain, Northeast China. *Ying yong sheng tai xue bao= The journal of applied ecology* 2017, 28(12), 4083.

Marchamalo, M. & Romero, C. Participatory decision-making in land use planning: An application in Costa Rica. *Ecological Economics* 2007, 63(4), 740-748.

Marques, A., Pereira, H. M., Krug, C., Leadley, P. W., Visconti, P., Januchowski-Hartley, S. R., ... & Walpole, M. A framework to identify enabling and urgent actions for the 2020 Aichi Targets. *Basic and Applied Ecology* 2014, 15(8), 633-638.

Marques, M., Juerges, N. & Borges, J. G. Appraisal framework for actor interest and power analysis in forest management-Insights from Northern Portugal. *Forest Policy and Economics* 2020, 111, 102049.

Marsden, K. & Hovardas, T. EU Rural Development Policy and the management of conflictual species: The case of large carnivores. *Biological Conservation* 2020, 243, 108464.

Martín, J.M., Salinas, J.A., Rodríguez, J.A., & Jiménez, J.D. Assessment of the tourism's potential as a sustainable development instrument in terms of annual stability: Application to Spanish rural destinations in process of consolidation. *Sustainability* 2017, 9 (10), 1692.

Martin-Ortega, J., Ferrier, R. C., Gordon, I. J. & Khan, S. Water ecosystem services: a global perspective. UNESCO Publishing, 2015.

Martínez-López, J., Teixeira, H., Morgado, M., Almagro, M., Sousa, A. I., Villa, F., ... & Lillebø, A. I. Participatory coastal management through elicitation of ecosystem service

preferences and modelling driven by “coastal squeeze”. *Science of the Total Environment* 2019, 652, 1113-1128.

Marttunen, M. & Hämäläinen, R. P. The decision analysis interview approach in the collaborative management of a large regulated water course. *Environmental management* 2008, 42(6), 1026.

Mateo-Tomás, P., Olea, P. P., Sánchez-Barbudo, I. S. & Mateo, R. Alleviating human–wildlife conflicts: identifying the causes and mapping the risk of illegal poisoning of wild fauna. *Journal of Applied Ecology* 2012, 49(2), 376-385.

Mays, L. W. (2007). *Water resources sustainability*. McGraw-Hill Education.

Mazziotta, M. & Pareto, A. On a generalized non-compensatory composite index for measuring socio-economic phenomena. *Social indicators research* 2016, 127(3), 983-1003.

McPhee, J. & Yeh, W.W.G. Multi-objective optimisation for sustainable groundwater management in semi-arid regions. *Journal of Water Resources Planning and Management* 2004, 130, 490-497.

McVittie, A., Norton, L., Martin-Ortega, J., Siameti, I., Glenk, K. & Aalders, I. Operationalizing an ecosystem services-based approach using Bayesian Belief Networks: an application to riparian buffer strips. *Ecological Economics* 2015, 110, 15-27.

Meehan, M. C., Ban, N. C., Devillers, R., Singh, G. G. & Claudet, J. How far have we come? A review of MPA network performance indicators in reaching qualitative elements of Aichi Target 11. *Conservation Letters* 2020, 13(6), e12746.

Mendoza, G. A. & Prabhu, R. Fuzzy methods for assessing criteria and indicators of sustainable forest management. *Ecological Indicators* 2003, 3(4), 227-236.

Meraj, G., Romshoo, S. A., Yousuf, A. R., Altaf, S. & Altaf, F. Assessing the influence of watershed characteristics on the flood vulnerability of Jhelum basin in Kashmir Himalaya. *Natural Hazards* 2015, 77(1), 153-175

Messner, F., Zwiner, O. & Karkuschke, M. Participation in multi-criteria decision support for the resolution of a water allocation problem in the Spree River Basin, *Land Use Policy* 2006, 23, 63-75.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Mimi, Z. A. & Sawalhi, B. I. A decision tool for allocating the waters of the Jordan River Basin between all riparian parties. *Water Resources Management* 2003, 17(6), 447-461.

Morea, J. P. A framework for improving the management of protected areas from a social perspective: The case of Bahía de San Antonio Protected Natural Area, Argentina. *Land Use Policy* 2019, 87, 104044.

Mozafari, M. & Zabihi, A. Robust water supply chain network design under uncertainty in capacity. *Water Resources Management* 2020, 34(13), 4093-4112.

Mu, W., Kanellopoulos, A., van Middelaar, C. E., Stilmant, D. & Bloemhof, J. M. Assessing the impact of uncertainty on benchmarking the eco-efficiency of dairy farming using fuzzy data envelopment analysis. *Journal of Cleaner Production* 2018, 189, 709-717.

Mukherjee, N.; Zabala, A., Huge, J., Nyumba, T. O., Adem Esmail, B. & Sutherland, W. J. Comparison of techniques for eliciting views and judgements in decision-making. *Methods in Ecology and Evolution* 2018, 9(1), 54-63.

Munda, G. Measuring sustainability: A multi-criterion framework. *Environment, Development and Sustainability* 2005, 7(1), 117–134.

Mustajoki, J., Hämäläinen, R. P. & Marttunen, M. Participatory multicriteria decision analysis with Web-HIPRE: a case of lake regulation policy. *Environmental Modelling & Software* 2004, 19(6), 537-547.

Mysiak, J., Giupponi, C. & Rosato, P. Towards the development of a decision support system for water resource management. *Environmental Modeling & Software* 2005, 20, 203-214.

Nardo, M., Saisana, M., Saltelli, A., & Tarantola, S. Tools for composite indicators building. *European Comission, Ispra* 2005, 15(1), 19-20.

Nayak, R.C. & Panda, R.K. Integrated management of a canal command in a river Delta using multiobjective techniques. *Water Resour Manag* 2001, 15(6), 383–401.

Nordström, E. M., Eriksson, L. O. & Öhman, K. Integrating multiple criteria decision analysis in participatory forest planning: Experience from a case study in northern Sweden. *Forest policy and economics* 2010, 12(8), 562-574.

Oduro-Ofori, E., Ocloo, K. A., Peprah, C. & Effah, G. Assessing natural resource use conflicts in the Kogyae Strict Nature Reserve, Ghana. *Environment and Natural Resources Research* 2015, 5(3), 56

OECD (2008). *Handbook on constructing composite indicators: Methodology and user guide*. Paris: OECD Publishing.

OECD (2021). Disponible en: <https://stats.oecd.org/> Acceso el 12 de Marzo de 2022.

Olenick, K, L., Wilkins, N. & Conner, J.R. Increasing off-site water yield and grassland bird habitat in Texas through brush treatment practices. *Ecological Economics* 2004, 49, 469-484.

Olu-Owolabi, B. I., Agunbiade, F. O., Oseghe, E. O. & Adebawale, K. O. Fuzzy logic modeling of contamination degree of Ni and V metal species in sediments from the crude

oil prospecting area of the Ondo coast, Nigeria. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal 2012, 18(4), 902-918.

Opricovic, S. Fuzzy VIKOR with an application to water resources planning. Expert Systems with Applications 2011, 38(10), 12983-12990.

Orenstein, D. E. & Groner, E. In the eye of the stakeholder: changes in perceptions of ecosystem services across an international border. Ecosystem Services 2014, 8, 185-196.

Ormerod, S. J., Dobson, M., Hildrew, A. G. & Townsend, C. Multiple stressors in freshwater ecosystems. Freshwater Biology 2010, 55, 1-4.

Ostrom, E., Burguer, J., Field, C.B., Norgaard, R.B. & Policansky, D. Revisiting the commons: Local Lessons, Global Changes. Science 1999, 284, 278-282.

Ostrom, E. E., Dietz, T. E., Dolšák, N. E., Stern, P. C., Stonich, S. E., & Weber, E. U. (2002). The drama of the commons. National Academy Press.

Pan, L., Liu, P., Ma, L., & Li, Z. A supply chain based assessment of water issues in the coal industry in China. Energy Policy 2012, 48, 93-102.

Pan, Q., Zhang, C., Guo, S., Sun, H., Du, J., & Guo, P. An interval multi-objective fuzzy-interval credibility-constrained nonlinear programming model for balancing agricultural and ecological water management. Journal of Contaminant Hydrology 2022, 103958.

Panagos, P., Ballabio, C., Himics, M., Scarpa, S., Matthews, F., Bogonos, M., ... & Borrelli, P. Projections of soil loss by water erosion in Europe by 2050. Environmental Science & Policy 2021, 124, 380-392.

Pang, J. & Liang, J. Evaluation of the results of multi-attribute group decision-making with linguistic information. Omega 2012, 40(3), 294–301.

Pavlikakis, G. E. & Tsihrintzis, V. A. Integrating humans in ecosystem management using multi-criteria decision making. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 2003, 39(2), 277-288.

Pearce, D. W. & Atkinson, G. D. Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of “weak” sustainability. *Ecological economics* 1993, 8(2), 103-108.

Perrone, A., Inam, A., Albano, R., Adamowski, J. & Sole, A. A participatory system dynamics modeling approach to facilitate collaborative flood risk management: A case study in the Bradano river (Italy). *Journal of Hydrology* 2020, 580, 124354.

Pinto, R., da Conceição Cunha, M., Roseta-Palma, C. & Marques, J. C. Mainstreaming sustainable decision-making for ecosystems: Integrating ecological and socio-economic targets within a decision support system. *Environmental Processes* 2014, 1(1), 7-19.

Popović, M. J., Gušavac, B. Š. A. & Katić, A. S. Multiattribute Methods as a Means for Solving Ecological Problems in Water Resources—Lake Pollution. In *Advances in Operational Research in the Balkans* (pp. 77-94). Springer, Cham., 2020.

Portillo, L. A. F., Nekhay, O. & Mohedano, L. E. Use of the ANP methodology to prioritize rural development strategies under the LEADER approach in protected areas. The case of Lagodekhi, Georgia. *Land Use Policy* 2019, 88, 104121.

Prato, T. Adaptive management of large rivers with special reference to the missouri river. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 2003, 39(4), 935-946.

Pokhrel, Y., Felfelani, F., Satoh, Y., Boulange, J., Burek, P., Gädeke, A., ... & Wada, Y. Global terrestrial water storage and drought severity under climate change. *Nature Climate Change* 2021, 11(3), 226-233.

Qi, L., Huang, J., Huang, Q., Gao, J., Wang, S. & Guo, Y. Assessing Aquatic Ecological Health for Lake Poyang, China: Part I Index Development. *Water* 2018, 10(7), 943.

Qin, X.S., Huang, G. H., Chakma, A. & Nie, X.H. A MCDM-based expert system for climate-change impact assessment and adaptation planning. A case study for the Georgia Basin, Canada. *Expert Systems with Applications* 2008, 34, 2164-2179.

Qiu, Z., Dosskey, M. G. & Kang, Y. Choosing between alternative placement strategies for conservation buffers using Borda count. *Landscape and Urban Planning* 2016, 153, 66-73.

Qureshi, M.E. & Harrison, S.R. A decision support process to compare Riparian revegetation options in Scheu Creek catchment in North Queensland. *Journal of Environmental Management* 2001, 62, 101-112.

Rahdari, V., Soffianian, A. R., Pourmanafi, S., Ghaiumi, M. H., Mosadeghi, R. & Amiri, F. A multi-objective approach for land conservation capability evaluation using multi-criterion evaluation models. *Applied Ecology and Environmental Research* 2018, 16(2), 1353-1367.

Ramsar Convention. Global wetland outlook: state of the world's wetlands and their services to people. Ramsar Convention, Gland, 2018.

Raju, K. S. & Duckstein, L. Integrated application of cluster and multicriterion analysis for ranking water resources planning strategies: a case study in Spain. *Journal of Hydroinformatics* 2004, 6(4), 295-307.

Raju, K.S. & Vasan, A. Multi attribute utility theory for irrigation. *Water Resources Management* 2007, 21, 717-728.

Rana, V. K. & Suryanarayana, T. M. V. GIS-based multi criteria decision making method to identify potential runoff storage zones within watershed. *Annals of GIS* 2020, 26(2), 149-168.

Randhir, T. & Shriver, D. M. Deliberative valuation without prices: A multiattribute prioritization for watershed ecosystem management. *Ecological Economics* 2009, 68(12), 3042-3051.

Rather, M. A., Kumar, J. S., Farooq, M. & Rashid, H. Assessing the influence of watershed characteristics on soil erosion susceptibility of Jhelum basin in Kashmir Himalayas. *Arabian Journal of Geosciences* 2017, 10(3), 59.

Redpath, S. M., Keane, A., Andrén, H., Baynham-Herd, Z., Bunnefeld, N., Duthie, A. B. & ... Pollard, C. R. Games as tools to address conservation conflicts. *Trends in ecology & evolution* 2018, 33(6), 415-426.

Rennings, K., & Wiggering, H. Steps towards indicators of sustainable development: linking economic and ecological concepts. *Ecological economics* 1997, 20(1), 25-36.

Rocchi, L., Cortina, C., Paolotti, L. & Boggia, A. Recreation vs conservation in Natura 2000 sites: a spatial multicriteria approach analysis. *Land Use Policy* 2020, 99, 105094.

Rodríguez, M.V. Caballero, R., Ruiz, F., & Romero C. Meta-Goal Programming. *European Journal of Operational Research* 2002, 136: 422 – 429.

Rodríguez, J.A, Jiménez, J.D., Martín, J.M. & Salinas, J.A. Crisis in the Horn of Africa: Measurement of Progress Towards Millennium Development Goals. *Social Indicators Research* 2018, 135, 499–514.

Rohde, S., Hostmann, M., Peter, A. & Ewald, K. C. Room for rivers: An integrative search strategy for floodplain restoration. *Landscape and Urban Planning* 2006, 78(1-2), 50-70.

Romero, C. *Handbook of critical issues in goal programming* 2014. Elsevier.

Roobzahani, A., Ebrahimi, E. & Banihabib, M. E. A framework for ground water management based on bayesian network and MCDM techniques. *Water Resources Management* 2018, 32(15), 4985-5005.

Roy, R. & Majumder, M. Assessment of water quality trends in Loktak Lake, Manipur, India. *Environmental Earth Sciences* 2019, 78(13), 383.

Ruiz, F., Cabello, J. M., & Luque, M. An application of reference point techniques to the calculation of synthetic sustainability indicators. *Journal of the Operational Research Society* 2011, 62(1), 189-197.

Ruiz, F., El Gibari, S., Cabello, J. M., & Gómez, T. MRP-WSCI: Multiple reference point based weak and strong composite indicators. *Omega* 2020, 95, 102060.

Ruiz, F. & Cabello, J. M. MRP-PCI: A Multiple Reference Point Based Partially Compensatory Composite Indicator for Sustainability Assessment. *Sustainability* 2021, 13(3), 1261.5

Ryu, J. H., Palmer, R. N., Jeong, S., Lee, J. H. & Kim, Y. O. Sustainable Water Resources Management in a Conflict Resolution Framework 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 2009, 45(2), 485-499.

Saarikoski, H., Mustajoki, J., Hjerpe, T. & Aapala, K. Participatory multi-criteria decision analysis in valuing peatland ecosystem services—Trade-offs related to peat extraction vs. pristine peatlands in Southern Finland. *Ecological economics* 2019, 162, 17-28.

Saaty, T.L. 1980. "The Analytic Hierarchy Process. Planning priority setting. resource allocation". New York: McGraw-Hill.

Saaty, T. L. Fundamentals of the analytic hierarchy process. In *The analytic hierarchy process in natural resource and environmental decision making*. Springer, Netherlands, 2001, pp.15-35.

Saaty, T.L. Rank from comparisons and from ratings in the analytic hierarchy/network processes. *European Journal of Operational Research* 2006, 168(2): 557-570.

Saha, T. K. & Pal, S. Exploring physical wetland vulnerability of Atreyee river basin in India and Bangladesh using logistic regression and fuzzy logic approaches. *Ecological Indicators* 2019, 98, 251-265.

Saif, Y. & Almansoori, A. Design and operation of water desalination supply chain using mathematical modelling approach. *Desalination* 2014, 351, 184-201.

Sajeva, M., Gatelli, D., Tarantola, S. & Hollanders, H. Methodology Report on European Innovation Scoreboard 2005; European Commission: Brussels, Belgium, 2005.

Saltelli, A., Munda, G. & Nardo, M. (2006). "From Complexity to Multi-dimensionality: the Role of Composite Indicators for Advocacy of EU Reform." *Tijdschrift voor Economie en Management*. Vol. LI, 3.

Sandoval-Solis, S., McKinney, D. C. & Loucks, D. P. Sustainability index for water resources planning and management. *Journal of water resources planning and management* 2011, 137(5), 381-390.

San Miguel-Ayanz, J., Durrant, T., Boca, R., Libertà, G., Branco, A., de Rigo, D., Ferrari, D., Maianti, P., Artés Vivancos, T., Oom, D., Pfeiffer, H., Nuijten, D., Leray, T. Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2018. EUR 29856 EN, ISBN 978-92-76-11234-1, doi:10.2760/1128

Sarkar, K. & Majumder, M. Application of AHP-based water quality index for quality monitoring of peri-urban watershed. *Environment, Development and Sustainability* 2020, 1-19.

Schirpke, U., Scolozzi, R., Dean, G., Haller, A., Jäger, H., Kister, J., Kóvacs, B., Sarmiento, F.O., Sattler, B. & Schleyer, C. Cultural ecosystem services in mountain

regions: Conceptualising conflicts among users and limitations of use. *Ecosystem Services* 2020, 46, 101210.

Senent-Aparicio, J., Pérez-Sánchez, J., García-Aróstegui, J. L., Bielsa-Artero, A., & Domingo-Pinillos, J. C. Evaluating groundwater management sustainability under limited data availability in semiarid zones. *Water* 2015, 7(8), 4305-4322.

Sener, E. & Davraz, A. Assessment of groundwater vulnerability based on a modified DRASTIC model, GIS and an analytic hierarchy process (AHP) method: the case of Egirdir lake basin (Isparta, Turkey). *Hydrogeology Journal* 2013, 21(3), 701-714.

Shafiee, M., Saffarian, S. & Zaredar, N. Risk assessment of human activities on ECOed areas: A case study. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 2015, 21(6), 1462-1478.

Shang, C., Wu, T., Huang, G., & Wu, J. Weak sustainability is not sustainable: Socioeconomic and environmental assessment of Inner Mongolia for the past three decades. *Resources, Conservation and Recycling* 2019, 141, 243-252.

Sheikhipour, B., Javadi, S. & Banihabib, M. E. A hybrid multiple criteria decision-making model for the sustainable management of aquifers. *Environmental Earth Sciences* 2018, 77(19), 712.

Shen, Y., Ruan, D., Hermans, E., Brijs, T., Wets, G., & Vanhoof, K. Modeling qualitative data in data envelopment analysis for composite indicators. *International Journal of System Assurance Engineering and Management* 2011, 2(1), 21-30.

Shepherd, E., Milner-Gulland, E. J., Knight, A. T., Ling, M. A., Darrah, S., van Soesbergen, A., & Burgess, N. D. Status and trends in global ecosystem services and natural capital: assessing progress toward Aichi Biodiversity Target 14. *Conservation Letters* 2016, 9(6), 429-437.

Sil, Â., Fernandes, P.M., Rodrigues, A.P., Alonso, J.M., Honrado, J.P., Perera, A. & Azevedo, J.C. Farmland abandonment decreases the fire regulation capacity and the fire protection ecosystem service in mountain landscapes. *Ecosystem Services* 2019, 36, 100908.

Silva, V. B., Morais, D. C. & Almeida, A. T. A multicriteria group decision model to support watershed committees in Brazil. *Water Resources Management* 2010, 24(14), 4075-4091.

Singh, A. P. & Bhakar, P. Development of groundwater sustainability index: a case study of western arid region of Rajasthan, India. *Environment, Development and Sustainability* 2020, 1-25.

Sironen, S., Primmer, E., Leskinen, P., Similä, J. & Punttila, P. Context sensitive policy instruments: A multi-criteria decision analysis for safeguarding forest habitats in Southwestern Finland. *Land Use Policy* 2020, 92, 104460.

Skjeggedal, T., Flemsaeter, F. & Gundersen, V. Land use planning in disputed mountain areas: conflicting interests and common arenas. *Journal of Environmental Planning and Management* 2020, 1-23.

Souissi, D., Zouhri, L., Hammami, S., Msaddek, M. H., Zghibi, A. & Dlala, M. GIS-based MCDM–AHP modeling for flood susceptibility mapping of arid areas, southeastern Tunisia. *Geocarto International* 2020, 35(9), 991-1017.

Spangenberg, J. H. & Bonniot, O. Sustainability indicators: a compass on the road towards sustainability 1998 (No. 81). Wuppertal Papers.

Srdjevic, B., Medeiros, Y. D. P. & Faria, A. S. An objective multi-criteria evaluation of water management scenarios. *Water resources management* 2004, 18(1), 35-54.

Srdjevic, B. Linking analytic hierarchy process and social choice methods to support group decision making in water management. *Decision support Systems* 2007, 42, 2261-2273

Srdjevic, Z. & Srdjevic, B. An extension of the sustainability index definition in water resources planning and management. *Water Resources Management* 2017, 31(5), 1695-1712.

Srinivasa Raju, K., Duckstein, L. & Arondel, C. Multi-criteria analyses for sustainable water resources planning: a case study of Spain. *Water Resources Management* 2000, 14, 435-456.

Strayer, D. L. & Dudgeon, D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 2010, 29(1), 344-358.

Sturiale, L., Scuderi, A., Timpanaro, G. & Matarazzo, B. Sustainable Use and Conservation of the Environmental Resources of the Etna Park (UNESCO Heritage): Evaluation Model Supporting Sustainable Local Development Strategies. *Sustainability* 2020, 12(4), 1453.

Sullivan, C. Calculating a water poverty index. *World development* 2002, 30(7), 1195-1210.

Sumida, S. S. & Valente, R. A. Multicriterial evaluation in the definition of protected areas at the Piedade municipality, SP. *Revista Árvore* 2019, 43(3).

Sumner, A. & Tezanos Vázquez, S. How Has the Developing World Changed Since the Late 1990s? A Dynamic and Multidimensional Taxonomy of Developing Countries; Working Paper 375; Center for Global Development: Washington, DC, USA, 2014.

Sun, Y. G., Zhao, D. Z., Zhang, F. S., Wei, B. Q., Chu, J. L. & Su, X. Spatiotemporal dynamic fuzzy evaluation of wetland environmental pollution risk in Dayang Estuary of

Liaoning Province, Northeast China based on remote sensing. *Ying yong sheng tai xue bao. The journal of applied ecology* 2012, 23(11), 3180-3186.

Sun, R., Gong, Z., Gao, G. & Shah, A. A. Comparative analysis of Multi-Criteria Decision-Making methods for flood disaster risk in the Yangtze River Delta. *International Journal of Disaster Risk Reduction* 2020, 51, 101768.

Suski, C. D. & Cooke, S. J. Conservation of aquatic resources through the use of freshwater protected areas: opportunities and challenges. *Biodiversity and Conservation* 2007, 16(7), 2015-2029.

Swetha, T. V., Gopinath, G., Thrivikramji, K. P. & Jesiya, N. P. Geospatial and MCDM tool mix for identification of potential groundwater prospects in a tropical river basin, Kerala. *Environmental Earth Sciences* 2017, 76(12), 428.

Tabrizi, S., Ghodsypour, S. H., & Ahmadi, A. Modelling three-echelon warm-water fish supply chain: A bi-level optimization approach under Nash–Cournot equilibrium. *Applied Soft Computing* 2018, 71, 1035-1053.

Talukdar, S., Pal, S., Chakraborty, A. & Mahato, S. Damming effects on trophic and habitat state of riparian wetlands and their spatial relationship. *Ecological Indicators* 2020, 118, 106757.

Tang, C., Zheng, Q. & Ng, P. A Study on the Coordinative Green Development of Tourist Experience and Commercialization of Tourism at Cultural Heritage Sites. *Sustainability* 2019, 11(17), 4732.

Tarabusi, E. C. & Guarini, G. An unbalance adjustment method for development indicators. *Social indicators research* 2013, 112(1), 19-45.

Tasse, M., Deliri, H. K., Khafaki, S. B., Naderloo, L., Hassan, M. & Ravesh, S. Forest conservation management based on fuzzy multi-criteria decision-making method. *Forests* 2020, 1-11.

Tate, E. Social vulnerability indices: A comparative assessment using uncertainty and sensitivity analysis. *Nat. Hazards* 2012, 63, 325–347.

The Economist Intelligence Unit Limited. *Blue Peace Index 2019*. Disponible en: <https://bluepeaceindex.eiu.com/#/> Acceso el 3 de marzo de 2021.

The Policy Research Initiative (PRI). Government of Canada (2017). Canadian Water Sustainability Index. Project Report. Disponible en: <http://publications.gc.ca/collections/Collection/PH4-38-2007E.pdf>. Acceso el 22 de Marzo de 2021.

Tittensor, D. P., Walpole, M., Hill, S. L., Boyce, D. G., Britten, G. L., Burgess, N. D., ... & Ye, Y. A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science* 2014, 346(6206), 241-244.

Transparency International (2021). Disponible en: <https://www.transparency.org/en/cpi/2020/index/nzl> Acceso el 12 de Febrero de 2021.

Tuda, A. O., Rodwell, L. D. & Stevens, T. Conflict management in Mombasa Marine National Park and Reserve, Kenya: a spatial multicriteria approach. In *Proceedings of the Workshop on a Regional Perspective on MPAs in the Western Indian Ocean Rodrigues Island, Mauritius* (pp. 63-72), 2007, May

Turnhout, E., McElwee, P., Chiroleu-Assouline, M., Clapp, J., Isenhour, C., Kelemen, E., ... & Waldron, A. Enabling transformative economic change in the post-2020 biodiversity agenda. *Conservation Letters* 2021, e12805.

Tzionas, P., Ioannidou, I. A. & Paraskevopoulos, S. A hierarchical fuzzy decision support system for the environmental rehabilitation of Lake Koronia, Greece. *Environmental Management* 2004, 34(2), 245-260.

Uhde, B., W.A., Hahn, V., Griess, C. & Knoke, T. Hybrid MCDA methods to integrate multiple ecosystem services in forest management planning: a critical review. *Environmental management* 2015, 56(2): 373-388.

UNESCO (2022). Disponible en: <https://es.unesco.org/creativity/policy-monitoring-platform/national-development-programme-0> Acceso el 17 de Enero de 2022.

United Nations (2018). The United Nations World Water Development Report 2018 (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, New York, United States). Disponible en: www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2018/ Acceso el 17 de Enero de 2021.

United Nations (2019). Disponible en: <https://www.un.org/en/sections/issues-depth/water/> Acceso el 14 de Octubre de 2021.

United Nations (2021). Sustainable Development Goals. Disponible en: <https://unstats.un.org/sdgs/indicators/database/> Acceso el 23 de Enero de 2022.

Van Cauwenbergh, N., Pinte, D., Tilmant, A., Frances, I., Pulido-Bosch, A. & Vanclooster, M. Multi-objective, multiple participant decision support for water management in the Andarax catchment, Almeria. *Environmental Geology* 2008, 54(3), 479-489.

Van Oel, P. R. & Hoekstra, A. Y. Towards quantification of the water footprint of paper: a first estimate of its consumptive component. *Water resources management* 2012, 26(3), 733-749.

Väntänen, A. & Marttunen, M. Public involvement in multi-objective water level regulation development projects—evaluating the applicability of public involvement methods. *Environmental Impact Assessment Review* 2005, 25(3), 281-304.

Verbunt, P. & Rogge, N. Geometric composite indicators with compromise Benefit-of-the-Doubt weights. *European Journal of Operational Research* 2018, 264(1), 388-401.

Verschueren, S., Briers-Louw, W. D., Torres-Urbe, C., Siyaya, A. & Marker, L. Assessing human conflicts with carnivores in Namibia's eastern communal conservancies. *Human Dimensions of Wildlife* 2020, 1-16.

Vinnari, E. M. The economic regulation of publicly owned water utilities: The case of Finland. *Utilities Policy* 2006, 14(3), 158-165.

Vinodh, S. Assessment of sustainability using multi-grade fuzzy approach. *Clean Technologies and Environmental Policy* 2011, 13(3), 509-515.

Vollan, B., & Ostrom, E. Cooperation and the commons. *Science* 2010, 330(6006), 923-92

Walker, D., Jakovljević, D., Savić, D. & Radovanović, M. Multi-criterion water quality analysis of the Danube RIV in Serbia: A visualisation approach. *Water research* 2015, 79, 158-172.

Wang, L., Meng, W., Guo, H., Zhang, Z., Liu, Y. & Fan, Y. An interval fuzzy multiobjective watershed management model for the Lake Qionghai Watershed, China. *Water resources management* 2006, 20(5), 701-721.

Wang, X. L., Ning, L. M. & Hu, W. B. Application of analytic hierarchy process to assessing the ecological vulnerability of wetlands in the Jiangnan Plain. *Chinese geographical science* 2003, 13(3), 272-276.

Wang, L., Li, X. & Cui, W. Fuzzy neural networks enhanced evaluation of wetland surface water quality. *International journal of computer applications in technology* 2012, 44(3), 235-240.

Wattage, P. & Mardle, S. Stakeholder preferences towards conservation versus development for a WET in Sri Lanka. *Journal of Environmental Management* 2005, 77(2), 122-132.

Weng, S. Q., Huang, G. H. & Li, Y. P. An integrated scenario-based multi-criteria decision support system for water resources management and planning—A case study in the Haihe River Basin. *Expert Systems with Applications* 2010, 37(12), 8242-8254.

Wolf, A. T., Kramer, A., Carius, A., & Dabelko, G. D. Managing water conflict and cooperation. *State of the World 2005: redefining global security*, 80-95, 2005.

Wong, Y. H. & Beasley, J. E. Restricting weight flexibility in data envelopment analysis. *Journal of the Operational Research Society* 1990, 41(9), 829-835.

World Bank (2021). Disponible en: <https://data.worldbank.org/> Acceso el 22 de Marzo de 2022.

World Health Organization (2009). Summary and policy implications Vision 2030: The resilience of water supply and sanitation in the face of climate change. Disponible en: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44172/9789241598422_eng.pdf Acceso el 2 de Marzo de 2022.

WRI (2021). Aqueduct Water Risk Atlas. Aqueduct Project. Disponible en: https://www.wri.org/applications/aqueduct/water-risk-atlas/#/?advanced=false&basemap=hydro&indicator=w_awr_def_tot_cat&lat=30&lng=-80&mapMode=view&month=1&opacity=0.5&ponderation=DEF&predefined=false&projection=absolute&scenario=optimistic&scope=baseline&threshold&timeScale=annual&year=baseline&zoom=3 Acceso el 25 de Enero de 2022.

Wu, J., Wu, J., Wang, X. & Zhong, M. Securing water for wetland conservation: A comparative analysis of policy options to protect a national nature reserve in China. *Journal of environmental management* 2012, 94(1), 102-111.

Wu, H. J., Dan, X. Q., Liu, S. H., Huang, Y., Shu, Y., Cao, H. & Wu, Z. B. Protection value evaluation of national wetlands parks in Hunan province, China. *The journal of applied ecology* 2017, 28(1), 239-249.

Xu, X., Sheng, D., Li, G., Chen, X., Wang, X., Xiao, C., ... & Hu, C. Comprehensive Assessment of the Water Ecological Security of the Xiangjiang River Basin Based on Physico-chemistry and Organisms Indices. *Appl. Ecol. Environ. Res* 2019, 17, 4547-4574.

Xue, S., Sun, T., Zhang, H. & Shao, D. Suitable habitat mapping in the Yangtze River Estuary influenced by land reclamations. *Ecological Engineering* 2016, 97, 64-73.

Yang, Z. & Wang, Y. The cloud model based stochastic multi-criteria decision making technology for river health assessment under multiple uncertainties. *Journal of Hydrology* 2020, 581, 124437.

Yilmaz, B. & Harmancioglu, N. Multi-criteria decision making for water resource management: a case study of the Gediz River Basin, Turkey. *Water SA* 2010, 36(5).

Young, J. C., Searle, K., Butler, A., Simmons, P., Watt, A. D. & Jordan, A. The role of trust in the resolution of conservation conflicts. *Biological Conservation* 2016, 195, 196-202.

Yun, H. J., Kang, D. J., Kim, D. K. & Kang, Y. A GIS-Assisted Assessment and Attribute Based Clustering of Forest Wetland Utility in South Korea. *Sustainability* 2019, 11(17), 4632.

Yuxi, Z. & Linsheng, Z. Identifying conflicts tendency between nature-based tourism development and ecological protection in China. *Ecological Indicators* 2020, 109, 105791.

Zadeh, L. A. Fuzzy Sets. *Information and Control* 1965, 8, 338-353.

Zarghaami, R. Integrated water resources management in Polrud Irrigation system. *Water Resources Management* 2006, 20, 215-225.

Zarghami, M. & Szidarovszky, F. Stochastic-fuzzy multi criteria decision making for robust water resources management. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 2009, 23(3), 329-339.

ZASNET (2020). Disponible en: <https://www.biosferamesetaiberica.com/es/es/territorio> Acceso el 4 de Mayo de 2021.

Zeng, Y., Li, J., Cai, Y. & Tan, Q. Equitable and reasonable freshwater allocation based on a multi-criteria decision making approach with hydrologically constrained bankruptcy rules. *Ecological Indicators* 2017, 73, 203-213.

Zhang, H.; Gu, C. L.; Gu, L. W.; Zhang, Y. The evaluation of tourism destination competitiveness by TOPSIS & information entropy—A case in the Yangtze river Delta of China. *Tourism Management* 2011, 32(2), 443-451.

9. AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría dedicar esta tesis doctoral especialmente al Dr. José María Martín por su orientación, su predisposición y su tremenda ayuda a lo largo del proceso de elaboración de esta tesis, por supuesto. Pero además de su indispensable contribución de carácter académico, ha sido un apoyo emocional importantísimo, a todos los niveles y desde todos los puntos de vista. El Dr. Martín, José María, me ha proporcionado un apoyo profesional de excelencia, pero, además, un apoyo emocional imprescindible en mi vida. No sólo ha sido el director de esta tesis doctoral, es que ya no puede faltar en mi vida. Vamos, que le quiero mucho.

Gracias al apoyo institucional y económico de la Universidad de Granada, a la Escuela Internacional de Posgrado de la Universidad de Granada, a su director y a todo el personal que me ha facilitado tanto los, a veces pesados, trámites burocráticos.

Me gustaría agradecer a mis colegas el Dr. Francisco Ruiz y el Dr. José Manuel Cabello, de la Universidad de Málaga, al Dr. José Manuel Guaita y al Dr. Domingo Ribeiro, de la Universidad Politécnica de Valencia, y al Dr. Joao Azevedo, del Instituto Politécnico de Bragança por su contribución en este trabajo.

Quisiera dar las gracias a mis compañeras y compañeros de la Universidad Complutense de Madrid, por el apoyo moral y por el cariño. En ellos he encontrado no sólo a colegas de una gran talla académica, sino además buenos amigos.

Gracias a mis alumnas y a mis alumnos, los de ahora y los de siempre, que día tras día me recuerdan cual es mi camino y por qué me encanta dedicarme a esto.

Gracias a mi familia. A mi madre Isabel Pardo, a mis hermanos Javier y Ana, a María José, a Marta y a Guillermo, a Santiago Pardo, a Isabel Serrano, a Carolina por su cariño y a mi padre Celes, por supuesto.

A mis amigas del alma, Sonia, Mariaje, Cris y Bibian, porque, aunque estemos lejos, ni hay distancias ni pasa el tiempo; siempre las llevo pegaditas a mi corazón.

Y, sobre todo, gracias a mis hijos, Ángel y Álvaro, que no piden y sólo dan y que entienden lo inentendible con una sonrisa y una generosidad que nunca, ningún ser humano, jamás, será capaz de igualar. Gracias a mis niños, como siempre, de todo corazón.