

AGUA, ACTORES SOCIALES Y SERVICIOS DE LOS  
ECOSISTEMAS EN LA CUENCA DEL RÍO MUGA.  
UNA APROXIMACIÓN SOCIOECOLÓGICA

**Enrica Garau**

Per citar o enllaçar aquest document:  
Para citar o enlazar este documento:  
Use this url to cite or link to this publication:

<http://hdl.handle.net/10803/674249>



<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.ca>

Aquesta obra està subjecta a una llicència Creative Commons Reconeixement-  
NoComercial-SenseObraDerivada

Esta obra está bajo una licencia Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-  
SinObraDerivada

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-  
NoDerivatives licence



TESIS DOCTORAL

# Agua, Actores Sociales y Servicios de los Ecosistemas en la cuenca del río Muga.

Una aproximación socioecológica.

Enrica Garau



Ilustración de la portada y contraportada: inspirada y adaptada de Guillermo Gruber y Ricardo Gruber (Gruber y Gruber Creaciones). Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España (2011). Reproducido con la autorización de los autores.

Iconos de los capítulos: inspirados y adaptados de Lipton et al. (2018).



TESIS DOCTORAL

AGUA, ACTORES SOCIALES Y SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS EN  
LA CUENCA DEL RÍO MUGA.

UNA APROXIMACIÓN SOCIOECOLÓGICA.

Enrica Garau

2021











TESIS DOCTORAL

AGUA, ACTORES SOCIALES Y SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS EN  
LA CUENCA DEL RÍO MUGA.

UNA APROXIMACIÓN SOCIOECOLÓGICA.

Enrica Garau

2021

PROGRAMA DE DOCTORADO EN MEDIO AMBIENTE

Dirigida por:

Dr. Josep Vila-Subirós

Dra. Anna Ribas Palom

Dr. Josep Pueyo-Ros

Tutor: Dr. Josep Vila-Subirós

Memoria presentada para optar al título de doctora por la Universitat de Girona





El Dr. Josep Vila-Subirós, de la Universitat de Girona, la Dra. Anna Ribas Palom, de la Universitat de Girona y el Dr. Josep Pueyo-Ros, de la Universitat de Girona,

DECLARAMOS:

Que el trabajo titulado *Agua, actores sociales y servicios de los ecosistemas en la cuenca del río Muga. Una aproximación socioecológica*, que presenta Enrica Garau para la obtención del título de doctora, ha sido realizado bajo nuestra dirección y que cumple los requisitos para poder optar a la Mención Internacional.

Y, para que así conste y tenga los efectos oportunos, firmamos este documento.

Dr. Josep Vila-Subirós

Dra. Anna Ribas Palom

Dr. Josep Pueyo-Ros

Girona, 13/09/2021



El Dr. Josep Vila-Subirós, la Dra. Anna Ribas Palom, el Dr. Josep Pueyo-Ros y el Dr. Mario Torralba, como coautores de los artículos siguientes:

(1) Garau, E., Vila-Subirós, J., Pueyo-Ros, J., Ribas, A., 2020. Where do ecosystem services come from? Assessing and mapping stakeholder perceptions on water ecosystem services in the Muga river basin (Catalonia, Spain). *Land* 9, 1–21. <https://doi.org/10.3390/land9100385>

(2) Garau, E., Pueyo-Ros, J., Ribas, A., Vila-Subirós, J., 2021. Follow the flow: Analysis of relationships between water ecosystem service supply units and beneficiaries. *Appl. Geogr.* 133. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102491>

(3) Garau, E., Pueyo-Ros, J., Vila-Subirós, J., Ribas, A. Deconstructing ecosystem service conflicts through the prisms of political ecology and game theory in a north-western Mediterranean river basin. *Human Ecology*. Fecha de envío: 05/04/21 (*Under Review*)

(4) Garau, E., Torralba, M., Pueyo-Ros, J., 2021. What is a river basin? Assessing and understanding the sociocultural mental constructs of landscapes from different stakeholders across a river basin. *Landsc. Urban Plan.* 214, 104192. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104192>

Aceptamos que la Sra. Enrica Garau presente los artículos citados como autora principal y como parte de su tesis doctoral, y que dichos artículos no puedan, por consiguiente, formar parte de ninguna otra tesis doctoral.

Y para que así conste y tenga los efectos oportunos, firmamos el presente documento.

Dr. Josep Vila-Subirós    Dra. Anna Ribas Palom    Dr. Josep Pueyo-Ros    Dr. Mario Torralba

Girona, 13/09/2021





*A me stessa e alla scoperta.*

*Perchè la gioia della scoperta sia sempre la forma più pura di gioia che possa esistere. Che ci faccia trovare quello che stiamo cercando, ma che non ci faccia mai smettere di cercare.*



## Agradecimientos

Fare una tesi di dottorato è prima di tutto un'esperienza personale, oltre che un'esperienza professionale. E la tesi non la fa una persona sola, ma tutte quelle persone che si incontrano, restano e si perdono durante il cammino. Quindi il "grazie" di questa pagina di ringraziamenti va a tutte quelle persone incontrate per caso, perse, agli amici di tutta la vita e a chi lo è diventato durante questi anni di tesi, grazie.

Un grande grazie va senza dubbio alla mia famiglia, ai miei genitori e a mio fratello, per avermi sopportato fin dal principio, incoraggiato e sostenuto in questo cammino lungo e, a volte, incerto. Grazie, perchè senza di voi non sarei qua e non sarei quello che sono oggi.

Un segundo gran agradecimiento es para mis directores de tesis, Anna, Josep V. y Josep P., gracias por vuestro apoyo no solo a nivel profesional, sino también personal. Gracias por ayudarme y guiarme a lo largo de estos años y en este proceso académico (el cual no sabes lo que es hasta el último día en que tienes tu tesis en mano). Gracias por acompañarme todos los días y por mostrarme vuestro lado más humano, y en particular, por poner siempre un toque de alegría, que ha supuesto hacer de la tesis no un camino solitario y duro, sino compartido y alegre. Gracias por creer y suportarme siempre en mis ideas (a veces tuve que convenceros eheh) y ayudarme a darles forma de investigación científica. Gracias a Josep P., por ser compañero de trabajo, además de director de tesis, y por acercarme al mundo "cuantitativo", animándome siempre con la frase "¡Hola Python, no te tengo miedo!" en tiempos difíciles, donde nadie resolvía mis dudas en los foros de nerds, y gracias por escuchar mis razonamientos iniciales sin sentido y ayudarme a encontrarlo.

Thanks to the Plieninger Lab's research group in Germany and to my office mates who welcomed me and made me feel at home from the first minute I was there, with the coffees, lunches at Mensa University with a lot of Gemüse, the walks in the cherry hills and the stimulating research group meetings. Thanks to Martina, for the unforgettable German sharing experience. And of course, thanks to Mario, for being such a fantastic tutor in such a short time, helping me with my data and letting me pick up your three-month-old son in my arms and for showing me his passport photo.

Thanks also to the Stockholm Resilience Center, for giving me the opportunity to spend two months in a vibrant, stimulating and thought provoking environment. Thanks to Garry and Albert for the coffee brainstormings. A special thanks to Amanda for being such a great and cool tutor (and a life reference!) and to my "office mates", for sharing really funny moments and making me feel part of the SRC family. Hope we can meet again very soon and still share a lot of *fika* together!

Un sincero agradecimiento al Departamento de Geografía, por abrirme sus puertas y mostrarme un ambiente de trabajo e investigación sereno y estimulante, y por todas las conversaciones de apoyo y soporte en el "pasillo" de los de Geografía.

Otro gran GRACIAS va a mis compañeros de trabajo de todos los días, a los "becarios", por no hacerme sentir sola ni un minuto con todos los cafés, vermuts, cenas y juegos de mesa que te arreglan el alma en los días más tristes. Muchísimas gracias por todos los momentos compartidos, por enseñarme que el doctorado no es solo ir al despacho, sino todo lo que pasa fuera del despacho, y por recordarme siempre que, si vosotros lograsteis hacer la tesis, ¡yo también puedo hacerlo! (ahahah, soy irónica eh).

Otro gran agradecimiento es para los amigos "Mariposas" que conocí por casualidad, pero que, después de una cerveza, supe de inmediato que serían amigos con la A mayúscula. Un sentido

GRACIAS por darme la bienvenida y abrirme vuestras casas, coches, las neveras de cervezas, los vermuts, los mirtos, las tardes en el mar, por compartir lágrimas, risas, momentos inolvidables y por cuidarme cuando parecía un zombie. Gracias por acompañarme siempre en este camino y abrirme vuestro corazón, porque todo ha sido más fácil con vosotros. Espero veros envejecer con muchas arrugas, pero con el mismo espíritu de siempre de “Fem una birra? ¡Va Enri, que es *juernes*, hoy “vermouth torero”, esto es vida!”. Sí, esto es vida.

Gracias a Jordi, mi "tutor legal" y el compañero de piso que a todos nos gustaría tener, por darme literalmente tu colchón y tu almohada, por todas las veces que cocinaste para mí porque tenía la “nevera de soltera” y por todas las historias que me contaste para hacerme reír cuando estaba más desanimada. Gracias por tomarme siempre el pelo con el doctorado, preguntándome si había logrado publicar un artículo en Vogue o en el boletín de Fontajau. Aunque no te lo creas, has sido una referencia importante.

Grazie alle mie amiche e ai miei amici di tutta la vita, lontani, ma vicini, per le chiamate, i riassunti, le novità e gli scoop di paese, per tenermi sempre aggiornata e per le domande “e poi cosa fai? Come sei messa? Quanto ti manca? Quando torni? Quando facciamo uno Spritz e pizzetta sfoglia al mare?” e per avermi ascoltato, sostenuto e incoraggiato, nonostante la distanza.

Gracias a todas aquellas personas perdidas y encontradas por casualidad, a las que me dieron el empujón inicial para acercarme al mundo académico (Carlos Montes, Alberto, Pipo) y a las que aparecieron por sorpresa en el camino, gracias por los cafés y cervezas de los congresos, especialmente los chicos de ESP en Hannover, con la esperanza de que siempre podamos estar en contacto. Gracias a Nils, por haber aparecido a lo largo del camino y para haberme empujado intelectualmente cada vez un poco más allá de los límites, de mis límites, enseñándome que la actitud “si no se prueba, nunca se sabe ... I mean, give it a try!” es la que ayuda a crecer en la vida.

Infine grazie a me per non aver mollato quando tutto sembrava una strada tortuosa e in salita. E grazie alla ricerca scientifica, per avermi insegnato l'importanza, la rigerosità del metodo e la gioia esplosiva della ricerca e della scoperta.

\*\*\*

Finalmente, quiero dar las gracias a todos los stakeholders que al dedicarme su tiempo hicieron posible este trabajo de investigación. Y agradecer la concesión de la beca predoctoral FPI - BES-2017-079878 del MINECO, que ha financiado esta tesis y al proyecto EFHITUR (2017-2020), *Incentivos y barreras para el ahorro hídrico en el sector turístico. Análisis y propuestas para una gestión eficiente del agua*. (Referencia: CSO2016-75740-P), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad del Gobierno de España.

Grazie. Gracias. Gracias. Thank you. Danke. Tack.



## Publicaciones derivadas de la tesis

Esta tesis doctoral se presenta siguiendo el formato de compendio de publicaciones.

La lista de publicaciones, organizada por capítulos e indicando el estado de la publicación, factor de impacto (IF) y cuartil (Q) es la siguiente:

Apartado 5.1: **Garau, E.**, Vila-Subirós, J., Pueyo-Ros, J., Ribas, A., 2020. Where do ecosystem services come from? Assessing and mapping stakeholder perceptions on water ecosystem services in the Muga river basin (Catalonia, Spain). *Land* 9, 1–21. <https://doi.org/10.3390/land9100385> (*Publicado*)

FI JCR: 3.39, posición (Q2), año 2020.

Apartado 5.2: **Garau, E.**, Pueyo-Ros, J., Ribas, A., Vila-Subirós, J., 2021. Follow the flow: Analysis of relationships between water ecosystem service supply units and beneficiaries. *Appl. Geogr.* 133, 1–10.

<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102491> (*Publicado*)

FI JCR: 4.24, posición (Q1), año 2020.

Apartado 5.3: **Garau, E.**, Pueyo-Ros, J., Vila-Subiros, J., Ribas, A. Deconstructing ecosystem service conflicts through the prisms of political ecology and game theory in a north-western Mediterranean river basin. *Human Ecology*. Fecha de envío: 05/04/21 (*Under Review*)

FI JCR: 1.99, posición (Q2), año 2020.

Apartado 5.4: **Garau, E.**, Torralba, M., Pueyo-Ros, J., 2021. What is a river basin ? Assessing and understanding the sociocultural mental constructs of landscapes from different stakeholders across a river basin. *Landsc. Urban Plan.* 214, 104192. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104192> (*Publicado*)

FI JCR: 6.14, posición (Q1), año 2020.





# Índice de contenidos

Índice de figuras.....	IV
Índice de tablas.....	VII
Listado de acrónimos.....	VIII
Resum .....	IX
Resumen.....	XI
Abstract .....	XIII
1. Introducción.....	1
1.1 Antecedentes y justificación: un contexto de Antropoceno y de cambio global .....	2
1.2 Objetivos y preguntas de investigación .....	5
1.3 Presentación y justificación de los artículos incluidos en la tesis.....	7
1.4 Estructura .....	10
2. Marco teórico .....	13
2.1 Los sistemas socioecológicos y el marco de los servicios de los ecosistemas para el análisis de las relaciones naturaleza-sociedad .....	14
2.1.1 El marco conceptual de los Servicios de los Ecosistemas (SE) .....	17
2.2 El Mediterráneo y las cuencas hidrográficas como sistemas socioecológicos.....	26
2.3 Los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA) y los beneficios que proveen a los seres humanos.....	29
2.3.1 Los conflictos entorno a la gestión de los recursos hídricos. Una interpretación desde la ecología política y la teoría de juegos .....	31
2.3.1.1 Ecología política y SE.....	34
2.3.1.2 Teoría de juegos y SE .....	35
2.4 La importancia de una evaluación sociocultural de los servicios de los ecosistemas y la participación de los actores sociales en nuevos modelos de gestión de los recursos naturales ....	36
2.4.1 Análisis espacial de los servicios de los ecosistemas.....	38
2.4.2 Métodos de cartografía participativa de los SE.....	40
2.5 La importancia de avanzar hacia formas de gobernanza adaptativa de los sistemas socioecológicos.....	42
3. Área de estudio: La cuenca hidrográfica del río Muga, un socioecosistema mediterráneo.....	45
3.1 Justificación del área de estudio .....	46
3.2 Caracterización física y humana.....	47
3.3 Las principales fuentes de provisión y necesidades de uso de los recursos hídricos .....	53
3.4 Un contexto histórico problemático .....	56
4. Metodología.....	61
4.1 Métodos mixtos .....	64
4.2 Selección de los actores sociales clave .....	66

4.3	Recolección de datos.....	67
4.3.1	Revisión y análisis bibliográfico .....	69
4.3.2	Panel de expertos.....	69
4.3.3	Entrevistas semi-estructuradas .....	71
4.3.4	Cartografía participativa.....	72
4.3.5	Revisión y análisis de noticias de prensa .....	74
4.3.6	Percepciones sobre los límites de la cuenca .....	74
4.4	Análisis de datos.....	75
4.4.1	Entrevistas.....	75
4.4.1.1	Preparación de datos: transcripción.....	75
4.4.1.2	Análisis de datos de las entrevistas .....	75
4.4.2	Datos espaciales .....	77
4.4.2.1	Preparación de los datos espaciales .....	77
4.4.2.2	Análisis de los datos espaciales .....	79
4.4.3	Noticias de prensa .....	84
4.4.3.1	Preparación de los datos de noticias de prensa .....	84
4.4.3.2	Análisis de las noticias de prensa .....	84
5.	Resultados .....	85
5.1	Where Do Ecosystem Services Come From? Assessing and Mapping Stakeholder Perceptions on Water Ecosystem Services in the Muga River Basin (Catalonia, Spain). .....	86
5.2	Follow the flow: analysis of relationships between water ecosystem service supply units and beneficiaries. ....	110
5.3	Deconstructing ecosystem service conflicts through the prisms of political ecology and game theory in a north-western Mediterranean river basin.....	133
5.4	What is a river basin? Assessing and understanding the sociocultural mental constructs of landscapes from different stakeholders across a river basin.....	166
6.	Discusión .....	190
6.1	Reconocimiento de la importancia de la diversidad y pluralidad de valores en los modelos de gobernanza.....	192
6.2	La interacción entre la capacidad de acción de los actores y los patrones de movilidad de los SE en los modelos de gobernanza .....	195
6.3	Involucrarse con los actores sociales para una gobernanza adaptativa .....	197
6.4	Limitaciones del estudio.....	199
7.	Conclusiones e implicaciones para la mejora de la gestión .....	202
7.1	Conclusiones .....	203
7.2	Implicaciones para la mejora de la gestión en la cuenca del río Muga .....	208
7.3	Líneas futuras de investigación .....	212
7.	Conclusions and implications for management improvement (English version).....	214

7.1	Conclusions.....	215
7.2	Implications for improving management in the Muga river basin .....	219
7.3	Future lines of research .....	222
	Referencias .....	225
	Anexos .....	246

## Índice de figuras

Figura 1.1. Relaciones entre los distintos capítulos de resultados que conforman esta investigación .....	10
Figura 1.2. Estructura de la tesis doctoral .....	12
Figura 2.1. Dependencia del bienestar humano del capital natural, construido, humano y social .....	15
Figura 2.2. Esquema conceptual de los componentes de un socioecosistema y de las relaciones entre ellos .....	16
Figura 2.3. Marco conceptual para la evaluación de los SE .....	16
Figura 2.4. Relaciones entre los servicios de los ecosistemas y las dimensiones del bienestar humano .....	18
Figura 2.5. Evolución del concepto de SE e incremento de las publicaciones científicas que incluyen los conceptos “servicios de los ecosistemas” y “servicios ecologicos”, basado en una búsqueda en Web of Science(WOS) .....	19
Figura 2.6. Clasificación general de los SE según la clasificación CICES en tres categorías principales: provisión, regulación y culturales .....	20
Figura 2.7. Marco conceptual de la “cascada” de los ES. Relación entre los ecosistemas, las funciones de los ecosistemas y el bienestar humano .....	21
Figura 2.8. Diferentes pasos de la cascada de los SE, integrando la dimensión ambiental con la social, para pasar de las funciones a los beneficios .....	21
Figura 2.9. Ejemplo de relaciones entre funciones, servicios y beneficiarios .....	22
Figura 2.10. Posibles distribuciones espaciales de los flujos de SE entre suministro y demanda (desacoplamiento espacial escalar) .....	23
Figura 2.11. Posibles métodos de análisis de los SE, integrando el suministro y la demanda .....	25
Figura 2.12. Esquema conceptual del enfoque socioecológico que aplicamos en este trabajo de investigación .....	26
Figura 2.13. Principales cambios en los distintos ecosistemas, entre los cuales los ecosistemas acuáticos (recuadro azul) .....	27
Figura 2.14. Esquema conceptual de la cuenca hidrográfica como sistema socioecológico .....	28
Figura 2.15. SE producidos por o derivados de los ecosistemas acuáticos .....	30
Figura 2.16. Ejemplo conceptual de posibles trade-offs que pueden ocurrir en los flujos de SEA, dependiendo de una u otra gestión del territorio. La imagen de la izquierda muestra como una gestión de los bosques de cabecera pueda generar sinergias entre distintos SE hacia la parte baja de la cuenca, mientras que la imagen de la derecha muestra posibles trade-offs que pueden derivar de una no gestión de los bosques de cabecera .....	33

Figura 2.17. Esquema conceptual de diferentes modelos de gestión del territorio en una hipotética cuenca hidrográfica y de cómo pueden modificar la capacidad de los ecosistemas de producir SE y en los beneficios que los diferentes actores sociales obtienen de esos .....	34
Figura 2.18. Métodos de evaluación sociocultural de los SE. Los recuadros rojos indican los métodos utilizados en esta investigación .....	38
Figura 2.19. Diferentes aspectos de los SE que pueden cartografiarse, integrando la dimensión humana dentro de la cascada de los servicios de los ecosistemas .....	39
Figura 2.20. Ejemplos de distintos métodos de cartografía participativa. A) PPGIS online. Fuente: Maptionnaire; B) PPGIS en papel. Fuente: Autoría propia; C) PGIS y/o P3DM. Fuente: Maptionnaire; D) VGI .....	42
Figura 2.21. Los siete principios para promover e incrementar la resiliencia dentro de los sistemas socioecológicos. Los principios están agrupados en las propiedades de los SES que deben gestionarse y las propiedades claves de la gobernanza de los SES. SES: Social Ecological Systems; CAS: Complex Adaptive Systems .....	43
Figura 3.1. Marco territorial del área de estudio: la cuenca hidrográfica del río Muga .....	47
Figura 3.2. Vista del Embalse de Darnius-Boadella .....	48
Figura 3.3. Vista en 3D del área de estudio .....	49
Figura 3.4. Ejemplo de cultivo de arrozales y de colza en la plana del Alt Empordà .....	49
Figura 3.5. Vista de la urbanización de Empuriabrava y desembocadura del río Muga .....	50
Figura 3.6. Espacios naturales protegidos y distintas figuras de protección en el área de estudio .....	51
Figura 3.7. Principales actividades turísticas relacionadas con los ecosistemas acuáticos del área de estudio .....	52
Figura 3.8. Principales masas de agua del área de estudio: red hidrográfica, embalse de Darnius-Boadella, humedales y acuíferos .....	54
Figura 3.9. Humedales del Parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (PNAE) .....	55
Figura 3.10. Protestas del movimiento ecologista IAEDEN por la protección del agua en el área de estudio .....	55
Figura 3.11. Esquema simplificado del modelo de gestión de la Muga. La estructura del modelo o de su grafo prevé e incluye posibles alternativas de futuro a estudiar (líneas discontinúas) .....	56
Figura 3.12. Reconstrucción del background histórico de las principales fases en la gestión de los recursos hídricos en el sistema socioecológico de la cuenca hidrográfica del río Muga .....	57
Figura 3.13. Actuación del grupo ecologista IAEDEN en el area de estudio .....	59
Figura 3.14. Esquema conceptual del aumento de la complejidad de las interrelaciones entre actores sociales y recursos hídricos en el sistema socioecológico del área de estudio .....	60
Figura 4.1. Síntesis del proceso metodológico aplicado en la investigación .....	63
Figura 4.2. Dimensiones para la evaluación de los SE: dimensión biofísica, sociocultural y monetaria .....	64
Figura 4.3. Esquema conceptual de diseño de una investigación basada en métodos mixtos. La sigla QN se refiere a datos cuantitativos (quantitative) y la sigla QL a datos cualitativo (qualitative) .....	65

Figura 4.4. Árbol de decisión de los métodos socioculturales, indicando en rosa el proceso de selección y en los recuadros amarillo los métodos seleccionados en el marco metodológico de la tesis .....	65
Figura 4.5. Clasificación de los actores sociales clave según su nivel de dependencia de los SE .....	67
Figura 4.6. Relación entre los métodos utilizados con los objetivos de esta investigación .....	68
Figura 4.7. Algunas fases del proceso del Panel de expertos en la cuenca del río Muga: identificación y caracterización de los SE más importantes en el área de estudio (arriba) y cartografía participativa (abajo) .....	71
Figura 4.8. Ejemplos de cartografía durante las entrevistas con los actores sociales .....	73
Figura 4.9. Ejemplo de delimitación e identificación manual de los límites de la cuenca por parte los actores sociales durante las entrevistas .....	74
Figura 4.10. Etiquetas de codificación de los actores sociales s aplicadas durante el proceso de codificación de los datos .....	77
Figura 4.11 Principales fases del proceso de digitalización aplicado a los datos obtenidos del ejercicio de cartografía participativa con los actores sociales durante las entrevistas .....	78
Figura 4.12. Heatmaps generados del proceso de raster calculators (la suma de todos los rasters) .....	80
Figura 4.13. Ejemplo de proceso de cálculo de los flujos de los SEA relacionando las unidades SPU con las SBU (arriba) e impostación de los parámetros para el cálculo de la acumulación de beneficiarios en los puntos de suministro (abajo) .....	82
Figura 4.14. Ejemplo del proceso de codificación de los dibujos según los criterios establecidos .....	82
Figura 4.15. Raster calculator derivado de la suma de todos los dibujos transformados a rásteres, para calcular las veces que cada pixel se incluyó dentro de la cuenca dibujada .....	83
Figura 4.16. Ejemplo del proceso de codificación de las noticias de prensa según los criterios establecidos .....	84



## Índice de tablas

Tabla 1.1. Orden y estructura de los distintos capítulos de resultados que componen esta tesis en relación a los objetivos de investigación .....	7
Tabla 2.1. Definición de los principales conceptos relacionados con los servicios de los ecosistemas que se usarán en este trabajo de investigación .....	23
Tabla 2.2. Principales características de los distintos métodos de cartografía participativa .....	40
Tabla 3.1. Información descriptiva del área de estudio .....	51
Tabla 4.1. Características sociodemográficas de los actores sociales entrevistados (n = 27) .....	66
Tabla 4.2. Resumen de las principales técnicas de recolección de datos aplicadas en la tesis .....	67

## Listado de acrónimos

ACA: Agència Catalana de l'Aigua  
CBA: Cost-benefit Analysis  
CICES: Common International Classification of Ecosystem Services  
DD: Directly Dependent  
DSPU: Degraded/vulnerable Services Providing Unit  
DSPUH: Degraded/vulnerable Services Providing Unit Hotspot  
EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales  
EEA: European Environment Agency  
EME: Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España  
ENPE: Espacios naturales de protección especial  
ES: Ecosystem Services  
ESMERALDA: Enhancing Ecosystem Services Mapping for Policy and Decision Making  
EU: European Commission  
EUROPARC: European Protected Areas  
GIS: Geographic Information System  
IAEDEN: Institució Alt Empordanesa per a la Defensa i Estudi de la Natura  
ID: Indirectly Dependent  
IDESCAT: Institut d'Estadística de Catalunya  
IPBES: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services  
IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change  
MCA: Multiple Correspondence Analysis  
MEA: Millennium Ecosystem Assessment  
PEIN: Plan de Espacios de Interés Natural  
PGIS: Participatory Geographic Information System  
PPGIS: Public Participatory Geographic Information System  
PNAE: Parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà  
P3DM: Participatory three-dimensional modelling  
PyQGIS: Python Quantum Geographic Information System  
QGIS: Quantum Geographic Information System  
SBU: Services Benefiting Unit  
SBUH: Services Benefiting Unit Hotspot  
SE: Servicios de los ecosistemas  
SEA: Servicios de los ecosistemas acuáticos  
SES: Social Ecological System  
SPU: Services Providing Unit  
SPUH: Services Providing Unit Hotspot  
STP: Social Tipping Point  
TEEB: The Economics of Ecosystem and Biodiversity  
TP: Tipping Point  
UNDP: United Nations Development Programme  
UNEP: United Nations Environment Programme  
UNESCO: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization  
VGI: Volunteered Geographic Information  
WOS: Web Of Science  
WTO: World Trade Organization  
WES: Water Ecosystem Services  
WFD: Water Framework Directive

## Resum

L'Antropocè, entès com un període en què les activitats humanes representen el principal impulsor dels canvis socioambientals a la Terra, ha posat en relleu la necessitat d'enfocaments que siguin capaços de tractar amb la no linealitat, així com la rapidesa i globalitat dels canvis actuals. Cal, doncs, aplicar un canvi de paradigma en l'estudi de les relacions ésser humà-natura, a través d'enfocaments adaptatius complexos, com ara els sistemes socioecològics, capaços de superar el dualisme natura-societat i centrar-se en la complexitat de les relacions socioecològiques.

És en aquest context que s'inscriu aquesta investigació, que considera la conca mediterrània com un *hotspot* de biodiversitat sotmès a un impacte creixent dels efectes del canvi climàtic i ambiental, el que la converteix en una de les àrees més fràgils del planeta. Especialment els ecosistemes aquàtics mediterranis es veuen amenaçats per diferents pressions antròpiques. Aquestes incrementen el seu nivell d'estrès i disminueixen la seva capacitat de proporcionar un flux de serveis dels ecosistemes (SE) adequat per al benestar de les persones. Els models climàtics preveuen escenaris futurs caracteritzats per un increment de la demanda d'aigua, acompanyat per un canvi en el règim de les precipitacions, un augment de les temperatures i períodes prolongats de sequera i de fenòmens extrems. Tot això porta a una major competència pels recursos naturals entre el conjunt d'actors socials del territori, entre els quals l'aigua es converteix en un dels principals generadors de conflictes socioambientals.

Aquesta tesi doctoral es proposa identificar i caracteritzar les relacions entre actors socials i recursos hídrics a través de l'anàlisi sociocultural i espacial dels serveis ecosistèmics aquàtics (SEA) en el sistema socioecològic que conforma la conca hidrogràfica de la Muga. Els serveis dels ecosistemes, entesos com un component dels sistemes socioecològics, representen el marc d'anàlisi que permet connectar les persones amb la natura. Així mateix, permeten captar, expressar i visualitzar el paper clau dels ecosistemes aquàtics a l'hora de proporcionar múltiples beneficis als éssers humans, amb la finalitat de contribuir a la millora de la gestió actual i futura dels recursos hídrics, de tal manera que aquesta sigui cada vegada més eficaç, sostenible i resilient en un context de canvi global.

L'enfocament metodològic utilitzat es basa en un mètode mixt, combinant entrevistes semi-estructurades i cartografia participativa amb els actors socials clau de la conca. Són eines que permeten realitzar una avaluació sociocultural dels SE, amb la finalitat de: I) identificar els SEA més importants de la conca i els beneficis associats a ells; II) explorar qualitativament i espacialment les preferències i els sistemes de valors de diferents grups d'actors socials; III) identificar i cartografiar les àrees percebudes com *hotspot* de subministrament, demanda i degradació dels SE i estudiar les relacions espacials dels fluxos de SEA; i IV) reflexionar sobre les tècniques participatives i la importància de la integració de diferents coneixements com a eines essencials en la presa de decisions per a una gestió sostenible dels recursos hídrics.

Els principals resultats identificats mostren que els ecosistemes aquàtics no només són percebuts com a grans productors de múltiples beneficis, sinó que també engloben una pluralitat de valors i diferències en les percepcions expressades. Aquestes diferències es deixen veure especialment en relació als tipus de SE percebuts (provisió, regulació o culturals) i a la seva distribució espacial (SPU, SBU, dSPU) a la conca hidrogràfica del riu Muga. Així mateix, la cartografia participativa explica com els elements cartografiats pels actors socials responen a diferents motivacions personals, expressant valors que sovint són divergents entre ells.

També es presenta com determinats factors interfereixen en la manera en la qual les persones perceben els ecosistemes i els seus beneficis, fet que, al seu torn, influeix en les relacions entre els diferents actors i en la configuració del model de governança. Els diferents nivells de dependència dels actors socials dels ecosistemes i la tipologia de canvis socioecològics en una conca hidrogràfica poden, de fet, generar efectes positius o negatius (o tots dos, *trade-offs* i sinergies) per a diferents tipus d'actors que, per tant, perceben aquests canvis de manera diferent. Tot això condueix a conflictes entre els grups i situacions de desigualtat de poder.

S'ha observat que cada actor té capacitat d'actuació i de decisió, tant en la manera de gestionar els fluxos de SEA i els ecosistemes com en la presa de decisions, modificant els seus comportaments (per exemple, de col·laboratiu a competitiu), no només en relació al que fan els altres actors dins del sistema, sinó també basant-se en les seves pròpies percepcions. Es va posar de manifest com aquests mecanismes socials no només generen una distribució no equitativa dels fluxos de SE, sinó que poden enfortir relacions de poder asimètriques entre actors socials, afavorint o impedit l'accés als fluxos de SEA.

Finalment, es va reflexionar sobre la importància dels mètodes participatius com a elements útils per poder identificar i expressar la pluralitat i diversitat de valors, relacions, coneixements. Es va mostrar com els actors socials expressen construccions mentals complexes pel que fa al concepte de conca hidrogràfica o a elements relacionats amb ella, tot i no tenir els mateixos coneixements tècnic-administratius dels *policy-makers*. Aquests aspectes van destacar la importància d'integrar aquesta diversitat en el disseny de polítiques de gestió, com a factors que contribueixen a una millor comprensió de la complexitat de les dinàmiques socioecològiques.

En conclusió, aquesta tesi té la finalitat última de contribuir a un millor coneixement de les relacions ésser humà-natura, usant el marc d'anàlisi dels socioecosistemes i dels SE com a eines útils per a la millora de la gestió actual i futura dels recursos hídrics, per a poder avançar així cap a formes de governança adaptativa cada vegada més eficaces, inclusives, resilents i justes en un context de canvi global

## Resumen

El Antropoceno, entendido como un período en el que las actividades humanas representan el principal impulsor de los cambios socioambientales en la Tierra, ha puesto de relieve la necesidad de enfoques que sean capaces de lidiar con la no linealidad, así como con la rapidez y globalidad de los cambios actuales. Se hace, por tanto, necesario aplicar un cambio de paradigma en el estudio de las relaciones ser humano-naturaleza, a través de enfoques adaptativos complejos como los sistemas socioecológicos, capaces de superar el dualismo naturaleza-sociedad y centrarse en la complejidad de las relaciones socioecológicas.

Es en este contexto que se inscribe esta investigación, que ve la cuenca mediterránea como un *hotspot* de biodiversidad sometido a un impacto creciente de los efectos del cambio climático y ambiental, lo que la convierte en una de las áreas más frágiles del planeta. Especialmente los ecosistemas acuáticos mediterráneos se ven amenazados por distintas presiones antrópicas, que incrementan su nivel de estrés y disminuyen su capacidad de proporcionar un flujo de servicios de los ecosistemas (SE) adecuado para el bienestar de las personas. Los modelos climáticos prevén escenarios futuros caracterizados por un incremento de la demanda de agua, acompañado por un cambio en el régimen de las precipitaciones, un aumento de las temperaturas y períodos prolongados de sequía y de fenómenos extremos. Todo esto lleva a una mayor competencia por los recursos naturales entre el conjunto de actores sociales del territorio, entre los que el agua se convierte en uno de los principales generadores de conflictos socioambientales.

Esta tesis doctoral se propone identificar y caracterizar las relaciones entre actores sociales y recursos hídricos a través del análisis sociocultural y espacial de los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA) en el sistema socioecológico que conforma la cuenca hidrográfica del río Muga. Los servicios de los ecosistemas, entendidos como un componente de los sistemas socioecológicos, representan el marco de análisis que permite conectar las personas con la naturaleza. Asimismo, permiten captar, expresar y visualizar el papel clave de los ecosistemas acuáticos a la hora de proporcionar múltiples beneficios a los seres humanos, con la finalidad de contribuir a la mejora de la gestión actual y futura de los recursos hídricos, de tal forma que esta sea cada vez más eficaz, sostenible y resiliente en un contexto de cambio global.

El enfoque metodológico utilizado se basa en un método mixto, combinando entrevistas semi-estructuradas y cartografía participativa con los actores sociales clave de la cuenca. Estas herramientas permiten realizar una evaluación sociocultural de los SE, con la finalidad de: I) identificar los SEA más importantes de la cuenca y los beneficios asociados a ellos; II) explorar cualitativamente y espacialmente las preferencias y los sistemas de valores de diferentes grupos de actores sociales; III) identificar y mapear las áreas percibidas como *hotspot* de suministro, demanda y degradación de los SE y estudiar las relaciones espaciales de los flujos de SEA; y IV) reflexionar sobre las técnicas participativas y la importancia de la integración de diferentes conocimientos como herramientas esenciales en la toma de decisiones para una gestión sostenible de los recursos hídricos.

Los principales resultados identificados muestran que los ecosistemas acuáticos no solo son percibidos como grandes productores de múltiples beneficios, sino que también engloban una pluralidad de valores y diferencias en las percepciones expresadas. Estas diferencias se mostraron especialmente en relación con los tipos de SE percibidos (provisión, regulación o culturales) y a su distribución espacial (SPU, SBU, dSPU) en la cuenca hidrográfica del río Muga. Asimismo, la

cartografía participativa visualizó cómo los elementos cartografiados por los actores sociales responden a diferentes motivaciones personales, expresando valores que a menudo son divergentes entre ellos.

También se mostró cómo determinados factores interfieren en la manera en la cual las personas perciben los ecosistemas y sus beneficios, lo que, a su vez, influye en las relaciones entre los distintos actores y en la configuración del modelo de gobernanza. Los diferentes niveles de dependencia de los actores sociales de los ecosistemas y la tipología de cambios socioecológicos en una cuenca hidrográfica pueden, de hecho, generar efectos positivos o negativos (o ambos) (*trade-offs* y sinergias) para diferentes tipos de actores que, por lo tanto, perciben estos cambios de manera distinta, conduciendo a conflictos entre los grupos y situaciones de desigualdad de poder. Se observó que cada actor tiene capacidad de actuación y de decisión, tanto en la manera de gestionar los flujos de SEA y los ecosistemas como en la toma de decisiones, modificando sus comportamientos (por ejemplo, de colaborativo a competitivo), no solo con relación a lo que hacen los otros actores dentro del sistema, sino también basándose en sus propias percepciones. Se puso de manifiesto cómo estos mecanismos sociales no solo generan una distribución no equitativa de los flujos de SE, sino que pueden fortalecer relaciones de poder asimétricas entre actores sociales, favoreciendo o impidiendo el acceso a los flujos de SEA.

Finalmente, se reflexionó sobre la importancia de los métodos participativos como elementos útiles para poder identificar y expresar la pluralidad y diversidad de valores, relaciones y conocimientos. Se mostró cómo los actores sociales expresan construcciones mentales complejas respecto al concepto de cuenca hidrográfica o a elementos relacionados con ella, a pesar de no tener los mismos conocimientos técnico-administrativos de los *policy-makers*. Estos aspectos destacaron la importancia de integrar esta diversidad en el diseño de políticas de gestión como factores que contribuyen a una mejor comprensión de la complejidad de las dinámicas socioecológicas.

En conclusión, esta tesis tiene la finalidad última de contribuir a un mejor conocimiento de las relaciones ser humano-naturaleza, usando el marco de análisis de los socioecosistemas y de los SE como herramientas útiles para la mejora de la gestión actual y futura de los recursos hídricos, para avanzar hacia formas de gobernanza adaptativa cada vez más eficaces, inclusivas, resilientes y justas en un contexto de cambio global.

## Abstract

The Anthropocene, understood as a period in which human activities represent the main driver of socio-environmental changes on Earth, has highlighted the need for approaches that are capable of dealing with non-linearity, as well as the rapidity and globality of current changes. It is therefore necessary to apply a paradigm shift in the study of human-nature relationships, through complex adaptive approaches, such as social-ecological systems, capable of overcoming the nature-society dualism and focusing on the complexity of the social-ecological relationships.

It is in this context that this research fits, seeing the Mediterranean basin as a biodiversity hotspot subjected to a growing impact of the effects of climate and environmental change, which makes it one of the most fragile areas on the planet. In particular, Mediterranean aquatic ecosystems are threatened by various anthropic pressures, which increase their stress level and decrease their ability to provide a flow of ecosystem services (ES) adequate for the well-being of people. Climate models foresee future scenarios characterized by an increase in water demand, accompanied by a change in the rainfall regime, an increase in temperatures and prolonged periods of drought and extreme phenomena. All these issues lead to greater competition for natural resources between all local stakeholders, among which water becomes one of the main generators of socio-environmental conflicts.

This doctoral thesis aims to identify and characterize the relationships between stakeholders and water resources through the sociocultural and spatial analysis of the water ecosystem services (WES) in the social-ecological system that conforms the Muga river basin. Ecosystem services, understood as a component of social-ecological systems, represent the analytical framework that allows to connect people with nature. Likewise, they allow to capture, express and visualize the key role of aquatic ecosystems in providing multiple benefits to human beings, in order to contribute to the improvement of current and future management of water resources, in such a way that this is increasingly effective, sustainable, and resilient in a context of global change.

The methodological approach used in this thesis is based on a mixed method, combining semi-structured interviews and participatory cartography with the key stakeholders of the river basin, as tools that allow a sociocultural evaluation of the ES, in order to: I) identify the most important water ES in the river basin and the benefits associated with them; II) qualitatively and spatially explore the preferences and value systems of different stakeholder groups; III) identify and map the areas perceived as hotspots of supply, demand and degradation-vulnerability of the WES and study the spatial relationships of the WES flows; and IV) reflect on participatory techniques and the importance of integrating different knowledge as essential tools in decision-making for a sustainable management of water resources.

The main results identified show that aquatic ecosystems are not only perceived as large producers of multiple benefits, but also encompass a plurality of values and differences in the perceptions expressed. These differences were shown especially in relation to the types of ES perceived (provision, regulating or cultural) and their spatial distribution (SPU, SBU, dSPU) in the Muga river basin. Likewise, participatory mapping has highlighted how the elements mapped by the stakeholders were based on different personal motivations, expressing values that are often divergent between them.

It was also shown how certain factors interfere with the way people perceive ecosystems and their benefits, which, in turn, influences the relationships between the multiple actors and the



configuration of the governance model. The different levels of dependence of stakeholders on ecosystems and the typology of social-ecological changes in a river basin can, in fact, generate positive or negative effects (or both) (trade-offs and synergies) for various types of actors, who, therefore, perceive these changes differently, leading to conflicts between groups and situations of unequal power.

It was observed that each actor has the capacity of action and decision, both in the way of managing the flows of WES and ecosystems and in making decisions, modifying their behaviors (for example, from collaborative to competitive), not only in relation to what the other actors do within the system, but also in relation to their own perceptions. It was revealed how these social mechanisms not only generate an unequal distribution of ES flows, but can also strengthen asymmetric power relations between stakeholders, favoring or preventing access to WES flows.

Finally, we reflected on the importance of participatory methods as useful tools to identify and express the plurality and diversity of values, relationships, and knowledge. It showed how stakeholders express complex mental constructs regarding the concept of river basin or elements related to it, despite not having the same technical-administrative knowledge as policy-makers. These aspects highlighted the importance of integrating this diversity in the design and co-production of landscape management policies, as factors that contribute to a better understanding of the complexity of social-ecological dynamics.

In conclusion, this thesis has the ultimate purpose of contributing to a better understanding of human-nature relationships, using the analysis framework of social-ecological systems and ES as useful tools for improving current and future management of water resources, to move towards increasingly effective, inclusive, resilient, and just forms of adaptive governance in a context of global change.



# 1. Introducción

1.1 Antecedentes y justificación: un contexto de Antropoceno y de cambio global

1.2 Objetivos y preguntas de investigación

1.3 Presentación y justificación de los artículos incluidos en la tesis

1.4 Estructura

# 1. Introducción

## 1.1 Antecedentes y justificación: un contexto de Antropoceno y de cambio global

La mayor parte de la humanidad ha elegido desde finales del siglo XIX y especialmente a partir de la segunda mitad del siglo XX un modelo de economía de mercado con un estilo de vida basado en el uso intensivo de los recursos naturales y altamente impactante que ha llevado, por primera vez en la historia, a alterar el funcionamiento ecológico del planeta a diferentes escalas espaciales y temporales. Estamos en una nueva era geológica denominada Antropoceno, donde el ser humano es la especie que ha modificado profundamente el funcionamiento del planeta Tierra (Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2004).

El Antropoceno representa un nuevo contexto donde los problemas ambientales y sociales, asociados a los rápidos cambios, no lineales e interconectados, ya no pueden ser tratados como antes, sino que necesitan una nueva mirada capaz de enfrentar los desafíos y la complejidad del presente siglo XXI (MEA, 2005a). El Antropoceno se caracteriza por (a) la hiperconectividad (donde todo está conectado y lo que ocurre en una escala local influye en la escala planetaria y viceversa); (b) la aceleración de los cambios (la intensidad, la velocidad y la distribución de las transformaciones ocurre con una rapidez sin precedentes) y (c) las dinámicas no lineales, donde los cambios son multidimensionales, se retroalimentan y son muy difíciles de predecir, lo que aumenta el nivel de complejidad y las problemáticas socioambientales en todas las escalas (Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2004).

Los procesos de urbanización y de expansión de infraestructuras de todo tipo en el territorio han causado cambios profundos en la relación de las personas con el entorno natural. Así pues, las ciudades se han convertido actualmente en el «*hábitat natural*» de los seres “urbanos” (Duque Gutiérrez, 2015). Por otra parte, el uso de combustibles fósiles, el modelo económico capitalista y el estilo de vida imperante de las sociedades del Norte Global han provocado transformaciones sin precedentes, muchas de las cuales se han visto aceleradas por rápidos cambios en los usos del suelo (Foley et al., 2005). *“Durante el Antropoceno hemos modificado los patrones o ritmos de cambio considerados “naturales” del planeta, incluidos los climáticos, dando lugar a un proceso socio-ecológico emergente y complejo denominado Cambio Global. Bajo el Cambio Global la coevolución entre naturaleza y sociedad ya no sucede solo a una escala local o regional, sino planetaria”* (EUROPARC España, 2018, p.8). Los impulsores de los cambios directos –contaminación, cambios en los usos del suelo, cambios climáticos, alteración de los ciclos biogeoquímicos, las especies invasoras- actúan directamente sobre los procesos ecológicos esenciales de los ecosistemas. Mientras tanto, los impulsores indirectos, principalmente económicos, gubernamentales, administrativos -políticas o procesos políticos, económicos, sociales, demográficos- actúan directamente sobre los mismos impulsores de cambio directos, causando fenómenos de retroalimentación y fenómenos en cascada, caracterizados por una mayor incertidumbre e imprevisibilidad (EUROPARC España, 2018).

En este contexto, mediatizado completamente por el cambio global y por la incertidumbre, las relaciones ser humano–naturaleza son cada vez más efímeras, a veces ausentes, lo que se refleja en una desconexión, mental y física, entre las dos dimensiones. Estamos en medio de una crisis socioecológica, donde los seres humanos no solo sufren los efectos del cambio global, sino que ellos mismos son a menudo los verdaderos impulsores de dicho cambio (Duque Gutiérrez, 2015). Esta forma de amnesia ecológica<sup>1</sup> representa un claro punto de alarma, donde la causa y el efecto de los cambios globales del planeta tienen esencialmente su punto de unión en las relaciones entre sociedad y naturaleza y en las futuras trayectorias de gestión que se aplicarán a los recursos naturales.

En este marco general el Mediterráneo se considera un *hotspot* de biodiversidad (Rodríguez et al., 2012) caracterizado por una gran diversidad biológica y presencia de endemismos que, debido a la creciente presión antrópica (demográfica, urbanística y turística) que padece, se ha convertido en una de las áreas más vulnerables del planeta (European Environment Agency, 2018; Masson-Delmotte et al., 2018). Algunos autores como Cramer et al. (2018, p.974) advierten de que *“the expected increase in population, particularly in the coastal areas of countries in the eastern and southern Mediterranean, and the increasing urbanization would not only lead to higher water demand, but also to further deterioration of water quality”*. Así, los recursos hídricos y su disponibilidad, tanto en calidad como en cantidad, son de fundamental importancia para el desarrollo de los diferentes sectores socioeconómicos del territorio (Gössling, 2002). La disponibilidad de agua ha centrado la atención internacional en los últimos años, ya que muchos países y regiones se enfrentan al desafío de hacer frente a graves crisis hídricas, con recursos superficiales y subterráneos agotados y a menudo también muy contaminados (Gössling, 2001). Los escenarios previstos indican cambios en los flujos de los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA)<sup>2</sup>, los cuales sufren presiones derivadas y exacerbadas por los efectos del cambio climático, especialmente en relación con la disminución de las precipitaciones, el aumento de las temperaturas y los periodos prolongados de sequía (Masson-Delmotte et al., 2018). Todo esto se traduce en un aumento progresivo de los conflictos sociales, ya que las sociedades mediterráneas deben enfrentarse al desafío de satisfacer la mayor demanda de agua de todos los sectores en un contexto de menor disponibilidad de recursos de agua dulce (Fader et al., 2020). De esta manera, la cuestión hídrica se convierte en un tema de acción prioritaria frente a la preocupación global de cómo afrontar y gestionar las consecuencias socioecológicas asociadas con los ecosistemas acuáticos y sus flujos de servicios de los ecosistemas (SE) para el bienestar humano (MEA, 2005b).

---

<sup>1</sup> Amnesia ecológica es un concepto utilizado por el Profesor Carlos Montes, catedrático de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid (UAM), para referirse a una desconexión total entre la sociedad y los ecosistemas, olvidando incluso nuestra dependencia de ellos. *“Nos encontramos en medio de una amnesia ecológica. Hay que luchar contra la ignorancia colectiva y la indiferencia ecológica que nos hace pensar que vivimos fuera de la naturaleza”* (Entrevista a Carlos Montes, Congreso Nacional del Medio Ambiente, Madrid, 2008). *“Si preguntas de dónde viene la leche, la gente te dirá que viene de la nevera. Solamente pocos conectan la leche con un animal vivo, una vaca por ejemplo, y con su ecosistema”* (Carlos Montes).

<sup>2</sup> Los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA) son todos esos servicios que los ecosistemas acuáticos como lagos, humedales, ríos, glaciares o acuíferos proporcionan a los seres humanos (MEA, 2005b). En esta tesis se usa el término *servicios de los ecosistemas acuáticos* para referirse a los *Water Ecosystem Services (WES)* utilizados en la literatura internacional, en concreto, servicios de los ecosistemas acuáticos que provienen de ríos, embalses, humedales y acuíferos, que se corresponden con los que son presentes en el área de estudio.

Por estos motivos, algunas políticas europeas, como la Directiva Europea Marco del Agua (*Water Framework Directive, WFD*) (2000/60/CE), enfatizan la necesidad de nuevos paradigmas en la gestión de los recursos hídricos y de una escala más amplia para la organización espacial basada en la cuenca hidrográfica (European Commission, 2000a), entendida como un sistema (Giakoumis and Voulvoulis, 2018a). Sin embargo, a pesar de la aceptación generalizada de la WFD y de sus principios básicos, su implementación en Europa es lenta e incompleta (European Commission, 2019). Para avanzar en esta implementación, es urgente aplicar un cambio radical en el paradigma de la gestión de los recursos hídricos y los ecosistemas acuáticos respecto a los modelos anteriores a través de estrategias de planificación y gestión más integradoras, participativas y multiescalares (Giakoumis and Voulvoulis, 2018b; Iniesta-Arandia et al., 2011; Lerner et al., 2011), donde las cuencas hidrográficas sean consideradas como sistemas socioecológicos complejos (Martín-López et al., 2017).

A pesar de que el estudio del cambio global tiene su origen en las disciplinas vinculadas a las ciencias naturales, se hizo evidente de inmediato que el análisis de las acciones humanas como origen principal de los cambios era tan importante como la comprensión de sus efectos biofísicos y geográficos (Castree et al., 2014; Fischer et al., 2012; Iniesta Arandia, 2015). Grupos y programas de investigación que trabajan y estudian a escala global las dinámicas del cambio global, como *The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, el *Millennium Ecosystem Assessment (2005)* y el *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)*, advierten de la urgente necesidad de no considerar al ser humano como un ser externo a la biosfera, sino como parte fundamental en continua interrelación con los ecosistemas y el conjunto de la naturaleza (Butzer, 2012). Se pone de relieve, por lo tanto, la necesidad de aproximaciones que tengan un enfoque integrador de las relaciones humanos-naturaleza y que consideren estas relaciones como un único sistema de alta complejidad y gran capacidad adaptativa (Clark, 2007; Martín-López et al., 2009). Para aplicar estos enfoques integradores es necesario superar la visión parcial de las distintas disciplinas científicas (ciencias naturales, económicas y sociales), y llegar a una multi-intra interdisciplinariedad del conocimiento científico capaz de abordar cuestiones complejas incorporando los múltiples niveles y escalas, temporales y espaciales que caracterizan y determinan la dinámica de los socioecosistemas (Carpenter et al., 2009; Martín-López et al., 2009; Ostrom, 2009). Por estas razones, el concepto de sistemas socioecológicos o socioecosistemas (*Socio-Ecological System, SES*) permite superar el dualismo sociedad – naturaleza mediante un enfoque integrador capaz de captar la complejidad de la realidad actual, con la finalidad de conceptualizar, enfocar problemas y aplicar modelos de gestión de los recursos hídricos más resilientes, complejos, multiescalares, inclusivos y eficaces (Cabello et al., 2015). De aquí que una evaluación sociocultural de los servicios de los ecosistemas (SE), enmarcándola dentro de un contexto socioecológico determinado, permita *“discovering the psychological, historical, cultural, social, ecological and political contexts and conditions, as well as social perceptions that shape individually held or commonly shared values”* (Santos-Martín et al., 2018, p.7).

En este trabajo utilizaremos la definición del proyecto europeo ESMERALDA (Enhancing ecoSystem sERvices mApping for poLicy and Decision mAking) para el concepto de “evaluación de los SE”, entendida como *“the analysis and review of information derived from research for the purpose of helping someone in a position of responsibility to evaluate possible actions or think about a problem. Assessment means assembling, summarising, organising, interpreting, and possibly reconciling*

*pieces of existing knowledge and communicating them so that they are relevant and helpful to an intelligent but inexpert decision-maker”* (Santos-Martín et al., 2018, p.7). Esta definición nos permite focalizarnos y tener siempre en mente la importancia que adquiere la evaluación sociocultural de los SE cuando se trata de obtener informaciones y datos que pueden ser de grandísimo valor, utilidad y soporte en los procesos participativos de toma de decisiones.

De esta manera, la presente tesis de investigación pretende ser una contribución al estudio de los recursos hídricos bajo una aproximación socioecológica, aplicando una mirada de las cuencas hidrográficas entendidas como socioecosistemas basados en una coproducción de SE con los seres humanos. Se pone en valor y se destaca la urgente necesidad de integración de la dimensión social de los actores sociales clave<sup>3</sup> en los procesos de toma de decisiones relacionados con el agua y su valiosa contribución en la búsqueda de soluciones que se centren en una gestión territorial por tramas socioecológicas.

## 1.2 Objetivos y preguntas de investigación

El **objetivo general** de este trabajo de investigación consiste *en identificar y caracterizar las relaciones entre actores sociales y recursos hídricos a través del análisis sociocultural y espacial de los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA) en el sistema socioecológico que conforma la cuenca hidrográfica del río Muga.*

Los servicios de los ecosistemas (SE), entendidos como un componente de los sistemas socioecológicos, representan el marco de análisis que permite conectar las personas con la naturaleza. Los SE, de hecho, permiten captar, expresar y visualizar el papel clave de los ecosistemas a la hora de proporcionar múltiples beneficios a los seres humanos (Grizzetti et al., 2016a). La finalidad última es contribuir a un mejor conocimiento de cómo el marco de análisis de los socioecosistemas y de los SE puede ser útil para la mejora de la gestión actual y futura de los recursos hídricos, de tal forma que esta sea cada vez más eficaz, sostenible y resiliente en un contexto de cambio climático.

Nuestra hipótesis nula (H0) se basaba en la suposición de que los distintos actores sociales perciben y experimentan de la misma manera los SE. Los resultados encontrados han permitido rechazar esta hipótesis, confirmando, por lo tanto, la hipótesis alternativa (H1) según la cuál los distintos actores sociales perciben y experimentan de forma distinta los SE.

Para testar las hipótesis y llegar a la finalidad última de la investigación, se han planteado los siguientes **objetivos específicos**:

---

<sup>3</sup> El término “actores sociales clave” hace referencia al término *stakeholders* o *ecosystem service beneficiaries* utilizados en la literatura internacional. Definimos un actor social clave como “cualquier actor que, de manera directa o indirecta, valora, usa o disfruta de cualquier servicio de los ecosistemas en diferentes escalas, espaciales y temporales” (Palomo, 2013, p.58). De aquí en adelante, se utilizará el término “actor social” para hacer referencia a los actores sociales clave del territorio. Es importante destacar que este término debería incluir también posibles beneficiarios futuros, sean humanos o no.

- (1) Analizar el estado del conocimiento científico actual sobre los servicios de los ecosistemas y su vinculación con los recursos hídricos y los hábitats acuáticos.
- (2) Identificar cuáles son los servicios de los ecosistemas acuáticos más relevantes en el caso de la cuenca del río Muga y explorar las percepciones y preferencias al respecto por parte de los distintos actores sociales.
- (3) Cartografiar, evaluar y valorar los servicios de los ecosistemas acuáticos a partir del uso de métodos socioculturales participativos.
- (4) Identificar cuáles son las áreas más vulnerables y sujetas a posibles conflictos y tensiones sociales por el uso de los recursos hídricos, a fin de determinar qué mecanismos sociales y de toma de decisiones están detrás de estos conflictos e influyen en el control y acceso a los flujos de servicios de los ecosistemas.
- (5) Valorar ventajas e inconvenientes de las metodologías participativas y la inclusión de los actores sociales en la toma de decisiones cuando se persigue alcanzar modelos de gestión socioecológicos que sean resilientes, participativos, integrados, inclusivos, equitativos y eficaces y que sean capaces de garantizar un flujo sostenible de los servicios de los ecosistemas.

Estos objetivos se reflejan a la vez en un conjunto de **preguntas de investigación**, que son las siguientes:

- ¿Cómo perciben los actores sociales los recursos hídricos?
- ¿La identificación y caracterización de los recursos hídricos bajo el marco de los SE puede ayudar a revelar distintas preferencias y sistemas de valores de los actores sociales?
- ¿Hasta qué punto los métodos participativos como la evaluación sociocultural de los SE y la cartografía participativa (PPGIS) pueden ser herramientas útiles para explicar y visualizar de manera espacial las dinámicas socioecológicas entre actores sociales y ecosistemas?
- ¿De qué manera los mecanismos sociales (acceso, control, relaciones de poder) influyen en los flujos de SE y pueden ser causa de conflictos y tensiones por la disponibilidad de los recursos hídricos?
- ¿En qué medida la integración de la dimensión social (percepciones, preferencias, sistemas de valores) puede ayudar a diseñar y aplicar modelos de gestión más eficaces, inclusivos e igualitarios capaces de mejorar la resiliencia de los socioecosistemas?
- ¿El marco de los SE puede contribuir a mejorar el conocimiento y aportar nuevas informaciones para la toma de decisiones (*policy decision-making*)?
- ¿De qué manera una aproximación socioecológica a la gestión de los recursos hídricos puede ser útil para fomentar un diálogo entre actores sociales y tomadores de decisiones (*decision-makers*), co-diseñando e implementando políticas y modelos de gestión más inclusivos y equitativos, capaces de reforzar las relaciones entre ser humano y naturaleza?

### 1.3 Presentación y justificación de los artículos incluidos en la tesis

Los resultados de esta tesis se basan en cuatro estudios independientes, cada uno con entidad propia. Presentados como cuatros apartados de resultados (Apartados 5.1 – 5.4), cada subcapítulo está enfocado a responder a los objetivos planteados en esta investigación.

Los artículos se relacionan entre ellos siguiendo un hilo conductor “secuencial” y de evolución progresiva de la investigación, ya que los resultados de cada artículo toman como punto de partida inicial los resultados del artículo anterior (Tabla 1.1).

*Tabla 1.1. Orden y estructura de los distintos capítulos de resultados que componen esta tesis en relación con los objetivos de investigación.*

Artículo 1.	
Título:	Where do ecosystem services come from? Assessing and mapping stakeholder perceptions on water ecosystem services in the Muga river basin (Catalonia, Spain).
Autores:	<b>Garau, E.</b> , Vila-Subirós, J., Pueyo-Ros, J., Ribas, A.
Publicación:	Land
DOI:	<a href="https://doi.org/10.3390/land9100385">https://doi.org/10.3390/land9100385</a>
Año:	2020
Número:	9
Páginas:	1-21
Abstract:	Reductions in water availability and increasing rainfall variability are generating a narrative of growing competition for water in the Mediterranean basin. In this article, we explore the distribution and importance of water resources in the Muga River Basin (Catalonia, Spain) based on key stakeholders’ perceptions. We performed a sociocultural evaluation of the main water ecosystem services in the region through stakeholder interviews and participatory mapping. The basin was generally perceived as a hotspot of ecosystem services, but we detected varying opinions and considerable differences in the perceptions of importance and spatial distribution of water ecosystem services. These discrepancies were linked to the varying levels of stakeholders’ dependence on water. Our findings are important for contributing to correct water planning and management in the river basin, which is a complex water social system marked by conflicts between different stakeholder groups vying for the same resource. This complex situation requires bottom-up strategies to create transparent, participatory decision-making models.
Keywords:	socioecological systems; water ecosystem services; participatory mapping; stakeholder values; spatial analysis; river basin
Objetivos tesis:	(2) Identificar cuáles son los servicios de los ecosistemas acuáticos más relevantes en el caso de la cuenca del río Muga y explorar las percepciones y preferencias al respecto por parte de los distintos actores sociales. (3) Cartografiar, evaluar y valorar los SE acuáticos a partir del uso de métodos socioculturales participativos. (5) Valorar ventajas e inconvenientes de las metodologías participativas y la inclusión de los actores sociales en la toma de decisiones cuando se persigue alcanzar modelos de gestión socioecológicos que sean resilientes, participativos, integrados, inclusivos y eficaces y que sean capaces de garantizar un flujo sostenible de los servicios de los ecosistemas.
Artículo 2.	
Título:	Follow the flow: analysis of relationships between water ecosystem service supply units and beneficiaries.
Autores:	<b>Garau, E.</b> , Pueyo-Ros, J., Ribas, A., Vila-Subirós, J.
Publicación:	Applied Geography
DOI:	<a href="https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102491">https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102491</a>



Año:	2021
Número:	133
Páginas:	1-10
Abstract:	A greater understanding of the complex relationships between ecosystem service (ES) supply and demand is needed to ensure a continuous and sustainable flow of ES in socioecological systems. While considerable progress has been made in ES flow mapping, further research is required to integrate beneficiaries' perspectives into these analyses. In this study, we obtained data from stakeholders to analyze the characteristics and distribution of water ES (WES) flows from service production units to beneficiaries and vice versa in order to better understand the mechanisms of management and mobilization along the WES cascade. The study area is the Muga river basin located in northeast Catalonia, Spain. We used a combined methodology of participatory mapping in which stakeholders from the basin were asked to identify service production and benefiting units and semi-structured interviews to assess their perspectives. We found that WES flow patterns and number of beneficiaries varied according to WES category and detected spatial mismatches between supply and demand. A better understanding of ES flow patterns and spatial distribution of beneficiaries can help identify potential sources of conflict. It can also help understand the dynamics and power relationships between groups of stakeholders involved in the coproduction of ES.
Keywords:	Socioecological systems; Stakeholders values; Ecosystem services mapping; Supply-demand flow; Spatial relationships; Watershed management
Objetivos tesis:	(3) Cartografiar, evaluar y valorar los SE acuáticos a partir del uso de métodos socioculturales participativos. (4) Identificar cuáles son las áreas más vulnerables y sujetas a posibles conflictos y tensiones sociales por el uso de los recursos hídricos, a fin de determinar qué mecanismos sociales y de toma de decisiones están detrás de estos conflictos e influyen en el control y acceso a los flujos de SE. (5) Valorar ventajas e inconvenientes de las metodologías participativas y la inclusión de los stakeholders en la toma de decisiones cuando se persigue alcanzar modelos de gestión socioecológicos que sean resilientes, participativos, integrados, inclusivos, equitativos y eficaces y que sean capaces de garantizar un flujo sostenible de los servicios de los ecosistemas.

### Artículo 3.

Título:	Deconstructing ecosystem service conflicts through the prisms of political ecology and game theory in a north-western Mediterranean river basin.
Autores:	<b>Garau, E.</b> , Pueyo-Ros, J., Vila-Subirós, J., Ribas, A.
Publicación:	Human Ecology. Fecha de envío: 05/04/21 ( <i>Under Review</i> )
DOI:	-
Año:	-
Número:	-
Páginas:	-
Abstract:	Power relationships, access and control, (in)equity, and in(justice) are key modulators of conflicts arising from ecosystem services between multiple stakeholders. A greater knowledge of stakeholder value systems and behaviors is crucial for understanding socioecological dynamics. We propose an analytical framework that combines political ecology and game theory to analyze water ecosystem services. This integrated framework was used to reinterpret concepts such as common goods, (a)symmetric flows, and (un)fair trade-offs in the context of ecosystem services. The purpose was to gain a better understanding of behaviors and (a)symmetries in power relationships between multiple stakeholders. We studied the case of a north-western Mediterranean river basin using data obtained from stakeholder interviews and newspaper articles. Our findings uncovered different types of stakeholder relationships, ranging from mutual support and cooperation to conflict. The proposed analytical framework shows

how social mechanisms can affect ecosystem services flows, facilitating the development of more equitable management models for natural resources.

Objetivo tesis: (4) Identificar cuáles son las áreas más vulnerables y sujetas a posibles conflictos y tensiones sociales por el uso de los recursos hídricos, a fin de determinar qué mecanismos sociales y de toma de decisiones están detrás de estos conflictos e influyen en el control y acceso a los flujos de SE.

(5) Valorar ventajas e inconvenientes de las metodologías participativas y la inclusión de los actores sociales en la toma de decisiones cuando se persigue alcanzar modelos de gestión socioecológicos que sean resilientes, participativos, integrados, inclusivos, equitativos y eficaces y que sean capaces de garantizar un flujo sostenible de servicios de los ecosistemas.

#### Artículo 4.

Titulo: What is a river basin? Assessing and understanding the sociocultural mental constructs of landscapes from different stakeholders across a river basin

Autores: **Garau, E.,** Torralba, M., Pueyo-Ros, J.

Publicación: Landscape and Urban Planning

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104192>

Año: 2021

Número: 214

Páginas: 1-11

Abstract: In the Mediterranean basin, climate models predict future scenarios characterized by more frequently uncertain hydrological services. European policies increasingly promote new models of water management based on river basins as socioecological systems and participatory strategies to ensure better inclusiveness and representativeness of all local actors. Practice has demonstrated the value of stakeholder engagement for achieving more productive and beneficial outcomes of decision-making in landscape management and conservation policies. However, sometimes participatory processes do not lead to effective results. One reason could be related to different understandings of concepts. There is, in fact, still limited research assessing whether the concepts or technical terms used in those processes are understood in the same way by the participants. Therefore, our study aims to explore the mental constructs of stakeholders through a combination of semi-structured interviews and hand-made drawings, using the concept of the river basin as a study concept. We found differences in the relationships between stakeholders' ways of drawing and describing the river basin starting from its mental constructs. The results also showed that the way stakeholders construct ideas and views related to the landscape influenced some factors that stakeholders used to express them, such as the drawing shape, drawing length, emotions and associated values used in the descriptions. Likewise, mental constructs were influenced by stakeholders' profiles and their working position. This study highlights that a better understanding of stakeholders' perceptions and their understandings could be essential if we are to achieve more effective and inclusive participatory processes in complex and dynamic socioecological contexts.

Objetivo tesis: (5) Valorar ventajas e inconvenientes de las metodologías participativas y la inclusión de los stakeholders en la toma de decisiones cuando se persigue alcanzar modelos de gestión socioecológicos que sean resilientes, participativos, integrados, inclusivos, equitativos y eficaces y que sean capaces de garantizar un flujo sostenible de los servicios de los ecosistemas.

Desde diferentes ángulos, los distintos artículos contribuyen a una mejor comprensión de los desafíos relacionados con los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA) y relacionados también con cómo encontrar modelos de gobernanza que mejoren la relación entre los seres humanos y la naturaleza en el contexto de los sistemas socioecológicos que se configuran dinámicamente en las

cuenas hidrográficas. La Figura 1.1 resume y especifica las relaciones entre los distintos capítulos de resultados que conforman esta investigación.

Además, un capítulo de discusión general (Capítulo 6) entrelaza y discute los resultados de cada artículo de manera integrada y complementaria, para resaltar de forma general las principales temáticas que derivan de las conclusiones de las distintas publicaciones que conforman esta investigación.

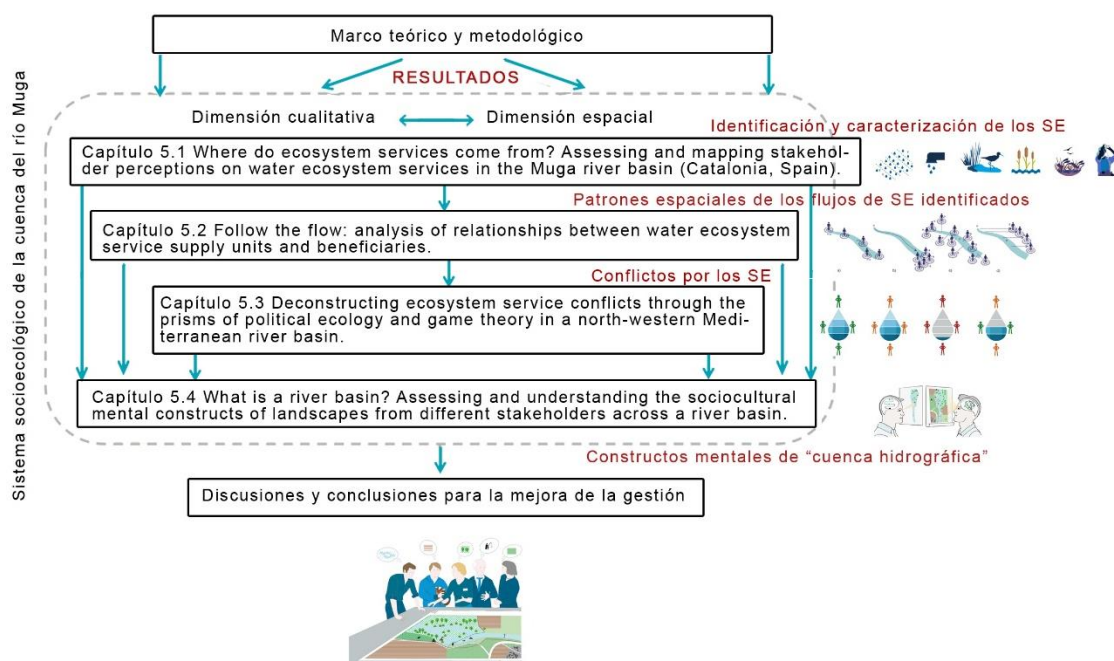


Figura 1.1 Relaciones entre los distintos capítulos de resultados que conforman esta investigación. Fuente: Elaboración propia.

## 1.4 Estructura

Esta tesis se presenta en formato de compendio de publicaciones, las cuales se asocian con cada uno de los objetivos específicos. Se estructura en siete capítulos, además de la presente introducción y de los apartados de referencias bibliográficas y anexos (Figura 1.2).

El **Capítulo 1** resume la formulación del problema y la justificación y motivación de este trabajo de investigación (Apartado 1.1), los objetivos planteados (general y específicos) y las preguntas de investigación que representan el hilo conductor que ha guiado esta investigación (Apartado 1.2). Finalmente, se presentan las publicaciones que conforman esta tesis (Apartado 1.3) y su estructura general (Apartado 1.4).

El **Capítulo 2** constituye la base teórica sobre la que se construye la tesis, partiendo de los antecedentes presentados en el capítulo previo, donde se propone una aproximación socioecológica para integrar el marco de los socioecosistemas (Apartado 2.1) y de los servicios de los ecosistemas (SE) (Apartado 2.1.1) en la gestión de los recursos hídricos. Se presentan el

Mediterráneo y las cuencas hidrográficas como sistemas socioecológicos (Apartado 2.2) que ofrecen múltiples beneficios para el bienestar humano en el contexto actual (Apartado 2.3). Posteriormente, se introducen las principales causas de tensiones y conflictos sociales por los recursos hídricos con una interpretación desde la ecología política y la teoría de juegos (Apartado 2.3.1). El Apartado 2.4 se centra en la importancia de la evaluación sociocultural de los SE y de los métodos participativos, con particular referencia al análisis espacial (Apartado 2.4.1) y a la cartografía participativa de los SE (Apartado 2.4.2), que permiten integrar preferencias y sistemas de valores de los actores sociales dentro de la gestión de los recursos hídricos como herramientas clave para el estudio de las relaciones complejas en los sistemas socioecológicos. El Apartado 2.5 se focaliza en la importancia de avanzar hacia formas de gobernanza adaptativa de los sistemas socioecológicos en el marco de este cambio global galopante.

El **Capítulo 3** introduce el área de estudio de la cuenca del río Muga (Cataluña, España), tanto desde el punto de vista físico (Apartado 3.2) como sociocultural (Apartado **3.3**), entendiéndolo como un socioecosistema. El Apartado **3.4** presenta una lectura socio-territorial de la evolución histórica de los conflictos por los recursos hídricos en el área de estudio, enmarcándolos dentro de una perspectiva socioecológica. A continuación, el **Capítulo 4** presenta el marco metodológico de este trabajo de investigación, basado en entrevistas semi-estructuradas y cartografía participativa PPGIS (*Public Participatory Geographic Information System*). Después de una explicación general de la metodología de investigación aplicada (Apartados **4.1** y **4.2**), se presentan en detalle los métodos utilizados en las distintas fases, distinguiendo en la fase de recolección de datos (Apartado **4.3**) y su posterior análisis (Apartado **4.4**). El **Capítulo 5** se basa en cuatro apartados, cada uno de ellos correspondiente a una publicación, que reúne los resultados obtenidos. El Apartado **5.1** muestra la identificación y caracterización de los SE en el caso de estudio, presentando también los de la cartografía obtenida con el método del PPGIS (áreas *hotspot* de suministro, demanda y vulnerabilidad). El Apartado **5.2** muestra los resultados del análisis de los patrones espaciales (distancia, dirección, concentración de áreas de beneficiarios) de los flujos de SE identificados. El Apartado **5.3** vincula los resultados del apartado anterior para explorar estas áreas de mayor concentración de demanda de SE bajo un enfoque de la ecología política y la teoría de juegos. Finalmente, el Apartado **5.4** ofrece un análisis de los constructos mentales de los actores sociales relacionados con el concepto de “cuenca hidrográfica” como concepto de estudio, utilizando un acercamiento desde la psicología ambiental. El **Capítulo 6** pone en discusión los resultados obtenidos en el presente trabajo con los de otros estudios relativos a la misma temática. La finalidad de este capítulo es identificar diferencias y similitudes y reflexionar en torno a los aprendizajes más relevantes derivados de los resultados obtenidos (Apartados 6.1, 6.2 y 6.3), así como poner de relieve las principales limitaciones que puedan derivarse del mismo (Apartado 6.4).

Finalmente, el **Capítulo 7** presenta las principales conclusiones, respondiendo a los objetivos y preguntas de investigación iniciales (Apartado 7.1). Además, reflexiona sobre posibles implicaciones para la gestión de los recursos hídricos bajo una aproximación socioecológica (Apartado 7.2) y sobre diferentes perspectivas y líneas futuras de investigación que se derivan de los resultados de este trabajo de investigación (Apartado 7.3).

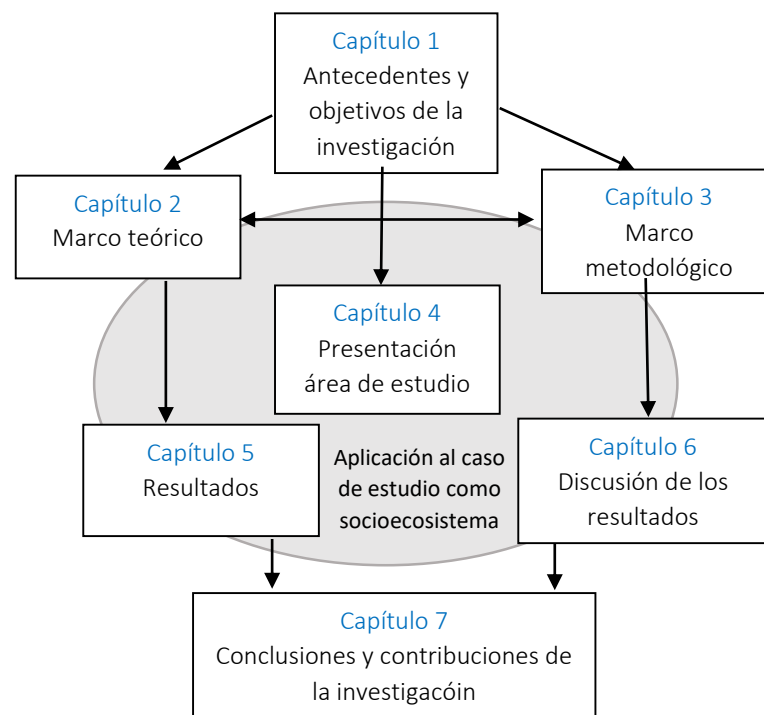


Figura 1.2. Estructura de la tesis doctoral. Fuente: Elaboración propia.



## 2. Marco teórico

2.1 Los sistemas socioecológicos y el marco de los servicios de los ecosistemas (SE) para el análisis de las relaciones naturaleza-sociedad

2.1.1 El marco conceptual de los SE

2.2 El Mediterráneo y las cuencas hidrográficas como sistemas socioecológicos

2.3 Los flujos de SEA (*Servicios de los ecosistemas acuáticos*) y los beneficios a los seres humanos

2.3.1 Los conflictos entorno a la gestión de los recursos hídricos 2.3.1.1 Ecología política y SE

2.3.1.2 Teoría de juegos y SE

2.4 Evaluación sociocultural de los SE y participación de los actores sociales en nuevos modelos de gestión de los recursos naturales

2.4.1 Análisis espacial de los SE

2.4.2 Métodos de cartografía participativa

## 2. Marco teórico

Este capítulo presenta el marco teórico en el que se fundamenta el trabajo de investigación. En particular, se presentan tres temas principales: a) los conceptos de sistemas socioecológicos (SSE) y de los servicios de los ecosistemas (SE) como base para analizar la complejidad de las relaciones ser humano–naturaleza (Apartado 2.1); b) la presentación del Mediterráneo y las cuencas hidrográficas como sistemas socioecológicos (Apartado 2.2); y finalmente c) la importancia de una evaluación sociocultural de los SE a través de métodos participativos (Apartados 2.3 y 2.4) para avanzar hacia formas de gobernanza adaptativa en los sistemas socioecológicos (Apartado 2.5).

### 2.1 Los sistemas socioecológicos y el marco de los servicios de los ecosistemas para el análisis de las relaciones naturaleza-sociedad

Entre los numerosos marcos teóricos y metodológicos que existen para analizar las relaciones entre ser humano–naturaleza, las denominadas Ciencias de la Sostenibilidad (*Sustainability Sciences*) han ganado cada vez más importancia en las últimas décadas. Su principal finalidad es la de aplicar una ciencia transdisciplinaria basada en la toma en consideración e integración de una amplia diversidad de disciplinas científicas, tanto del campo de las ciencias naturales como de las ciencias sociales y económicas (Castro et al., 2013; Clark, 2007). Según Clark (2007), citando el report del *National Research Council of the National Academies*, las Ciencias de la Sostenibilidad deben “*improving society’s capacity to use the earth in ways that simultaneously meet the needs of a much larger but stabilizing human population, [...] sustain the life support systems of the planet, and [...] substantially reduce hunger and poverty*” (Clark, 2007, p.1737).

Las Ciencias de la Sostenibilidad utilizan el concepto de socioecosistema o sistema socioecológico (SSE)<sup>4</sup> para estudiar el conjunto de relaciones entre la dimensión social y la dimensión ambiental. Una mejor comprensión de estos sistemas es la única manera de llegar a un conocimiento avanzado que permita resolver problemas complejos, demostrando que el análisis de los dos sistemas por separado ya no es suficiente para explicar los fenómenos actuales (Clark, 2007; Tàbara et al., 2018). El enfoque socioecológico, por tanto, representa un enfoque científico, de análisis y de comprensión de la realidad de manera integrada y multinivel. El enfoque integrado de las Ciencias de la Sostenibilidad y de los socioecosistemas permite, a su vez, tener en consideración las interrelaciones entre escalas diferentes de los ecosistemas naturales y sociales (de la escala global a la escala local y viceversa) y estudiar los procesos de retroalimentación.

En relación a la gestión, una característica que distingue el enfoque socioecológico del enfoque tradicional (haciendo referencia al enfoque que se utilizaba antes de la introducción de la perspectiva socioecológica), es que el primero se basa en un modelo de gestión adaptativo y flexible, es decir, estratégico, que tiene en consideración la incertidumbre, la no linealidad y la

---

<sup>4</sup> Los términos Sistemas socioecológicos (SSE) o Socio-ecosistemas hacen referencia al término *Socio-Ecological Systems (SES)* utilizado en la literatura internacional.

interconexión de las relaciones de los sistemas socioecológicos (Liu et al., 2007; Palomo et al., 2014). Cuando hablamos de gestión tradicional, en cambio, nos referimos a una gestión que, como señalan Ostrom y otros autores (Castro et al., 2013; Ostrom, 2009), se basa en soluciones universales para responder a problemas específicos. Esta “universalidad” de las soluciones, que a menudo ha caracterizado las políticas de gestión y conservación de la naturaleza y de la biodiversidad, ha sido reconocida como una de las causas de ineficiencia y de fracaso de muchas de las políticas de conservación de los recursos naturales (Ostrom, 2009).

El concepto de sistema socioecológico se desarrolló en la década de 1980 en un contexto de cambio de paradigma de la ecología, superando la que se había venido a denominar “nueva ecología” (*The new ecology*) (Berkes and Folke, 1998; Odum, 1964). Este nuevo pensamiento teórico empezó a centrarse en las relaciones y en las propiedades complejas de los subsistemas que conforman los sistemas ecológicos, con el objetivo de estudiar el sistema tomando en consideración el conjunto de su complejidad.

A esta idea de incorporar la complejidad y las distintas dimensiones de los ecosistemas se le añadió el reconocimiento de las estrechas relaciones que se dan entre los ecosistemas y el bienestar humano o, dicho en otras palabras, el vínculo inherente que enlaza los ecosistemas y los sistemas sociales (Martín-López et al., 2009) (Figura 2.1). Los ecosistemas son cada vez más reconocidos por “el valor intrínseco de diversidad biológica, así como valores ecológicos, genéticos, sociales, económicos, científicos, educacionales, culturales, recreativos y estéticos de la diversidad biológica y de sus componentes” (European Commission, 2011). Los ecosistemas son percibidos como “un capital natural con valor social en el que el valor intrínseco (biocentrismo) es complementario al valor instrumental (antropocentrismo)” (Martín-López et al., 2009, p. 232).

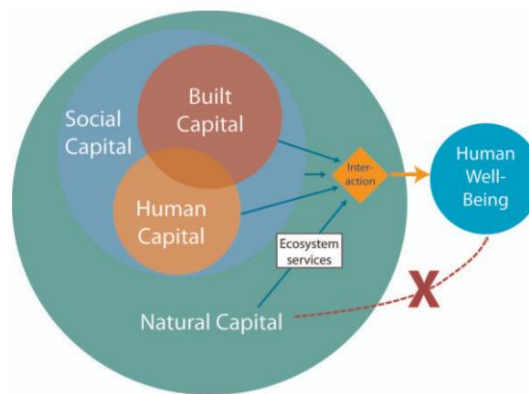


Figura 2.1. Dependencia del capital natural. Base del capital social (tanto contruido como humano) y fundamento del bienestar humano. Fuente: Costanza et al. (2014, p.153).

Por lo tanto, el socioecosistema o sistema socioecológico se define como un sistema complejo adaptativo, formado por una dimensión social y una dimensión biofísica que interactúan continuamente (Liu et al., 2007; Martín-López et al., 2009) y cuyas respuestas y relaciones no tienen sentido si se estudian de forma independiente y aislada (Figura 2.2).



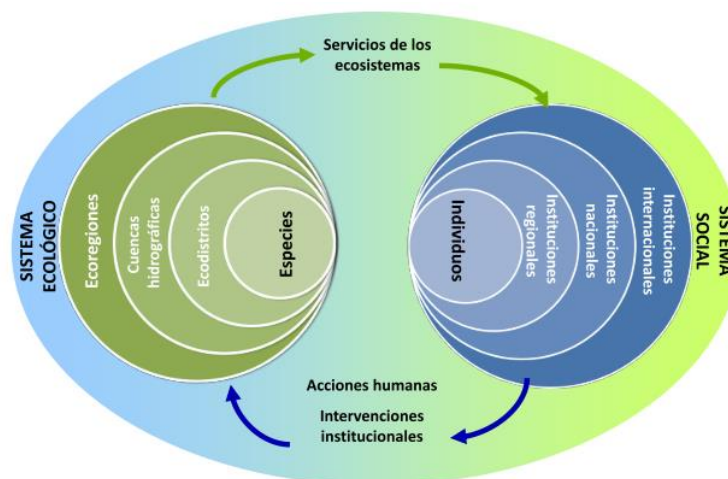


Figura 2.2. Esquema conceptual de los componentes de un socioecosistema y de las interrelaciones entre ellos. Fuente: Martín-López et al. (2009, p.231).

La explicación que aporta Elinor Ostrom para referirse a un SSE ayuda a comprender el concepto en toda su profundidad. Ostrom define los SSE como “composed of multiple subsystems at multiple levels analogous to organisms composed of organs, organs of tissues, tissues of cells, cells of proteins, etc. In a complex SES, subsystems such as a resource system (e.g., a coastal fishery), resource units (lobsters), users (fishers), and governance systems (organizations and rules that govern fishing on that coast) are relatively separable but interact to produce outcomes at the SES level, which in turn feedback to affect these subsystems and their components, as well as other larger or smaller SESs” (Ostrom, 2009, p. 419).

Las Ciencias de las Sostenibilidad se centran en la interfaz socioecológica (Butzer, 2012) y en las relaciones complejas entre las partes (Figura 2.3). De esta manera, el enfoque socioecológico permite aproximarnos al máximo a la complejidad inherente de la realidad (Berkes et al., 2003; Carpenter et al., 2009; Liu et al., 2007) y avanzar hacia trayectorias de mayor resiliencia, sostenibilidad y durabilidad, usando el marco común de los sistemas socioecológicos (Fischer et al., 2015; Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2018).

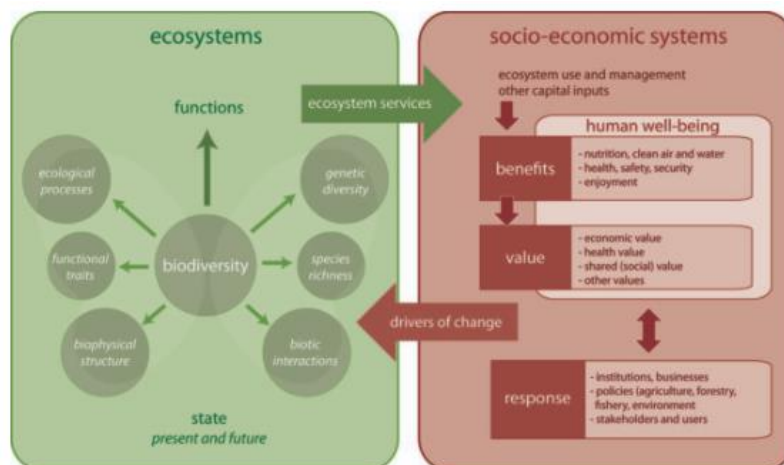


Figura 2.3 Marco conceptual para la evaluación de los SE. Fuente: Maes et al. (2013, p.17).

### 2.1.1 El marco conceptual de los Servicios de los Ecosistemas (SE)

El concepto de socioecosistema va acompañado por otro concepto o marco de análisis que en los últimos años ha ganado relevancia dentro y fuera de las Ciencias de la Sostenibilidad. Se trata del concepto de servicios de los ecosistemas (SE). En este trabajo hemos adoptado como propia la definición de SE como todas las contribuciones directas o indirectas de los ecosistemas al bienestar humano (de Groot et al., 2010; MEA, 2005a). Los SE constituyen una conexión entre la dimensión social y la dimensión biofísica, permitiendo visualizar estas interacciones de manera más explícita y concreta.

El concepto de SE apareció por primera vez en la década de 1960, refiriéndose a las interacciones positivas entre los procesos ecológicos de los ecosistemas y los seres humanos, con especial referencia al valor económico de estos beneficios (de Groot et al., 2010b; Martin-Otega et al., 2015). Los primeros trabajos, de hecho, se focalizaron mayoritariamente en el cálculo del valor económico que estos flujos de SE tienen para el bienestar humano (Costanza et al., 2014b; Costanza and Daly, 1992). No fue hasta finales de la década de 1990, con la publicación del libro *“Nature’s Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems”* de Daily (1997) y el trabajo *“The Value of the World’s Ecosystem Services and Natural Capital”* de (Costanza et al., 1997), que los SE se definieron como las condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que los componen, sostienen y satisfacen la vida humana (Braat and de Groot, 2012; Potschin and Haines-Young, 2011), incluyendo en la definición no solo los beneficios económicos que contribuyen al bienestar humano, sino también aquellos beneficios sociales y culturales.

Como apuntan los informes del Millenium Ecosystem Assessment, el bienestar humano se define en este contexto como *“la libertad de los individuos para poder vivir el tipo de vida que valoran en función de cinco componentes: (1) la seguridad, (2) la salud física y mental, (3) las relaciones sociales, (4) los bienes materiales básicos para vivir -alimento/agua, vivienda y vestimenta-, y (5) la posibilidad de elegir las vías de obtención de las cuatro variables precedentes en función de los deseos y necesidades individuales”* (Martín-López et al., 2009, p.232) (Figura 2.4).

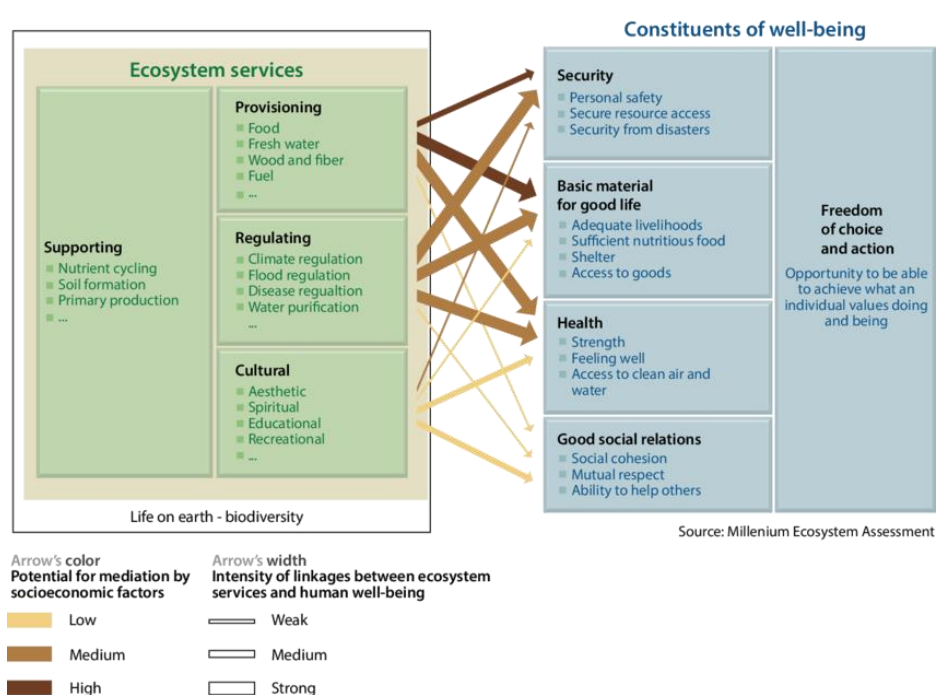


Figura 2.4. Relaciones entre los SE y las dimensiones del bienestar humano. Fuente: Haines-Young and Potschin (2010, p.113).

Estos estudios iniciales representaron una oportunidad única de reflexionar en torno a la comprensión del concepto y la definición de su significado entre las distintas disciplinas científicas (Martín-López et al., 2009). La publicación entre los años 2001 y 2005 de los informe del MEA representa la primera evaluación a escala global de los SE (MEA, 2005a). El MEA tenía como finalidad “to assess the consequences of ecosystem change for human well-being and the scientific basis for action needed to enhance the conservation and sustainable use of those systems” (Martin-Otega et al., 2015, p.3). Constituye el punto de inflexión en el concepto de SE y a partir de su publicación se asiste a un aumento exponencial de las publicaciones científicas sobre los SE (Costanza et al., 2017; Fisher et al., 2009) (Figura 2.5).

Posteriormente, se realizaron otras importantes evaluaciones de los SE a escala global, como la de “The Economics of Ecosystem Services Biodiversity” (TEEB) (TEEB, 2010) y la “Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services” del Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) (IPBES, 2019), o a escala regional, como por ejemplo la “Evaluación de los ecosistemas del Milenio en España” (EME) (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España, 2016).

Desde la década de 2000 hasta la actualidad, el concepto de los SE se ha transformado en un concepto “paraguas” capaz de englobar evaluaciones económicas de los ecosistemas a escala global, modelos cuantitativos de previsión de los flujos de SE, procesos participativos en la toma de decisiones, análisis coste-beneficio, procesos de empoderamiento y creación de capacidad (*empowerment y capacity building*) en las comunidades locales e indígenas y gestión de recursos naturales en espacios naturales protegidos, entre otros (Costanza et al., 2017; de Groot et al., 2017).

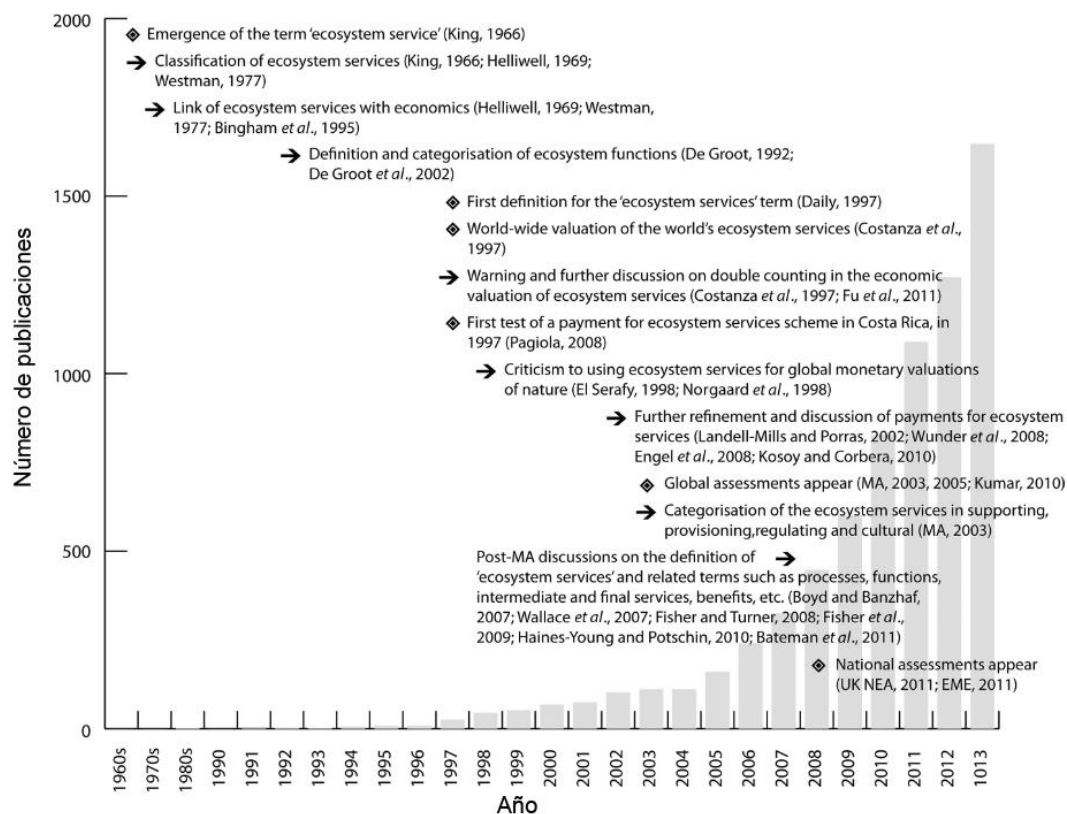


Figura 2.5. Evolución del concepto de SE e incremento de las publicaciones científicas que incluyen los conceptos "servicios de los ecosistemas" y "servicios ecologicos", basado en una búsqueda en Web of Science (WOS). Fuente: Martin-Otega et al. (2015, p.5).

Por otra parte, este concepto también ha generado -y sigue generando- muchas discusiones y críticas en el mundo científico y académico. Uno de los puntos más cuestionados, pero también a la vez su fortaleza intrínseca, es precisamente su "multidimensionalidad" o interdisciplinariedad, capaz de integrar disciplinas y enfoques diversos. Algunos autores definen los SE como un "concepto de moda" que en realidad carece de una definición clara, hecho que genera confusiones terminológicas y lo lleva a ser considerado como un concepto controvertido (Schröter et al., 2014b). Por esta razón, estos autores señalan que el concepto de SE, dependiendo de cómo se interprete, puede fomentar una visión puramente sectorial del valor de los ecosistemas, promoviendo una mercantilización de los ecosistemas y de la biodiversidad. Esto supondría resaltar solo su importancia económica e instrumental para la sociedad, anulando totalmente sus valores intrínsecos e inmateriales (Daw et al., 2011; Kull et al., 2015).

A pesar de los importantes avances que se han realizado en los últimos años, otra crítica relevante al concepto de SE hace referencia a la falta de operatividad y aplicación práctica en los procesos de toma de decisiones. Esto lleva a representar, a menudo, un concepto puramente científico y teórico que en realidad le hace jugar un papel puramente marginal (de Groot et al., 2010a; Spyra et al., 2019).

La interpretación de los SE es amplia y heterogénea y no existe una forma estándar para su análisis, evaluación o aplicación metodológica. Existen distintas maneras de clasificar los SE, según los

objetivos y propósitos de la investigación en curso. En el marco de esta investigación se ha adoptado la clasificación CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*) (Haines-Young and Potschin, 2018), que tiene la virtud de estandarizar y disminuir los problemas de traducción y de interpretación en la clasificación de los SE, representando un punto de encuentro entre la clasificación de MEA y la de TEEB. Además, otro de los objetivos importantes del CICES es evitar el *double-counting* y descartar los servicios intermedios, básicamente los de soporte, y otros que no son SE propiamente sino actividades que lo utilizan, como por ejemplo el turismo (Burkhard and Maes, 2017; Haines-Young and Potschin, 2018; Pueyo-Ros, 2018).

La CICES divide los SE en tres grandes categorías (Haines-Young and Potschin, 2018) (Figura 2.6):

- SE de Provisión (*Provisioning ES*): contribuciones o beneficios al bienestar humano que se obtienen directamente de los ecosistemas (componentes bióticos y abióticos), como por ejemplo agua, alimentos, madera, etc.
- SE de Regulación y mantenimiento (*Regulating and maintenance ES*): contribuciones o beneficios que pueden modificar y regularizar el entorno ambiental que afecta al bienestar humano, relacionados con la regulación de los procesos naturales de los ecosistemas, como por ejemplo la regulación del clima, la regulación de los flujos de agua, la mitigación de desastres naturales, la depuración del agua, el control de la erosión, la polinización, etc.
- SE Culturales (*Cultural ES*): contribuciones o beneficios intangibles e inmateriales que pueden afectar el bienestar físico y mental y que obtenemos de los ecosistemas mediante nuestra experiencia o interacción con ellos, como por ejemplo valores espirituales, religiosos, sentimientos de paz y tranquilidad, satisfacción por la existencia de biodiversidad, la realización de actividades recreativas, etc.




<b>PROVISIONING</b> products obtained from nature, such as food and timber	Nutrition	Terrestrial plant and animal foodstuffs	
		Freshwater plant and animal foodstuffs	
	Materials	Marine plant and animal foodstuffs	
		Potable water	
Energy	Biotic materials		
	Abiotic materials		
<b>REGULATING</b> services provided by nature that regulate our environment, such as water and air cleaning services	Regulation of wastes	Renewable biofuels	
		Renewable abiotic energy sources	
	Flow regulation	Bioremediation	
		Dilution and sequestration	
		Air flow regulation	
	Regulation of physical environment	Water flow regulation	
		Mass flow regulation	
		Atmospheric regulation	
		Water quality regulation	
	Regulation of biotic environment	Pedogenesis and soil quality regulation	
Lifecycle maintenance & habitat protection			
Pest and disease control			
Symbolic	Gene pool protection		
	Aesthetic, Heritage		
Intellectual and Experiential	Religious and spiritual		
	Recreation and community activities		
	Information & knowledge		

Figura 2.6. Clasificación general de los SE según la clasificación CICES en tres categorías principales: provisión, regulación y culturales. Fuente: Adaptado de Roy Haines-Young (2018).

Uno de los marcos conceptuales más utilizado y aceptado entre la comunidad científica de los SE es el marco de la “cascada de los SE” (*The ES cascade*) (Figura 2.7). Este marco teórico fue utilizado para explicar los pasos que determinan la conexión de los SE con el bienestar humano, pasando de una dimensión ecológica hasta llegar a la dimensión social (de ahí el concepto de “cascada”) (Haines-Young and Potschin, 2010).

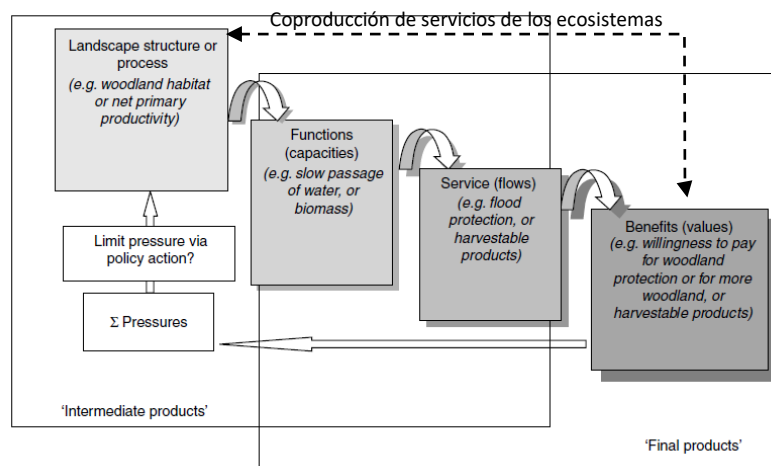


Figura 2.7. Marco conceptual de la “cascada” de los SE. Relación entre los ecosistemas, las funciones de los ecosistemas y el bienestar humano. Fuente: Adaptado de Haines-Young and Potschin (2010, p.113).

Uno de los principales aspectos clave de este marco conceptual es la distinción entre “funciones”, “servicios” y “beneficios” del ecosistema. Según Fisher et al. (2009, p.645) “*the functions or processes become services if there are humans that benefit from them. Without human beneficiaries they are not services*”, mientras que las funciones de los ecosistemas existen independientemente de su uso, demanda o valoración social (Martín-López et al., 2009). Por lo tanto, el concepto de SE, entendido de esta manera, incluye intrínsecamente los beneficiarios de estos SE, es decir, la dimensión social (Figura 2.8).

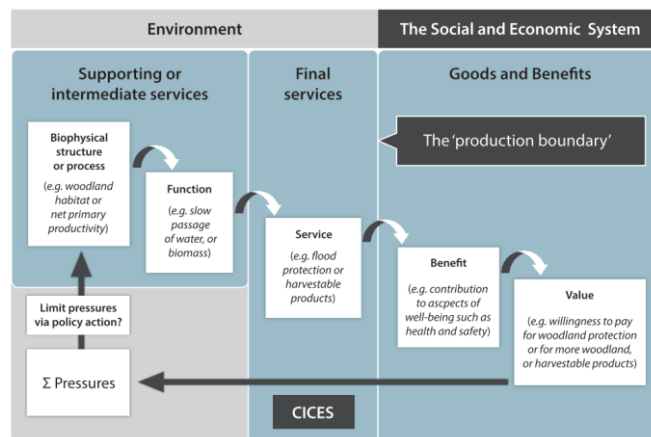


Figura 2.8. Diferentes pasos de la cascada de los SE, integrando la dimensión ambiental con la social, para pasar de las funciones a los beneficios. Fuente: Haines-Young and Potschin (2018, p.431).

Un ecosistema puede producir simultáneamente diferentes funciones, que a su vez pueden generar distintos SE que, al mismo tiempo, estén interrelacionados con otros. La figura 2.9, aunque de manera conceptual, ayuda a clarificar estas complejas relaciones entre funciones, servicios y beneficiarios.

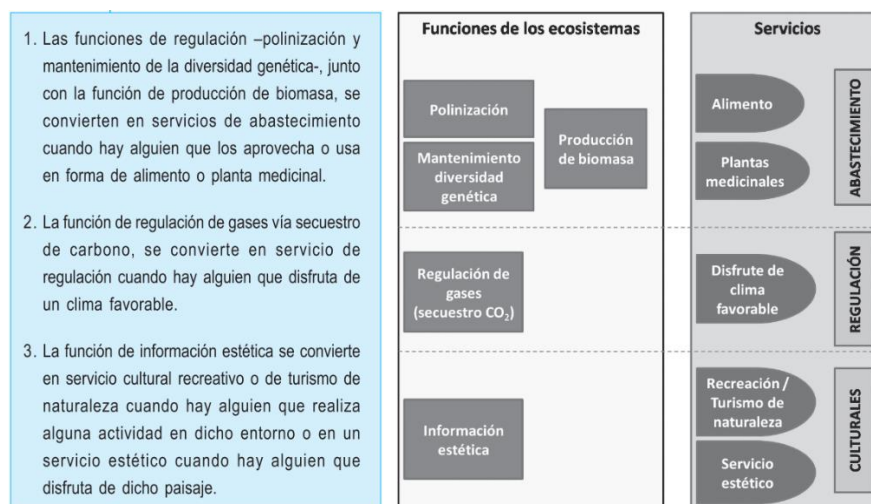


Figura 2.9. Ejemplo de relaciones entre funciones, servicios y beneficiarios. Fuente: Martín-López et al. (2009, p.238).

Identificar los múltiples flujos de SE es fundamental para poder caracterizar las tendencias de los flujos (positivo, negativo o estable, dependiendo de si la capacidad de provisión aumenta o disminuye) (Egoh et al., 2015) y poder identificar los factores relacionados con estos cambios, como los posibles *trade-offs*<sup>5</sup> entre servicios o entre las áreas de suministro y de demanda.

Se producen *trade-offs* entre SE cuando la provisión de uno disminuye la producción de otro, o *sinergias* cuando la provisión de uno incrementa también la producción de otros (García-Llorente et al., 2015). A su vez pueden ocurrir desajustes (*mismatch*) espaciales entre demanda y suministro, que tienen que ver no solo con la provisión de los ecosistemas productores, sino también con los diferentes intereses de cada actor social (Bennett et al., 2009). Algunos SE, de hecho, pueden distribuirse *in situ*, cuando el suministro coincide con la demanda. El flujo entre suministro y demanda puede ser también unidireccional u omnidireccional, adoptando diferentes distancias, direcciones y concentraciones en el territorio (Fisher et al., 2009) (Figura 2.10).

Por estas razones, integrar el suministro con la demanda permite tener una visión más completa de los mecanismos espaciales de los flujos de los SE. En este trabajo, definimos el suministro (*Supply areas*) como las áreas donde se generan los SE, y la demanda (*Demand area*), como las áreas donde se “consumen” y se usan estos SE por parte de los beneficiarios (Burkhard et al., 2012b; Palomo et al., 2013).

<sup>5</sup> Se decidió mantener el término *trade-offs* en el idioma anglosajón y no traducirlo, ya que su traducción al castellano puede llevar a confusiones al no estar bien incorporado como un concepto inequívoco.





Figura 2.10. Posibles distribuciones espaciales de los flujos de SE entre suministro y demanda (desacoplamiento espacial escalar). Fuente: Martín-López et al. (2009, p.650).

Todos estos conceptos mencionados aquí son aspectos fundamentales en el análisis de los flujos de SE y de los *trade-offs* entre SE (Tabla 2.1). Entraremos en detalle en estos aspectos en el Capítulo 3, dedicado al marco metodológico.

Tabla 2.1. Definición de los principales conceptos relacionados con los SE que se usarán en este trabajo de investigación.

Concepto	Definición
Tendencias de SE <i>ES Trends</i>	La tendencia de un SE de aumentar o disminuir durante un período de tiempo (pasado, presente o futuro)
Trade-offs – Sinergias <i>Trade-offs - Synergies</i>	Situaciones que surgen cuando el uso de un SE disminuye directamente (trade-off) o aumenta (sinergia) los beneficios proporcionados por otro. Esto puede deberse a una respuesta simultánea al mismo impulsor de cambio o debido a interacciones entre SE (Baró et al., 2017).
Desajustes entre SE <i>ES Mismatches</i>	Se definen como las diferencias de calidad o cantidad que se producen entre la oferta y la demanda de SE (Geijzenborffer et al., 2015).
Conjuntos de SE <i>Bundles of ES</i>	Conjunto de SE asociados que son suministrados o demandados por un ecosistema o un área determinada y que suelen aparecer juntos repetidamente en el tiempo y / o el espacio (Baró et al., 2017).
Áreas de Suministro de SE <i>ES Supply areas</i>	La capacidad de un área o hábitat en particular para proporcionar un servicio ecosistémico específico sin mencionar explícitamente las especies, atributos, grupos funcionales, comunidades, redes de interacción o tipos de hábitat que brindan el servicio (Palomo et al., 2013).  Consideramos suministro de SE y provisión de SE como términos sinónimos.
Áreas de Demanda de SE	Áreas espaciales en las que los beneficiarios demandan SE (Palomo et al., 2013); áreas donde se consumen o utilizan diferentes SE durante un período



<i>ES Demand areas</i>	de tiempo determinado, independientemente de dónde se brinden realmente (Burkhard et al., 2014); la cantidad de servicio requerido o deseado por la sociedad (Villamagna et al., 2013)
Unidad suministradora de SE, SPU <i>SPU (Services Production Unit)</i>	Unidades espaciales que son la fuente de un servicio de los ecosistemas. Incluye la colección total de organismos y sus características requeridas para brindar un servicio ecosistémico dado, así como los componentes del ecosistema abiótico. En consonancia con las áreas de suministro de SE. Los <i>hotspots</i> son áreas que brindan grandes componentes de servicios particulares en un área comparativamente pequeña (Burkhard et al., 2014; Syrbe and Walz, 2012).
Unidad beneficiaria de SE, SBU <i>SBU (Services Benefiting Unit)</i>	El complemento a las unidades de suministro de SE. Las SBU pueden estar muy lejos de las SPU relevantes. Las características estructurales de un área beneficiaria deben ser tales que el área pueda aprovechar un servicio ecosistémico. En consonancia con la demanda de SE, pero se pueden incluir varios pasos intermedios relacionados con esquemas complejos de producción y comercio (Burkhard et al., 2014; Syrbe and Walz, 2012)
dSPU <i>(Degraded/vulnerable Services Providing Unit)</i>	Unidades espaciales que se encuentran degradadas o donde los SE son vulnerables, por el hecho de que podrían estar sujetos a posibles cambios y presiones (Palomo et al., 2013).
Relaciones espaciales SPU-SBU <i>SPU - SBA Spatial relations</i>	Características espaciales que describen las relaciones entre el lugar de producción del servicio y el lugar donde se obtienen los beneficios. Las categorías sugeridas incluyen: i) <i>in situ</i> (SPU y SBU se realizan en la misma ubicación), ii) omnidireccional (SPU en una ubicación, SBU en el paisaje circundante sin sesgo direccional), iii) direccional (SBU en una ubicación específica a la dirección del flujo desde la SPU), y iv) desacoplado (el servicio de los ecosistemas se puede comerciar a largas distancias) (Burkhard et al., 2014; Fisher et al., 2009).
Flujos de SE <i>ES Flow</i>	Conjunto usado (paquetes) de SE y otros productos de sistemas naturales en un área particular dentro de un período de tiempo determinado (Burkhard et al., 2014); la producción real de un servicio experimentado por personas (Villamagna et al., 2013).

Otro aspecto muy importante que define el tipo de estudio de los SE hace referencia a la dimensión de SE que se quiere evaluar dependiendo de la finalidad de estudio. Existen numerosos métodos (cuantitativos, cualitativos o mixtos) para la evaluación de los SE (de Groot, 2007). Generalmente, la mayoría de estos métodos se divide en tres grupos principales: la evaluación biofísica, la evaluación económica y la evaluación sociocultural (de Groot, 2006; Hein et al., 2006). Cada tipo de evaluación se compone de diferentes métodos que permiten obtener resultados distintos.

La evaluación biofísica permite cuantificar las características biofísicas de los ecosistemas mediante indicadores y unidades relativos a los procesos ecológicos de los ecosistemas, los flujos temporales y las distribuciones espaciales en relación con cambios en los ecosistemas. Los modelos biofísicos analizan el flujo real y potencial de demanda y/o suministro de los SE y realizan previsiones sobre los efectos que posibles perturbaciones futuras, como por ejemplo los efectos que los cambios en los usos del suelo tendrán en el suministro (*delivery*), es decir, en la capacidad de provisión de un determinado SE (Cowling et al., 2008).

La evaluación económica, en cambio, se basa en hacer una estimación del valor económico del flujo de los SE, mediante el uso de metodologías monetarias que puedan cuantificar económicamente el análisis coste-beneficio de cada tipo de SE (*cost-benefit analysis, CBA*) (Cowling et al., 2008). El análisis coste-beneficio, entendido como “*a process for identifying, valuing, and comparing the costs and benefits of a project, policy, or decision*” (Greenhalgh et al., 2017, p.1), ha ganado protagonismo como herramienta de evaluación de los SE dentro de los procesos de toma de decisiones. La finalidad es informar y comunicar a los tomadores de decisiones de los posibles beneficios o *trade-offs*, actuales o futuros, y poder evaluar así los posibles escenarios alternativos de gestión (de Groot et al., 2010; TEEB, 2010).

Por último, la evaluación sociocultural parte de la consideración de aspectos más relacionados con las características socioeconómicas y culturales de las personas (edad, sexo, nivel de ingresos, profesión, creencias religiosas, etc.) y combinarlos con las preferencias y sistemas de valores que las personas asignan a los ecosistemas, poniendo la participación como uno de los elementos clave de la evaluación sociocultural (Fagerholm et al., 2012; Reed et al., 2018). La figura 2.11 resume los principales métodos existentes para cada dimensión de evaluación de los SE.

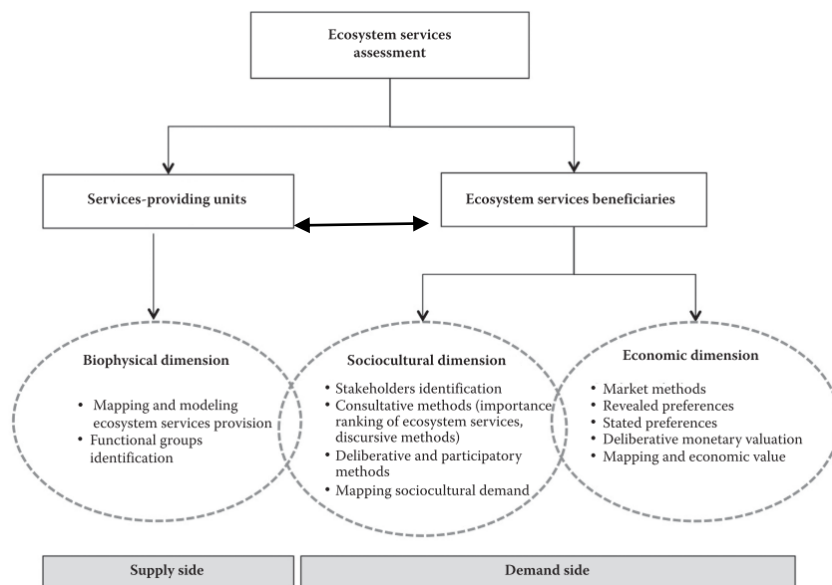


Figura 2.11. Posibles métodos de análisis de los SE, integrando el suministro y la demanda. Fuente: Adaptado de Castro et al. (2013, p.443).

Para terminar este apartado introductorio sobre el concepto de los servicios de los ecosistemas, se destacan los principales componentes de la investigación de los SE (Palomo, 2013; Seppelt et al., 2011) que se consideran y se aplican a lo largo de esta tesis. Estos componentes son:

- los efectos del cambio global sobre los SE a diferentes escalas,
- los compromisos o *trade-offs* entre SE y los actores sociales que pueden salir ganando o perdiendo de estos *trade-offs*, y
- el papel de los actores sociales del territorio en la evaluación de los SE.

En este trabajo de investigación se escogió una metodología de evaluación sociocultural basada en la integración de las preferencias y sistemas de valores de los actores sociales en relación con los SE, entendidos como una coproducción entre los ecosistemas, los procesos biofísicos, la gestión y la dimensión humana (Palomo et al., 2016). La decisión de escoger una evaluación sociocultural de los SE ha condicionado el enfoque global de la tesis. La integración de la dimensión humana y social en el estudio de los SE permitió estudiar las relaciones socioecológicas en toda su complejidad, intentando considerar la interdependencia de los múltiples valores que las personas asignan a los ecosistemas y a los recursos naturales y que determinan nuestras actitudes y decisiones de gestión hacia los mismos (Figura 2.12).



Figura 2.12. Esquema conceptual del enfoque socioecológico que aplicamos en este trabajo de investigación. Fuente: Elaboración propia.

## 2.2 El Mediterráneo y las cuencas hidrográficas como sistemas socioecológicos

La cuenca del Mediterráneo representa sin duda alguna un ejemplo de socioecosistema, donde el ser humano ha moldeado históricamente el paisaje, gestionándolo, cuidándolo y transformándose con él (Blondel, 2006; Garcia-Nieto, 2018; Palomo, 2013). Gracias a su posición estratégica, el Mediterráneo siempre ha sido una encrucijada de sociedades, de cambios socioeconómicos y de diferentes culturas, convirtiéndolo en una de las "cunas de la civilización" más importantes a escala global. Lo que vemos hoy en el Mediterráneo puede considerarse el resultado de un proceso de coevolución sociocultural que duró milenios (Blondel, 2006; Raymond et al., 2018). Este proceso de coevolución y de gestión, basado en el conocimiento de los ecosistemas locales por parte de las poblaciones, ha dado lugar a una extraordinaria diversidad ecológica, social y cultural, tanta que los paisajes mediterráneos son reconocidos hoy como ejemplo de paisajes multifuncionales capaces de ofrecer múltiples funciones ecológicas y SE (Garcia-Nieto, 2018; Iniesta-Arandia et al., 2014a). Por estas razones, el Mediterráneo se considera hoy también un *hotspot* de biodiversidad a nivel global (Balzan et al., 2019; Rodríguez et al., 2012).

Numerosos estudios sostienen que este alto nivel de multifuncionalidad y biodiversidad es el resultado de los frecuentes cambios y perturbaciones moderadas que la cuenca mediterránea ha sufrido a lo largo de los siglos (Blondel, 2006; García-Llorente et al., 2012; Iniesta Arandia, 2015). En relación a este aspecto, también se tiene que mencionar que, en determinados momentos históricos, como por ejemplo a finales del siglo XIX y principios del siglo XX, en buena parte de la cuenca mediterránea las prácticas de gestión basadas en la sobreexplotación de los recursos naturales, deforestación y eliminación de buena parte de la biodiversidad eran una realidad recurrente (Vila-Subirós et al., 2009), que se contraponen a las prácticas descritas de coevolución entre ser humano y ecosistemas.

Sin embargo, el modelo de gestión actual, el fenómeno del abandono rural (*land abandonment*) y sus impactos tanto negativos (vinculados por ejemplo a la pérdida de patrimonio y especies de espacios abiertos) como positivos (vinculados a la recuperación del bosque y especies forestales) y la intensificación de los usos del suelo están amenazando los mosaicos multifuncionales mediterráneos y a la biodiversidad asociada a ellos (Vila-Subirós et al., 2016, 2009). El incremento de la población, la rápida aceleración de la urbanización y el modelo de crecimiento económico generan presión añadida sobre los sistemas ecológicos e importantes cambios socioeconómicos y culturales. La rápida aceleración de estos cambios, además de reemplazar progresivamente las prácticas de gestión agro-silvopastorales tradicionales típicas de los paisajes mediterráneos, está provocando una degradación cada vez más intensa de los ecosistemas y de los flujos de SE (Malek et al., 2018), lo que ha convertido al Mediterráneo en uno de los puntos más frágiles del planeta (Cramer et al., 2018; European Environment Agency, 2018; Fader et al., 2020; Masson-Delmotte et al., 2018) (Figura 2.13).

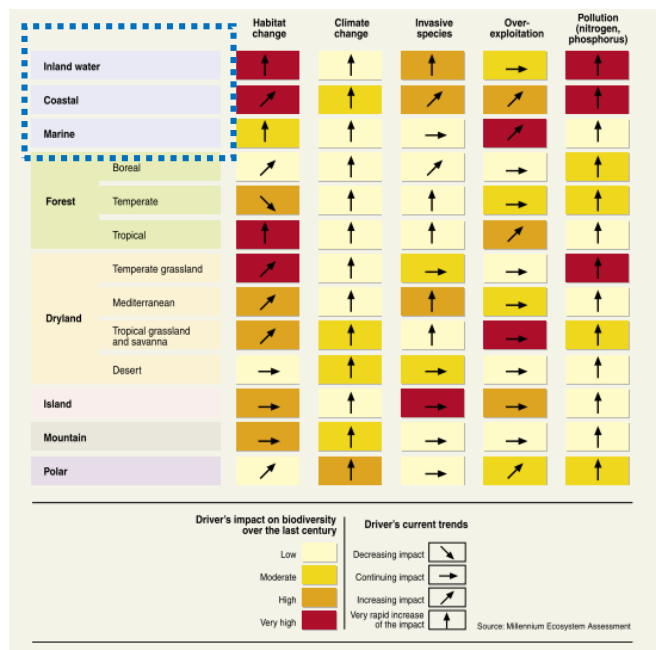


Figura 2.13. Principales cambios en los ecosistemas, entre los cuales los ecosistemas acuáticos (recuadro azul). Fuente: MEA (2005c, p.5).

Todos estos efectos se están produciendo a un ritmo sin precedentes (Cramer et al., 2018; Masson-Delmotte et al., 2018). La degradación progresiva de los flujos de los servicios de los ecosistemas (SE) y de los ecosistemas productores está estrechamente relacionada, de hecho, con consecuencias severas en el bienestar humano (MEA, 2005d). El *Millennium Ecosystem Assessment*

advierte sobre la importancia de los ecosistemas en los diferentes componentes básicos del bienestar humano, destacando los beneficios ecológicos, económicos, sociales, físicos y psicológicos, fundamentales para nuestro bienestar y nuestra calidad de vida (MEA, 2005a). Todo esto, obviamente, pone en peligro la seguridad alimentaria, la seguridad hídrica, y la seguridad y salud humanas (Fader et al., 2020). Una de las consecuencias más importantes que se esperan en un escenario a corto plazo, y que ya se está produciendo, se refiere a la intensidad que los efectos del cambio climático tendrán en la cuenca mediterránea (Cramer et al., 2018; Masson-Delmotte et al., 2018). Los escenarios y modelos futuros prevén un impacto creciente de los efectos del cambio climático, sobre todo caracterizados por un incremento de fenómenos extremos como episodios de sequía, olas de calor, cambios en el régimen de precipitaciones y aumento de temperaturas extremas (Fader et al., 2020). Los ecosistemas acuáticos y los flujos de SE que producen son especialmente motivo de gran preocupación en las políticas de conservación y gestión de recursos naturales, tanto a escala internacional como global, dado que la dependencia del ser humano de los ecosistemas acuáticos es altísima.

Las cuencas hidrográficas del Mediterráneo han sido identificadas como áreas donde los ecosistemas acuáticos, la biodiversidad y los recursos hídricos han sufridos cambios alarmantes, con una progresiva degradación que ha llevado a importantes consecuencias en la capacidad de suministro de los flujos de SE (García-Llorente et al., 2015; MEA, 2005b).

En este contexto, una aproximación socioecológica permite entender la cuenca hidrográfica como un sistema caracterizado por continuas interrelaciones con la dimensión social (Liu et al., 2007; Martín-López et al., 2017), reconociendo la necesidad de integrar los actores sociales o grupos de actores sociales del territorio como parte integrante de una cuenca hidrográfica. Esta última puede entenderse, por lo tanto, como un sistema compuesto por unidades de suministro y unidades de demanda de SE, integrando de esta manera los procesos biofísicos de los ecosistemas productores de SE con sus usuarios y beneficiarios (sectores ecológicos y sectores socioeconómicos) (Cabello et al., 2015; Liu et al., 2007) (Figura 2.14). Un ejemplo lo constituye el concepto de *ciclo hidroturístico* (Garau et al., 2020), que enfatiza el papel clave del turismo en relación con el uso y consumo del agua en una cuenca hidrográfica y que, a la vez, se convierte en uno de los principales beneficiarios de los SE asociados, sacando a la luz también su relación-dependencia de los servicios de los ecosistemas acuáticos.

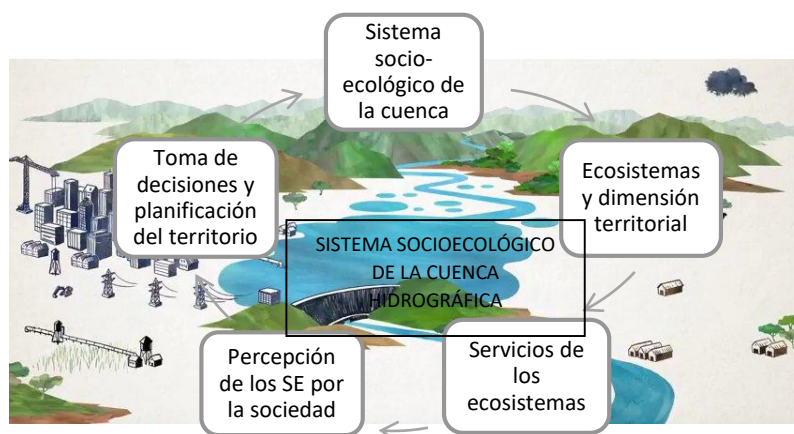


Figura 2.14. Esquema conceptual de la cuenca hidrográfica como sistema socioecológico. Fuente: Elaboración propia.

### 2.3 Los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA) y los beneficios que proveen a los seres humanos

La mayoría de las actividades humanas dependen de la disponibilidad de recursos hídricos y, al mismo tiempo, inciden de forma transcendental en su uso y consumo (UNWTO, 2018). Esto coincide, a menudo, en un espacio y en un tiempo de máxima fragilidad para los ecosistemas acuáticos. Los recursos hídricos sufren impactos directos e indirectos que, muchas veces, no se contemplan en su totalidad (Gössling, 2002), ya que no solo se manifiestan en forma de flujos de agua superficiales o subterráneos, sino también en forma de alimentos o energía (Gössling et al., 2012), o en forma de paisajes y de ecosistemas, permitiendo un doble uso, pasivo o activo (Vollmer et al., 2018).

Los ecosistemas acuáticos ofrecen múltiples beneficios a los seres humanos, hasta tal punto que han sido reconocidos como componente fundamental de su bienestar social, cultural y económico (Brisbane Declaration, 2007). Los ecosistemas acuáticos, ríos, lagos, acuíferos, áreas húmedas y áreas fluviales (considerados por el MEA como *freshwater ecosystems*), de hecho, no solo son imprescindibles para el suministro y la garantía de provisión de agua potable o de alimentos, sino que ofrecen también materiales y fibras, cumplen funciones esenciales de regulación (como la depuración del agua y del aire, el control de la calidad e erosión de suelos, la mitigación de desastres naturales y la regulación de los flujos hidrológicos), permiten crear hábitats de una elevada biodiversidad y ofrecen importantes beneficios espirituales o religiosos. Además, brindan la posibilidad de realizar distintas actividades recreativas (MEA, 2005b). La Figura 2.15 resume los principales servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA).

En particular, los ecosistemas acuáticos mediterráneos se ven amenazados no solo por los efectos del cambio climático, sino también por múltiples presiones antrópicas que incrementan su nivel de estrés y disminuyen su capacidad de proporcionar un flujo de SE adecuado para el bienestar de las personas (Gómez-Baggethun et al., 2011). Un desequilibrio cada vez mayor entre la disponibilidad de agua y su demanda (García-Nieto, 2018), acompañado por el aumento de la frecuencia y magnitud de los episodios de sequía y una reducción de los periodos de lluvia (Fader et al., 2020), se convierten en temas prioritarios en las agendas políticas mundiales (European Commission, 2000a).

Services	Comments and Examples
<b>Provisioning</b>	
Food	production of fish, wild game, fruits, and grains
Fresh water <sup>a</sup>	storage and retention of water for domestic, industrial, and agricultural use
Fiber and fuel	production of logs, fuelwood, peat, fodder
Biochemical	extraction of medicines and other materials from biota
Genetic materials	genes for resistance to plant pathogens, ornamental species, and so on
<b>Regulating</b>	
Climate regulation	source of and sink for greenhouse gases; influence local and regional temperature, precipitation, and other climatic processes
Water regulation (hydrological flows)	groundwater recharge/discharge
Water purification and waste treatment	retention, recovery, and removal of excess nutrients and other pollutants
Erosion regulation	retention of soils and sediments
Natural hazard regulation	flood control, storm protection
Pollination	habitat for pollinators
<b>Cultural</b>	
Spiritual and inspirational	source of inspiration; many religions attach spiritual and religious values to aspects of wetland ecosystems
Recreational	opportunities for recreational activities
Aesthetic	many people find beauty or aesthetic value in aspects of wetland ecosystems
Educational	opportunities for formal and informal education and training
<b>Supporting</b>	
Soil formation	sediment retention and accumulation of organic matter
Nutrient cycling	storage, recycling, processing, and acquisition of nutrients

<sup>a</sup> While fresh water was treated as a provisioning service within the MA, it is also regarded as a regulating service by various sectors.

Figura 2.15. SE producidos por o derivados de los ecosistemas acuáticos, Fuente: MEA (2005c, p.12).

Al mismo tiempo, el informe de síntesis del *Millennium Ecosystem Assessment* dedicado a los ecosistemas acuáticos explica que *“The degradation and loss of wetlands is more rapid than that of other ecosystems. Similarly, the status of both freshwater and coastal wetland species is deteriorating faster than those of other ecosystems [...] The primary indirect drivers of degradation and loss of inland and coastal wetlands have been population growth and increasing economic development. The primary direct drivers of degradation and loss include infrastructure development, land conversion, water withdrawal, eutrophication and pollution, overharvesting and overexploitation, and the introduction of invasive alien species”* (MEA, 2005d, p. iii).

La alteración de estos flujos, especialmente los de provisión y regulación, y los procesos ecológicos asociados a ellos, es una de las primeras causas de degradación de los hábitats acuáticos (Brisbane Declaration, 2007; Forslund, 2009). Dicha degradación repercute negativamente en el bienestar de las comunidades, ya que depende de manera directa de los ecosistemas acuáticos y de los flujos de SE que producen (Brisbane Declaration, 2007; Díaz et al., 2006; García-Llorente et al., 2015). Se entra, pues, en un círculo vicioso en el que la escasez de agua genera una mayor degradación de los flujos de SE y una menor capacidad de los ecosistemas acuáticos de mitigar las diferentes presiones vinculadas a los cambios, lo que a su vez hace que aumente la demanda de otros SE, como la protección frente a los desastres naturales, o el control de la erosión o de la calidad del agua (MEA, 2005b).

Enmarcar los recursos hídricos dentro de los servicios de los ecosistemas permite analizar los *trade-offs* entre diferentes SE y su demanda por parte de los actores sociales y los diferentes sectores del

territorio que usan el agua de forma distinta. El análisis de los *trade-offs* permite reflexionar sobre el modelo de gestión de los recursos hídricos actual y estudiar alternativas de gestión para garantizar el suministro de los flujos de los SEA (provisión, regulación y culturales) de manera sostenible y duradera. Estos aspectos se convierten en un tema prioritario (Boithias et al., 2014) en contextos donde *“the physical and economic water scarcity and limited or reduced access to water are major challenges facing human society and are key factors limiting economic development in many countries”* (MEA, 2005d, p.3).

### 2.3.1 Los conflictos entorno a la gestión de los recursos hídricos. Una interpretación desde la ecología política y la teoría de juegos

Los diferentes modelos de gestión y planificación de recursos naturales pueden causar *trade-offs* en el flujo de los servicios de los ecosistemas (SE), aumentando la provisión de algunos SE y disminuyendo fuertemente la de otros. El análisis de los *trade-offs* permite plantear alternativas de gestión capaces de incrementar las sinergias en los SE y evitar cambios abruptos e irreversibles en los socioecosistemas (Gómez-Baggethun et al., 2011).

Los principales impactos del cambio climático a escala mediterránea basados en los RCP<sup>6</sup> (*Representative Concentration Pathways*) 4.5 y 8.5 del AR6 del IPCC (Sexto Report de Evaluación) hacen referencia sobre todo a: a) un incremento en la frecuencia e la intensidad de los fenómenos extremos, como temperaturas records, precipitaciones fuertes y olas de calor; y b) un incremento en la frecuencia e intensidad de sequías agrícolas y ecológicas, especialmente en regiones secas (IPCC, 2021).

En el contexto del Mediterráneo, caracterizado por la limitada disponibilidad de agua, estos principales impactos se hacen todavía más relevantes, reflejándose tanto en la cantidad como en la calidad del agua.

Todos estos factores desencadenan problemáticas directas e indirectas a las actividades humanas que suponen una competencia creciente entre los distintos sectores y actores del territorio. El incremento de la demanda de agua por parte del sector turístico litoral en verano es un ejemplo de esta competencia creciente por un recurso cada vez más escaso (Torres-Bagur, 2020; Torres-Bagur et al., 2019). El sector agrícola es uno de los sectores con una mayor responsabilidad en relación a las problemáticas sobre la calidad de los recursos hídricos superficiales y subterráneos, la erosión del suelo o los cambios en la regulación de los flujos hidrológicos (Gómez-Baggethun et al., 2011; Vargas Emelin, 2016). La contaminación y eutrofización del agua superficial y/o subterránea por exceso de pesticidas y fertilizantes derivado de las prácticas agrarias intensivas es un problema muy extendido en las áreas del Mediterráneo donde la agricultura y la ganadería industrial juegan un papel destacado (Vargas Emelin, 2016). A menudo, estas problemáticas asociadas con determinadas prácticas agrícolas entran en conflicto con el suministro de agua

---

<sup>6</sup> RCP (*Representative Concentration Pathways*) definen los distintos escenarios del IPCC, representando cuatro trayectorias de emisiones, de un escenario de mínimas emisiones (RCP 2.6) a uno de altas emisiones (RCP 8.5). Como explican Lyon et al. (2021) *“RCPs ranged from a global scale reduction on fossil fuel reliance and achievement of net-negative CO2 later this century (RCP 2.6), to a high-emission scenario that included substantial new investments in fossil fuels and lack of global climate policy and governance (RCP8.5)”*.



potable para consumo humano, produciendo un importante impacto tanto ambiental como socioeconómico. A la contaminación derivada de estas prácticas agrarias, se tienen que añadir también los costes de todos los tratamientos de purificación y saneamiento por parte del sector urbano de las aguas superficiales o subterráneas, que constituyen las principales fuentes de suministro de agua para consumo humano. Otra problemática común, sobre todo en áreas costeras, reside en la sobreexplotación de los acuíferos, ya sea para usos urbanos, turísticos o agrarios, que facilitan la salinización y el avance de la falca salina, favoreciendo la intrusión de agua salada en los acuíferos y causando daños a las mismas actividades económicas que utilizan este recurso (Fader et al., 2020).

Esta intensificación de los aspectos más extractivos, de uso y consumo directo del agua, entendida casi como bien económico, crea importantes *trade-offs* entre los SE de provisión, de regulación y culturales. Especialmente entre los SE de regulación, sea de regulación directa de los recursos hídricos (como por ejemplo recarga de acuíferos, purificación del agua, regulación de los flujos superficiales, mitigación de desastres naturales), sea de regulación indirecta de otros aspectos estrechamente vinculados con los recursos hídricos (como por ejemplo la fertilidad del suelo, el control de la erosión, la regulación del clima o la provisión de hábitats naturales para determinadas especies). La progresiva transformación, modificación y degradación de los ecosistemas acuáticos por parte de las actividades humanas, exacerbada por los efectos del cambio climático, es la principal causa de la disminución de la capacidad de los ecosistemas de producir estos flujos esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas, la biodiversidad y finalmente en el bienestar de las personas (Fader et al., 2020; UNESCO, 2021).

Estos *trade-offs* derivan no solo de prácticas de gestión de los diversos actores sociales del territorio, sino que también son el resultado de decisiones políticas de planificación del territorio que maximizan determinados SE en detrimento de otros (Bennett et al., 2009). La Figura 2.16 resume conceptualmente los posibles *trade-offs* y las interrelaciones que pueden ocurrir dependiendo del modelo de gestión territorial que se aplique (por ejemplo, un modelo que gestiona los bosques de cabecera frente a un modelo que no los gestiona).

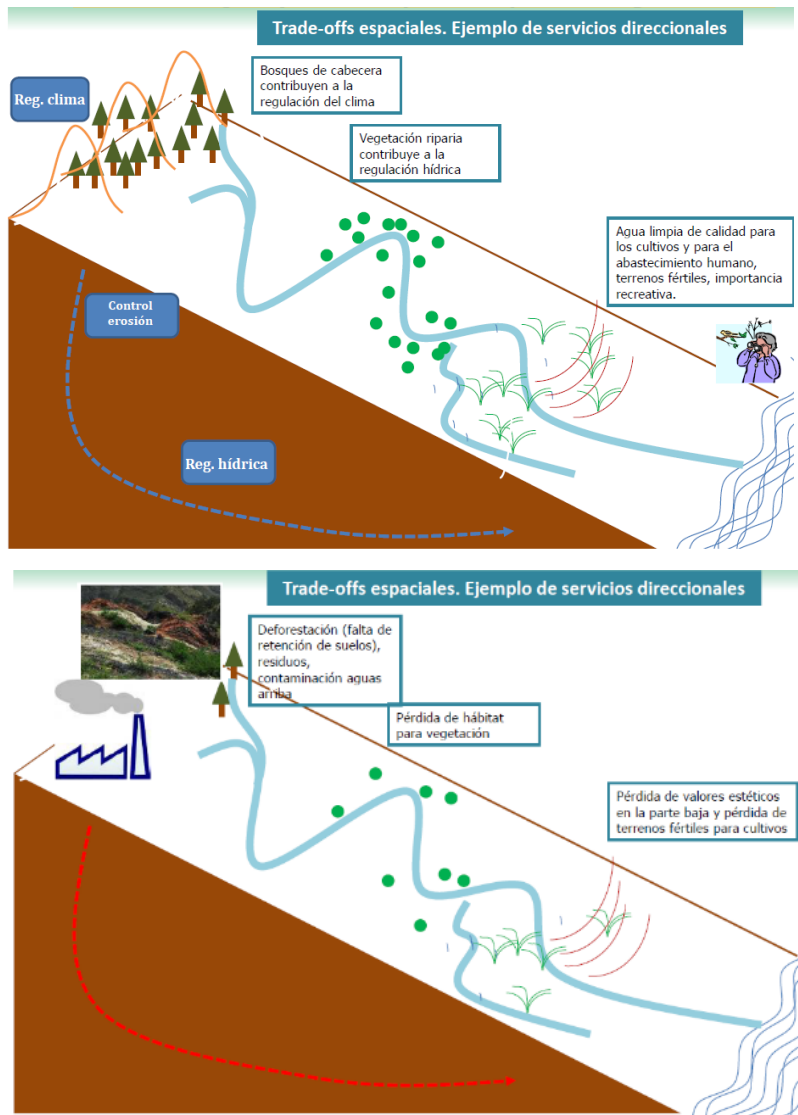


Figura 2.16. Ejemplo conceptual de posibles trade-offs que pueden ocurrir en los flujos de WES, dependiendo de una u otra gestión del territorio. La imagen de arriba muestra como una gestión de los bosques de cabecera pueda generar sinergias entre distintos SE hacia la parte baja de la cuenca, mientras que la imagen de la abajo muestra posibles trade-offs que pueden derivar de una no gestión de los bosques de cabecera. Fuente: Palomo (2013) y García-Llorente et al. (2012).

Por lo tanto, la gestión y la aplicación de buenas prácticas de conservación del suelo, de áreas forestales y de humedales, ecosistemas cruciales para el suministro y la provisión de los recursos hídricos, deberían ser temas de máxima prioridad en los procesos de toma de decisiones en el marco de una cuenca hidrográfica.

El análisis de las relaciones entre actores sociales y recursos hídricos bajo el marco de los SE y de los *trade-offs* reafirma la percepción de que el recurso hídrico no es un recurso sectorial y de que los flujos de SE acuáticos no pueden dividirse según criterios de actividad económica o límites administrativos, ya que no responden a límites artificiales y fluyen por todo el territorio y son, por lo tanto, de interés colectivo (Figura 2.17).

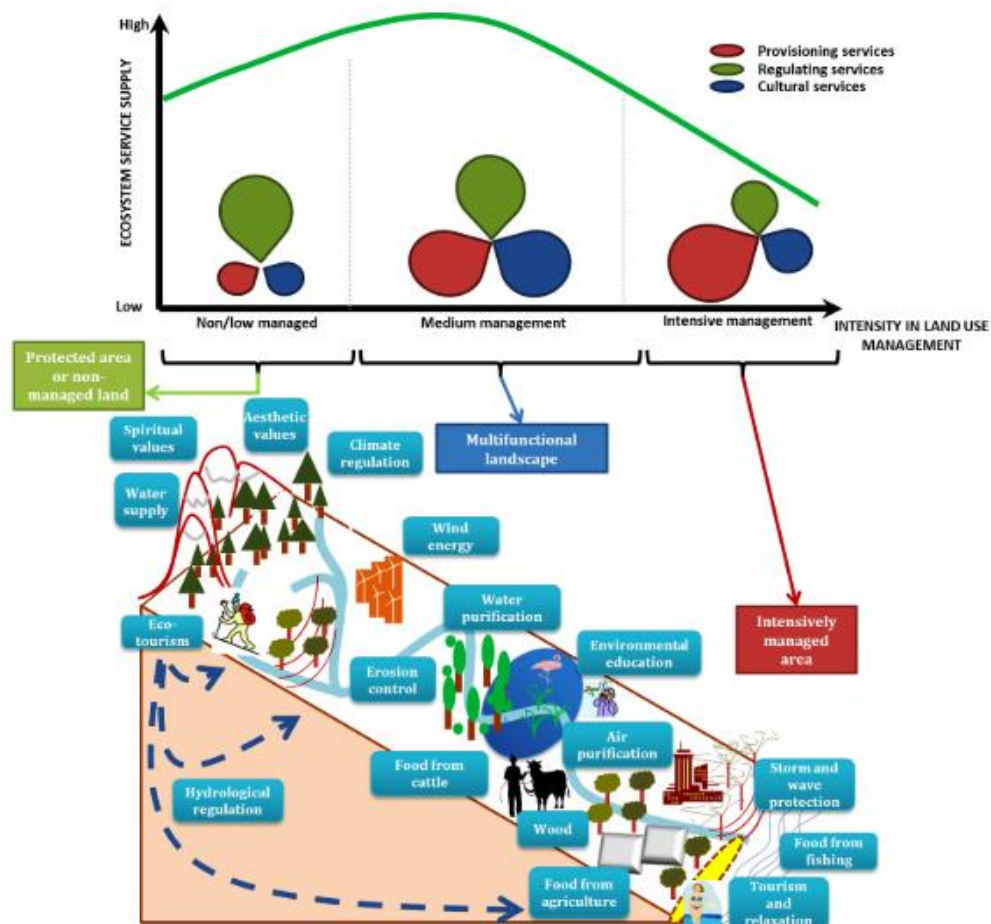


Figura 2.17. Esquema conceptual de diferentes modelos de gestión del territorio en una hipotética cuenca hidrográfica y de cómo pueden modificar la capacidad de los ecosistemas de producir SE y en los beneficios que los diferentes actores sociales obtienen de estos. Fuente: Palomo (2013, p.63).

Estos aspectos deben tenerse en cuenta para reflexionar críticamente sobre los modelos de gestión, intentando aplicar enfoques de gestión integrados que consideren la cuenca hidrográfica como un socioecosistema, caracterizado por complejas dinámicas socioecológicas (Cabello et al., 2015). Se pone de manifiesto, por la tanto, la necesidad de encontrar formas de gobernanza que sepan englobar motivaciones, preferencias, prioridades y valores que cada actor social asigna al agua. Integrar las percepciones y los sistemas de valores de los actores sociales permite explorar a fondo las interrelaciones y los mecanismos sociales que están en la base y detrás de los conflictos y de las tensiones por los recursos naturales (Martín-López et al., 2012). Conocer los *trade-offs* entre SE puede ayudar a los *decision-makers* a tomar decisiones y aplicar políticas de gestión capaces de aumentar las situaciones *win-win* y garantizar un flujo de SE a largo termino (UNESCO, 2021).

### 2.3.1.1 Ecología política y SE

La perspectiva de la ecología política, que constituye un herramienta bien conocida y usada en el estudio de los conflictos ambientales (Adger et al., 2000; Bryant, 1999), permite reflexionar e introducir en el marco de los servicios de los ecosistemas (SE) aspectos más relacionados con los

bienes comunes, mecanismos de acceso y control de los recursos naturales, así como las relaciones de poder entre actores sociales (Daw et al., 2011; Felipe-Lucia et al., 2015). Un conjunto de factores que afectan, interfieren y modifican directamente los flujos de SE, originando situaciones de injusticia ambiental y distribución desigual de los recursos naturales.

El enfoque de la ecología política favorece la toma en consideración del papel que cada actor tiene en la gestión del territorio y reconoce sus intereses y sistemas de valores (Fletcher, 2010). De esta manera se puede identificar la complejidad de las relaciones socioecológicas, haciendo explícito cómo las decisiones humanas pueden afectar a los flujos de SE y cómo estas decisiones, en realidad, responden a valores diferentes que cada uno de nosotros sigue y expresa (Peterson, 2000). Por lo tanto, la ecología política permite analizar los conflictos por los SEA a partir del análisis de las relaciones de poder y los sistemas de valores de los diversos actores locales y de cómo estos mecanismos sociales causan *trade-offs* en las distribuciones de los flujos de SE, los cuales, a su vez, pueden derivar de distintas decisiones entre múltiples actores sociales (Jorda-Capdevila, 2016; Kull et al., 2015).

La ecología política identifica también ganadores y perdedores de estos conflictos, destacando diferentes tipologías de situaciones que pueden ocurrir, como *win-win* o *win-lose* (King et al., 2015). Tener en consideración aspectos como los niveles de influencia de cada actor en los procesos de toma de decisiones y las estructuras de poder entre determinados grupos sociales permite visualizar claramente cómo la gran mayoría de problemas ambientales son, en realidad, problemas sociales (Daw et al., 2011).

### 2.3.1.2 Teoría de juegos y SE

En las situaciones de conflicto por los recursos hídricos, los actores del territorio se comportan de maneras distintas, por lo que se hace necesario explorar qué tipo de relaciones, estrategias y comportamientos puede adoptar cada actor para obtener un mayor o menor beneficio de los flujos de los servicios de los ecosistemas (SE).

La teoría de juegos es un marco metodológico que se utiliza habitualmente en el estudio de los conflictos y los comportamientos de cooperación a partir de la aplicación de modelos matemáticos. Los modelos de la teoría de juegos permiten predecir el comportamiento de los agentes a raíz del estudio lógico y estratégico de sus decisiones (Myerson, 1991). Estas decisiones, de hecho, responden a los intereses individuales y a los beneficios que cada agente quiere maximizar en cada situación (Madani, 2010; Zanjani et al., 2018). Por esta razón, la teoría de juegos a menudo se ha utilizado para estudiar conflictos en la gestión de los recursos naturales, como la gestión forestal (Rodrigues et al., 2009), la gobernanza del agua (Sullivan et al., 2019) o la gestión de las áreas naturales protegidas (Guo et al., 2010). Los contextos hipotéticos de estudio deben tener tres ingredientes básicos para poder ser analizados como modelo de la teoría de juegos (Gibbons, 1997; Najafi et al., 2013): los agentes, los sistemas de valores y acciones y los beneficios.

En definitiva, tanto los enfoques propios de la ecología política como la teoría de juegos se presentan como idóneos para analizar las relaciones entre actores sociales y los recursos hídricos en una cuenca hidrográfica específica. Con esta finalidad, se ha construido un marco analítico que

combina algunos conceptos de la ecología política con la teoría de juegos para analizar los conflictos entorno a los SEA. De esta forma, se han podido reinterpretar, en particular, algunos principios clave universales propios de la ecología política, como por ejemplo los bienes comunes, la rivalidad, la equidad, o la (in)justicia (ambiental, social, espacial). Estos principios, entendidos como *empty signifiers*, es decir, como principios que asumen diferentes significados según el contexto donde se usan y según quién los usa (Popartan et al., 2020), han sido transformados en *particular signifiers*, es decir, se les han asignado un significado particular en relación al marco de los SE y a los propósitos de la investigación. Por lo tanto, conceptos como flujos (a)simétricos, relaciones de poder y trade-offs (in)justos se han utilizado para explorar los conflictos por los recursos hídricos desde diferentes perspectivas. Asimismo, estos conceptos reinterpretados se han integrado, a nivel conceptual, dentro de algunos modelos de la teoría de juegos para obtener un mejor conocimiento de los comportamientos y de las (a)simetrías en las relaciones de poder entre múltiples actores sociales.

En concreto, asumiendo la cuenca hidrográfica como un modelo de juego, con agentes, sistemas de valores, acciones y beneficios, el modelo del *Chicken game* y el concepto de punto de equilibrio de juego (Najafi et al., 2013) cobran todo el sentido. El primero es un modelo de juego donde hay ganadores y perdedores. El relato del *Chicken game* se basa en dos actores que conducen un coche por una carretera estrecha. Pueden decidir si comportarse como cobardes (girar por miedo de chocar con el otro coche) o como héroes (no girar y ser orgullosos). Si los dos deciden no girar entrarán en colisión, y esta será la peor opción para los dos (*lose - lose situation*); si los dos deciden girar, tendrán que cambiar su camino original, pero ambos siguieran con vida (*win - win situation*); si uno decide girar y el otro no, el que decide girar saldrá perdiendo (chicken), mientras que el otro saldrá como héroe gracias a su decisión (*win - lose situation*). Los actores involucrados deciden actuar de una u otra manera no pensando en los daños que pueden ocasionar a los otros, sino desde una perspectiva más individual que maximice sus beneficios. El punto de equilibrio, en cambio, permitió utilizar el concepto de “solución” en el análisis de los *trade-offs* como resultado de decisiones de gestión con una perspectiva diferente. En la teoría de juegos la “solución” es una metodología que permite resolver situaciones de conflicto encontrando un punto de equilibrio en el marco del conflicto considerado. Este punto de equilibrio, llamado también equilibrio de Nash, representa el punto donde la suma de los beneficios es la mejor posible para todos los actores (Eleftheriadou and Mylopoulos, 2008). Usando el concepto de punto de equilibrio de la teoría de juegos y la ética de la filosofía de Robin Hood, se pueden explorar los *trade-offs* o sinergias entre los distintos SEA como justos o injustos, según beneficien al mayor número de actores sociales con una distribución más equitativa.

## 2.4 La importancia de una evaluación sociocultural de los servicios de los ecosistemas y la participación de los actores sociales en nuevos modelos de gestión de los recursos naturales

La amplia mayoría de estudios sobre los servicios de los ecosistemas (SE), especialmente en los primeros años de desarrollo del concepto, se han focalizado principalmente en torno a una evaluación biofísica y/o monetaria de los flujos de SE, mientras que los estudios basados en una

evaluación sociocultural son todavía limitados y minoritarios en comparación con los primeros (Castro et al., 2013).

En los últimos años, estas metodologías de evaluación de SE han sido cuestionadas por varios autores por no integrar los aspectos más intangibles e inmateriales relacionados con las percepciones, emociones y valores que las personas asignan a los ecosistemas y a los SE y que interfieren en nuestra forma de percibir y comprender la naturaleza (Ruiz-Frau et al., 2018). Además, se argumenta que estos valores inmateriales no pueden ser traducidos en términos económicos y que, al mismo tiempo, el lenguaje económico no es capaz de englobar estos tipos de valores dentro de su estructura (Burkhard and Maes, 2017; Jacobs et al., 2018). En este sentido, los enfoques socioculturales que ponen en el centro de atención la importancia de la inclusión de los actores locales en el estudio de los SE y de las preferencias humanas están ganando cada vez más protagonismo en el estudio de los SE (Castro et al., 2013; Martín-López et al., 2012).

La toma en consideración de la dimensión humana y social de los SE y su evaluación aportan, por tanto, un enfoque adecuado para ayudar a responder a los objetivos de esta tesis, o sea, a capturar los valores (cognitivos, emotivos, éticos) (García-Nieto, 2018), preferencias, necesidades y prioridades de los actores sociales, y también a identificar los SE más importantes y los que pueden ser causas de posibles conflictos entre actores sociales. En definitiva, llegar a entender las motivaciones reales que hay detrás de estos conflictos (García-Nieto et al., 2015; Iniesta-Arandia et al., 2014b; Jacobs et al., 2016).

Actualmente existen varias técnicas para la evaluación sociocultural de los SE que integran métodos cuantitativos, cualitativos o mixtos (Kelemen et al., 2014) (Figura 2.18). En este contexto se han desarrollado conceptos claves como evaluación psicocultural (*psycho-cultural valuation*), evaluación social (*social valuation*), evaluación deliberativa (*deliberative valuation*), evaluación cualitativa (*qualitative valuation*) y evaluación subjetiva (*subjective assessment*), los cuales “represent valuation approaches that aim to uncover individual and collective values and perceptions of ES without relying on market logic and monetary metrics” (Burkhard and Maes, 2017, p.102).

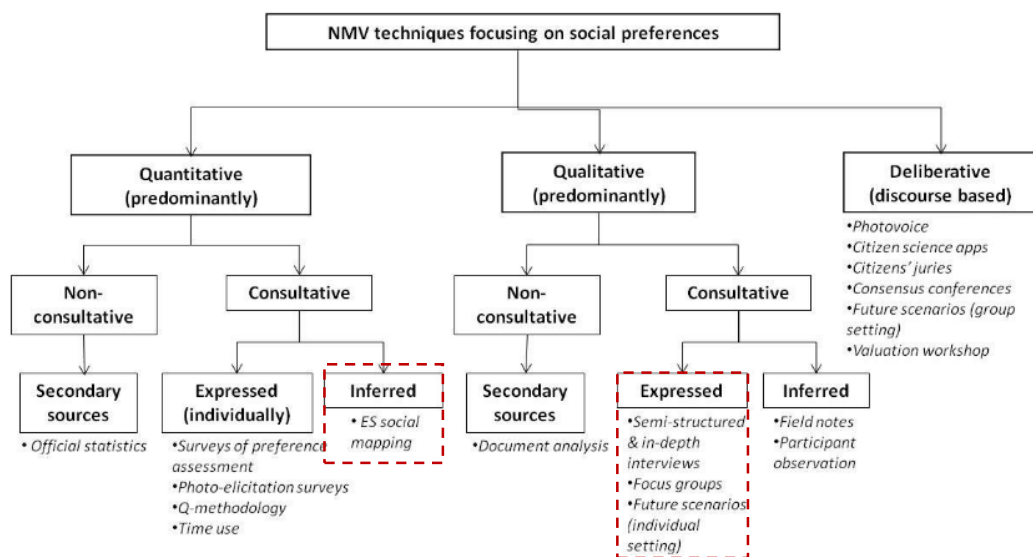


Figura 2.18. Métodos de evaluación sociocultural de los SE. Los recuadros rojos indican los métodos utilizados en esta investigación. Fuente: Kelemen et al. (2014, p.2).

### 2.4.1 Análisis espacial de los servicios de los ecosistemas

Burkhard y Maes (2017) definen la cartografía de los servicios de los ecosistemas (SE), en papel o digital, como una representación gráfica de los SE en su contexto geográfico (Burkhard and Maes, 2017). La cartografía de los SE es una herramienta de análisis relativamente reciente, pero cada vez más extendida en el campo de los SE y en continua evolución, gracias al desarrollo de datos, técnicas y sistemas de soporte avanzados (Maes et al., 2018). Según Maes et al. (2016, p.1), de hecho, la cartografía de SE proporciona *“intuitive and simple methods for communicating information amongst stakeholders (scientists, policy makers, resource managers and citizens) about the complex interactions between ecosystem services at a range of spatial and temporal scales”*.

El análisis espacial de los SE persigue principalmente fomentar la comunicación y la información con los *policy* y *decision-makers* en los procesos de toma de decisiones, para llegar a definir prioridades en las agendas políticas y evaluar las posibles alternativas de planificación (Brown and Fagerholm, 2015; Crossman et al., 2013; Maes et al., 2018).

Las primeras cartografías de SE, publicadas en 1996 (Eade and Moran, 1996), se referían sobre todo a la cartografía de las características de los SE mediante una valoración económica de los flujos en distintas partes del territorio o según un ecosistema específico (García-Nieto, 2018). Actualmente, la cartografía de los SE y los análisis espaciales representan una herramienta metodológica muy variada y compleja, utilizada para el análisis de la distribución espacial de los flujos de los SE, la identificación de patrones espaciales (*spatial patterns*) y la distribución de los puntos *hotspot* de suministro y demanda de los SE (Maes et al., 2018). Encontramos ejemplos de estudios que han desarrollado y aplicado diferentes métodos de cartografía de los SE a partir de datos biofísicos con el apoyo de otras técnicas, como por ejemplo el uso de la teledetección (*remote sensing*) con imágenes Landsat, *Land use Cover database*, o integrando datos de diferente naturaleza. El

desarrollo de programas de análisis espacial basada en modelos (*model based approaches*), como por ejemplo ARIES (*Artificial Intelligence for Ecosystem Services*), InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs*) o SOLVES (*Social Values for Ecosystem Services*), ha sido fundamental para avanzar en una evaluación integrada de los SE, que combina datos biofísicos, económicos y/o socioculturales.

Si los primeros trabajos de cartografía de los SE se focalizaban especialmente en el suministro (*ES supply*), actualmente el uso de estos modelos y de los distintos métodos de cartografía, especialmente los métodos participativos, también permiten integrar en la evaluación de SE la dimensión de la demanda (*ES demand*) (Burkhard et al., 2012a; Castro et al., 2013). Mientras que la cartografía del suministro de los SE requiere datos biofísicos, la cartografía de la demanda requiere también datos socioeconómicos, como informaciones demográficas, valores culturales, características socioeconómicas de las personas, etc. (Maes et al., 2018) (Figura 2.19).

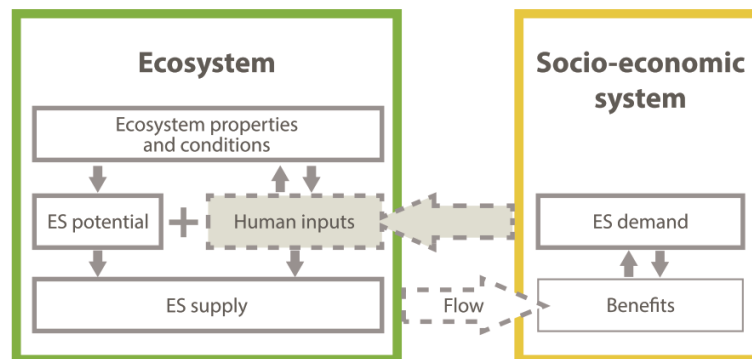


Figura 2.19. Diferentes aspectos de los SE que pueden cartografiarse, integrando la dimensión humana dentro de la cascada de los SE. Fuente: Burkhard and Maes (2017, p.149).

Integrar la demanda de los SE en el análisis espacial de los SE permite identificar, de hecho, los *trade-offs* y sinergias no solo entre SE, sino también entre suministro y demanda, estudiando su distribución en el territorio (Fisher et al., 2011). La cartografía de SE, por tanto, puede ayudar a visualizar los desajustes (*mismatches*) entre suministro y demanda (Burkhard et al., 2012b), entendidos como el desajuste espacial entre la distribución de las áreas donde se generan y donde se consumen los SE (Boithias et al., 2014; Kroll et al., 2012). Estas diferencias en la distribución espacial pueden llevar a la identificación de áreas del territorio donde la demanda supera el suministro, áreas con una elevada concentración de *trade-offs* entre diversos beneficiarios y áreas de posible tensión social o de alta presión sobre los ecosistemas (Hein et al., 2006; Schröter et al., 2014a).

En particular, los métodos de cartografía participativa que incluyen los actores del territorio permiten poner énfasis en la dimensión más social de la demanda de SE, destacando quiénes son los beneficiarios, de qué se benefician, qué valores asignan a estos beneficios y cuál es su distribución en el territorio (García-Nieto et al., 2015), desde el momento en el que múltiples actores sociales tienen diferentes sistemas de valores y perspectivas (Grizzetti et al., 2016b).



## 2.4.2 Métodos de cartografía participativa de los SE

“Participatory mapping (PM) is a term that refers to multiple ways humans interact to create and communicate knowledge, experience, and aspirations about the world in maps” (Brown and Kyttä, 2018, p.1). Así definen Brown y Kyttä la cartografía participativa, un campo relativamente nuevo y que está ganando cada vez más peso dentro del análisis espacial de los SE.

La cartografía participativa constituye una metodología de cartografía complementaria a la cartografía de SE basada en indicadores biofísicos y económicos o en la generación de modelos (*ES process-based model*), ya que los individuos contribuyen a la creación de un mapa (Burkhard and Maes, 2017).

El desarrollo de este método ha crecido intensamente a partir de los años 2000. Esto está relacionado con los avances en los sistemas de información geográfica (SIG), así como con la capacidad de crear y gestionar informaciones espaciales con nuevas tecnologías, la necesidad de involucrar a los grupos subrepresentados en los procesos de tomas de decisiones y el reconocimiento de que la comprensión de los actores locales y de las comunidades ofrece información esencial para entender las dinámicas socioecológicas en un contexto específico (Brown and Kyttä, 2018).

La cartografía participativa se convierte, pues, en un método que permite no solo obtener información espacial compleja, sino también conectar las necesidades de las comunidades con la información geográfica, incentivando así la inclusión y representatividad de los actores del territorio, incrementando la legitimidad de los procesos participativos, fortaleciendo las relaciones entre gobiernos y actores y capacitando las comunidades locales (Brown and Fagerholm, 2015). La cartografía participativa, de hecho, se basa en la importancia del principio de “*crowd wisdom, wherein collective intelligence can be harnessed to find superior solutions to challenging social problems*”, tal y como resaltan Brown & Fagerholm (2015, p.2).

El PPGIS (*Public Participatory Geographic Information System*), PGIS (*Public Participatory Geographical Information System*), el Volunteered Geographic Information (VGI) o el P3DM (*Participatory three-dimensional modelling*) representan algunos de los métodos más comunes dentro de las técnicas de cartografía participativa para capturar de manera espacial las preferencias y los valores de quien mapea, es decir, de los participantes (Brown and Fagerholm, 2015; Brown and Kyttä, 2018; Fagerholm et al., 2012) (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Principales características de los distintos métodos de cartografía participativa. Fuente: Elaboración propia a partir de Brown & Fagerholm (2015).

Method	Tipo de participantes	tecnología	Sistema de marcado	Enfoque	Análisis espacial
PPGIS ( <i>Public Participatory Geographic Information System</i> )	Expertos	Mapas cartográficos / topográficos en papel	Lápiz Pegatinas	Focus group Workshops	Cartografía digital y tecnologías
	Actores sociales	Imágenes aéreas en papel	Cubos Discos	Entrevista/encuesta individual	GIS
	Público general	Mapas digitales de Internet	Marcas digitales	Cartografía online	

PGIS ( <i>Participatory Geographic Information System</i> )	Actores sociales Comunidades rurales Comunidades indígenas Público general	Mapas cartográficos / topográficos en papel Imágenes aéreas en papel Maquetas de madera/papel	Lápiz Pegatinas Cubos Discos	Workshops Focus groups	No cartografía digital
VGI ( <i>Volunteered Geographic Information</i> )	Público general	Mapas digitales de Internet	Marcadores digitales Seguimiento de ruta GPS Mapas Fotos/Imágenes Fotos geotiquetada Geotags (i.e. tweets geotiquetados)	Encuesta online Plataformas online	Cartografía digital y tecnologías GIS

Por un lado, el PPGIS se usa especialmente en los ámbitos académicos o administrativos de planificación urbana y territorial para fomentar e implementar procesos participativos o prácticas de ciencia ciudadana (*citizen science*) a diferentes escalas (local-territorial). Los datos obtenidos mediante PPGIS se procesan y analizan sucesivamente con tecnologías informáticas, como los sistemas de información geográfica (SIG), para poder crear mapas y bases de datos espaciales en formatos digitales (Brown and Kyttä, 2014), dando mucha importancia a la calidad espacial de los datos (Brown and Fagerholm, 2015).

Por otro lado, el PGIS ha sido utilizado más con comunidades locales rurales o indígenas, especialmente en los países del Sur Global, con la finalidad de obtener informaciones en contextos de falta de datos y desencadenar procesos de construcción de relaciones sociales, empoderamiento y capacitación de los actores locales (Zolkafli et al., 2017). Generalmente el PGIS no contempla el uso de tecnologías digitales para los análisis de datos obtenidos y la calidad de los datos espaciales no es un factor central en los procesos de PGIS (Brown and Fagerholm, 2015). También el P3DM intenta conectar las necesidades de las comunidades locales con modelos de cartografía tridimensional como herramientas de participación y de inclusión, especialmente en contextos caracterizados por modelos de planificación *top-down* y falta de comunicación entre actores locales y gobiernos y otras entidades administrativas (Rambaldi, 2010).

Finalmente, el VGI permite crear bases de datos geoespaciales a partir de la introducción de datos voluntaria y anónima de los usuarios (Goodchild, 2007). *Wikimapia*, *Google Earth*, *OpenStreetMap*, *Wikiloc* o las plataformas relacionadas con las actividades recreativas o deportivas (trekking, ciclismo, etc.) son algunos ejemplos de bases de datos espaciales que los usuarios actualizan diariamente cargando información espacial a partir de sus propios dispositivos (coordenadas GPS, geotags, elevación del terreno, rutas, fotos) (Goodchild, 2007) o en el ámbito de experiencias de colaboración ciudadana en la generación de información de base (informes de tráfico, problemas urbanos, competiciones urbanas etc.) (Figura 2.20).

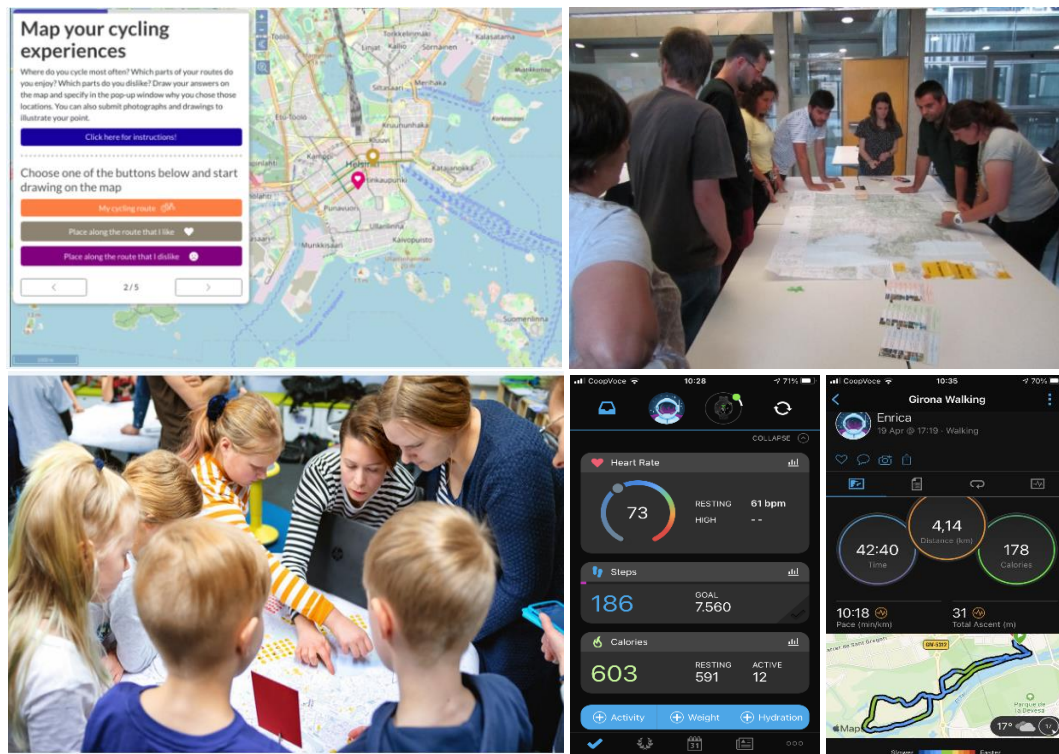


Figura 2.20. Ejemplos de distintos métodos de cartografía participativa. A) PPGIS online. Fuente: Maptionnaire; B) PPGIS en papel. Fuente: Autoría propia; C) PGIS y/o P3DM. Fuente: Maptionnaire; D) VGI. Fuente: Autoría propia.

La cartografía participativa asume diferentes formas y metodologías según cada contexto socioecológico, los objetivos de estudio y los participantes, y representa una herramienta capaz de disminuir el *gap* de comunicación entre los “expertos” (los denominados *decision-makers*) y el público en general en la dimensión espacial de la planificación (Zolkafli et al., 2017).

## 2.5 La importancia de avanzar hacia formas de gobernanza adaptativa de los sistemas socioecológicos

Los sistemas socioecológicos deben ser interpretados como sistemas adaptativos complejos que se caracterizan por la incertidumbre, no linealidad, velocidad y gran interdependencia de los componentes ecológicos y sociales del sistema (Folke et al., 2005). De ahí la necesidad de encontrar modelos de gobernanza adaptativa capaces de gestionar y captar esta complejidad de los sistemas socioecológicos.

Para comprender qué entendemos como modelo de gobernanza adaptativa, primero de todo es necesario integrar este concepto dentro del discurso de la resiliencia, especificando “*resilience of what to what*”, es decir qué es resiliente y en relación a qué cosas se es resiliente (Biggs et al., 2012). Si definimos la resiliencia como “*the capacity of a system to absorb shocks and disturbance and still maintain function*” (Bohle et al., 2009, p.8), nos referimos a la capacidad de los socioecosistemas de volver a un estado estable después de una perturbación. Si definimos la resiliencia como “*the capacity of a social-ecological system to adapt to change through self-*

*organisation and learning*” (Bohle et al., 2009, p.8), entonces nos estamos refiriendo a la capacidad del socioecosistema de adaptarse, reorganizarse y aprender de forma continua (Bohle et al., 2009), incluyendo las diferentes capacidades de adaptación y reorganización de los actores sociales.

Por lo tanto, un modelo de gobernanza adaptativa debe integrar estos aspectos de forma complementaria y ser capaz de construir procesos para incrementar la resiliencia dentro de un sistema socioecológico, sustentando y generando trayectorias más deseables para el desarrollo social (Beymer-Farris et al., 2010).

A partir de lo anterior, basándonos en el estudio de Biggs et al. (2012), se han identificado diferentes principios capaces de favorecer la resiliencia dentro de un sistema socioecológico: mantener la diversidad, gestionar la conectividad y los feedbacks, entender los sistemas socioecológicos como sistemas complejos adaptativos, fomentar el aprendizaje y la experimentación, permitir la participación y promover la gobernanza policéntrica y la diversidad institucional (Figura 2.21).

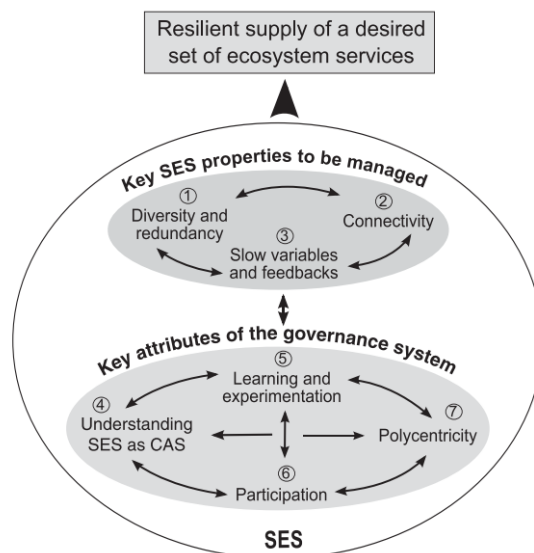


Figura 2.21. Los siete principios para promover e incrementar la resiliencia dentro de los sistemas socioecológicos. Los principios están agrupados en las propiedades de los SES que deben gestionarse y las propiedades claves de la gobernanza de los SES. SES: Social Ecological Systems; CAS: Complex Adaptive Systems. Fuente: Biggs et al. (2012, p.424).

Por todas estas razones, se considera oportuno reflexionar sobre uno de los desafíos actuales de la gestión ambiental, es decir, sobre cómo los modelos de gobernanza y los procesos de toma de decisiones pueden influir en esta capacidad de adaptación y transformación frente a los cambios y cómo esto influye en la resiliencia de los sistemas socioecológicos (Berkes, 2017; Coulthard, 2012; Ostrom, 2009).

De aquí surge la necesidad de encontrar modelos de gobernanza adaptativa que tengan este potencial de crear resiliencia y que sean capaces de enfrentarse evidentemente también a los desafíos relacionados con los recursos hídricos. En concreto, para conseguir este objetivo es necesario: (i) reconocer que la gobernanza de los recursos hídricos está impulsada por una variedad y multiplicidad de valores (ecológicos, económicos, sociales, culturales), y que a veces estos valores

pueden ser divergentes e impulsar diversas decisiones de gestión de los recursos; (ii) subrayar que la evaluación de los recursos hídricos está estrechamente vinculada a los problemas relacionados con lo que puede y debe medirse y por quién tiene capacidad de influencia en la toma de las decisiones o, dicho de otra forma, cuáles son las voces que importan y se toman en consideración y (iii) tener en consideración que a menudo se produce una desconexión entre los procesos de toma de decisiones y las acciones sobre el terreno de los actores locales (UNESCO, 2021).

Por tanto, destacamos la importancia de avanzar hacia formas de gobernanza adaptativa para poder ser capaces de enfrentarnos a estos retos actuales: comprender las dinámicas complejas de los sistemas socioecológicos; impulsar prácticas de gestión que combinen diferentes conocimientos para responder a los mecanismos de retroalimentación del ecosistema; desarrollar capacidad de adaptación para hacer frente a la incertidumbre y la sorpresa, en un proceso de aprendizaje continuo y, por último, fomentar el apoyo a instituciones y redes sociales flexibles en sistemas de gobernanza multinivel (Folke, 2006; Garmestani and Benson, 2013), que tengan en consideración los intereses del conjunto de agentes del territorio con el objetivo de ampliar consensos en la toma de decisiones participadas. Todo ello teniendo siempre en cuenta la complejidad inherente de la dimensión ecológica y social y las interacciones entre ambos (Palomo, 2013).



## 3. Área de estudio: La cuenca hidrográfica del río Muga, un socioecosistema mediterráneo

3.1 Justificación del área de estudio

3.2 Caracterización física y humana

3.3 Las principales fuentes de provisión y necesidades de uso de los recursos hídricos

3.4 Un contexto histórico problemático

### 3. Área de estudio: La cuenca hidrográfica del río Muga, un socioecosistema mediterráneo

En este capítulo se explican las motivaciones de la elección de la cuenca del río Muga como caso de estudio adecuado para los propósitos de este trabajo. Se describen también, de manera muy sintética, las características físicas y humanas de esta cuenca y, finalmente, se realiza una lectura de las transformaciones históricas de este contexto socio-territorial a partir de una aproximación socioecológica.

#### 3.1 Justificación del área de estudio

La cuenca hidrográfica del río Muga es una cuenca mediterránea que sufre diferentes efectos del cambio climático y de las presiones humanas. Uno de los más destacados es la disminución de la disponibilidad de agua y, en consecuencia, una mayor competencia entre los distintos actores sociales por este recurso ante un escenario de incremento de la demanda (Zabalza-Martínez et al., 2018). Seleccionamos, pues, la cuenca del río Muga como caso de estudio porque representa una interesante oportunidad para investigar las relaciones entre sociedad y medio ambiente y, en particular, entre los múltiples actores sociales y los recursos hídricos disponibles.

Por otra parte, la cuenca hidrográfica del río Muga representa también el resultado de un largo proceso de coevolución entre los ecosistemas y la actividad humana. A través de técnicas y conocimientos tradicionales del territorio (por ejemplo: un embalse, los sistemas y canales históricos de distribución del agua, las técnicas agrícolas, las comunidades de regantes, etc.) la actividad humana ha logrado mantener y garantizar un flujo constante de SE a lo largo del tiempo (DEPANA, 2005). En este contexto, los elementos patrimoniales vinculados al agua han tenido históricamente, y siguen teniendo en la actualidad, una gran importancia social y cultural (Pavón y Ribas, 2009).

Actualmente, el área de estudio presenta diversas interacciones entre los múltiples usos del agua (agrícola, urbano, turístico, hidroeléctrico, conservacionista, etc.) y la aparición de nuevos usuarios, lo que hace que estas interacciones sean cada vez más problemáticas en un contexto de disminución de los recursos hídricos (Tàbara et al., 2004). De este modo, la cuenca del río Muga engloba una variedad de visiones, preferencias, tensiones sociales y una gran cantidad de paisajes diferentes, que la convierten en un caso de estudio adecuado para la aplicación de un enfoque socioecológico que explore las relaciones entre la dimensión humana y ecológica, las preferencias y sistemas de valores de los diferentes actores sociales y las posibles motivaciones que pueden estar en el origen de los conflictos por los recursos hídricos.

## 3.2 Caracterización física y humana

El caso de estudio se centra en la cuenca hidrográfica del río Muga, colindante con la frontera francesa y ubicada en el noreste de Cataluña, España (Figura 3.1).

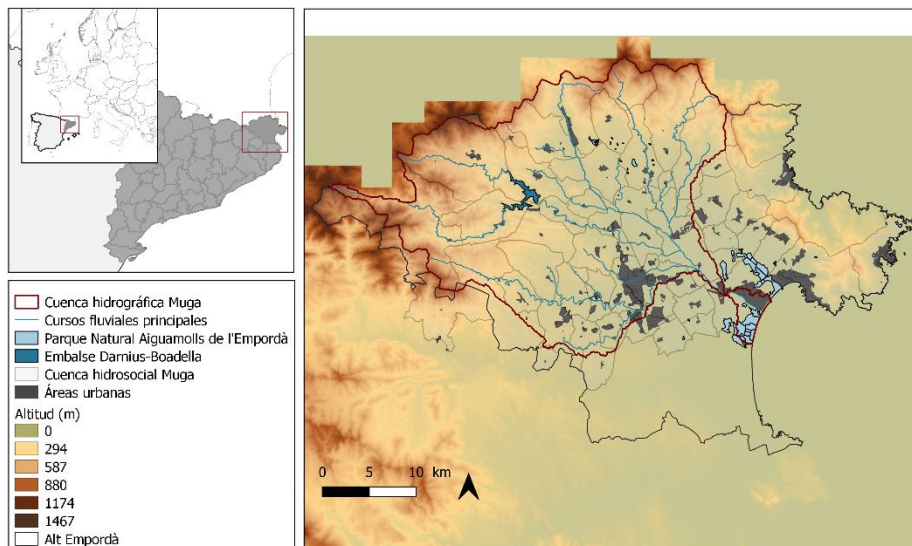
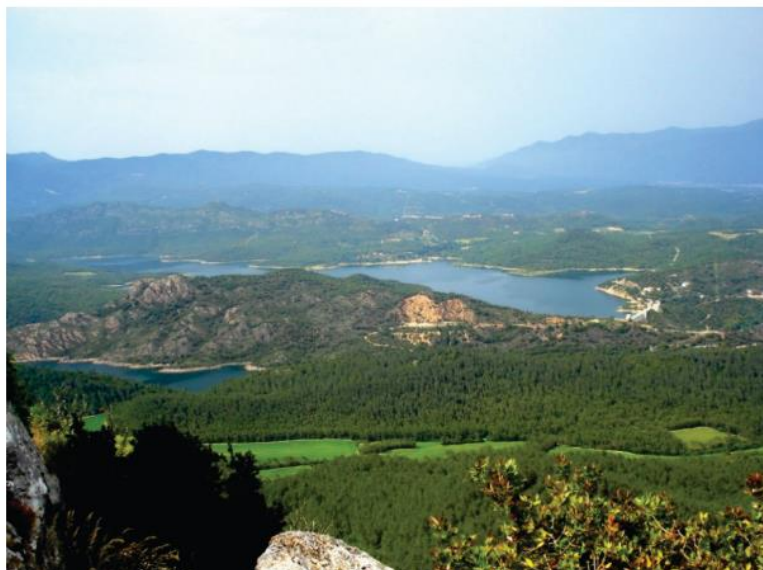


Figura 3.1. Marco territorial del área de estudio: la cuenca hidrográfica del río Muga. Fuente: Elaboración propia.

La cuenca tiene una extensión de 854 km<sup>2</sup> y el río Muga un recorrido de 64 km, naciendo en el Pirineo oriental a unos 1.200 m de altitud en el denominado “Puig de la Llibertat” y desembocando en el golfo de Roses (Costa Brava), a la altura de la marina residencial de Empuriabrava. Con un caudal medio anual de 2,5 m<sup>3</sup>/s (IDESCAT, 2020), presenta un régimen típicamente mediterráneo, si bien se encuentra regulado por el embalse de Darnius-Boadella, el cual constituye la fuente de provisión de agua más importante de toda la cuenca (Figura 3.2). Se trata de un embalse que entra en funcionamiento el año 1969 con un doble objetivo: regular las avenidas del río, conocidas como “mugades”, y garantizar el aprovisionamiento de agua a una agricultura cada vez más basada en el regadío y a una ganadería en expansión, a la vez que dar respuesta a las demandas de un *boom* turístico que se estaba dando en la costa (Pavón, 2012).





*Figura 3.2. Vista del embalse de Darnius-Boadella. Fuente: David Pavón Gamero.*

Administrativamente, la cuenca se encuentra dentro de la comarca del Alt Empordà. Figueres es la capital comarcal y la principal ciudad con más de 47.000 habitantes (IDESCAT, 2020). La costa representa un importante destino turístico de verano (Gabarda-Mallorquí et al., 2016), con algunas renombradas localidades turísticas como Empuriabrava o Roses. Además de otros atractivos turísticos vinculados tanto al patrimonio natural (como el Parque Natural del Cap de Creus o el Parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà) como al patrimonio cultural de relevancia internacional (como el museo de Salvador Dalí en Figueres, los yacimientos arqueológicos de Empúries, el monasterio de Sant Pere de Rodes etc.).

Geográficamente, el área de estudio se puede dividir en tres grandes ámbitos: la cabecera (cuenca alta), eminentemente montañosa, que transcurre desde el Alta Garrotxa, pasando por el macizo de la Salinas hasta el de la Albera y la sierra de Rodes y que acaba delimitando toda la parte norte de la cuenca. Este segmento del área de estudio incluye importantes picos montañosos como el Puig Neulós (1.256 m), la cima más importante ubicada en el macizo de las Alberas y en las Salines, el Roc del Contador (1.451 m) y el Puig de Sant Pere de Rodes (670 m), en la Serra de Rodes (Compte, 1963). De esta manera, la cuenca alta, con una importante masa forestal, actúa como una especie de “anfiteatro forestal”, rodeando la llanura de la parte central y dibujando un semicírculo desde el noroeste al noreste (Figura 3.3).

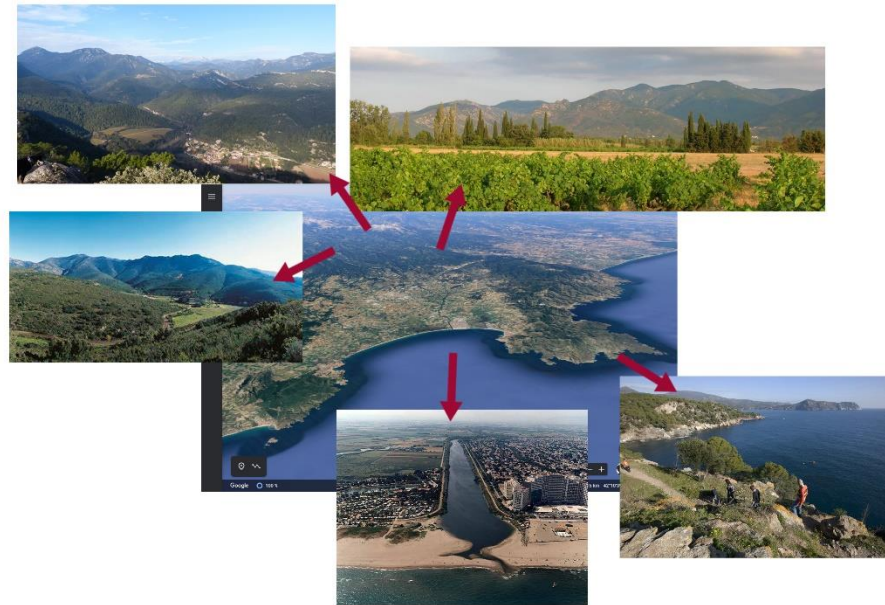


Figura 3.3. Vista en 3D del área de estudio. Fuente: Elaboración propia a partir de Google Earth.

La cuenca media está constituida por una de las principales llanuras agrícolas de Cataluña, la llanura del Empordà. Aquí se ubica la ciudad de Figueres, mientras que los demás núcleos urbanos se reparten por el resto del territorio, con una importante concentración urbana en la primera línea del litoral.

Los cultivos ocupan especialmente los segmentos medio e inferior de la cuenca. El maíz y los cereales de invierno se encuentran en general en la parte baja y media, mientras que cultivos como el olivo y el viñedo se expanden cada vez más en los contrafuertes de los macizos, dominando la parte media de la cuenca (Figura 3.4). Los cultivos de regadío son principalmente maíz, alfalfa y frutales (como el manzano o el melocotonero) (Funes et al., 2021). Los efectos del cambio climático sobre la agricultura y en los usos del suelo de la cuenca del río Muga ante un escenario caracterizado por una menor disponibilidad de agua han dado pie a la aparición de estudios que reclaman la necesidad de repensar la forma de hacer agricultura (Funes et al., 2021; Zabalza-Martínez et al., 2018), tanto en relación a los tipos de cultivos como a las infraestructuras y tecnologías de riego que les dan soporte (Pascual et al., 2016).



Figura 3.4. Ejemplos de cultivo de arrozales y de colza en la plana del Alt Empordà. Fuente: Ramon Fortià.

Finalmente, se encuentra la parte litoral (cuenca baja), reconocido destino turístico a escala internacional (Gabarda-Mallorquí, 2016; UNEP & WTO, 2012). Es precisamente en este sector de la cuenca baja donde se ubica el Parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (PNAE), declarado el año 1983 categoría 5 de la UICN. Se trata de una destacada zona de marismas de importancia internacional, reconocida desde el año 1993 como zona Ramsar (Ramsar, 1999). La urbanización más emblemática y conocida es la de Empuriabrava (la "Venecia española"), que se empezó a construir el año 1967, auténtico microcosmos para los turistas, que ha conocido en los últimos años un incremento de las primeras residencias (Escala Estruch, 2012) (Figura 3.5).



*Figura 3.5. Vista de la urbanización de Empuriabrava y desembocadura del río Muga. Fuente: Autoría propia.*

Estos tres ámbitos (cuenca alta – media – baja) confieren a la cuenca hidrográfica del río Muga un dinamismo y una extraordinaria diversidad ambiental, social y económica. Ecosistemas forestales, agrícolas y costeros, todos ellos con una notable riqueza florística y faunística, conviven en muy poco espacio (ACA, 2016; Generalitat de Catalunya, 2010) (Figura 3.6).

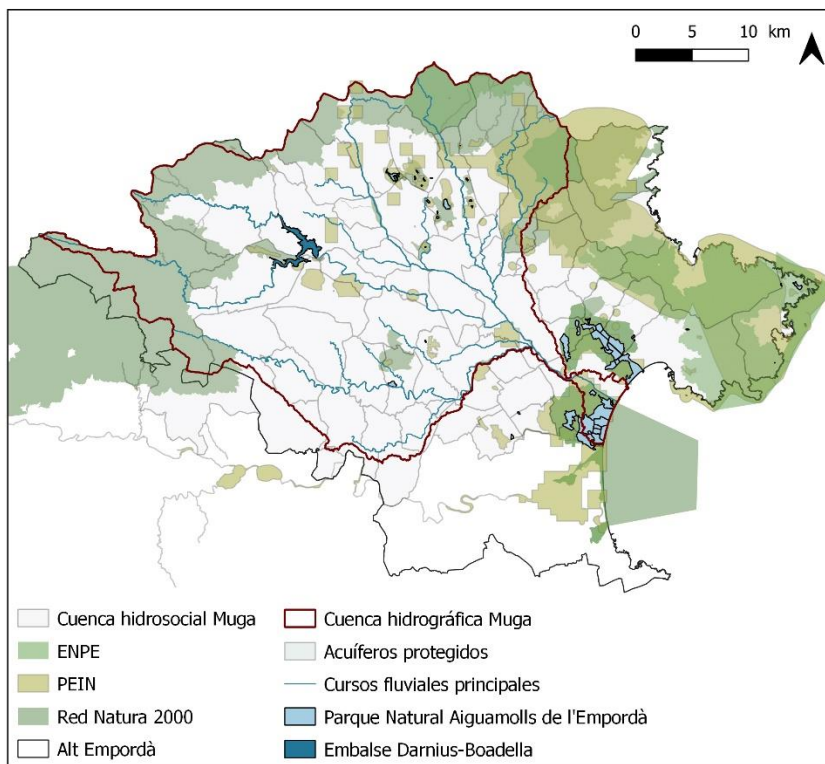


Figura 3.6. Espacios naturales protegidos y distintas figuras de protección en el área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

Otras informaciones complementarias del área de estudio se resumen en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1. Información descriptiva del área de estudio.

<b>Caracterización de la cuenca del río Muga</b>	
Longitud	65 km (desde la Garrotxa d'Empordà hasta la playa de Castellò d'Empúries)
Extensión	758 km <sup>2</sup>
Tipología de paisaje	<u>Montaña</u> (encinas, robles, pinos y matorrales) <u>Planicie agrícola</u> (cultivos de regadío: maíz, melca, girasol, arroz, frutales: manzano, nectarina, melocotón; viñedos, olivos y cereales de secano) <u>Litoral</u> (dunas costeras, humedales costeros, desarrollo turístico y residencial, áreas turísticas y campings)
Datos climáticos básicos	Temperatura media anual: cuenca alta: 10-14°C; Cuenca media-baja: 14-16°C  Precipitación media anual: cuenca alta: 1200 mm; lavabo medio: 700 mm; lavabo bajo: 600 mm
Áreas protegidas dentro de los límites de la cuenca	Paraje natural de la Albera, Parque natural de la Alta Garrotxa, Parque Natural Salines-Bassegoda y Parque Natural Aiguamolls de l'Empordà - Espacio Ramsar
Porcentaje de áreas protegidas	66962,570 hectáreas (Red Natura 2000, shp file, ICGC.cat, 2021)



Población	140.000 habitantes
Usos del suelo	71% bosque, 24% cultivos (75% de la demanda de agua de la cuenca), 10% urbano (20% de la demanda de agua de la cuenca) (Torres-Bagur, 2020).
Problemas y tensiones socioambientales	Contaminación del agua por exceso de nitratos de origen ganadero (orina y excrementos) en suelos agrícolas; extracción excesiva de agua; salinización de aguas subterráneas; cambios morfológicos de los ríos; especies invasivas; cambios morfológicos litorales.
Efectos esperados del cambio climático	Aumento anual de la temperatura media; disminución media anual de las precipitaciones; disminución del caudal del río; aumento de los períodos de sequía (Pascual et al., 2016).

A partir de mediados del siglo XX, el fenómeno turístico cambió completamente el modelo tradicional de ocupación del territorio en el litoral de la cuenca, con la proliferación de hoteles, campings, segundas residencias e infraestructuras turísticas complementarias. Todo ello ha transformado la primera línea de costa en un potente atractor turístico a escala internacional (Torres-Bagur et al., 2019; Zabalza-Martínez et al., 2018). La actividad turística se concentra especialmente en verano y ejerce una fuerte presión sobre la disponibilidad de recursos hídricos (Zabalza-Martínez et al., 2018), suficiente para consolidar un ciclo hidroturístico (Garau et al., 2020) que influye decisivamente en el ciclo hidrológico y en el ciclo hidrosocial del agua del área de estudio (Figura 3.7).



Figura 3.7. Principales actividades turísticas relacionadas con los ecosistemas acuáticos del área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

También la agricultura y la ganadería intensivas incrementaron su protagonismo en las últimas décadas, lo que ha revertido tanto en un cambio de incremento del regadío y el uso intensivo de abono orgánico de origen animal como en cambios en las tipologías de cultivos (de secano a regadío) (Pascual et al., 2016). Otra consecuencia muy importante ha sido la intensificación de la producción ganadera, especialmente el porcino, con su consecuente incremento de la demanda de agua y la contaminación por nitratos de buena parte de los principales acuíferos de la cuenca (Consell Comarcal de l'Alt Empordà, 2012). Esto ha supuesto que algunos municipios no dispongan de agua potable y que tengan que conectar su red al embalse de Darnius-Boadella, incrementando así la presión hídrica sobre un pantano con problemas periódicos de provisión y almacenaje, insuficientes para atender la creciente demanda (Pascual et al., 2016).

Así pues, desde mediados del siglo pasado la cuenca del río Muga ha experimentado un progresivo incremento de la actividad agrícola y de la ganadería intensiva, y también un destacado desarrollo urbano-turístico, especialmente en el litoral. Una combinación de características y cambios que han acrecentado la tensiones y conflictos por el uso de unos recursos hídricos cada vez más en disputa (Pavón et al., 2018; Tàbara et al., 2004; Torres-Bagur, 2020).

### 3.3 Las principales fuentes de provisión y necesidades de uso de los recursos hídricos

Los principales aportes de agua en la cuenca del río Muga son el mismo curso del río, el embalse de Darnius-Boadella (muy dependiente de las precipitaciones de la cabecera del mismo río) y los acuíferos de la “Muga Mitjana” y de la “Baixa Muga” (Muga media y baja) (ACA, 2016). La red fluvial del río Muga consta de diferentes ríos y rieras, hecho que le atorga una gran complejidad. Los afluentes principales del río son el Llobregat, el Anyet y el Orlina, en el margen izquierdo, mientras que el Manol constituye el afluente más importante en el margen derecho (Figura 3.8).

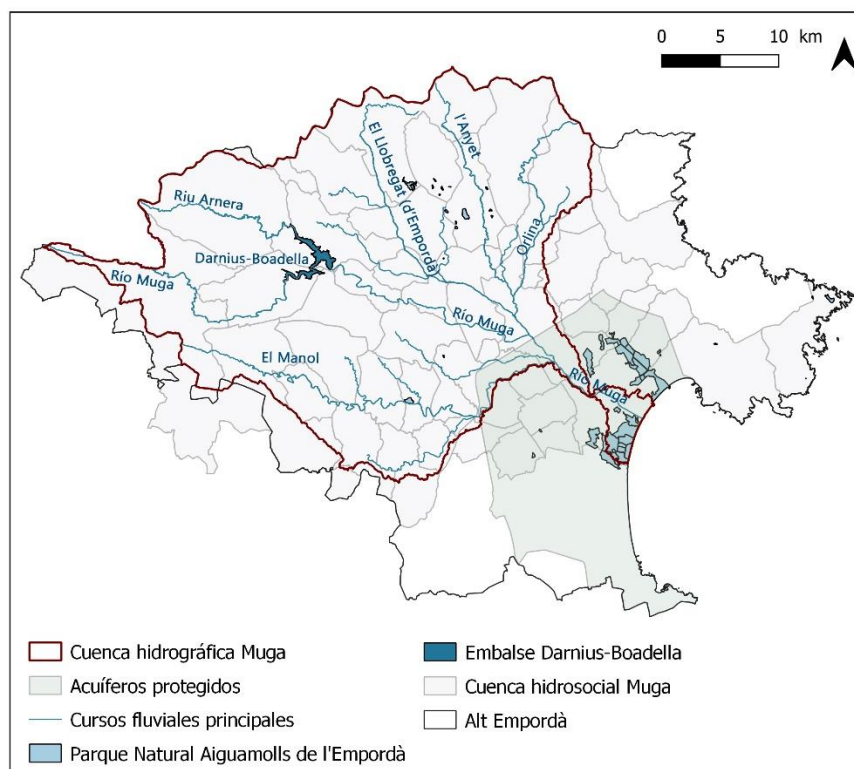


Figura 3.8. Principales masas de agua del área de estudio: red hidrográfica, embalse de Darnius-Boadella, humedales y acuíferos. Fuente: Elaboración propia.

La fuente principal de suministro de agua en relación a la cuenca media y baja es el embalse de Darnius-Boadella, que tiene una capacidad de 60.2 hm<sup>3</sup> (Torres-Bagur, 2020; Zabalza-Martínez et al., 2018). El embalse está gestionado por la Agencia Catalana del Agua (ACA), organismo que se encarga de la planificación del agua y dicta los caudales ecológicos del río. Por esta razón, junto con la represa de Pont de Molins, actúa también como principal regulador de los caudales de agua en toda la cuenca, ya que controla el caudal de agua desde el embalse hasta la costa (Pavón, 2007). Debido a ello, la parte litoral, o cuenca baja, ha sufrido continuamente, y sigue sufriendo, problemas relacionados con la falta de agua de la parte final del río, consecuencia del aprovechamiento intensivo del agua para usos agrícolas, urbanos e hidroeléctricos, ya que todos ellos dependen de la disponibilidad de agua del embalse y de su regulación (Zabalza-Martínez et al., 2018).

Estos problemas también afectan directamente a los humedales del Parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (PNAE), ya que el caudal del río suele ser insuficiente para asegurar un adecuado mantenimiento de los procesos ecológicos de los ecosistemas acuáticos y de su biodiversidad. Esta falta de agua contribuye a exacerbar las amenazas relacionadas con los efectos del cambio climático, la presión turística litoral, la introducción de especies invasoras, la sobreexplotación y la contaminación de los recursos acuáticos, lo que convierte a estos ecosistemas acuáticos en extremadamente vulnerables (Generalitat de Catalunya, 2010). Por estas razones, el PNAE y los grupos ecologistas requieren la necesidad del establecimiento de un caudal ecológico mínimo del río Muga (135 l/s) (Generalitat de Catalunya, 2010; IAEDEN, 2015) (Figura 3.9).



Figura 3.9. Humedales del Parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (PNAE). Fuente: Ramon Fortià.

En esta parte media-baja de la cuenca, de hecho, se encuentra otra fuente de suministro de agua muy importante: las aguas subterráneas. Los acuíferos del curso medio y bajo de la cuenca constituyen, y han constituido desde siempre, un recurso fundamental para el desarrollo socioeconómico del territorio. A los usos tradicionales del agua (agrícola, urbano, hidroeléctrico) se le añaden las nuevas demandas (como la vinculada a los usos turístico-recreativos y la ecológica), lo que ha desembocado en un escenario de intensa sobreexplotación de los recursos subterráneos, con consecuentes problemas de falta de agua, contaminación y salinización (Saurí et al., 2000).

Todos estos mecanismos sociales han convertido los recursos subterráneos en una señal de alarma para el futuro suministro de agua en la cuenca (Generalitat de Catalunya, 2018; Torres-Bagur, 2020). Desde que comenzaron a observarse serios problemas de contaminación por nitratos debido a la producción agrícola y producción porcina, una rápida intrusión salina en los acuíferos y también un incremento de situaciones de calidad de agua no apta para el consumo humano, los acuíferos de la cuenca del río Muga han sido catalogados como “áreas vulnerables por nitratos” establecidas por la Directiva Marco del Agua (Consell Comarcal de l'Alt Empordà, 2012; European Commission, 2000a). La dependencia de la sociedad altoampurdanesa de los acuíferos es altísima, ya que los acuíferos, de hecho, adquieren un papel estratégico para el desarrollo de actividades socioeconómicas (provisión de agua para el regadío y usos domésticos), el mantenimiento de los procesos ecológicos y hábitats de las aguas subterráneas, ríos y humedales, y para la regulación de los flujos acuáticos dentro de la cuenca (Consell Comarcal de l'Alt Empordà, 2012) (Figura 3.10).



Figura 3.10. Protestas del movimiento ecologista IAEDEN por la protección del agua en el área de estudio. Fuente: IAEDEN.



Una mención particular en la gestión de los recursos hídricos merece la figura de las “Comunidades de Regantes”, entendidas como una agrupación de regantes que gestionan el agua para el regadío de manera compartida. En el área de estudio se encuentran dos comunidades de regantes, la del margen derecho y la del margen izquierdo. Su existencia es importante porque en la cuenca hay una superficie de 11.220 ha regable, lo que hace que la demanda agrícola sea muy importante, sobre todo en los meses de verano. Todo ello enfatiza la necesidad de la existencia de este órgano de gestión compartido para evitar que cada regante gestione el agua de forma individual (ACA, 2009).

Algunos municipios han impulsado nuevas asociaciones para fomentar una gestión concertada de los recursos. Así, en el año 2015 nació la Comunidad de Usuarios de las Aguas de la llanura del río Muga (Comunitat d’Usuaris d’Aigües de la Plana Litoral de la Muga) (ACA, 2016). Su existencia es un ejemplo más del incremento de las tensiones subyacentes por un recurso cada vez más demandado y escaso, y de la necesidad de aplicar una gestión compartida.

También de forma progresiva se han utilizado fuentes secundarias para el suministro de agua, como las captaciones en el curso medio del río o la reutilización de aguas tratadas en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) en una laguna del parque (Saurí et al., 2000). La figura 3.11 resume de forma esquemática la distribución y gestión de los recursos hídricos en la cuenca.

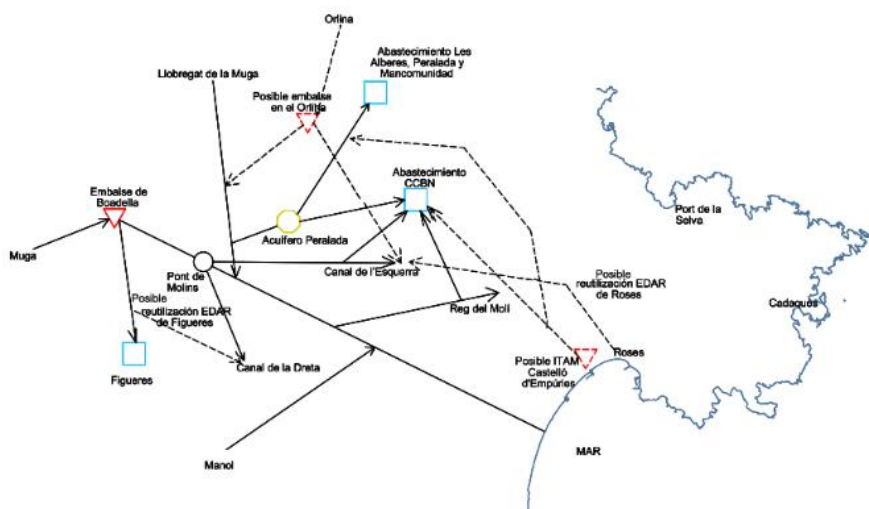


Figura 3.11. Esquema simplificado del modelo de gestión de la Muga. La estructura del modelo o de su grafo prevé e incluye posibles alternativas de futuro a estudiar (líneas discontinuas). Fuente: (ACA, 2016).

### 3.4 Un contexto histórico problemático

Una lectura socio-territorial de la evolución histórica de los conflictos por los recursos hídricos en la cuenca hidrográfica del río Muga ayuda en gran medida a entender los conflictos actuales, y permite a la vez prever posibles conflictos futuros entre los actores sociales de la cuenca.

Utilizando como referencia estudios claves previos (Bayés et al., 2016; Gabarda y Ribas, 2016; Generalitat de Catalunya, 2018; Ribas et al., 2004; Saurí et al., 2000; Tàbara et al., 2004; Ventura Pujolar, 2005), se han sintetizado los grandes cambios ocurridos en la cuenca del río Muga en un período de tiempo que va desde la década de 1970 hasta la actualidad (Figura 3.12).

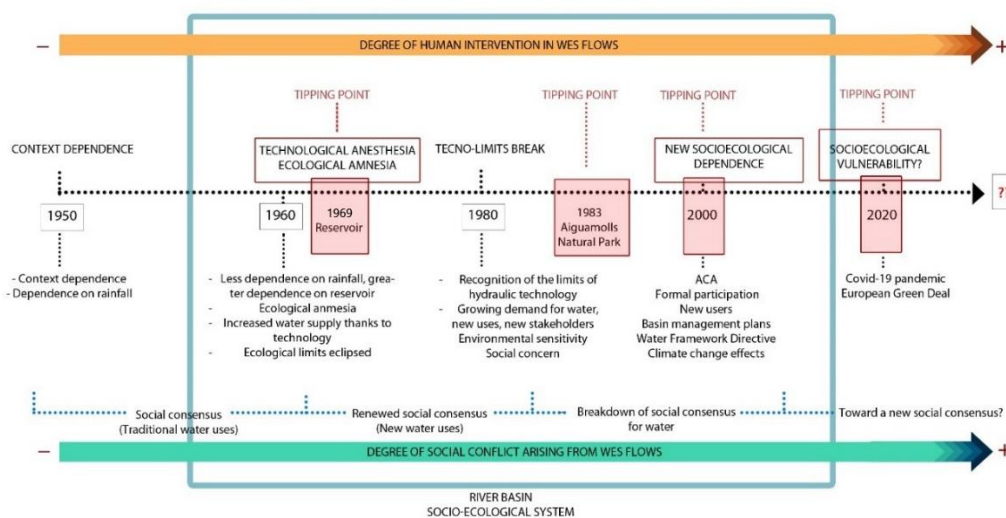


Figura 3.12. Reconstrucción del background histórico de las principales fases en la gestión de los recursos hídricos en el sistema socioecológico de la cuenca hidrográfica del río Muga. Fuente: Elaboración propia.

En los cuatro períodos identificados, destacamos, además, cuatro momentos que nos parecen fundamentales para estudiar detonantes que se vinculan a los conflictos por los recursos hídricos y que suponen un verdadero cambio de fase. Hemos llamados a estos momentos *social tipping points (STP)*, entendidos como puntos de inflexión y de cambio estimulados por factores sociales y/o decisiones tecnológicas y/o jurídicas concretas. Los STP representan propiedades emergentes del sistema, capaces de llevar a rápidas transformaciones en las dinámicas de los sistemas socioecológicos (Otto et al., 2020; Smith et al., 2020; Tàbara et al., 2018), afectando tanto al suministro de agua y a los flujos de SEA, como a las relaciones de poder entre los actores sociales (dimensión socioeconómica y ecológica del sistema complejo de la cuenca). La identificación de los *social tipping points* ayuda a representar y caracterizar los cambios más importantes de los sistemas socioecológicos y, en definitiva, las causas profundas que explican una parte significativa de los mecanismos de conflictos por los SEA.

A continuación, resumimos muy brevemente las fases y los *social tipping points* identificados y que nos permiten mejorar la contextualización general del caso de estudio:

- 1) Antes del 1960: consenso social y usos tradicionales del agua. El agua se destina principalmente a usos agrícolas y domésticos. No hay constancia de conflictos relevantes por el uso o la disponibilidad del agua. La principal preocupación se centra en las crecidas del río y las pérdidas vinculadas a las inundaciones recurrentes en un contexto de clima mediterráneo. Recordemos también que en este periodo, fuertemente marcado por la dictadura franquista, se obstaculizaba fuertemente cualquier tipo de asociación entre diferentes grupos de actores sociales y/o movimiento participativo (Tàbara et al., 2004). Además, el régimen aprobó algunas de las infraestructuras hídricas necesarias para mejorar la distribución del recurso hídrico en el territorio, como por ejemplo los sistemas de regadío o los perímetros de riego en ambos márgenes del río (Tàbara et al., 2004).

- 2) 1960 - 1985: nuevos usos del agua y nuevos usuarios. Fase caracterizada por profundos cambios en los sistemas de regadío y en las tipologías de cultivo, unos cambios condicionados especialmente por la construcción del embalse, que se convierte en la principal fuente de suministro de agua. Esto permite un intenso incremento de la superficie agrícola vinculada al regadío, y también de la dotación de agua a las nuevas zonas urbanizadas claramente vinculadas al boom turístico (modelo de turismo de masas). Todo ello supone un fuerte incremento del consumo de agua en la temporada de verano. Aparecen problemas de contaminación hídrica a causa del vertido de aguas residuales de las áreas urbanas y la falta de sistemas de depuración. Poco a poco se empiezan a construir infraestructuras y equipamientos destinados a la depuración y tratamiento de las aguas residuales. Los sistemas de suministro de agua empiezan a sufrir problemas de cantidad y calidad cada vez con más frecuencia y a menudo se necesitan fuentes externas para garantizar su suministro, lo que provoca también una progresiva sobreexplotación de los acuíferos subterráneos (ACA, 2016; Mas Pla et al., 2014).
- Tipping Points:* (A) La construcción del embalse de Darnius-Boadella (1969) como respuesta a una creciente demanda de agua se convierte en la principal fuente de suministro de la cuenca hidrográfica, hecho que permite resolver problemas inmediatos de falta y distribución de agua entre múltiples actores sociales (fase que podemos denominar de “amnesia ecológica y anestesia tecnológica”).
- (B) La creación del Parque Natural dels Aiguamolls de l’Empordà (1983) como reacción social de defensa de los últimos humedales del Alt Empordà ante la construcción de una nueva macro-urbanización, el Port Llevant. Asimismo, a raíz de esta lucha, nacen las primeras organizaciones ecologistas de la comarca, que también jugarán un papel relevante a partir de ese momento en la defensa de la mejora del estado ecológico del río, del parque natural y en la denuncia de la sobreexplotación y contaminación de los acuíferos.
- 3) 1985 - 2000: ruptura del consenso social. Fase caracterizada por el desarrollo socioeconómico basado en el turismo, la expansión de los procesos de urbanización y la consolidación del proceso de turistificación de la costa y la segunda línea del litoral con la construcción de nuevas urbanizaciones en municipios próximos al litoral. Incremento de la agricultura intensiva y de la sobreexplotación de los acuíferos de la parte medio-baja de la cuenca. Se intensifican los problemas de salinización de los acuíferos y su contaminación por nitratos. Se buscan fuentes alternativas para el suministro de agua (construcción de nuevos pozos, nuevas conexiones a la red de distribución del embalse, transporte de agua en cisternas en los momentos de crisis, etc.) (Ventura Pujolar, 2005). En este contexto, la aparición en escena de nuevos usuarios del agua (usos recreativos, turismo de segunda residencia, movimientos ecologistas y de defensa del territorio, asociaciones de pescadores, etc.) conlleva un aumento de la competencia y de las tensiones sociales por el uso de los recursos hídricos.
- 4) 2000 - 2020: un punto de inflexión ecológico en la política y gestión del agua. Los años 2000 representan un importante *social tipping point* impulsado por activos movimientos sociales y por una mayor percepción de los problemas ambientales, que desestabilizan el “equilibrio” del sistema socioecológico de la cuenca, empezándose a configurar un nuevo marco de relaciones entre los actores.
- Tipping point:* (C) El año 2000 representa un cambio organizativo, competencial y legislativo crucial en el contexto social y de gestión de los recursos a nivel de unidad de cuenca. En los

años 2000 nace el ACA (Agencia Catalana del Agua) como organismo político y de regulación de los recursos hídricos en toda Cataluña. Se aprueba la *Directiva Marco del Agua* (2000/60/EC) por parte del Parlamento Europeo, que configura la planificación hidrológica como principal instrumento para lograr los objetivos de protección del estado de los recursos hídricos (European Commission, 2000a). También nace la figura de protección de Red Natura 2000, que representa un cambio substancial en las políticas de conservación de la naturaleza a nivel europeo y regional, y el amparo europeo a la protección del PNAE y el resto de zona protegidas de la cuenca del río Muga (European Commission, 2000b).

Los problemas ambientales despiertan la conciencia de la sociedad, que empieza a preocuparse por sus ecosistemas y a movilizarse en grupos contra la sobreexplotación de los recursos naturales, los rápidos cambios de usos del suelo y un modelo de crecimiento urbano y turístico que se ve como insostenible (Figura 3.13). A todo esto se suma un cambio en el concepto de participación, convirtiéndose no solo en una herramienta de involucramiento de la sociedad en la toma de decisiones, sino en un mecanismo social capaz de formalizar e institucionalizar el discurso del movimiento ecologista (Ribas et al., 2004; Tàbara et al., 2004).

Todo esto dibuja una trayectoria progresiva de cambio de la cuenca del río Muga de *“single-issue and single actor forms of participation to broader, more reflexive and multi-stakeholder focus of action”* (Tàbara et al., 2004, p.5).



Figura 3.13. Actuación del grupo ecologista IAEDEN en el área de estudio. Fuente: IAEDEN.

En conclusión, se puede ver como cambios en factores como los usos del agua, la aparición de nuevos actores, los *tipping points* identificados o los efectos del cambio climático configuran un conjunto de *drivers*, internos y externos, que van dibujando de forma progresiva un aumento de la complejidad del sistema socioecológico de la cuenca del río Muga (Figura 3.14).

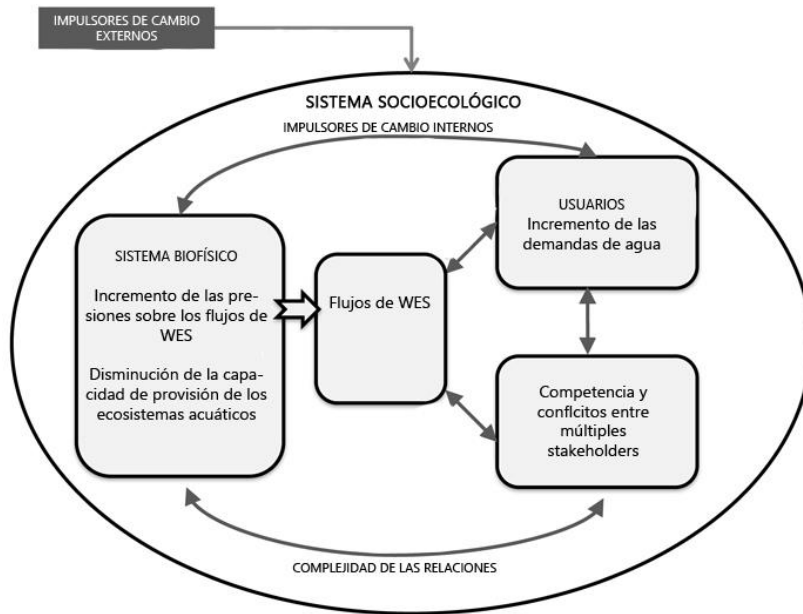


Figura 3.14. Esquema conceptual del aumento de la complejidad de las interrelaciones entre actores sociales y recursos hídricos en el sistema socioecológico del área de estudio. Fuente: Elaboración propia.



## 4. Metodología

### 4.1 Métodos mixtos

### 4.2 Selección de los actores sociales clave

### 4.3 Recolección de datos

#### 4.3.1 Análisis bibliográfico

#### 4.3.2 Panel de expertos

#### 4.3.3 Entrevistas semi-estructuradas

#### 4.3.4 Cartografía participativa

#### 4.3.5 Revisión de noticias de prensa

#### 4.3.6 Percepciones sobre los límites de la cuenca

### 4.4 Análisis de datos

#### 4.4.1 Entrevistas

##### 4.4.1.1 Preparación de datos: codificación

##### 4.4.1.2 Análisis de datos de las entrevistas

#### 4.4.2 Datos espaciales

##### 4.4.2.1 Preparación de los datos espaciales

##### 4.4.2.2 Análisis de los datos espaciales

#### 4.4.3 Noticias de prensa

##### 4.4.3.1 Preparación de los datos de noticias de prensa

##### 4.4.3.2 Análisis de los datos de noticias de prensa

## 4. Metodología

El objetivo de este capítulo es presentar las diferentes metodologías que se han utilizado y aplicado a lo largo de la tesis doctoral. El detalle de cada una de estas metodologías se describe de forma minuciosa en cada una de las publicaciones que integran el Capítulo 5 de “Resultados”.

Uno de los aspectos más relevantes de este trabajo de investigación ha sido la construcción de un marco metodológico basado en la integración de métodos cualitativos y cuantitativos. La finalidad ha sido estudiar y explorar los fenómenos complejos sin llegar a perder la perspectiva integradora del socioecosistema (Iniesta Arandia, 2015).

El esquema 4.1 presenta la síntesis de los métodos utilizados en la investigación, distinguiendo entre técnicas de recolección de datos, técnicas de preparación y curación de datos y, finalmente, las técnicas de análisis de datos.

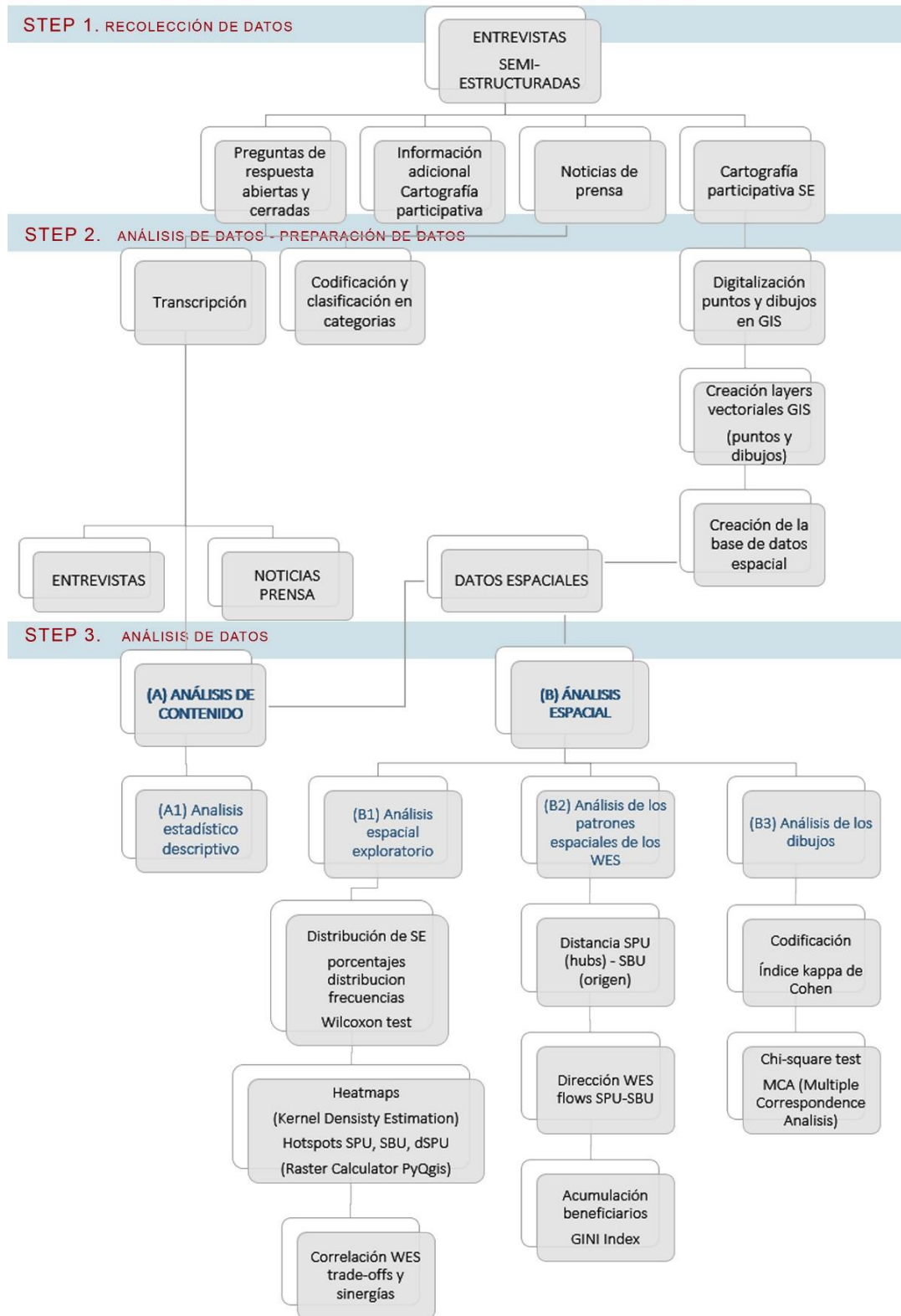


Figura 4.1. Síntesis del proceso metodológico aplicado en la investigación. Fuente: Elaboración propia.



## 4.1 Métodos mixtos

Esta investigación se basa en la evaluación de la dimensión sociocultural de los servicios de los ecosistemas (SE), sin obviar las dimensiones biofísicas o monetarias de los mismos, pero enfatizando principalmente la importancia que los SE tienen para la sociedad (Figura 4.2).

Como explican Santos-Martín et al. (2018, p. 6), de hecho, *“Social methods for mapping and assessing ecosystem services principally involve measure individual and collective preferences in order to support the operationalization and further development of the ecosystem service concept. As such, social methods operate on the right side of the ecosystem services cascade model to quantify the benefits to humans”*.

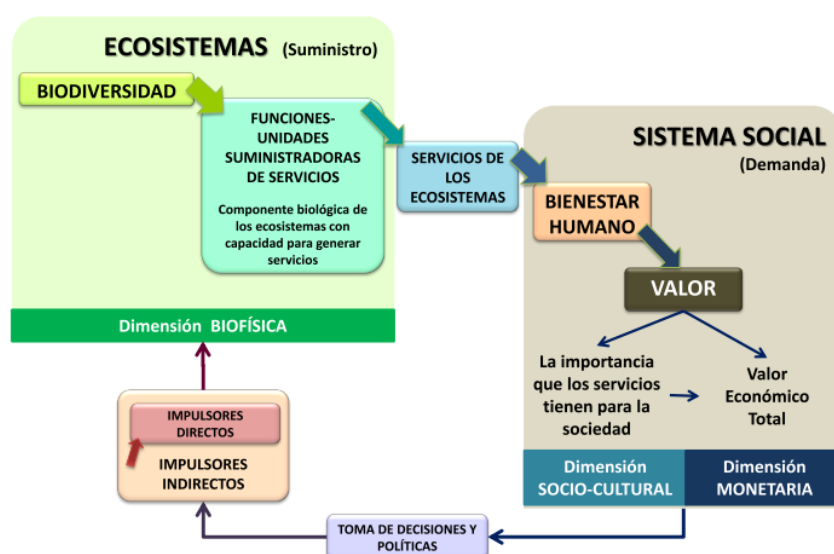


Figura 4.2. Dimensiones para la evaluación de los SE: dimensión biofísica, sociocultural y monetaria. Fuente: Palomo (2013, p.33).

La metodología elegida para el desarrollo de esta investigación es una metodología mixta, es decir, que integra métodos cuantitativos y métodos cualitativos, de manera que los diferentes tipos de datos obtenidos pueden complementarse y permiten obtener resultados distintos a través de su triangulación. El proceso de triangulación de datos consiste en comparar y contrastar los resultados obtenidos mediante distintos métodos a fin de analizar cuáles se confirman y cuáles divergen (Fielding, 2012). Este procedimiento es una de las principales fortalezas de los métodos mixtos, ya que permite tener una gran cantidad de informaciones y más de una perspectiva del mismo fenómeno. Todo ello permite responder a problemas y preguntas de investigación de manera más completa que con los métodos tradicionales, basados solamente en datos cuantitativos o cualitativos (Creswell, 2007; Tashakkori & Newman, 2010) (Figura 4.3).

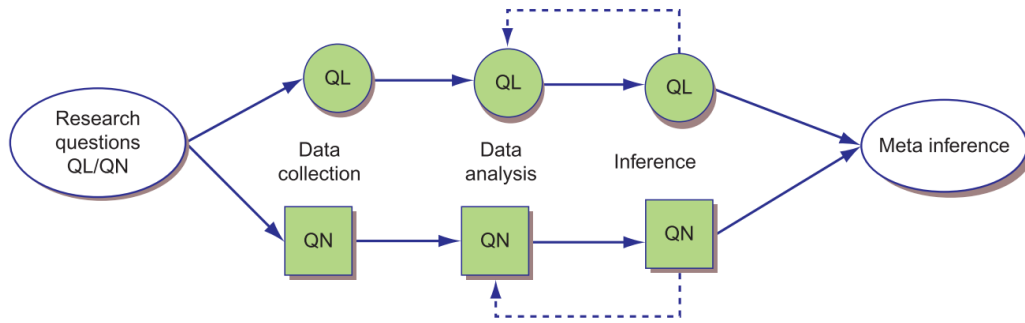


Figura 4.3. Esquema conceptual de diseño de una investigación basada en métodos mixtos. La sigla QN se refiere a datos cuantitativos (quantitative) y la sigla QL a datos cualitativos (qualitative). Fuente: Tashakkori & Newman (2010, p.516).

La figura 4.4 representa las interrelaciones entre las técnicas utilizadas (color rosa). Se trata de una adaptación del proceso de decisión del árbol de los métodos socioculturales elaborado por Harrison et al. (2018) a los propósitos de esta investigación.

(b) Socio-cultural methods decision tree<sup>5</sup>:

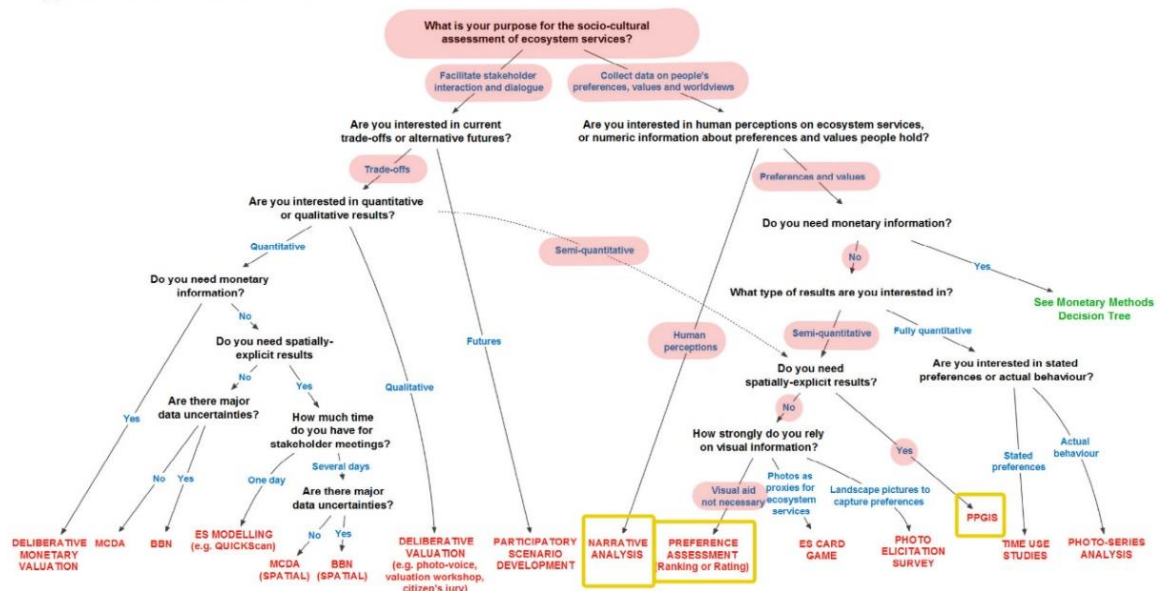


Figura 4.4. Árbol de decisión de los métodos socioculturales. En rosa se indica el proceso de selección y, en los recuadros amarillo, los métodos seleccionados en el marco metodológico de la tesis. Fuente: adaptado de Harrison et al. (2018, p.491).

Por una parte, se implementaron las técnicas de las entrevistas y el uso de ranking de preferencias para explorar la percepción de los actores sociales en relación con los SEA (*Narrative analysis*). Por otra parte, se implementó la técnica de la cartografía participativa (PPGIS) para explorar la dimensión espacial de los SEA (*Deliberative or participatory mapping*). De esta forma, se agregaron las dos técnicas para adaptar la evaluación de los SEA según los propósitos de investigación, realizando una evaluación sociocultural de los SEA e integrando la perspectiva de los actores sociales.

## 4.2 Selección de los actores sociales clave

Los actores sociales a entrevistar fueron seleccionados mediante un muestreo de cuotas no proporcional (*Non-proportional Quota Sampling*) (Raymond et al., 2009; Tashakkori and Teddlie, 2003), para garantizar que todos los principales grupos de actores sociales estuvieran representados. Además, la lista inicial de los posibles participantes se amplió con la ayuda de actores sociales ya identificados en estudios anteriores para la misma área de estudio (Ricart Casadevall, 2014; Ventura Pujolar, 2005).

Completado el proceso de identificación y selección, se contactó con 32 actores sociales de la cuenca del río Muga, por correo o por teléfono. 27 de ellos accedieron a ser entrevistados. Las entrevistas se llevaron a cabo entre junio y noviembre de 2019.

La mayoría de los actores sociales entrevistados trabajan en el área de estudio (59%), son hombres (85%) y con un nivel de estudios universitario (70%); tienen entre 32 y 76 años (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Características sociodemográficas de los actores sociales entrevistados (n = 27). Fuente: Elaboración propia

Variable	Categoría	n	%	Media	SD
Genero	Feminino	4	14.8		
	Masculino	23	85.2		
Edad				47	23.5
Nivel de educación	Educación primaria	3	11.1		
	Educación secundaria	1	3.7		
	Formación profesional	2	7.4		
	Universidad	19	70.4		
	Sin estudios	1	3.7		
Lugar de residencia	No contesta	1	3.7		
	Dentro del área de estudio	16	59.3		
	Fuera del área de estudio	11	40.7		
Grupo	Directamente dependiente de los SEA (DD)	14	51.9		
	Indirectamente dependiente de los SEA (ID)	13	48.1		

Los actores sociales fueron clasificados en dos grupos: (i) aquellos que tienen una dependencia directa de los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA) (*DD, Directamente Dependientes*), como agricultores y ganaderos, técnicos y responsables de parques naturales y personas vinculadas al sector del turismo recreativo *in situ*, y (ii) aquellos que dependen indirectamente de los SEA (*ID, Indirectamente Dependientes*), como por ejemplo personas del sector del *business tourism* (i.e. asociaciones turísticas, propietarios de campings u hoteles etc.), grupos ambientalistas y funcionarios técnicos y políticos (Figura 4.5). Esta agrupación obedece al objetivo de poder analizar si diferentes niveles de dependencia de los SE/ecosistemas influyen en las percepciones y preocupaciones sobre posibles cambios en los flujos de los SEA (Iniasta-Arandia et al., 2014b).

Grupos de actores sociales	Perfil de actores sociales	Frecuencia
<i>DD (Directamente dependientes de los SEA)</i>	Agricultores - Ganaderos (Agrícola)	4
	Áreas naturales protegidas	2
	Sector de turismo recreativo <i>in situ</i>	3
	Sector del turismo de ocio recreativo	5
<i>ID (Indirectamente dependientes de los SEA)</i>	Sector empresarial turístico	3
	Grupos y asociaciones medioambientales	2
	Nivel administrativo - político	2
	Nivel administrativo - técnico	6

Figura 4.5. Clasificación de los actores sociales clave según su nivel de dependencia de los SEA. Fuente: Elaboración propia.

### 4.3 Recolección de datos

La recolección de datos se realizó mediante una combinación continua y flexible de distintos métodos. De esta manera, por ejemplo, se utilizó la aplicación de entrevistas con la técnica de la cartografía participativa de los servicios de los ecosistemas (SE) a fin de poder recopilar de manera integrada tanto datos cualitativos como geoespaciales. La tabla 4.1 resume las principales técnicas utilizadas para la recolección de datos.

Tabla 4.2. Principales técnicas de recolección de datos aplicadas. Fuente: Elaboración propia.

Técnica	Características
Revisión y análisis bibliográfico:	Revisión y análisis de documentos, publicaciones, artículos científicos relacionados con temas similares a los de la propia investigación. La finalidad es establecer el estado actual del conocimiento sobre el objeto de estudio para construir un marco teórico y metodológico sólidos que contribuyan a disminuir el <i>knowledge gap</i> en este ámbito de investigación.
Panel de expertos:	Sesiones con expertos en el área de estudio procedentes de diferentes disciplinas y ámbitos de conocimiento. El objetivo que se persigue es el de identificar, caracterizar y localizar espacialmente los SE más importantes, obtener información complementaria y entender las dinámicas socioecológicas del área de estudio a partir de la opinión de expertos.
Entrevistas semi-estructuradas:	Entrevistas a los actores sociales clave de la cuenca hidrográfica del río Muga, con preguntas abiertas y cerradas, que abordan diversas cuestiones en relación con los problemas o preguntas a las cuales se quiere dar respuesta. Se trata de una metodología que generalmente se lleva a cabo de forma presencial y donde la comunicación entre el entrevistado y el entrevistador es fundamental. Las diferentes preguntas y temáticas tratadas permiten obtener una visión general de lo que piensa el entrevistado, además de información adicional y complementaria a la que se está preguntando.
Cartografía participativa de SE:	Cartografía de los SE identificados por los participantes. El objetivo no es solo obtener información espacial sobre las preferencias, prioridades y sistemas de valores de los participantes, sino también recopilar información complementaria y estrechamente vinculada a la dimensión espacial durante el ejercicio de cartografía (i.e., emociones, anécdotas, perspectivas, explicación detallada de una cuestión o problema, etc.).

Revisión y análisis de noticias de prensa:	Se trata de una técnica muy similar a la revisión bibliográfica. Consiste en hacer una revisión y análisis de noticias de prensa local relacionadas con temas similares a los de la propia investigación. La finalidad es recopilar noticias e informaciones sobre el tema objeto de estudio para construir así una base de datos que refleje las preocupaciones de la sociedad en relación con un tema específico en un momento preciso.
Dibujos hechos a mano:	Es una técnica que consiste en pedir a los actores sociales que dibujen algo, en este caso concreto la cuenca hidrográfica, y después analizar estos dibujos hechos a mano. Los datos obtenidos se pueden tratar tanto de forma cualitativa (codificación y clasificación en categorías según criterios) como de forma geográfica (digitalización y análisis espacial de los dibujos).

Las técnicas del panel de expertos, las entrevistas y la cartografía participativa que se aplicaron para recolectar datos representan métodos participativos, distinguiéndose entre métodos de consulta (*consultation methods*) y métodos de participación (*engagement methods*) (Santos-Martín et al., 2018). Mediante estas técnicas, de hecho, los investigadores interactúan con los expertos y/o con los actores sociales clave para obtener informaciones y datos para la investigación, lo que constituye un proceso de coproducción de conocimiento (Palomo, 2013). Por el contrario, la revisión bibliográfica y la revisión de noticias de prensa representan técnicas no participativas, ya que no contemplan interacción del investigador con otras personas.

El esquema 4.6 relaciona cada método utilizado con los objetivos de la tesis.

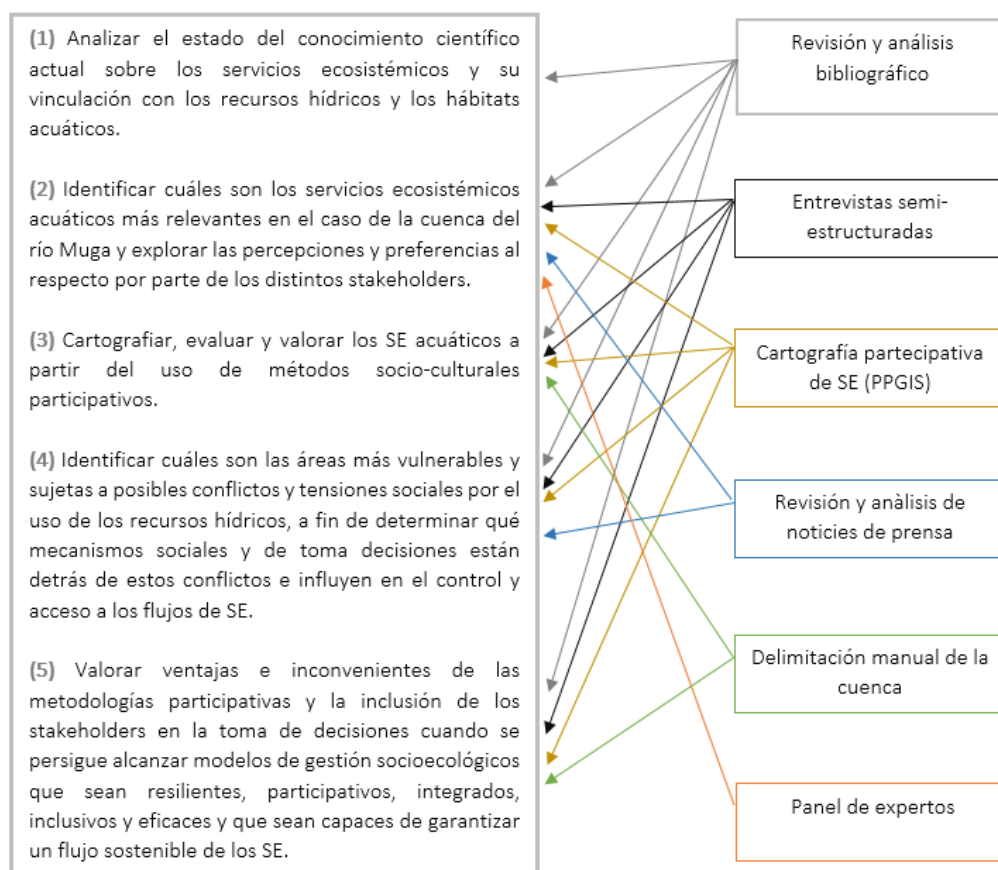


Figura 4.6. Relación entre los métodos utilizados y los objetivos de esta investigación. Fuente: Elaboración propia.

### 4.3.1 Revisión y análisis bibliográfico

La primera fase de trabajo consistió en realizar un análisis bibliográfico basado en la recopilación, lectura y análisis de información bibliográfica sobre la temática y los objetivos del trabajo de investigación. La finalidad ha sido disponer de una visión general, lo más amplia posible y con diferentes puntos de vista, para conocer de una forma exhaustiva cómo se han tratado las temáticas vinculadas a los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA) y a los aspectos socioculturales de los actores sociales, y qué metodologías se han aplicado, cuáles han sido los resultados obtenidos y cuáles son las principales aportaciones científicas realizadas hasta el momento.

A pesar del desarrollo de esta primera fase de investigación bibliográfica de forma especialmente intensiva a lo largo del primer año de la tesis, esta etapa no ha dejado de ser una tarea activa durante todo el período de investigación, con el objetivo de perfeccionar, completar y actualizar nuevos conocimientos teóricos, conceptuales y metodológicos de manera permanente sobre los temas clave vinculados al desarrollo de la tesis. El análisis bibliográfico permitió avanzar también en una segunda fase de la investigación, que consistió en la construcción y definición de una primera versión del propio marco teórico y metodológico.

Las fuentes de información que se han utilizado mayoritariamente han sido las bases de datos de *Scopus*, *Web of Science (WoS)*, y *Google Scholar*. Cabe destacar, pero, que en la mayor parte de las ocasiones se utilizó la base de datos *Scopus*, ya que se trata de la más completa, sin la imprecisión de *Google Scholar* ni las restricciones de *WoS* (Falagas et al., 2008).

Mediante estas bases de datos se han podido seleccionar de forma precisa los temas de búsqueda con el uso de *operadores de cadena* y crear peticiones de búsqueda (*queries*) que permitan filtrar la información fácilmente y descartar todo lo que no cumple con los criterios de búsqueda. Algunas de las búsquedas realizadas tenían la finalidad de relacionar sobre todo las tres palabras clave principales (*keywords*) de la investigación: “*ecosystem services*”, “*water resources*” y “*stakeholders*”. También se utilizaron términos complementarios como “*environmental benefits*”, “*environmental values*”, “*environmental contributions*”, “*water*”, “*water resources*”, “*water management*”, “*watershed*”, “*river basin*”, “*stakeholder values*”, “*social perception*” o “*local actors*”, con el objetivo de poder ampliar la búsqueda e incorporar documentos relacionados con los temas de investigación en un marco de exploración lo más completo posible.

### 4.3.2 Panel de expertos

Por otro lado, para obtener un tipo de información más focalizada y profunda que permitiera comprender mejor las dinámicas socioecológicas de nuestro contexto de estudio y modelar el marco teórico y metodológico *ad hoc* para las necesidades de investigación, se realizó un panel de expertos (Figura 4.7).

Se diseñó el proceso del panel de expertos siguiendo los ejemplos de Palomo et al. (2013) y García-Nieto et al. (2015), que utilizaron un *workshop* con expertos para seleccionar y mapear diferentes servicios de los ecosistemas (SE). El panel de expertos se realizó en julio de 2019, con la

participación de un total de 7 expertos, que fueron seleccionados para asegurar la necesaria diversidad en términos de origen geográfico, conocimiento y género (Taylor et al., 2021) y, especialmente, para asegurar la calidad de los datos obtenidos (Palomo et al., 2013). Los expertos seleccionados eran: dos geógrafos expertos en el área de estudio, una investigadora experta en usos del agua y cambio climático en la zona, tres investigadores expertos en la gestión de los recursos hídricos y en los flujos de SE y, por último, una experta en sistemas de información geográfica y gestión del territorio.

El panel de expertos empezó con una breve explicación de las principales finalidades y modalidad de realización de la sesión, de manera que los participantes pudieran comprender el contexto de análisis de modo claro y eliminar cualquier posible duda de comprensión.

A continuación, cada experto, de forma individual, rellenó un formulario dividido en tres secciones: (a) la identificación de los SE acuáticos más importantes en el área de estudio, seleccionando el orden de importancia (en una escala de preferencias de 1, poco importante – 5, muy importante). El orden de importancia tenía la finalidad de seleccionar los SE más importantes y descartar los menos trascendentales; (b) la identificación de la tendencia de la provisión (aumenta, disminuye, se mantiene estable); y (c) la identificación de la escala de beneficiarios (local, regional o nacional) de cada SE identificado.

Para esta primera fase, se entregaron a los participantes distintos paneles de soporte con el listado de SE, incluyendo una descripción, algún ejemplo y algunas fotografías de cada SE. Para la realización del listado de SE a identificar se usó la clasificación CICES, v. 5.1 (Haines-Young and Potschin, 2018). Los Anexos 1-3 muestran los materiales de soporte utilizados.

Completada esta fase, se realizó un recuento de las respuestas de las fichas individuales y se seleccionaron los SE más nominados por los expertos. Posteriormente, se inició una fase de puesta en común y de debate de los resultados, con el fin de alcanzar un consenso entre los expertos, en caso de que no lo hubiera.

Finalmente, alcanzado el consenso, y una vez identificados y caracterizados los principales SE del área de estudio, se pasó a la fase de cartografía participativa, donde los expertos debían localizar en un mapa los SE previamente identificados, con la finalidad de obtener su distribución espacial. Esta fase de cartografía se explica de forma detallada en el apartado 4.3.4, dedicado íntegramente a la técnica de la cartografía participativa. Esta técnica de cartografía, de hecho, se aplicó tanto en el panel de expertos como también en las entrevistas.

La sesión de cartografía fue grabada en formato audio y la información adicional obtenida durante el ejercicio de cartografía (i.e. comentarios, anécdotas, aspectos específicos sobre un tema, etc.) se iba anotando por parte de un miembro del equipo investigador, con la finalidad de recopilar los comentarios de los expertos durante el proceso de cartografía.



*Figura 4.7. Algunas fases del proceso del panel de expertos en la cuenca del río Muga: identificación y caracterización de los SE más importantes en el área de estudio (arriba) y cartografía participativa (abajo). Autoría: Enrica Garau.*

### 4.3.3 Entrevistas semi-estructuradas

Los datos y resultados obtenidos en el proceso del panel de expertos constituyeron la base para el diseño del modelo de entrevista a realizar con los actores sociales clave del área de estudio.

Específicamente, se utilizó un modelo mixto de entrevistas semi-estructuradas, método generalmente ideado con la finalidad de evaluar y explorar los aspectos más intangibles e inmateriales relacionados con los servicios de los ecosistemas (SE) (Santos-Martín et al., 2018). La metodología de las entrevistas, con preguntas abiertas y cerradas, permite no solo conectar aspectos más personales e inmateriales de los entrevistados con sus características socioculturales, sino también profundizar en temáticas específicas y/o combinar diferentes tipologías de datos, como por ejemplo datos espaciales (Fagerholm et al., 2016).

El modelo de entrevista se estructuró en cinco bloques de preguntas en torno a: (i) la familiaridad del entrevistado con el área de estudio; (ii) la familiaridad del entrevistado con el concepto de SE; (iii) las percepciones de la importancia, demanda, vulnerabilidad y distribución espacial de los SEA; (iv) los problemas y preocupaciones percibidas (actuales y futuras) por el entrevistado sobre los recursos hídricos y (v) el perfil socioeconómico del entrevistado (género, edad, lugar de residencia, ingresos, etc.). El modelo de entrevista fue diseñado a partir del modelo utilizado por Iniesta-Arandia et al. (2014) y fue revisado por dos investigadores externos al grupo de investigación. Las entrevistas se realizaron individualmente con cada actor social, en su casa o en su lugar de trabajo.



Cada entrevista fue grabada en formato de audio y transcrita íntegramente. Las entrevistas tuvieron una duración mínima de una hora y máxima de hora y media.

Los Anexos 4-6 muestran el modelo de entrevista y los materiales de soporte utilizados.

#### 4.3.4 Cartografía participativa.

La cartografía participativa permite explorar no solo la distribución de los servicios de los ecosistemas (SE) según las percepciones y conocimientos de los actores sociales, sino también profundizar en temas y problemáticas ambientales, obtener información complementaria al ejercicio de cartografía, conocer dinámicas y relaciones entre grupos de actores sociales que tienen “menos voz”, instaurar debate entre los participantes y fomentar procesos de empoderamiento de los actores locales (García-Nieto et al., 2015).

En este trabajo de investigación se aplicó una técnica de cartografía participativa, la del PPGIS (*Public Participatory Geographical Information System*) mediante un mapa topográfico de papel y fichas de colores como soporte a las entrevistas y al ejercicio de cartografía realizado con los distintos actores sociales de la cuenca hidrográfica del río Muga. Después se digitalizaron los datos espaciales obtenidos y se realizaron los diferentes análisis espaciales mediante un SIG, integrando los datos espaciales con los datos de las entrevistas. Se utilizó esta técnica de cartografía participativa de acuerdo con Castro et al. (2013, p.451), que expresa que “*ecosystem services include the direct or indirect contributions of ecosystems to human well-being; thus, including the importance of human preferences in their assessment is a necessary requirement*” y con la convicción de que sea una herramienta útil para:

- Explorar las preferencias, percepciones, sistemas de valores y necesidades de los actores sociales en relación con los SE acuáticos.
- Entender el valor que los seres humanos asignan a los distintos elementos de la naturaleza.
- Visualizar y analizar estas percepciones y diferenciarlas de una manera espacial, mediante el análisis de los datos cartográficos.
- Identificar áreas de suministro, demanda y de vulnerabilidad de los SE acuáticos en el territorio según la percepción de los múltiples actores sociales.
- Obtener información más intangible, personal, emotiva y emocional en relación al porqué se mapean determinados elementos del paisaje/territorio y qué significado tiene su presencia o su ausencia.
- Explorar intereses y sistemas de valores divergentes que llevan a *trade-offs* y tensiones por los recursos hídricos.
- Identificar áreas de prioridad de gestión de SE para una aplicación de modelos de gestión que sean más inclusivos y eficaces.
- Reflexionar sobre la importancia del conocimiento de los actores sociales del territorio y su integración y participación en los procesos de toma de decisiones, para reforzar el diálogo con los *policy-makers* y llegar a objetivos y soluciones de gestión más compartidas y consensuadas.

Por estas razones, en la tercera parte de la entrevista, después de haber pedido a los entrevistados identificar por orden de importancia y grado de relevancia los SE seleccionados, se les pidió también

que los localizaran en un mapa. Cabe recordar que el ejercicio de cartografía se aplicó tanto en las sesiones de entrevistas como al panel de expertos (Apartado 4.2.2), con la diferencia que de aquí se obtuvieron las informaciones y los datos basados en el conocimiento y opiniones de actores del territorio (y no de expertos).

Siguiendo el ejemplo de Brown et al. (2009) y Raymond et al. (2012), y después de considerar las ventajas e inconvenientes de un proceso de cartografía en formato papel o digital (Brown and Fagerholm, 2015; Pocewicz et al., 2012), se optó por una cartografía en formato papel. Esta decisión se fundamenta en que se considera una herramienta ideal para estimular el debate, fomentar la participación y facilitar la ubicación en un mapa de los SEA (Fagerholm et al., 2012; Pérez-Ramírez et al., 2019; Plieninger et al., 2013; Pocewicz et al., 2012). Para ello se utilizó un mapa topográfico a escala 1:50.000 y fichas de papel de tres colores. Se pidió a los entrevistados que mapearan, para cada SEA: (i) las unidades de provisión/suministro, en verde (*Service Production Unit, SPU*), (ii) las unidades beneficiarias, en azul (*Service Benefiting Unit, SBU*), y (iii) las unidades de provisión degradadas-vulnerables, en naranja (*Degraded Service Production Unit, dSPU*). Las fichas tenían un radio de 1 cm (equivalente a 500 m en la realidad) (García-Nieto et al., 2015; Palomo et al., 2013; Pérez-Ramírez et al., 2019) y se podían colocar tantos puntos (fichas) como se consideraran necesarios en el mapa (Figura 4.8).

Una vez cartografiado cada tipo de unidad de cada SE [3 mapas por cada unidad de SE -SPU, SBU y dSPU, con un máximo de 18 mapas por actor social (3mapas x 6 SE)], se tomó una fotografía vertical de cada mapa resultante a fin de facilitar la posterior digitalización de los puntos localizados con el uso de un sistema de información geográfica (SIG).



Figura 4.8. Ejemplos de cartografía durante las entrevistas con los actores sociales. Autoría: Enrica Garau.

#### 4.3.5 Revisión y análisis de noticias de prensa

Otro método de recolección de datos utilizado para identificar y estudiar los conflictos por los recursos hídricos entre múltiples actores sociales fue el análisis de las noticias de prensa. Se realizó una búsqueda sistemática de noticias en los archivos de periódicos locales y regionales publicados entre el 1 de enero de 2000 y el 31 de julio de 2020 utilizando las palabras clave “Agua” y “Alt Empordà”.

Se eligió el año 2000 como punto de partida, ya que se identificó como un “punto de inflexión social” (*social tipping point*) clave en el marco de una nueva gestión de los recursos hídricos vinculado a la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea. La búsqueda de noticias se centró en seis periódicos: *La Vanguardia*, *Ara.cat*, *El Punt Avui* y *Diari Girona* (diarios) y *Hora Nova* y *Empordà* (semanarios). Se recopilaron un total de 2386 noticias, de las cuales 147 cumplieron los criterios de selección: fecha de publicación (2000-2020), lugar (cuena del río Muga) y tema (conflicto, manejo o usos del agua, ecosistemas hídricos y SEA).

#### 4.3.6 Percepciones sobre los límites de la cuenca

También se utilizó la delimitación e identificación manual de los límites de la cuenca por parte de los actores sociales como otro método de colección de datos espaciales. Una de las preguntas de la entrevista era: “Si tuvieras que dibujar la cuenca hidrográfica del río Muga, ¿cómo la dibujarías?”, mientras se mostraba al entrevistado un mapa en papel del área de estudio sin los límites de la cuenca hidrográfica. Los entrevistados, entonces, podían dibujar, con un bolígrafo o un rotulador, los que consideraban que eran los límites de la cuenca (Figura 4.9). Es importante subrayar que, antes de comenzar a dibujar, se explicó a los entrevistados que no había respuesta correcta o incorrecta, ya que se trataba de un ejercicio de percepción personal.

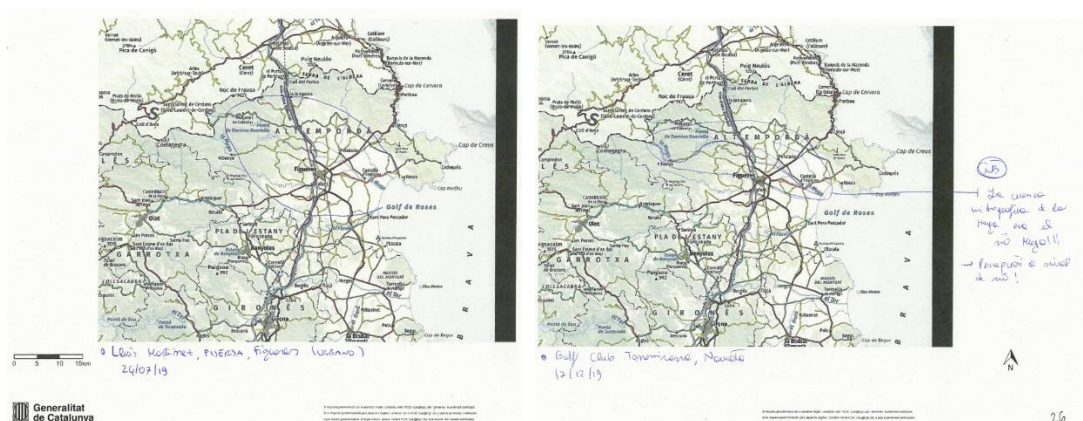


Figura 4.9 Ejemplo de delimitación e identificación manual de los límites de la cuenca por parte los actores sociales durante las entrevistas.

## 4.4 Análisis de datos

El análisis de datos se basó en una combinación e integración de métodos cualitativos y cuantitativos. Se combinaron de manera continua y complementaria estas dos dimensiones a fin de llevar a cabo un proceso de análisis flexible y mixto, que se ajustara mejor a la naturaleza de las diferentes tipologías y fuentes de datos obtenidos.

Cada método de análisis constó de dos fases: una de *Preparación de los datos*, que consiste en organizar, describir, depurar e integrar los datos obtenidos (Goble et al., 2008), y una de *Análisis de datos*.

### 4.4.1 Entrevistas

#### 4.4.1.1 Preparación de datos: transcripción

El primer paso para el análisis de las entrevistas fue su transcripción completa de forma literal. Este proceso se realizó inmediatamente después de cada entrevista, con el fin de tener en cuenta hasta el más mínimo detalle en torno a las sensaciones del equipo investigador derivadas de las entrevistas. Una vez transcritas todas las entrevistas, se exportaron a un formato de texto compatible con el software MAXQDA de análisis de datos para poder empezar su análisis.

#### 4.4.1.2 Análisis de datos de las entrevistas

##### (A) Análisis de contenido

Una vez creado el *database* digital con las transcripciones de cada entrevista, se analizaron los datos obtenidos con un programa específico para el análisis cualitativo, el software MAXQDA (v. 10) (MAXQDA, 2020). El análisis de contenido de las entrevistas consiste en codificar en diferentes categorías y subcategorías los fragmentos de texto según su contenido específico, con la finalidad de construir una estructura de códigos que permita clasificar y agrupar en categorías las ideas o las temáticas expresadas en el texto.

Por un lado, se llevó a cabo un análisis de contenido de las preguntas de respuesta abierta (*open questions*) de las entrevistas. Se aplicó un proceso de codificación inductivo (*inductive coding*), donde las categorías no se establecieron *a priori*, sino que fueron creadas a medida que se analizaba el contenido de los fragmentos del texto. Esto permitió construir nuevos códigos e integrar y refinar constantemente las categorías creadas.

Para ello, el proceso de codificación se desarrolló mediante el análisis de fragmentos de textos de las preguntas de respuesta abierta y su agrupación en códigos y subcódigos distintos, según el contenido del fragmento analizado, estableciendo de esta manera familias de códigos. Para facilitar este proceso, se crearon estructuras de códigos dependiendo de la información que se quería analizar.

A continuación, se explican algunas de las familias de códigos principales creadas durante el proceso de codificación:

- Descripciones del territorio de la cuenca por parte de los stakeholders: los fragmentos de texto se codificaron en categorías generales, en función de los elementos descriptos (e.j., elementos geográficos, estéticos, socio-culturales, económicos etc.) y en subcategorías, según el contenido específico del elemento descrito (por ejemplo: categoría a: “elementos económicos” – subcategorías: a1 “infraestructuras”, a2 “accesibilidad”, a3 “posición estratégica” etc.)
- Beneficios percibidos por los stakeholders: codificación en categorías según la categoría de SE descrito (provisión, regulación y culturales) y en subcategorías relativas (“tipo de SE”, “beneficio asociado”, “motivación” etc.).
- Preocupación por una disminución de agua en la cuenca: codificación en categorías generales de la tipología de preocupación descrita (cambio climático, competencia, conflicto etc.) y en subcategorías según el contenido descrito (por ejemplo: categoría a: “cambio climático” – subcategorías: a1 “aumento temperatura”, a2 “disminución precipitaciones”, a3 “aumento erosión del suelo”; categoría b: “competencia” – subcategorías: b1 “aumento demanda agua”, b2 “nuevos usuarios”, b3 “falta de buena gestión” etc.).

En esta fase de análisis, la definición de las categorías y subcategorías de los códigos ha sido un proceso clave, para poder intentar reducir las dudas subjetivas y el análisis interpretativo individual derivado del proceso de codificación, o la posibilidad que un fragmento de texto pudiese agruparse en dos categorías al mismo tiempo. Cuando se encontraron estos tipos de problemas durante el proceso de codificación, la estructura de códigos se ajustaba y redefinía continuamente para eliminar posibles categorías superfluas o inadecuadas, aumentar el nivel de objetividad de la codificación y, consecuentemente, del análisis de los datos (Anexo 7).

Posteriormente, fue posible establecer las relaciones entre códigos, visualizar las categorías y subcategorías más o menos frecuentes, desarrollando el análisis de contenido con las funciones del programa MAXQDA (code relations browser, code matrix browser) o del programa Excel.

Mediante el análisis de contenido se pudieron captar y clasificar las preferencias, perspectivas, percepciones, opiniones y sistemas de valores de los diferentes actores en relación con los SEA y con la gestión de los recursos hídricos en el área de estudio y explorar las diferencias entre los múltiples grupos de actores sociales.

#### (A1) Análisis estadístico descriptivo

Por otro lado, en relación con las preguntas de respuesta cerrada (*closed questions*) de las entrevistas (ranking de preferencias de los SE, respuestas sí-no, perfil socioeconómico del entrevistado, etc.), se realizó un análisis estadístico descriptivo, con la finalidad de hacer un primer análisis exploratorio de las variables de nuestro universo de datos y, sucesivamente, explorar y estudiar las posibles interrelaciones entre las variables.

Para ello se creó, en primer lugar, una base de datos utilizando el software Microsoft Excel (v. 2013), codificando cada posibilidad de respuesta de las preguntas de respuesta cerrada mediante el uso

de etiquetas de codificación (*coding labels*). La figura 4.10 muestra un ejemplo de etiquetas aplicadas durante el proceso de codificación.

Sector	Group	Subgroup
1 = turismo	1 = A = local dependent on ES	a1 = agricultores-ganaderos
2 = urbano	2 = B = local no directly dependent on ES	a2 = turismo_recreacional_in_situ
3 = agrícola		a3 = tur_ocio_recreacional
4 = conservacionista		a4 = espacios_naturales_protegidos
5 = administrativo		b1 = turismo_business_sector
6 = forestal		b2 = grupos_ecologistas
7 = investigadores - expertos		b3 = administrativo_nivel_politico
		b4 = administrativo_nivel_tecnico
		b5 = investigadores

Figura 4.10. Etiquetas de codificación de los actores sociales aplicados durante el proceso de codificación de los datos. Fuente: Elaboración propia.

A continuación, la base de datos fue exportada al software estadístico Jamovi (v. 1.0.7.0) (Jamovi, 2020) y se realizó un análisis descriptivo para explorar y cuantificar el perfil socioeconómico de los entrevistados (i.e., profesión, edad, género, nivel de ingresos, años de residencia en el área de estudio, etc.) y vincularlo a las otras variables de estudio (i.e., familiaridad con el concepto de SE, ranking de preferencias de los SE, preocupación por la disminución de agua, sensación de competencia y conflicto entre los actores sociales de la cuenca, etc.).

#### 4.4.2 Datos espaciales

De manera complementaria al análisis de las entrevistas, se realizó el análisis de los datos obtenidos con el método de la cartografía participativa. Se recopilaron dos tipologías diferentes de datos: (A) por un lado, los datos relacionados con los comentarios orales de los entrevistados durante el ejercicio de cartografía (es decir, historias, anécdotas, explicaciones, motivaciones del porqué mapear un punto preciso, etc.) y, (B) por otro lado, los datos cartográficos y espaciales obtenidos con la realización de la cartografía. Aquí también, entonces, analizamos los datos del PPGIS pasando continuamente de métodos más cualitativos a métodos más cuantitativos.

##### 4.4.2.1 Preparación de los datos espaciales

###### (A) Análisis de contenido

Para analizar de manera cualitativa los datos orales y geográficos obtenidos durante el ejercicio de cartografía, se utilizó el mismo proceso aplicado en el análisis de contenido de las entrevistas explicado en el apartado 4.4.1.1.



El primer paso consistió en la transcripción de todos los comentarios realizados por los entrevistados y la creación de una base de datos.

### (B) Análisis espacial: Digitalización y creación del database espacial

En primer lugar, se llevó a cabo una digitalización de todos los puntos situados en el mapa con las fichas de colores, usadas por los actores sociales para mapear las unidades de suministro-producción (SPU), las unidades beneficiarias (SBU) y las unidades degradadas-vulnerables (dSPU) de cada servicio de los ecosistema (SE). Para la digitalización, la creación de la base de datos y los análisis espaciales posteriores se usó el software de sistema de información geográfica QGIS (v.3.10.3) (QGIS Development Team, 2020).

Después de haber georreferenciado las imágenes obtenidas al fotografiar cada mapa de SE realizado por los actores sociales (*Georeferenced plugin/tool*), se crearon los datos vectoriales en forma de *shapefiles* digitalizando los puntos en los mapas. Se añadió a cada punto la información asociada sobre la categoría de SE (suministro, regulación, culturales), el nombre de SE (agua para...), la unidad que se estaba mapeando (SPU, SBU, dSPU) y el perfil de actores sociales (sector agrícola, turístico, administrativo, conservacionista, hidroeléctrico), con el fin de asociar el perfil sociocultural del entrevistado con los datos espaciales (Figura 4.11).



Figura 4.11 Principales fases del proceso de digitalización aplicado a los datos obtenidos del ejercicio de cartografía participativa con los actores sociales durante las entrevistas. Fuente: Elaboración propia.

Esta fase supuso un considerable esfuerzo, compromiso y una dedicación notable de tiempo, dada la gran cantidad de datos obtenidos del ejercicio de cartografía y la digitalización de los puntos de forma manual. Durante esta fase se intentaron minimizar, en la medida de lo posible, los errores humanos que pueden derivar de la precisión posicional de digitalización y/o de una interpretación incorrecta de los puntos cartografiados, que pueden a su vez afectar a la calidad de los datos obtenidos (Brown and Fagerholm, 2015).

Un total de 11.023 puntos fueron digitalizados, incluidos los cartografiados por el panel de expertos, y fueron divididos en 428 capas (*layers*) en relación con el SE y a la unidad cartografiada (SPU, SBU, dSPU) por cada actor social. Cabe recordar que por cada actor social entrevistado ( $n = 27$ ) se podían obtener un máximo de 18 mapas, es decir, un máximo de 3 *layers* (SPU, SBU, dSPU) por cada SE cartografiado (6 SE) y que no siempre, pero, se mapeaban la totalidad de los 3 *layers* (SPU, SBU, dSPU) o de los SE, ya que no todos los entrevistados perciben los SE de la misma manera.

Por estas razones, el número de mapas finales obtenidos por cada actor social variaba en función de estos aspectos.

También fue georreferenciado y digitalizado cada dibujo de los límites de la cuenca, elaborados de forma manual por parte de los distintos actores sociales, en formato vectorial y siempre mediante el uso QGIS (v.3.10.3) (QGIS Development Team, 2020).

#### 4.4.2.2 Análisis de los datos espaciales

##### (A) Análisis de contenido

Exportada la base de datos, se hizo un análisis de los comentarios orales obtenidos durante el ejercicio de cartografía, codificados y agrupados en categorías según su contenido, creando así una estructura de códigos mediante el software MAXQDA (v. 10). Se utilizó el mismo proceso de codificación que se aplicó para la codificación de las preguntas de respuesta abierta de las entrevistas (apartado 4.4.1.2).

De esta manera se identificó la tipología de elementos localizados con relación a cada categoría de SE (provisión, regulación, culturales) y a la unidad de SE que se estaba mapeando (unidades de suministro-SPU-, unidades beneficiarias- SBU-, unidades degradadas o vulnerables-dSPU-). La finalidad de este análisis era poder explorar, de manera descriptiva, cuáles eran los elementos o áreas del territorio que los actores sociales tomaban en cuenta al mapear los diferentes SE (Anexos 9-10).

##### (B) Análisis espacial

(B1) Análisis espacial exploratorio: distribución de SE y mapas de calor (Exploratory spatial analysis: ES distribution and heatmaps)

Creada la base de datos espaciales/geográficos, el siguiente paso consistió en: (i) realizar un análisis exploratorio y descriptivo de la suma de los puntos obtenidos con la cartografía de todos los actores sociales entrevistados y (ii) analizar su distribución espacial.

Para cumplir con la primera parte (i), desarrollar los análisis descriptivos y explorar los datos de nuestro universo, se exportó la base de datos de los puntos vectoriales creada en QGIS en formato compatible (.xlsx) con los programas de análisis estadístico Jamovi (Jamovi, 2020) y R (R Core Team, 2020).

De esta manera, se pudieron estudiar porcentajes, distribución, frecuencias de los puntos cartografiados según SE específico, según categoría (suministro, regulación, culturales) y según unidad (SPU, SBU, dSPU). Se pudo, además, sumar esta información con el perfil socioeconómico del entrevistado (edad, sexo, procedencia, etc.) y con las otras variables de las entrevistas, ya previamente exploradas y codificadas (i.e. familiaridad con el concepto de SE; preocupación por una disminución de los recursos hídricos, percepción de competencia, etc.). Se creó, así, una única base de datos, integrando y cruzando los datos obtenidos de las entrevistas y del ejercicio de la cartografía participativa.



Para detectar las diferencias entre los grupos de actores sociales y los puntos cartografiados se realizó el test de Wilcoxon (equivalente no paramétrico al test de la  $t$  de Student) (Bauer, 1972), con la finalidad de ver si determinados grupos de actores sociales habían cartografiado los SE de manera distinta según su perfil (por ejemplo, diferencias en la cantidad de puntos localizados en relación a la unidad cartografiada y a SE).

Con respecto a la segunda parte (ii), explorar la distribución espacial de los SE, se identificaron en primer lugar los *hotspots* (y *coldspots*) de los diferentes SE y de sus unidades (SPU, SBU, dSPU) en el área de estudio según los actores sociales. Entendidos los *hotspots* como áreas de máxima concentración de puntos cartografiados por los actores sociales (Palomo et al., 2013), se calcularon rásteres de densidad de kernel (también conocidos como *heatmaps*, ‘mapas de calor’) mediante el algoritmo *heatmapkerneldensityestimation* en PyQGIS.

Se configuraron los parámetros “tamaño de radio” de los rásteres de 5000 m (elegido, después de varias pruebas, como tamaño óptimo) y “resolución de celda” (tamaño de píxel) de 500 m (el mismo tamaño que los puntos de cartografía de colores) (Baumeister et al., 2020). Los diferentes mapas de calor creados se combinaron a fin de obtener los *hotspots* de las áreas de suministro de SE (*Service Provision Unit Hotspot*, *SPUH*), los *hotspots* de las áreas beneficiarias (*Service Benefiting Unit Hotspot*, *SBUH*) y los *hotspots* de las áreas consideradas degradadas o vulnerables (*Degraded Service Provision Unit Hotspot*, *dSPUH*) (Palomo et al., 2013) (Figura 4.12).

La escritura de códigos en PyQGIS permitió desarrollar este proceso de creación y suma de rásteres de manera rápida y automática. PyQGIS es una librería del lenguaje Python que permite interactuar con QGIS a través de una consola de Python integrada en el propio software, y sirve para poder gestionar grandes cantidades de datos de forma automática o semi-automática. El anexo 8 contiene un enlace que da acceso directo a un repositorio Github con varios códigos de Python y R, utilizados para el cálculo de los *heatmaps* y por otros análisis espaciales.

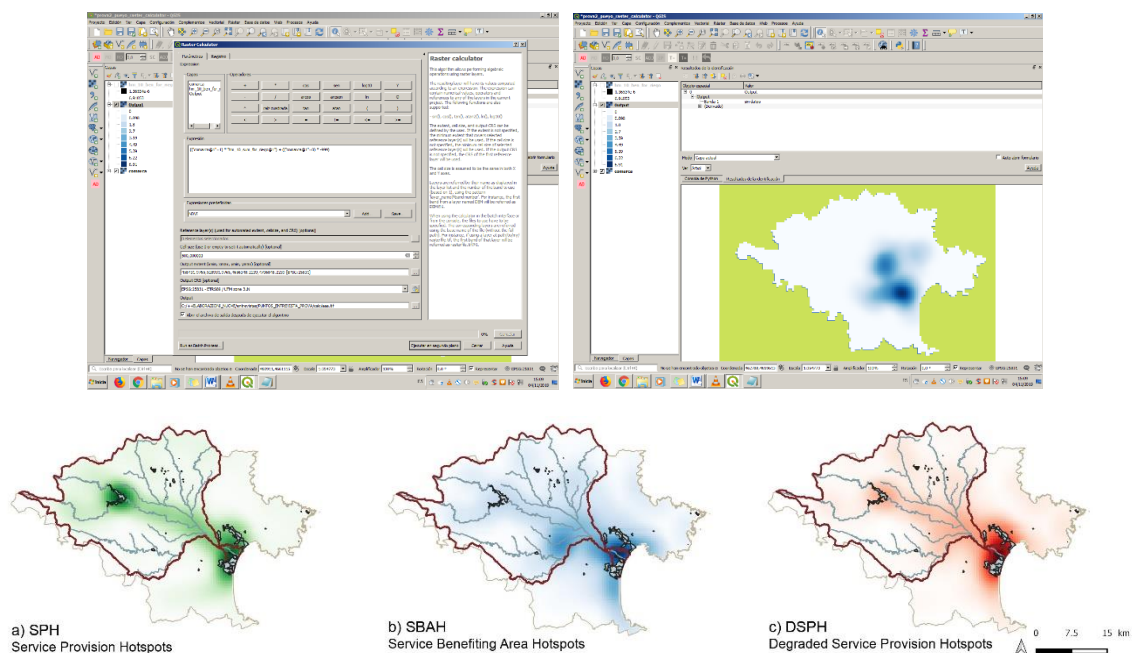


Figura 4.12. Heatmaps generados del proceso de raster calculators (la suma de todos los rásteres). Fuente: Elaboración propia

Posteriormente, se realizaron varios análisis espaciales de los *heatmaps*. Se analizó la correlación entre los *heatmaps* creados (que representan las distintas concentraciones de puntos) y las otras variables alfanuméricas, con la finalidad de explorar si existían relaciones significativas entre variables y la distribución espacial de los puntos.

Se analizó la correlación entre los *hotspots* de las unidades de suministro, beneficiarias y de degradación-vulnerables (SPUH, SBUH y dSPUH) clasificándolas en función de los dos grupos de actores sociales (*DD, directamente dependientes* e *ID, indirectamente dependientes*). La finalidad era ver si diferentes niveles de dependencias de los recursos hídricos pueden interferir en la percepción de la distribución de los SE en la cuenca hidrográfica.

Este mismo proceso se repitió con la variable de grupos de actores sociales, para determinar si las diferencias en la distribución espacial pueden relacionarse con perfiles específicos de actores sociales. Para el cálculo de las correlaciones utilizamos la librería ‘raster’ en R (R Core Team, 2020). Además, el análisis de correlación entre los SEA que generan *trade-offs* y sus áreas de suministro (SPUH) permitió visualizar los *trade-offs* o los *bundles* entre SEA percibidos por los actores sociales en el área de estudio (Milcu et al., 2013).

## (B2) Flujos de los servicios de los ecosistemas (SE): análisis de los patrones espaciales de los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA)

Después de haber explorado la distribución espacial de los SEA y de haber identificado los diferentes *hotspots*, se analizaron los patrones espaciales (*spatial patterns*) de los flujos de SEA, relacionando el suministro con la demanda. En concreto, se calcularon tres variables, *distancia, dirección y acumulación de beneficiarios* de los flujos de SEA, con la finalidad de ayudar a explicar mejor las dinámicas espaciales entre las áreas de suministro y las áreas beneficiarias, siempre a partir de los puntos de cartografía obtenidos de los actores sociales.

En concreto, se aplicaron los siguientes métodos de análisis espaciales:

- *Distancia (Distance) y Dirección (Direction)*: Cálculo de la distancia entre cada unidad de suministro (SPU) y sus unidades beneficiarias (SBU) más cercanas cartografiadas por los actores sociales. Para este cálculo se tuvo en cuenta la “teoría de la elección racional”, es decir, que los beneficiarios eligen la opción más cercana posible (en este caso el área de suministro más cercana posible al área de beneficiarios). Cabe destacar que cada SPU puede tener más de una SBU, pero cada SBU solo puede tener una SPU. Se calculó la distancia y la dirección usando el paquete *ngeo*, v. 0.3.7 (Dorman, 2020) y el paquete *sf*, v. 0.9.4 (Pebesma E, 2018) para R, v. 3.6. (R Core Team, 2020).
- *Acumulación de beneficiarios (Accumulation of beneficiaries)*: Cálculo de la acumulación de beneficiarios en cada área de suministro, es decir, la concentración de puntos cartografiados como SBU en cada SPU. La finalidad es determinar la equidad o inequidad en la distribución de los beneficiarios en relación con las áreas de suministro de los SE. Para conseguirlo se construyó la curva de Lorenz y se calculó el coeficiente de Gini, un coeficiente que se usa generalmente para estudiar la distribución de recursos en economía. El cálculo se realizó utilizando el paquete *DescTools*, v. 0.99.34 (Signorell, 2020) y se

construyó la curva de Lorenz en gglorenz, v. 0.0.1 (Chen, 2018), combinado con el paquete ggplot2, v. 3.3.0 (H. Wickham, 2016) en R (R Core Team, 2020).

La Figura 4.13 muestra un ejemplo de proceso de cálculo de los *spatial patterns* de los SEA in Qgis.

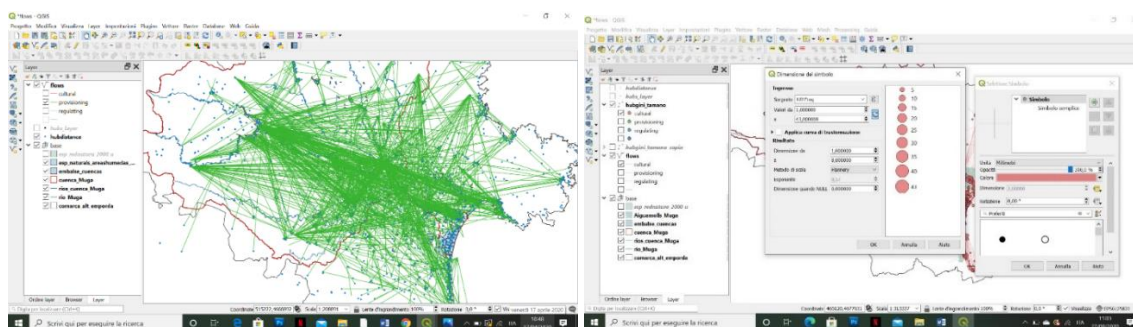


Figura 4.13. Ejemplo de proceso de cálculo de los flujos de los SEA relacionando las unidades SPU con las SBU (arriba) y impostación de los parámetros para el cálculo de la acumulación de beneficiarios en los puntos de suministro (abajo). Fuente: Elaboración propia.

### (B3) Análisis de los dibujos

Después de haber georreferenciado y digitalizado los dibujos, cada uno de ellos fue codificado según cuatro criterios: i) precisión del dibujo (exacta – inexacta, según el grado de similitud del dibujo con los límites administrativos empíricos); ii) tipo de forma elegida para el dibujo (línea o polígono); iii) longitud del dibujo (exacta - corta - larga, dependiendo de si incluía la zona de nacimiento del río y su desembocadura, o viceversa); y iv) perspectiva (nivel del río - nivel de toda la cuenca, dependiendo de si los dibujos incluían solo una zona de *buffer* alrededor del río o diferentes partes del territorio) (Figura 4.14).

ID	Draw accuracy	Correct	Draw accuracy	Correct	Draw accuracy	Correct	Dim	Draw dimen	River	Draw dimen	River	Draw dimen	River	Dim
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
11	2	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	
12	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
13	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
14	5	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	
15	6	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	
16	7	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	
17	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
18	9	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	
19	10	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	
20	11	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	
21	12	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	
22	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
23	14	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	
24	15	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	
25	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
26	17	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	
27	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
28	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
29	20	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	
30	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Figura 4.14. Ejemplo del proceso de codificación de los dibujos según los criterios establecidos. Fuente: Elaboración propia.

Este proceso de codificación se realizó de forma independiente por parte de 3 investigadores diferentes. Codificados todos los dibujos (n = 27), se calculó el índice kappa de Cohen (cuyo valor va de 0 -ninguna coincidencia- a 1-coincidencia perfecta-) para validar el grado de precisión y validez interna del proceso de codificación entre los 3 evaluadores (n=3). Como el índice kappa dio un valor inferior a 0.7, se discutieron y consensuaron todos los códigos donde los investigadores

no habían coincidido, para acabar con una codificación donde los 3 investigadores coincidieron perfectamente ( $kappa = 1$ ).

Para visualizar espacialmente qué partes de la cuenca hidrográfica se incluyeron o excluyeron con más frecuencia en los dibujos de los entrevistados, se transformaron todos los dibujos de vectores a rásteres y, posteriormente, se sumaron para calcular las veces que cada píxel se incluyó dentro de la cuenca dibujada (Figura 4.15)<sup>7</sup>.

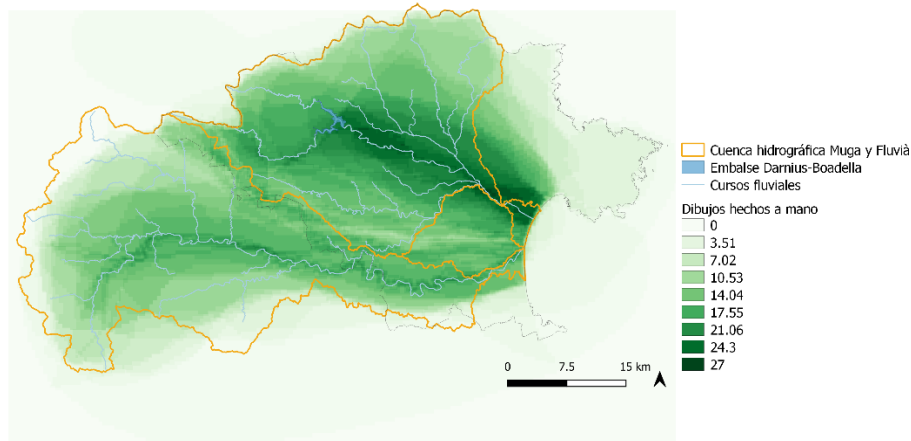


Figura 4.15. Raster calculador derivado de la suma de todos los dibujos transformados a rásteres, para calcular las veces que cada píxel se incluyó dentro de la cuenca dibujada. Fuente: Elaboración propia.

A continuación, se eligió el test de chi-cuadrado para explorar las relaciones significativas entre: las clasificaciones de los dibujos, las descripciones de la cuenca hidrográfica (que corresponden a la pregunta de la entrevista “¿Cómo describiría el área de la cuenca hidrográfica a una persona que no la conoce?”) y las características de los entrevistados.

Consecutivamente, se realizó un análisis de correspondencia múltiple (*Multiple Correspondence Analysis, MCA*) para explorar la distribución de las variables y caracterizar las tipologías de relaciones entre ellas. En concreto, se quería estudiar si existía cualquier tipo de interrelación entre la forma en que los entrevistados dibujaron y describieron la cuenca hidrográfica y sus perfiles. Las variables activas que se incorporaron en el modelo de MCA fueron las que resultaron significativas en el chi-cuadrado: precisión del dibujo, forma del dibujo, longitud del dibujo, perspectiva del dibujo, emociones, aspectos biofísicos, aspectos sociales, aspectos económicos y valores asociados. Para inferir las posibles interrelaciones entre las características y el perfil de los entrevistados y las construcciones mentales de la cuenca, se proyectaron en el modelo de MCA las variables perfil de actor social, nivel de preocupación por el agua, percepción de conflicto y actividad laboral como variables complementarias. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software Jamovi v.1.0.7.0 (Jamovi, 2020) y Microsoft XLSTATS (v. 2019.1) (XLSTAT, 2019) y combinando el

<sup>7</sup> Durante el proceso de recolección de datos de este trabajo de investigación, se recogieron datos relativos a las cuencas hidrográficas del río Muga y del río Fluvià. En el proceso de análisis de datos, solo se analizaron los datos relativos a la cuenca del río Muga y, por lo tanto, en esta tesis doctoral se presentan los resultados relativos específicamente a esta cuenca. El apartado (5.3) es el único en que se presentan algunos resultados también de la cuenca del río Fluvià al haberse trabajado conjuntamente su delimitación.

paquete factextra v.1.0.7 (Alboukadel and Mundt, 2020) y el paquete ggplot2 v. 3.3.0 (H. Wickham, 2016) en R v. 3.6.3 (R Core Team, 2020).

### 4.4.3 Noticias de prensa

#### 4.4.3.1 Preparación de los datos de noticias de prensa

Se creó una base de datos en Microsoft Excel con todas las noticias que cumplían los criterios de búsqueda.

#### 4.4.3.2 Análisis de las noticias de prensa

Todas las noticias seleccionadas se clasificaron mediante un proceso de codificación inductiva y se creó una base de datos en Microsoft Excel (v. 2013) (Figura 4.16).

Num	Time	Newspaper	News category	Summary	News Type	Key words	Actors involved	Solution (apply)	Solution Term
1	01/09/19	Ara	Cantidad agua	Disminucion de agua	Problem	Cambio climatico Forestal	Administracion	Mejoras en la gestion forestal	Long
2	01/07/20	Diari Girona	Gestion recurso	Prohibicion acceso coc	Problem	Uso publico	Administracion	Control accesos a las gorgas	Short
3	01/07/20	Diari Girona	Gestion recurso	Promocion uso agua	Solution	Consumo hidrico	Administracion	Jornada de sensibilizacion par	Short
4	01/03/00	La Vanguardia	Cantidad agua	La sequia pone en pe	Conflict	Competencia uso	Administracion	Restricciones usos agricultore	Short
5	01/03/00	La Vanguardia	Cantidad agua	La sequia pone en pe	Conflict	Danos economic	Agricola	Restricciones usos agricultore	Short
6	01/03/20	La Vanguardia	Evento meteorolog	Lluvias fuertes perm	Solution	Lluvias fuertes	Agricola	Accumulacion reserva de agu	Short
7	01/04/00	La Vanguardia	Cantidad agua	Restricciones usos ag	Problem	Sequia	Administracion	Restricciones usos agricultore	Short

Figura 4.16 Ejemplo del proceso de codificación de las noticias de prensa según los criterios establecidos. Fuente: Elaboración propia

El proceso de codificación tenía la finalidad de identificar tipologías de conflictos, actores sociales involucrados, SEA mencionados, tipologías de relaciones entre actores sociales (conflictivas o de soporte) y *trade-offs* o sinergias entre los servicios de los ecosistemas (SE) que pueden derivar de decisiones de gestión. Las noticias seleccionadas fueron analizadas con la perspectiva de construir un marco analítico que combinara el enfoque de la ecología política con el de la teoría de juegos. Las fases fundamentales para la construcción de este marco analítico fueron: i) la definición de los significantes vacíos (*empty signifiers*), representados por principios universales clave utilizados en ecología política, que adquieren diferentes significados según cuándo y dónde se utilizan (i.e. rivalidad, excluibilidad, justicia y equidad) (Popartan et al., 2020); y ii) la identificación y caracterización de algunos modelos de teoría de juegos que aplicamos a nivel conceptual, adaptándolos a nuestros propósitos de investigación.



## 5. Resultados

- 5.1 Where Do Ecosystem Services Come From? Assessing and Mapping Stakeholder Perceptions on Water Ecosystem Services in the Muga River Basin (Catalonia, Spain).
- 5.2 Follow the flow: analysis of relationships between water ecosystem service supply units and beneficiaries.
- 5.3 Deconstructing ecosystem service conflicts through the prisms of political ecology and game theory in a north-western Mediterranean river basin.
- 5.4 What is a river basin? Assessing and understanding the sociocultural mental constructs of landscapes from different stakeholders across a river basin.

## 5. Resultados

### 5.1 Where Do Ecosystem Services Come From? Assessing and Mapping Stakeholder Perceptions on Water Ecosystem Services in the Muga River Basin (Catalonia, Spain).

Garau, E., Vila-Subirós, J., Pueyo-Ros, J., Ribas, A., 2020. Where do ecosystem services come from? Assessing and mapping stakeholder perceptions on water ecosystem services in the Muga river basin (Catalonia, Spain). *Land* 9, 1–21.

<https://doi.org/10.3390/land9100385>

**Abstract:** Reductions in water availability and increasing rainfall variability are generating a narrative of growing competition for water in the Mediterranean basin. In this article, we explore the distribution and importance of water resources in the Muga River Basin (Catalonia, Spain) based on key stakeholders' perceptions. We performed a sociocultural evaluation of the main water ecosystem services in the region through stakeholder interviews and participatory mapping. The basin was generally perceived as a hotspot of ecosystem services, but we detected varying opinions and considerable differences in the perceptions of importance and spatial distribution of water ecosystem services. These discrepancies were linked to the varying levels of stakeholders' dependence on water. Our findings are important for contributing to correct water planning and management in the river basin, which is a complex water social system marked by conflicts between different stakeholder groups vying for the same resource. This complex situation requires bottom-up strategies to create transparent, participatory decision-making models.

**Keywords:** socioecological systems; water ecosystem services; participatory mapping; stakeholder values; spatial analysis; river basin

**Publicado en:** *Land* 2020, 9, 385

**Acceso directo al artículo:** <https://doi.org/10.3390/land9100385>

## 1. Introduction

Water ecosystems in the Mediterranean basin are increasingly under threat from anthropogenic pressures in a scenario marked by profound environmental changes that are placing even greater stress on these systems and diminishing their ability to provide an adequate flow of ecosystem services (ES). The Mediterranean basin is one of the most vulnerable areas of the planet [1,2] and water resources one of the main causes of socio-environmental conflicts [3]. According to recent forecasts, the Mediterranean is facing a future marked by increasing water demands, declining rainfall, rising temperatures, and longer drought periods [2,4]. Water scarcity is therefore a matter of great concern and, like many environmental issues, it is closely linked to problems of a social, economic, and political nature [4].

Most economic activities, including tourism, are heavily dependent on water and have a significant impact on its use and consumption [5]. Demand peaks in the summer months, which is precisely when the Mediterranean's water ecosystem services (WES) are at their most vulnerable. Although coastal wetlands are one of the world's most degraded ecosystems [6], they are a major tourist attraction due to the wealth of opportunities they offer for recreational activities such as walking, bird watching, and fishing [7].

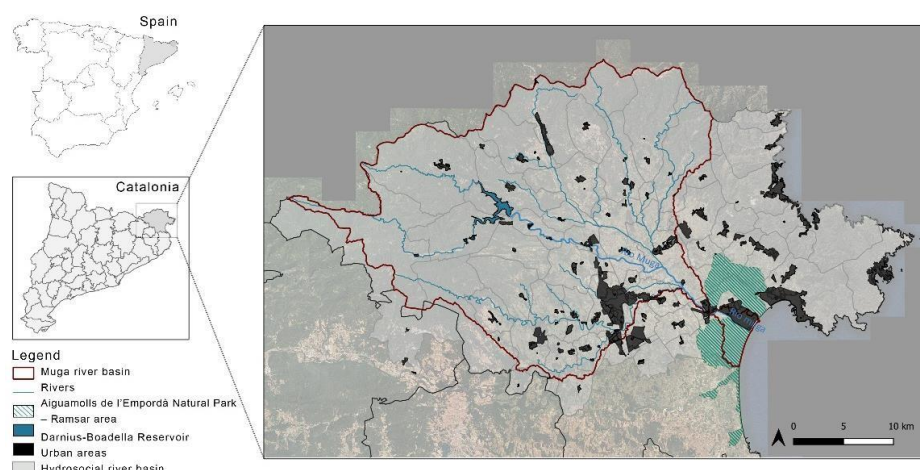
Although human activities have a direct and indirect influence on water resources, few studies have considered their combined effects [8]. Surface and groundwater flows are needed to produce food and energy [9] and to shape landscapes and ecosystems that provide both passive services (e.g., enjoying beautiful scenery) and active services (e.g., recreational activities) [10]. Ecosystems and society, however, are closely linked and are constantly interacting with each other [11]. However, how aware is society of these links? Sociocultural evaluations of ecosystem services serve to explore differing perceptions and value systems among stakeholders, identify priorities, needs, and objectives, and integrate these into joint decision-making processes [12]. There are not many studies that specifically focus on a sociocultural assessment on water and water ecosystem services (WES) (but see [13,14]). On the other hand, numerous studies analyze ES from a sociocultural perspective, integrating the supply and demand of ES, [15–23]. Most of these studies use different participatory techniques such as interviews [13,24], workshops [12,25,26] or participatory mapping processes online [22] for the analysis of different ES. These different participatory techniques allow the identification of hotspot areas of supply and demand and trade-offs and bundles between ecosystem services [12,22,25] and the study social preferences with respect to ES [13,17] as well as their visualization spatially according to the different stakeholder profiles [12], often with conflicting interests. Sociocultural evaluations also help determine different levels of stakeholder dependence on their surroundings and identify divergent interests in terms of landscape planning and management [27]. Nevertheless, inside this growing methodological framework, the combination of different participatory techniques to analyze ES is not very common yet [28], and participatory methodologies are they are mostly explored in cultural ES, rather than provisioning or regulating ES, where biophysical or economic evaluations are more common [12,24,29,30]. Moreover, sociocultural analysis finds little application in decision-making processes and the gap between scientific results and how to transform them into operational landscape planning policies in a real context is still big [30]. In order to contribute to these gaps in ES sociocultural valuations, the aim of our study was to apply a methodological approach that combines different socio-cultural techniques, interview and participatory mapping, to analyze WES, which on the one hand allows us to have an in-depth socio-qualitative analysis of ES and stakeholders' value systems about WES



and, on the other hand, explores the great potential of these methods for their practical applicability in decision-making processes from a participative and social learning point of view. The main purpose of this research was to examine stakeholder preferences and the spatial distribution of WES in the Muga River basin and to determine how changes in the supply of these services might influence stakeholders either directly or indirectly. The article is structured into four sections, each with a different aim: (i) to identify the most important WES in the basin, (ii) to explore stakeholder preferences, perceptions (from a qualitative and spatial perspective), and social values in relation to these services, (iii) to identify and map WES hotspots in terms of supply, demand, and threats, and (iv) to analyze key stakeholder concerns in relation to water resources in the Muga river basin.

## 2. Study Area

This case study was performed in the Muga river basin, which is located in northeast Catalonia, Spain, just south of the French border (Figure 1).



**Figure 1.** Territorial framework of the Muga river basin.

The basin covers a surface area of 854 km<sup>2</sup> and the river runs for 64 km. It is born in the Pre-Pyrenees (in the Puig de la Llibertat mountain) at an altitude of 1200 m and flows into the Gulf of Roses through the marina in Empúriabrava. With a mean annual flow of 2.5 m<sup>3</sup>/s [31], the river has a typically Mediterranean regime, although its flow is regulated by the Darnius-Boadella reservoir, which is the main source of water supply for the entire basin. Since the mid-20th century, the Muga river basin has experienced a progressive increase in intensive crop and livestock farming and urban and tourism development, particularly along the coast. The particularities of the basin, coupled with the changes in recent decades, have fueled tensions and conflicts over increasingly scarce water resources [32,33]. The basin is a socioecological system, where the landscape has been shaped by dynamic interactions between society and ecosystems and where heritage elements related to water have historically been and continue to be of enormous social and cultural importance.

Geographically speaking, the basin can be divided into three main areas: the headwaters (the high basin), which is an eminently mountainous area with extensive forestland; a central area (the middle basin), home to one of the most Catalonia's productive agricultural plains and the city of Figueres; and a coastal area (the low basin), a renowned international tourist destination [34]. The

coastal area contains the Aiguamolls de l’Empordà Natural Park (AENP), a natural reserve that has been a member of the Ramsar International Network of Protected Wetlands since 1993 [35]. These three unique areas converge to form a dynamic river basin with extraordinary environmental, social and economic diversity. Additional information on the study area is given in Table 1.

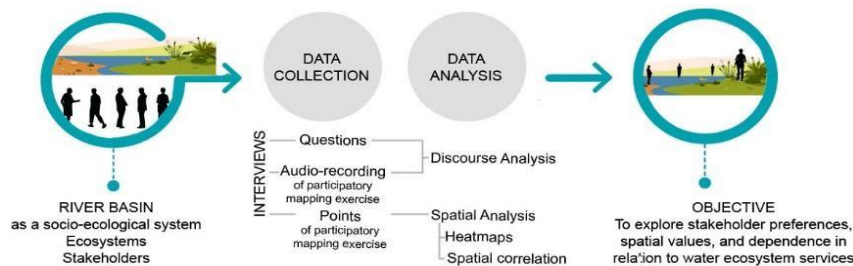
**Table 1.** Characteristics of the Muga river basin.

<b>River Length</b>	<b>65 km (from La Garrotxa d’Empordà Mountains to Castellò d’Empúries Beach)</b>
Extension	758 km <sup>2</sup>
Landscape typology	Mountain (holm oak, cork oak, and pine trees and bushes) Agricultural plain (irrigated crops: corn, sorghum, sunflowers, rice; fruit trees: apple, nectarine, peach; vineyards, olive trees and rain-fed cereals) Coastline (coastal dunes and wetlands, tourist and residential buildings, tourist facilities and campsites)
Protected areas	Albera Natural Park, Alta Garrotxa Natural Park, Salines-Bassegoda Natural Park, and Aiguamolls de l’Empordà Natural Park (Ramsar wetlands site)
Population	140,000 inhabitants
Land uses	71% forest, 24% crops (estimated 75% of all water consumption in basin), 10% urban (estimated 20% of all water consumption in basin) (Pascual et al., 2016)
Sources of socio-environmental conflicts and tensions	Water contamination due to high nitrate levels in agricultural soil (pig farming); excessive groundwater extraction; morphological changes to river; invasive species; morphological changes to coastline.

The growth of tourism from the mid-20th century onwards changed the traditional composition of the river basin, particularly along the coast, where the proliferation of hotels, campsites, holiday homes, and tourist facilities transformed the seafront into a powerful tourist attraction [36,37]. Tourism peaks in the summer months, placing considerable demands on local water resources and generating a veritable tourism-dependent water cycle (hydro-tourist cycle) that has a decisive influence on the hydrological and social water cycles. The tourism industry is heavily dependent on water and is also a major beneficiary of the ES it provides. The basin has also experienced a growth in intensive crop and livestock farming in recent decades, which has resulted in an increase in agricultural land and changes in crop types (from dryland to irrigated crops). Intensification of livestock farming, and pig farming in particular, has also placed greater demands on water supplies and contributed to the nitrate contamination of many of the main aquifers in the basin [38].

### 3. Materials and Methods

The methodology used to collect and analyze data in this study is summarized in Figure 2.



**Figure 2.** Methodological workflow.

### 3.1 Identification of WES by an Expert Panel

We assembled a panel of experts from different scientific disciplines familiar with the study area to identify the main WES in the Muga river basin for use in a subsequent participatory mapping exercise with a selection of key stakeholders. The panel was held in July 2019. It lasted for approximately 4 h and brought together six experts from different backgrounds (ecosystem services, water ecosystems, climate change, and other fields of expertise). Drawing on the work of Palomo et al. [25], the experts were first tasked with selecting the eight most important WES in the basin using previously prepared panels featuring all the ecosystem services in the area, based on the Common International Classification Ecosystem Services, v5.1 [39].

Each expert was asked to fill out a form in which they had to rate the importance of each WES on a scale of 1 to 5 and identify the trends of each ecosystem service and the scale of its beneficiaries (local, regional, national or international). They then compared notes in an open debate. In the event of discrepancies, they were encouraged to continue their discussions until they reached a consensus. The WES identified and selected according to their importance were then mapped in a participatory exercise. The same mapping process was used with the selected stakeholders (Section 3.2).

### 3.2. Data Collection: Interview Design, Sampling, and Participatory Mapping

The data generated by the expert panel was used to build the stakeholder interview model under the premise that, “ecosystem services research should be ‘user-inspired’ and ‘user-useful’” [25,40]. A mixed model with open and closed questions was chosen to allow interviewees to express their opinions and explore in depth themes not initially covered. The interview was structured into five parts designed to explore: (i) familiarity with the study area, (ii) familiarity with the concept of ES, (iii) perceptions of WES importance, demand, vulnerability, and spatial position, (iv) perceived problems (existing and future) and concerns about water resources, and (v) socioeconomic profile (gender, age, place of residence, etc.). The interview model was built on the work of Iniesta-Arandia et al. [17] and was reviewed by researchers outside the project.

The stakeholders were selected by non-proportional quota sampling [41,42] to ensure that all major stakeholder groups were represented. The initial list of potential participants was expanded with the help of stakeholders already identified in previous studies in the same area [43,44]. The stakeholders were categorized into two groups: (i) those that were directly dependent on the water cycle (DD stakeholders), such as crop and livestock farmers, natural park service officers, and members of the on-site recreational tourism sector; and (ii) those that were indirectly dependent on the water cycle (ID stakeholders), such as members of the business tourism sector, environmental groups, and technical and political officers (Appendix A). One of the main reasons for this grouping was to analyze whether different levels of dependence influence perceptions and concerns about possible changes in WES provision [17]. Thirty-two stakeholders were contacted and 27 agreed to participate in the interview. The five people who declined were from the hydroelectric and tourist sectors. The interviews were held between June and November 2019. Each interview was audio-recorded and transcribed in full. The facilitators responsible for leading the discussions were key to the success of the mapping exercise, where the communication between the interviewee and the interviewer was fundamental to ensure that everyone’s opinions were taken into account and to avoid mechanisms that could affect the mapping results, as

explained by Brown and Kyttä [45]. Following the methodological lead of Brown et al. [30] and Raymond et al. [41], we opted for a hard copy mapping system as we consider this to be an ideal tool for stimulating debate, encouraging participation, and facilitating the location of WES [20,24,46,47]. We used a 1:50,000 topographic map on which the experts and the stakeholders interviewed were asked to position the following for each WES: (i) service provision units (SPU), (ii) service benefiting areas (SBA), and (iii) degraded SP units (dSPU) [12,25]. They marked these points on separate maps using colored dots (green, blue, and orange, respectively), with a radius of 1 cm (equivalent to 500 m in reality) [12,20,25]. They were allowed to place as many dots (points) as needed. Once all the WES had been mapped (3 maps for each WES, with a maximum of 18 maps per stakeholder), a vertical photograph was taken of each map to facilitate subsequent digitization of points in Geographic Information System (GIS) layers.

### 3.3. Data and Content Analysis

To analyze stakeholder preferences and perceptions, their answers to the interview questions were coded by category and the overall responses analyzed by descriptive statistics. The transcripts of the conversations that took place during the mapping exercise were analyzed by discourse analysis. Such conversations can provide invaluable insights into reasons underlying decisions and spatial values. We therefore coded each of the units—SPU, SBA, and dSPU—and the reasons given for deciding on their location. The use of coding to understand the spatial distribution of WES hotspots and areas is based on the premise that elements that are mentioned most often are presumably those considered to be most important to society and should therefore be given priority in decision-making processes [29,48]. The transcripts were coded in Maxqda software v. 10 [49] and the data processed and analyzed in Jamovi (v. 1.0.7.0) [50].

### 3.4. Spatial Data Analysis

The results of the participatory mapping exercise were digitized and analyzed using QGIS v.3.10 [51]. Vector data in the form of shapefiles were created using the points on the maps and the associated information on WES category, name, and unit (SPU, SBA, dSPU), and stakeholder profile. A total of 11,023 points, including those marked by the expert panel, were digitized and divided into 428 layers. In line with the definition of hotspot by Palomo et al. [25], point density was analyzed by calculating kernel density rasters (*qgis:heatmapkerneldensityestimation*) in PyQGIS. To this end, we used a mobile window (radius) of 5000 m (chosen as the optimal size after several trials) and a cell resolution (pixel size) of 500 m (the same size as the colored mapping dots) [52]. The different heatmaps were then combined and overlaid to obtain ecosystem service hotspots (SPH), service benefiting areas hotspots (SBAH), and degraded service provision hotspot (dSPH) maps [25]. Correlations between areas were analyzed according to stakeholder group categorization (DD and ID) using the raster library in R [53]. We also analyzed correlations between WES involving trade-offs and their SPH to assess trade-offs and synergies (bundles) between ES [54]. Differences between stakeholder groups were determined using the Wilcoxon test (non-parametric equivalent of *t* test) [55].

## 4. Results and Discussion

### 4.1. Identification of the Most Important WES

The WES identified by the experts were water for irrigation, water for livestock, drinking water (provisioning services), biodiversity, water regulation, and water purification (regulating services), and aesthetic values and opportunities for recreational activities (cultural services). To select which WES to map, these were ordered according to the importance with which they were rated by the experts [56]. The final WES identified as most important were six: water for irrigation and drinking water (provisioning), biodiversity and water regulation (regulating), and aesthetic values and opportunities for recreational activities (cultural). Water for livestock and water purification were ranked in last position by the experts and it was therefore decided not to map them. The experts considered that the WES were of medium to high importance and showed a downward trend. They stressed that changing trends in the context of ES were closely linked to management activities implemented in a given area over time. The scale of beneficiaries was identified as local–regional for provisioning and regulating WES and regional–international for cultural WES.

Most of the stakeholders worked in the study area (59%), were men (85%), and had a university education (70%); they were aged between 32 and 76 years (Table 2).

**Table 2.** Sociodemographic characteristics of stakeholders ( $n = 27$ ).

Variable	Category	<i>n</i>	%	Mean	SD
Gender	Female	4	14.8		
	Male	23	85.2		
Age (years)				47	23.5
Educational level	Primary school	3	11.1		
	Secondary school	1	3.7		
	Vocational training	2	7.4		
	University	19	70.4		
	No studies	1	3.7		
	No answer	1	3.7		
Place of residence	Inside study area	16	59.3		
	Outside study area	11	40.7		
Stakeholder group	Directly dependent (DD) on water ecosystem services	14	51.9		
	Indirectly dependent (ID) on water ecosystem services	13	48.1		

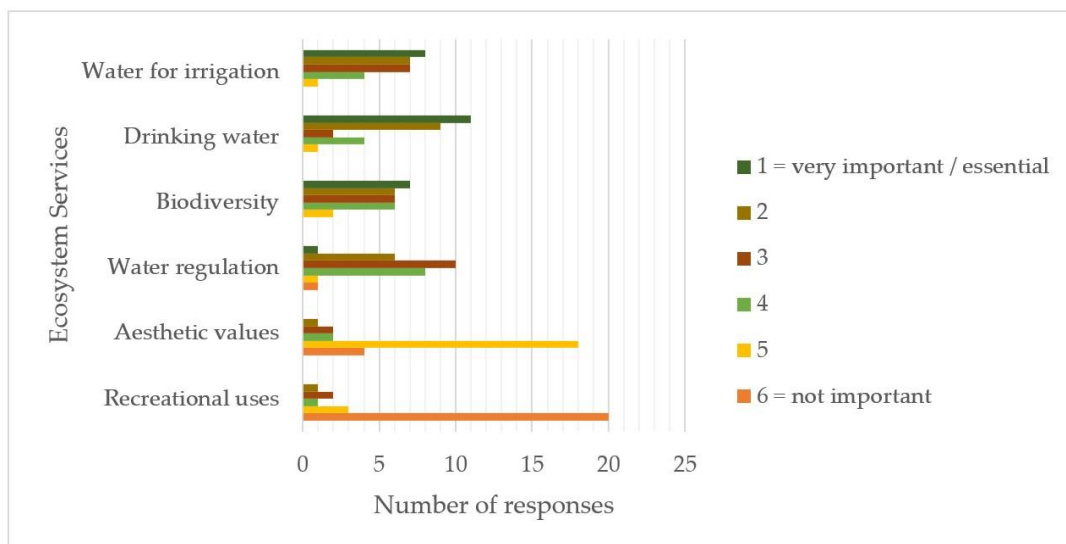
Before being asked to identify and map the different WES, the stakeholders were asked if they were familiar with the concept of *ecosystem services*. Eleven knew how to define it, twelve had never heard of it, and four had heard of it but did not know how to define it accurately. Following the approach of Iniesta-Arandia et al. [17] and Raymond et al. [41], we used the term *benefits-contributions* instead of *ecosystem services* for the rest of the interview to ensure clarity and minimize educational and cultural biases [17,41].

The content and discourse analysis of the interview transcripts produced 61 codes (Appendix B). All the interviewees considered that the Muga river basin benefited people a lot or quite a lot. When asked to give an example, the most common benefits mentioned were quality of life,

availability of food and the ability to produce fresh vegetables and other products, rich biodiversity of flora and fauna, beautiful scenery, a wide range of opportunities for recreational activities, and a lack of air pollution. These results are of particular interest, as most studies of ES that have used open-ended questions to date have not detected answers related to regulating services [13,30,57,58]. In general, all the stakeholders, regardless of whether or not they lived in the Muga river basin, expressed a very strong sense of belonging and considered that basin had an almost bucolic air about it. Comments included:

*“We like this landscape that has been embellished by the hand of man. It is our cultural landscape, it’s what makes the Alt Empordà beautiful; This area is like the Garden of Eden, it has everything, it offers all the resources we need, it’s wonderful. I’m in love with it”.*

DD and ID stakeholders ranked the WES in a similar order of importance (Wilcoxon test,  $p > 0.05$ ). Water for irrigation and drinking purposes were ranked first, followed by biodiversity and water regulation. Cultural WES were perceived as important as they were a tourist attraction but they were not considered essential for well-being. Accordingly they were largely ranked in position 5 or 6, in agreement with findings by Raymond et al. [41] (Figure 3).



**Figure 3.** Perceived importance of water ecosystem services among stakeholders.

The number of dots used (points on the map) did not vary significantly between DD ( $n = 5688$ ) and ID stakeholders ( $n = 5575$ ) (Wilcoxon test,  $p = 0.544$ ). Regulating services had the most points (38.1% of total), followed by cultural (36.1%) and provisioning services (25.8%). WES perceived as important but that have few points on the map (e.g., provisioning services) can be considered to be particularly vulnerable, as they are dependent on just a few supply areas. The number of points used to map a WES is not always linked to its perceived importance. Drinking water, for example, is very important, but it was mostly concentrated at a single point, the Darnius-Boadella reservoir. The interviewees also perceived landscapes with aesthetic values as being very valuable in terms of biodiversity and habitats; they therefore typically used similar points to identify regulating and cultural services. The WES with the highest number of points was biodiversity, with 2349 points (20.9%), followed by aesthetic values, with 2056 points (18.3%) (Table 3). Stakeholders in the DD group used more points to map biodiversity, water regulation, and cultural WES, while those in the

ID group used more points to map provisioning WES. DD stakeholders (e.g., crop and livestock farmers) used fewer points to map WES they interacted with daily in relation to their sociodemographic profile and familiarity with WES. Better knowledge of the basin, for example, resulted in more accurate mapping, with a greater focus on the position of provisioning units and better positional accuracy and completeness of each WES. The reliability of data obtained via ES mapping, however, remains to be determined in many cases [58].

**Table 3.** Number of points mapped for each water ecosystem service category and unit by stakeholders directly and indirectly dependent on these services (directly dependent (DD) and indirectly dependent (ID) stakeholders).

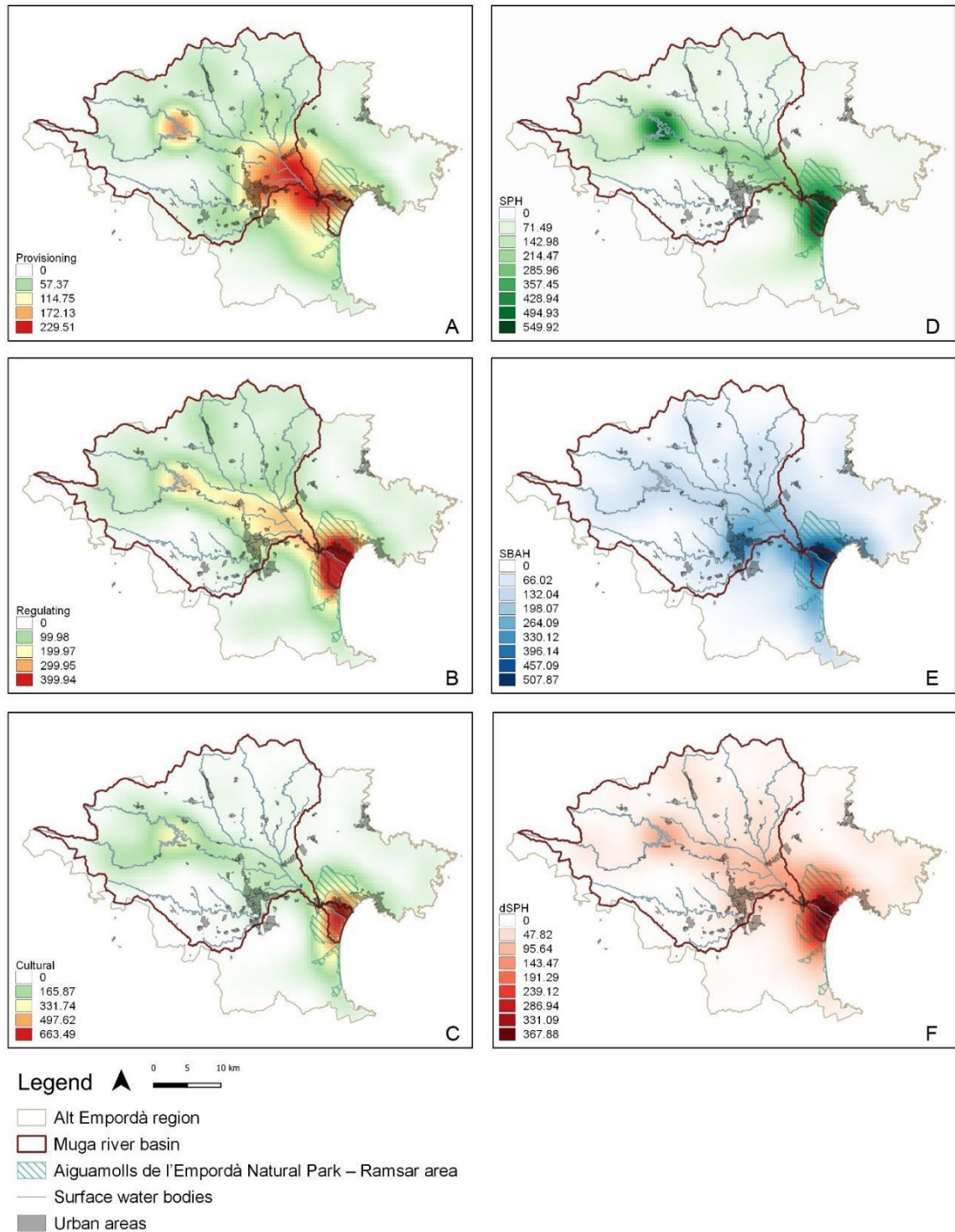
Category	Number of Points Mapped		
	Water Ecosystem Services	Group	
		DD	ID
Provisioning		1372	1535
	Water for irrigation	603	637
	Drinking water	769	838
Regulating		2264	2027
	Biodiversity	1245	1104
	Water regulation	1019	983
Cultural		2052	2013
	Aesthetic values	1023	1033
	Recreational uses	1029	980

#### 4.2. Social Perceptions and Spatial Distribution of WES

The WES hotspots mapped out were distributed differently through the basin according to category (provisioning, regulating, cultural) and unit (SPU, SBA, dSPU) (Figure 4). The provisioning WES hotspots mainly coincided with the Darnius-Boadella reservoir (around 190 points), which is the main source of irrigation and drinking water in the basin [32]. The Muga river also had two small dams that distribute water to irrigation channels in two key agricultural areas and to a number of towns and villages [59]. The agricultural plain was also considered a provisioning ES supply hotspot area (with around 230 points), as it contains numerous wells that extract water directly from the underground aquifers. Just eight of the 27 stakeholders considered that the forests and woods in the upper basin had a decisive role in guaranteeing the provision of water to the rest of the basin (around 43 points), contrasting with the views of the experts, who saw forests as having a crucial role in water storage and regulation. The stakeholders, however, did consider that forests in the upper basin (with around 70 points) and the main stem of the river, its tributaries, and the coastal wetlands (with around 530 points) were crucial for water regulation and for the presence and conservation of natural aquatic habitats. These results highlight the importance that stakeholders attach to the AENP in the lower basin and show that they recognized the important role that coastal wetlands play in biodiversity and in minimizing coastal erosion and the effects of heavy rainfall, river overflow, and sea storms [6]. The cultural hotspots identified were the AENP, the coastline,



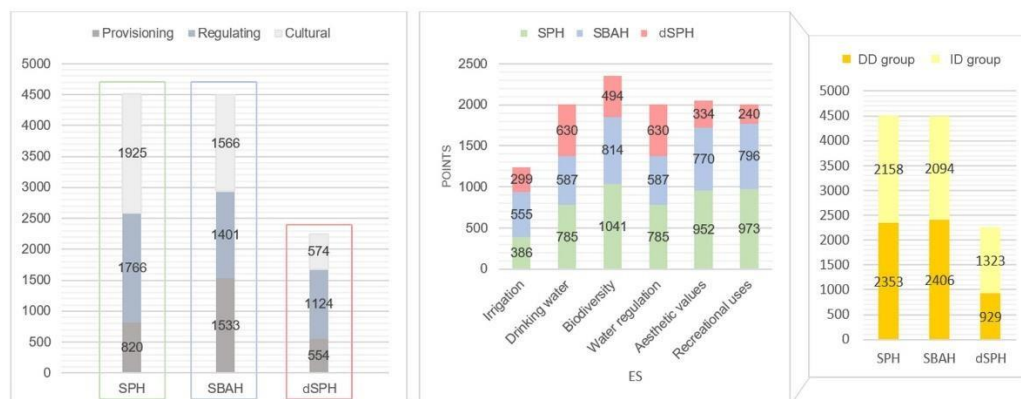
the high stretch of the river, the river mouth (about 325 points) and the Darnius-Boadella reservoir (around 163 points). These elements were mainly perceived as cultural hotspots because of their natural beauty and the opportunities for recreational activities.



**Figure 4.** Intensity raster maps of water ecosystem service categories, Provisioning (A), Regulating (B), and Cultural (C) (left) and SPH hotspots (D), SBAH hotspots (E), and dSPH hotspots (F) (right) as perceived by stakeholders. SPH indicates service provision hotspots, SBAH, service benefiting areas hotspots, and dSPH, degraded service provision hotspots.



There were no significant differences between DD and ID stakeholders in terms of the number of points used to map SPH, SBAH, or dSPH or in their spatial distribution. As shown in Figure 5, ID stakeholders used more points to identify degraded SPHs (with the exception of water regulation). By contrast, DD stakeholders used more points to map SBAH, which were mainly located on the coast, in urban areas, and in the agricultural plain.



**Figure 5.** Distribution (number of points) of SPH, SBAH, and dSPH by water ecosystem category (**left**), unit (**center**), and stakeholder profile (**right**). DD, directly dependent; ID, indirectly dependent; dSPH, degraded service provision hotspot; SBAH, service benefiting areas hotspot; SPH, service provision hotspot.

As for WES categories (Figure 5), the stakeholders used more points to map regulating SPH (in particular biodiversity) and cultural SPH. In the case of SBAH, water for irrigation and human consumption, aesthetic values, and opportunities for recreational activities were mapped most. dSPH had the fewest points, but hotspots related to water regulation ES (rivers, forests in the high basin, and coastal wetlands) were considered to be the most degraded areas. All the stakeholders recognized the different anthropogenic pressures on the lower part of the Muga river and the AENP, which was considered both an SPH and a dSPH.

Our findings are consistent with those reported by Palomo et al. [25], who showed that provisioning ES tend to be located outside protected areas, while regulating and cultural ES tend to be located within these areas.

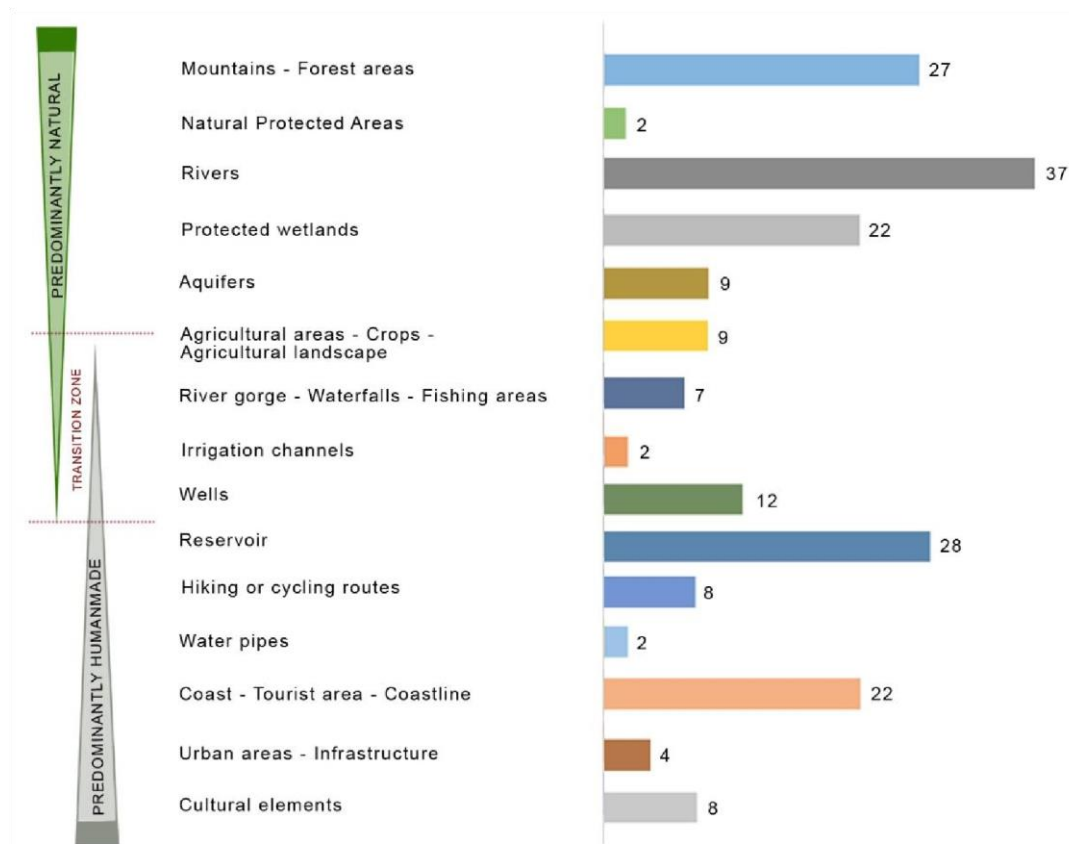
Urban dwellers and national and international tourists were all perceived as WES beneficiaries. Both DD and ID stakeholders, however, mapped regulating SPU and dSPU in the same area. Moreover, our density maps show that DD and ID stakeholders differed in their perceptions of the location of hotspots. For the DD stakeholders, these tended to be located more in natural spaces (rivers, wetlands, and forests), while for the ID stakeholders, they were spatially more spread out and particularly present along the coast.

The analysis of the participatory mapping audio-recordings revealed differences in perceptions according to type of WES category (provisioning, regulating, cultural) and unit (SPU, SBA, and dSPU). For example, in answer to the question, “Where, in your opinion, does irrigation water come from?” or

“Which areas supply this benefit?”, the stakeholders typically answered: “*Water clearly comes from the sky, is there any other possible answer to this question?*”.

When asked to map the WES units, the stakeholders identified humanmade elements, such as the reservoir, wells, irrigation canals, and dams along the river as provisioning SPU and natural elements such as forests, mountains, and rivers as cultural SPU. In a study of the links between

cultural ES and urban forest features, Baumeister et al. [52] showed that people considered humanmade elements to be an important part of cultural services. Our study shows that this was also the case for provisioning and regulating WES in the Muga river basin, which are in theory more closely linked to the ecological functioning of ecosystems than to cultural aspects. Most of the SBA elements were positioned in urban areas, in the agricultural plain, and along the coast (mainly campsites and tourist resorts). Most of the dSPU elements identified were natural features, such as the AENP, the coastline, the agricultural plain, the river and its tributaries, and the river mouth. Nonetheless, humanmade elements, such as irrigation channels, historical-cultural features (mills, factories, and fountains), the reservoir, and urban areas were also identified as dSPU (Figure 6). It is important to note that while the stakeholders coincided in their choice of dSPH, their reasons varied depending on their profile, highlighting the existence of different value systems that can generate conflicting views [13,17], as dependence on a given service would affect perceptions of possible impacts on activities.



**Figure 6.** Gradient of elements mentioned as predominantly natural or humanmade and frequency of mentions as service provision hotspots SPH, service benefiting areas hotspots SBAH, or degraded service provision hotspots dSPH (adapted from Palomo et al. [60]).

The spatial correlation analysis allowed us to explore differences in value systems, visualize potential sources of conflict over the use of water resources, and better understand the power relations that shape decision-making processes [13,16,41] (Table 4).

**Table 4.** Spatial correlations between water ecosystem service SPH, SBAH, and dSPH according to perceptions of directly dependent (DD) and indirectly dependent (ID) stakeholders.

SPH-DD	SPH-ND	SBAH-DD	SBAH-ND	dSPH-DD	dSPH-ND
SPH-DD	0.944	0.808	0.647	0.892	0.801
SPH-ND		0.742	0.631	0.832	0.794
SBAH-DD			0.919	0.924	0.835
SBAH-ND				0.816	0.857
dSPH-DD					0.883
dSPH-ND					

Abbreviations: DD, directly dependent; ID, indirectly dependent; dSPH, degraded service provision hotspot; SBAH, service benefiting areas hotspot; SPH, service provision hotspot.

Spatially, the WES supply areas were strongly correlated, indicating that they are sources of potential conflicts and trade-offs. SBAH and SPH, however, were not positioned in the same area, showing that stakeholders perceive that most WES are not “consumed” where they are generated. We also observed a greater overlap between SPH and SBAH among DD stakeholders, suggesting that they perceive lower WES mobilization than ID stakeholders. Similarly, they would appear to perceive themselves as having a close relationship with provisioning WES supply points, probably because changes in supply would affect their activities more than those of ID stakeholders.

Analysis of divergences and factors influencing preferences is crucial for identifying potential areas of conflict or tension and for understanding the reasons behind different choices [12,13,17,48]. Analysis of trade-offs between WES thus can help identify at-risk areas and potential conflicts between groups of stakeholders. The concept of “trade-off” indicates that the provision of one ES would reduce the provision of another. Therefore, when two ES involving trade-offs are strongly correlated, it means that they are being generated in the same place and may therefore lead to conflict. Trade-offs were identified by the question, “Do you think there is competition for water? And if so, what are the main problems?” [61]. Based on the answers to these questions, the relationships between WES were classified as trade-offs or bundles (Table 5).

**Table 5.** Direct interactions between water ecosystem services (WES) in the Muga river basin as perceived by stakeholders.

WES (X) WES (Y)	Irrigation	Drinking Water	Biodiversity	Water Regulation	Aesthetic Values	Recreational Uses
Water for Irrigation		↓	↓	↓	↔	↔
Drinking water	↓		↓	↔	↓	↔
Biodiversity	↔	↔		↔	↑	↑
Water regulation	↑	↑	↑		↓	↓
Aesthetic values	↔	↔	↔	↔		↓
Recreational uses	↔	↓	↓	↓	↓	
↓	An increase in (Y) has a reducing effect on (X). Strong probability for exclusion and competition perceived by stakeholders (trade-offs) → Negative relationships					
↑	An increase in (Y) has a supporting effect on (X). Strong probability for mutual support perceived by stakeholders (bundles) → Positive relationships					
↔	An increase in (Y) has no relevant direct effect on (X) → No significant direct interactions perceived by stakeholders					

We also tested the correlation between different SPH (Table 6).

Water for irrigation and drinking water (provisioning services) and water for irrigation and water regulation involved the most trade-offs between each other ( $r > 0.80$ ). The correlation coefficients between provisioning services and biodiversity, followed by cultural WES, confirmed that these two categories do not coincide spatially. We also observed that relationships between WES could be negative (trade-offs) or positive (bundles) depending on the direction of the relationship [54]. For example, an increase in water for irrigation would reduce water regulation, but an increase in water regulation would not increase the availability of water for irrigation. A similar trend was observed for cultural WES, which coincided in terms of position and had clearly opposing trade-off directions. All the stakeholders were of the opinion that an increase in opportunities for recreational activities would result in a reduction in aesthetic values, while an increase in aesthetic values would result in increased opportunities for recreational activities (synergy). An increase in biodiversity was also perceived as positive as it would increase both aesthetic values and opportunities for recreational activities (e.g., bird watching in wetlands). By contrast, an increase in aesthetic values and opportunities for recreational activities would have a negative impact on biodiversity.

**Table 6.** Spatial correlation between provisioning water ecosystem service hotspots (SPH) generating trade-offs. Yellow color represents trade-offs; green color represents synergies (bundles); grey color represents partial spatial match.

	SPH_Irrigation	SPH_Drinking Water	SPH_Biodiversity	SPH_Water Regulation	SPH_Aesthetic Values	SPH_Recreational Uses
SPH_Irrigation		0.8449133	0.6556189	0.8113572	0.6382932	0.6106935
SPH_Drinking water			0.5101186	0.7811566	0.6545207	0.6117226
SPH_Biodiversity				0.8889195	0.9065911	0.9027135
SPH_Water regulation					0.8927745	0.8598754
SPH_Aesthetic values						0.9833962
SPH_Recreational uses						
		Spatial match and trade-offs → Negative relationships				
		Spatial match and synergies (bundles) → Positive relationships				
		Partial spatial match				

Our findings for trade-offs and bundles based on the correlation analysis and interview data shed light on possible sources of conflict or tension among stakeholders in the Muga river basin. Twenty of the 27 interviewees were of the opinion that there was competition for water. The main “concerns” expressed in response to the question “Are you worried about a decline in water resources and if so, why?” (Appendix B, q4.2) were related to climate change, in particular greater rainfall variability and more intense drought episodes. These concerns echo those raised in a recent study of tourist accommodation owners and managers in the Muga river basin who expressed concerns about the effects of climate change in the basin [62]. Nonetheless, most of them did not perceive serious risks to the future of tourism or their businesses, and some were even of the opinion that global warming could benefit them by lengthening the tourist season. We found numerous other studies that focus on a sociocultural evaluation of ES, although not specifically in WES, in other countries of the Mediterranean Basin, most of them on the Iberian peninsula [12,16,17,22]. The results of these researches underlined the need to increasingly apply this type

of methodology, mostly in contexts such as the Mediterranean basin, where the relationship between WES and society is so delicate, especially referring to climate change, in one of the most affected areas that has already exceeded the 1.5 °C threshold [4].

The stakeholders interviewed in our study were very concerned about loss of biodiversity and habitat destruction and the increased demands on water due to human pressures, particularly from the urban and tourism sectors. The agricultural sector was perceived as the most problematic sector

(mentioned by 20 of the 27 stakeholders); this perception is in line with the findings of the European MEDACC LIFE project [38], which estimated that 75% of all water in the Muga river basin was used for agricultural purposes. The tourism and urban sectors were mentioned as problematic by a similar number of stakeholders (17 and 16, respectively) (Appendix C). The above perceptions are supported by the results of the mapping exercise. Many stakeholders, however, claimed that conflicts due to competing demands for water arise in times of scarcity. In other words, they are closely linked to climate conditions and the availability of water at a given time. The discourse analysis of the opinions expressed by the stakeholders support the data presented thus far. The agricultural industry was identified as the main consumer of water in the basin:

*“All the water from the reservoir goes to agriculture; the levels drop to dramatic levels two months a year and all the water is used for agriculture; there’s no water in the river the rest of the year, we’re outraged, they’re throwing it away”.*

The farmers, by contrast, said:

*“When there’s a drought, priority is given to urban and tourism uses, and we’re the ones who are most affected. We’re the only ones who change what we do to use water more efficiently, for example, by planting crops that are more suited to the effects of climate change (temperature, rain, wind, humidity”.*

These were some of the burning issues that sparked debate among the various stakeholders, confirming the tensions that have historically marked the use of water in the Muga river basin [32]. Ten of the 27 stakeholders stated that competition was greatest between the agricultural sector and the tourism industry, particularly in the summer months, when water for irrigation is needed most and when the number of visitors to the area (local and international holidaymakers) is at its highest [32,36,37].

Some of the stakeholders from the agricultural sector went into quite some detail on this issue:

*“More and more water is needed for general consumption and tourism; the entire coastline consumes a lot of water here in summer. The thing is, this area has always been agricultural; tourism came later and water that used to be for agriculture has been extracted from the aquifers and now there is less. The need for water has increased, but there is no control, nobody is looking at how many showers tourists are taking a day, for example. But everything we do is controlled. But in our case, a high proportion of the water we use goes back to the aquifer”.*

The stakeholders also mentioned problems related to the salinization and nitrate contamination of groundwater and water from wells, which reduce the supply of water fit for human consumption and have a negative impact on natural habitats and biodiversity. These issues also spark conflicts

between the agricultural sector and conservationists. On the contrary, the stakeholders were of the opinion that the agricultural sector had less influence on decisions regarding water use than the urban and tourism sectors. Thirteen of the 27 stakeholders considered that the agricultural sector had considerable power while 17 thought that was the case for the other two sectors. The majority of stakeholders thought that the conservationist sector had no decision-making power, with just 10 mentioning that they had moderate power. All the stakeholders agreed that the public administration sector had the greatest decision-making power and they mentioned a lack of communication and a prevailing top-down approach (Appendix C).

## 5. Conclusions

WES provide a diverse range of benefits that are crucial to our well-being. While some of these services, namely provisioning and cultural services, are clearly recognized by stakeholders, our results support previous findings that the benefits of regulating services are less evident [63], particularly to stakeholders who are less dependent on water. Our study shows the importance of understanding how perceptions and decision-making processes related to water resource management in a scenario of conflict marked by increasing demand for water and increasingly scarce water resources are influenced by sociocultural values. In a context of ever-greater complexity, one of the strengths of sociocultural evaluation and participatory techniques is that they can identify ES hotspots that are potential sources of conflict for sectors with incompatible or divergent interests.

Our findings also highlight the importance of recording and analyzing opinions expressed during participatory mapping as this provides essential information for subsequent data evaluation and interpretation. This approach enabled us to explore in detail the involvement of stakeholders in water resource management, their level of decision-making power, their knowledge and vision of the basin, and their views of bottom-up strategies [12,47].

At the end of the interview, the stakeholders were asked about their opinions on the methodology used. Most of them thought that mapping was a very useful tool for visualizing the location and distribution of problems, for obtaining information, for improving the management of natural resources, and, in particular, for creating a shared awareness of the region. Highlighting, however, the power game that exists between certain groups, six of the 27 stakeholders stated that the methodology should be accompanied by scientific validation and representativeness, stating that:

*“If only the most influential actors put points where they want, lying about reality and their behaviors, and influencing the weakest, they’ll end up making their own interests prevail, like always”.*

This statement reflects the difficult interaction between multiple stakeholders and the lack of transparency in how environmental problems are managed at the public administration level. We believe that more studies of how WES are understood and perceived by stakeholders are needed to gain a better understanding of the multifunctional nature of river basins and to generate new knowledge that will contribute to greater social acceptance of conservation measures and restoration of aquatic ecosystems [63].

Our findings also highlight an interesting paradox: WES are not humanmade, but many of their SPU are (e.g., the reservoir, wells, irrigation channels, water purification plants) and in many cases

they can eclipse the role of ecosystems and our dependence on them. They also highlight a lack of awareness of the close link between water availability and ecosystems, and the difficulty of answering questions such as, “Where does the water in the reservoir (well/tap) come from?”

Our study shows that the generated maps can be used not only as a diagnostic tool, but also as an operational tool to help the administrative actors in decision-making processes by integrating and involving the views of stakeholders from the beginning. This could be one of the new directions of research for the future, trying to combine these sociocultural techniques and participative map processes with the operational tools and instruments for landscape planning, with the aim to build and construct a shared knowledge between public administration and stakeholders in the very initial part of decision-making processes, in order to orient political choices and landscape management towards specific needs and holistic long-term visions.

In conclusion, it is essential to integrate frequently divergent outlooks, experiences, and priorities to create tools that will ensure a holistic, cross-disciplinary vision of water systems such as a river basin. The ultimate goal is to avoid egocentric attitudes and water and territorial management models not based on the needs and perceptions of different sectors, as this will ultimately help achieve a shared consensus and build social resilience for addressing the changes that lie ahead. In line with the findings of other authors [58,64], this study shows the need to apply wisdom of the crowd approaches to water and WES management, using collective intelligence and social learning to identify problems and conflicts and to find inclusive solutions that account for the complexity of interests, opinions, and values in order to foster a better relationship between humans and nature.

**Author Contributions:** Conceptualization, E.G.; Data curation, E.G.; Writing—original draft, E.G., J.V.-S., J.P.-R. and A.R.P.; Writing—review and editing, E.G., J.V.-S., J.P.-R. and A.R.P. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** This research was funded by the financial support of the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness through the project “Incentives and barriers to water conservation in the tourism sector. Analysis and proposals for efficient water management” (CSO2016-75740-P).

**Acknowledgments:** We thank all respondents of our study for their attention and time.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.

## Appendix A

**Table A1.** Stakeholder categorization.

Stakeholder Groups	
<i>DD (Directly dependent on WES)</i>	Crop/livestock farmers (agriculture) Natural protected areas On-site recreational tourism sector Recreational leisure tourism sector
<i>ID (Indirectly dependent on WES)</i>	Tourism business sector Environmental groups and associations Public bodies (political level) Public bodies (technical level)

Appendix B

**Table A2.** Coding of interview responses and categories derived from the content analysis (Code structure– categories–code frequency).

<b>Q1.5 If you had to describe this territory to a person who lived outside the Muga river basin, how would you describe it in a minute?</b>	
q1.5\Rurality	3
q1.5\Place of transit and communication	6
q1.5\Landscape diversity/multifunctionality	16
q1.5\Tourism	7
q1.5\It gives you many options	0
q1.5\Physical description	
q1.5\Physical description\land uses (crops, urban areas, different landscapes)	8
q1.5\Physical description\coast—plain—mountain	11
q1.5\Physical description\weather	3
<b>Q2.2 Do you think that this territory, defined by the Muga river basin, and its different manifestations of water, provides some kind of benefit or positive effect for your well-being and the well-being of society? If so, can you give some examples?</b>	
q2.2\Benefits limitation	3
q2.2\Quality of life	7
q2.2\Economic benefits-services	10
q2.2\Cultural ES	
q2.2\Cultural ES\hunting	1
q2.2\Cultural ES\natural protected areas	4
q2.2\Cultural ESs\Recreational activities-tourism	8
q2.2\Cultural ES\peace and quiet	2
q2.2\Cultural ES\beautiful landscapes-sense of attachment to the place	6
q2.2\Regulating ES	
q2.2\Regulating ES \biodiversity-Habitats	8
q2.2\Regulating ES \good weather - climate regulation	5
q2.2\Regulating ES \clean air	5
q2.2\Provisioning ES	
q2.2\Provisioning ES\wood	2
q2.2\Provisioning ES\livestock farming	2
q2.2\Provisioning ES\water	5
q2.2\Provisioning ES\food and fresh vegetables	11
<b>Q4.2 What are the most serious water-related problems in the Muga river basin for you? Could you indicate the main ones?</b>	
q4.2\Do not know	1
q4.2\Territory and landscape management	1
q4.2\Human pressures	6



q4.2\Human pressures \lifestyle changes	2
q4.2\Human pressures \Urban-tourism growth	5
<b>Table A2. Cont.</b>	
<b>Q1.5 If you had to describe this territory to a person who lived outside the Muga river basin, how would you describe it in a minute?</b>	
q4.2\Human pressures \agriculture	6
q4.2\Climate change	
q4.2\Climate change\biodiversity-habitat loss	6
q4.2\Climate change\fires	2
q4.2\Climate change\temperature	4
q4.2\Climate change\drought	6
q4.2\Climate change\Rainfall regime changes-decreasing water supplies	17
<b>Q4.6 Do you think there is competition for the use of water resources? If so, do you think that this competition is or could be an incentive or a barrier when implementing water-saving measures? Please justify your answers.</b>	
q4.6\Water management proposal	3
q4.6\No competition	5
q4.6\Barrier	3
q4.6\Incentive	3
q4.6\Yes-no competition (depends on time of year or water available)	4
q4.6\Competition	
q4.6\Competition\urban sector	2
q4.6\Competition\tourism sector	1
q4.6\Competition\agricultural sector	7
q4.6\Competition\agricultural sector\agricultural sector- environmental groups	4
q4.6\Competition\agricultural sector\agricultural sector-public sector	1
q4.6\Competition\agricultural sector\agricultural sector-urban sector	3
q4.6\Competition\agricultural sector\agricultural sector-tourism sector	6
q4.6\Competition\public sector- environmental groups	1
q4.6\Competition\tourism sector-urban sector-environmental groups	3
q4.6\Competition\participatory processes	2
q4.6\Competition\Public sector	8
<b>Q4.8 Do you think that working with ecosystem services for the well-being of people and society can help efficient water management in the river basin? Please justify your answer.</b>	
q4.8\ I don't believe in this method	3
q4.8\I don't know how	0
q4.8\To construct a better vision of the territory-better management of natural resources	9
q4.8\Communication and dissemination of the study	2
q4.8\To visualize problems on a map	4
q4.8\To study representativeness and validity	6
q4.8\To get information	3

q4.8\Hydraulic works	2
q4.8\To create a shared awareness-vision among people	11

Appendix C

**Table A3.** Comparison between level of water use and consumption by stakeholder sectors (A) and their level of influence on decision-making (B) according to stakeholder perceptions.

(A) Level of Water Use and Consumption				(B) Level of Influence on Decision-Making	
Sector	Levels	Counts	% of Total	Counts	% of Total
Urban	High	16	59.3	17	63.0
	Medium	8	29.6	4	14.8
	Low	3	11.1	6	22.2
	None				
Agriculture	High	20	74.1	13	48.1
	Medium	7	25.9	8	29.6
	Low			5	18.5
	None			1	3.7
Tourism	High	17	63.0	17	63.0
	Medium	7	25.9	3	11.1
	Low	3	11.1	6	22.2
	None			1	3.7
Conservationist	High			3	11.1
	Medium	8	63.0	10	37.0
	Low	17	29.6	13	48.1
	None	2	7.4	1	3.7
Hydroelectric	High	3	11.1	3	11.1
	Medium	7	25.9	5	18.5
	Low	13	48.1	16	59.3
	None	4	14.8	3	11.1
Forest sector	High	1	3.7	1	3.7
	Medium	6	22.2	4	14.8
	Low	17	63.0	20	74.1
	None	3	11.1	2	7.4
Public sector	High			25	92.6
	Medium Low			2	7.4

## References

1. European Environment Agency. *National Climate Change Vulnerability and Risk Assessments in Europe, 2018*; EEA Report No 1/2018; Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2018; ISBN 978-92-9213-940-7.
2. Masson-Delmotte, V.; Zhai, P.; Pörtner, H.-O.; Roberts, D.; Skea, J.; Shukla, P.R.; Pirani, A.; Moufouma-Okia, W.; Péan, C.; Pidcock, R.; et al. *Global Warming of 1.5 °C An IPCC Special Report*; IPCC: Geneva, Switzerland, 2018; Volume 265, ISBN 9789291691517.
3. Ohlsson, L. Water conflicts and social resource scarcity. *Phys. Chem. Earth Part B Hydrol. Ocean. Atmos.* **2000**, *25*, 213–220. [CrossRef]
4. Cramer, W.; Guiot, J.; Fader, M.; Garrabou, J.; Gattuso, J.P.; Iglesias, A.; Lange, M.A.; Lionello, P.; Llasat, M.C.; Paz, S.; et al. Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nat. Clim. Chang.* **2018**, *8*, 972–980. [CrossRef]
5. World Tourism Organization (UNWTO). *UNWTO Regional Seminar on Climate Change, Biodiversity and Sustainable Tourism Development*; World Tourism Organization (UNWTO): Madrid, Spain, 2018; ISBN 9789284420148.
6. Zhao, Q.; Bai, J.; Huang, L.; Gu, B.; Lu, Q.; Gao, Z. A review of methodologies and success indicators for coastal wetland restoration. *Ecol. Indic.* **2016**, *60*, 442–452. [CrossRef]
7. Pueyo-Ros, J.; Ribas, A.; Fraguell, R.M. Uses and Preferences of Visitors to Coastal Wetlands in Tourism Destinations (Costa Brava, Spain). *Wetlands* **2018**, *38*, 1183–1197. [CrossRef]
8. Gössling, S. Global environmental consequences of tourism. *Glob. Environ. Chang.* **2002**, *12*, 283–302. [CrossRef]
9. Gössling, S.; Peeters, P.; Hall, C.M.; Ceron, J.P.; Dubois, G.; Lehmann, L.V.; Scott, D. Tourism and water use: Supply, demand, and security. An international review. *Tour. Manag.* **2012**, *33*, 1–15. [CrossRef]
10. Vollmer, D.; Shaad, K.; Souter, N.J.; Farrell, T.; Dudgeon, D.; Sullivan, C.A.; Fauconnier, I.; MacDonald, G.M.; McCartney, M.P.; Power, A.G.; et al. Integrating the social, hydrological and ecological dimensions of freshwater health: The Freshwater Health Index. *Sci. Total Environ.* **2018**, *627*, 304–313. [CrossRef]
11. Millennium Ecosystem Assessment. Living Beyond Our Means: Natural Assets and Human Well-being. *Annu. Rep.* **2004**, *24*. [CrossRef]
12. García-Nieto, A.P.; Quintas-Soriano, C.; García-Llorente, M.; Palomo, I.; Montes, C.; Martín-López, B. Collaborative mapping of ecosystem services: The role of stakeholders' profiles. *Ecosyst. Serv.* **2015**, *13*, 141–152. [CrossRef]
13. Castro, A.J.; Vaughn, C.C.; Julian, J.P.; García-Llorente, M. Social Demand for Ecosystem Services and Implications for Watershed Management. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **2016**, *52*, 209–221. [CrossRef]
14. Castro, A.J.; Julian, J.P.; Vaughn, C.C.; Martin-Mikle, C.J.; Quintas-Soriano, C. Ecosystem Services across US Watersheds: A Meta-Analysis of Studies 2000–2014. *Ecosyst. Serv. Glob. Ecol.* **2018**. [CrossRef]
15. Martín-López, B.; Iniesta-Arandia, I.; García-Llorente, M.; Palomo, I.; Casado-Arzuaga, I.; Del Amo, D.G.; Gómez-Baggethun, E.; Oteros-Rozas, E.; Palacios-Agundez, I.; Willaarts, B.; et al. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLoS ONE* **2012**, *7*. [CrossRef]
16. García-Nieto, A.P.; García-Llorente, M.; Iniesta-Arandia, I.; Martín-López, B. Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. *Ecosyst. Serv.* **2013**, *4*, 126–138. [CrossRef]

17. Iniesta-Arandia, I.; García-Llorente, M.; Aguilera, P.A.; Montes, C.; Martín-López, B. Socio-cultural valuation of ecosystem services: Uncovering the links between values, drivers of change, and human well-being. *Ecol. Econ.* **2014**, *108*, 36–48. [CrossRef]
18. Villamor, G.B.; Palomo, I.; Santiago, C.A.L.; Oteros-Rozas, E.; Hill, J. Assessing stakeholders' perceptions and values towards social-ecological systems using participatory methods. *Ecol. Process.* **2014**, *3*. [CrossRef]
19. Garcia-Martin, M.; Fagerholm, N.; Bieling, C.; Gounaridis, D.; Kizos, T.; Printsman, A.; Müller, M.; Lieskovský, J.; Plieninger, T. Participatory mapping of landscape values in a Pan-European perspective. *Landsc. Ecol.* **2017**, *32*, 2133–2150. [CrossRef]
20. Pérez-Ramírez, I.; García-Llorente, M.; Benito, A.; Castro, A.J. Exploring sense of place across cultivated lands through public participatory mapping. *Landsc. Ecol.* **2019**, *9*. [CrossRef]
21. Fagerholm, N.; Eilola, S.; Kisanga, D.; Arki, V.; Käyhkö, N. Place-based landscape services and potential of participatory spatial planning in multifunctional rural landscapes in Southern highlands, Tanzania. *Landsc. Ecol.* **2019**, *34*, 1769–1787. [CrossRef]
22. García-Díez, V.; García-Llorente, M.; González, J.A. Participatory mapping of cultural ecosystem services in Madrid: Insights for landscape planning. *Land* **2020**, *9*, 244. [CrossRef]
23. Xu, H.; Zhao, G.; Fagerholm, N.; Primdahl, J.; Plieninger, T. Participatory mapping of cultural ecosystem services for landscape corridor planning: A case study of the Silk Roads corridor in Zhangye, China. *J. Environ. Manage.* **2020**, *264*, 110458. [CrossRef]
24. Plieninger, T.; Dijks, S.; Oteros-Rozas, E.; Bieling, C. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy* **2013**, *33*, 118–129. [CrossRef]
25. Palomo, I.; Martín-López, B.; Potschin, M.; Haines-Young, R.; Montes, C. National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. *Ecosyst. Serv.* **2013**, *4*, 104–116. [CrossRef]
26. García-Nieto, A.P.; Huland, E.; Quintas-Soriano, C.; Iniesta-Arandia, I.; García-Llorente, M.; Palomo, I.; Martín-López, B. Evaluating social learning in participatory mapping of ecosystem services. *Ecosyst. People* **2019**, *15*, 257–268. [CrossRef]
27. Steinbacher, M.; Bardgett, R.D.; Tappeiner, U.; Turner, C.; Schermer, M.; Lamarque, P.; Lavorel, S.; Szukics, U. Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. *Reg. Environ. Chang.* **2011**, *11*, 791–804. [CrossRef]
28. Brown, G.; Strickland-Munro, J.; Kobryn, H.; Moore, S.A. Mixed methods participatory GIS: An evaluation of the validity of qualitative and quantitative mapping methods. *Appl. Geogr.* **2017**, *79*, 153–166. [CrossRef]
29. Brown, G.; Weber, D. Measuring change in place values using public participation GIS (PPGIS). *Appl. Geogr.* **2012**, *34*, 316–324. [CrossRef]
30. Brown, G.; Montag, J.M.; Lyon, K. Public Participation GIS: A Method for Identifying Ecosystem Services. *Soc. Nat. Resour.* **2012**, *25*, 633–651. [CrossRef]
31. IDESCAT. Sistemas Fluviales. Aportación Por Temporadas. Metodología. Available online: <https://www.idescat.cat/pub/?id=aec&n=211&lang=es> (accessed on 10 May 2020).
32. Saurí i Pujol, D.; Ventura Pujolar, M.; Ribas i Palom, A. Gestión del agua y conflictividad social en la cuenca del río Muga (Alt Empordà). *Geographicalia* **2000**, 59–76. [CrossRef]
33. Tàbara, D.; Saurí, D.; Ribas, A.; Bayés, C.; Pavón, D.; Ventura, M. The old and the new

- Exploring social learning and participation processes under the WFD. The case of the Muga river basin, Catalonia. In Proceedings of the V Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua, Tortosa, Spain, 8–12 December 2004.
34. *United Nations Environment Programme and World Tourism Organization Background Report Tourism in the Green Economy*; World Tourism Organization (UNWTO) and the United Nations Environment Programme (UNEP): Madrid, Spain, 2012; ISBN 9789284414512.
  35. Ramsar SISR. Servicio de Información Sobre Sitios Ramsar Aiguamolls de l'Empordà. Available online: <https://rsis.ramsar.org/es/ris/592?language=es> (accessed on 20 June 2020).
  36. Torres-Bagur, M.; Ribas, A.; Vila-Subirós, J. Incentives and barriers to water-saving measures in hotels in the Mediterranean: A case study of the Muga river basin (Girona, Spain). *Sustainability* **2019**, *11*, 3583. [CrossRef]
  37. Gabarda Mallorquí, A.; Ribas Palom, A.; Daunis-i-Estadella, J. Desarrollo turístico y gestión eficiente del agua. Una oportunidad para el turismo sostenible en la Costa Brava (Girona). *Rev. Investig. Turísticas* **2015**, *9*. [CrossRef]
  38. Pascual, D.; Zabalza Martínez, J.; Funes, I.; Vicente-Serrano, S.M.; Pla, E.; Aranda, X.; Savé, R.; Biel, C. Impacts of Climate and Global Change on the Environmental, Hydrological and Agricultura Systems in the LIFE MEDACC Case Study Basins. Available online: <http://medacc-life.eu/> (accessed on 24 June 2020).
  39. Haines-Young, R.; Potschin, M. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Available online: [www.cices.eu](http://www.cices.eu) (accessed on 11 October 2020).
  40. Cowling, R.M.; Egoh, B.; Knight, A.T.; O'Farrell, P.J.; Reyers, B.; Rouget, M.; Roux, D.J.; Welz, A.; Wilhelm-Rechman, A. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2008**, *105*, 9483–9488. [CrossRef] [PubMed]
  41. Raymond, C.M.; Bryan, B.A.; MacDonald, D.H.; Cast, A.; Strathearn, S.; Grandgirard, A.; Kalivas, T. Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecol. Econ.* **2009**, *68*, 1301–1315. [CrossRef]
  42. Tashakkori, A.; Teddlie, C. *Handbook of Mixed Methods in Social & Behavioral Research*; Thousand Oaks: Thousand Oaks, CA, USA, 2003.
  43. Ventura Pujolar, M. *Conflictes Socioterritorials i Participació Pública en la Gestió de L'aigua de la Conca del riu Muga (Alt Empordà)*; Universitat de Girona: Girona, Spain, 2005.
  44. Ricart Casadevall, S. *Vers una gestió territorial del regadiu. Model i aplicació a tres casos d'estudi de l'Europa meridional*; Universitat de Girona: Girona, Spain, 2014.
  45. Brown, G.; Kyttä, M. Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS): A synthesis based on empirical research. *Appl. Geogr.* **2014**, *46*, 122–136. [CrossRef]
  46. Pocewicz, A.; Nielsen-Pincus, M.; Brown, G.; Schnitzer, R. An Evaluation of Internet Versus Paper-based Methods for Public Participation Geographic Information Systems (PPGIS). *Trans. GIS* **2012**, *16*, 39–53. [CrossRef]
  47. Fagerholm, N.; Käyhkö, N.; Ndumbo, F.; Khamis, M. Community stakeholders' knowledge in landscape assessments—Mapping indicators for landscape services. *Ecol. Indic.* **2012**, *18*, 421–433. [CrossRef]
  48. Garcia, X.; Benages-Albert, M.; Pavón, D.; Ribas, A.; Garcia-Aymerich, J.; Vall-Casas, P. Public participation

- GIS for assessing landscape values and improvement preferences in urban stream corridors. *Appl. Geogr.* **2017**, *87*, 184–196. [CrossRef]
49. Software, V. MAXQDA 2020 [computer software]. Berlin, Germany: VERBI Software. Available online: <https://www.maxqda.com/> (accessed on 15 July 2020).
  50. The Jamovi Project. Jamovi (Version 1.2) [Computer Software]. 2020. Available online: <https://www.jamovi.org> (accessed on 15 July 2020).
  51. QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. 2020. Available online: <http://qgis.osgeo.org> (accessed on 15 July 2020).
  52. Baumeister, C.F.; Gerstenberg, T.; Plieninger, T.; Schraml, U. Exploring cultural ecosystem service hotspots: Linking multiple urban forest features with public participation mapping data. *Urban For. Urban Green.* **2020**, *48*, 126561. [CrossRef]
  53. R Core Team 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria. Available online: <https://www.r-project.org/> (accessed on 15 July 2020).
  54. Milcu, A.I.; Hanspach, J.; Abson, D.; Fischer, J. Cultural ecosystem services: A literature review and prospects for future research. *Ecol. Soc.* **2013**, *18*. [CrossRef]
  55. Bauer, D.F. Constructing confidence sets using rank statistics. *J. Am. Stat. Assoc.* **1972**, *67*, 687–690. [CrossRef]
  56. Zilio, M.I.; Alfonso, M.B.; Ferrelli, F.; Perillo, G.M.E.; Piccolo, M.C. Ecosystem services provision, tourism and climate variability in shallow lakes: The case of La Salada, Buenos Aires, Argentina. *Tour. Manag.* **2017**, *62*, 208–217. [CrossRef]
  57. Pueyo-Ros, J.; Ribas, A.; Fraguell, R.M. A cultural approach to wetlands restoration to assess its public acceptance. *Restor. Ecol.* **2019**, *27*, 626–637. [CrossRef]
  58. Brown, G.; Fagerholm, N. Empirical PPGIS/PGIS mapping of ecosystem services: A review and evaluation. *Ecosyst. Serv.* **2015**, *13*, 119–133. [CrossRef]
  59. Pavon, D. *La gran obra hidràulica a les conques de la Muga i del Fluvià: Dels projectes a les realitzacions (1850-1980)*; Tesis doctoral, Universitat de Girona: Girona, Spain, 2007.
  60. Palomo, I.; Felipe-Lucia, M.R.; Bennett, E.M.; Martín-López, B.; Pascual, U. *Disentangling the Pathways and Effects of Ecosystem Service Co-Production*, 1st ed.; Elsevier Ltd.: Amsterdam, The Netherlands, 2016; Volume 54, ISBN 9780081009789.
  61. Kandziora, M.; Burkhard, B.; Müller, F. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators: A theoretical matrix exercise. *Ecol. Indic.* **2013**, *28*, 54–78. [CrossRef]
  62. Torres-Bagur, M.; Ribas Palom, A.; Vila-Subirós, J. Perceptions of climate change and water availability in the Mediterranean tourist sector: A case study of the Muga River basin (Girona, Spain). *Int. J. Clim. Chang. Strateg. Manag.* **2019**, *11*, 552–569. [CrossRef]
  63. Grizzetti, B.; Lanzanova, D.; Liqueste, C.; Reynaud, A.; Cardoso, A.C. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environ. Sci. Policy* **2016**, *61*, 194–203. [CrossRef] 64. Surowiecki, J. *The Wisdom of Crowds*; Anchor: New York, NY, USA, 2005.



© 2020 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>)

## 5.2 Follow the flow: analysis of relationships between water ecosystem service supply units and beneficiaries.

Garau, E., Pueyo-Ros, J., Ribas, A., Vila-Subirós, J., 2021. Follow the flow : Analysis of relationships between water ecosystem service supply units and beneficiaries. *Appl. Geogr.* 133. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102491>

**Abstract:** A greater understanding of the complex relationships between ecosystem service (ES) supply and demand is needed to ensure a continuous and sustainable flow of ES in socioecological systems. While considerable progress has been made in ES flow mapping, further research is required to integrate beneficiaries' perspectives into these analyses. In this study, we obtained data from stakeholders to analyze the characteristics and distribution of water ES (WES) flows from service production units to beneficiaries and vice versa in order to better understand the mechanisms of management and mobilization along the WES cascade. The study area is the Muga river basin located in northeast Catalonia, Spain. We used a combined methodology of participatory mapping in which stakeholders from the basin were asked to identify service production and benefiting units and semi-structured interviews to assess their perspectives. We found that WES flow patterns and number of beneficiaries varied according to WES category and detected spatial mismatches between supply and demand. A better understanding of ES flow patterns and spatial distribution of beneficiaries can help identify potential sources of conflict. It can also help understand the dynamics and power relationships between groups of stakeholders involved in the coproduction of ES.

**Keywords:** Socioecological systems; Stakeholders values; Ecosystem service mapping; Supply-demand flow; Spatial relationships; Watershed management

**Publicado en:** *Applied Geography* 133 (2021) 102491

**Acceso directo al artículo:** <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2021.102491>

## 1. Introduction

Ecosystem services (ES) are a useful cross-cutting concept for depicting and understanding the continuous interconnections and flows between the anthroposphere and biosphere. Although unresolved and sometimes controversial questions remain on how ES should be evaluated and applied to decision-making processes, any analysis of these services unveils a complex interaction of socioecological factors (Bennett, Peterson, & Gordon, 2009; Spangenberg, Görg, et al., 2014). Nonetheless, as stated by Fedele, Locatelli, and Djoudi (2017:43) the delivery of ES “has often been considered as a linear and direct flow from nature to people without feedbacks or human inputs”. ES, however, depend on social processes. According to Fisher, Turner, and Morling (2009), nature’s processes only become services when they are of benefit to humans. It is therefore necessary to integrate ES-specific concepts, such as value attribution, mobilization, appropriation, and commodification into concepts that are specific to the ecosystem cascade in which ES are generated (e.g., functions, service potential, and benefits/use value) (Haines-Young & Potschin, 2016; Spangenberg, von Haaren, & Settele, 2014).

Therefore, ES are also coproducts of social construction (Palomo, Felipe-Lucia, Bennett, Martín-López; Spangenberg, Görg, et al., 2014). They are perceived differently according to the value systems of beneficiaries or groups of beneficiaries (Haines-Young & Potschin, 2018) in a given cultural context, space, and time (Spangenberg, von Haaren, & Settele, 2014; Von Haaren & Albert, 2011). They can be mobilized to improve accessibility in accordance with cultural, social, and political norms. It is therefore essential to consider the different flows and connections between supply and demand when evaluating the potential influence of human actions on service provision (Castro et al., 2014a; Geijzendorffer, Martín-López, & Roche, 2015; Palomo et al., 2016).

Stakeholders’ ability to access, control, and benefit from ES is also influenced by management strategies, needs, power, access, and location in relation to the point of production (Fedele et al., 2017; Fisher et al., 2014). Fisher et al. (2009:650) proposed three categories to describe the relationships between the locations at which ES are produced (service production units [SPU]) and used (service benefiting units [SBU]: *i) “in situ, where the services are provided and the benefits are realized in the same location; ii) omni-directional, where the services are provided in one location, but benefit the surrounding landscape without directional bias; and iii) directional, where the service provision benefits a specific location due to the flow direction”*. These models, together with more recent work (Bagstad, Johnson, Voigt, & Villa, 2013; Serna-Chavez et al., 2014), have facilitated the study of ES spatial patterns and the classification of services according to these patterns, with identification of provision, use, and sink locations (Bagstad et al., 2013). Analyzing the distances and spatial patterns between SPU and SBU using a sociocultural value dimension can provide complementary insights into the spatial flows of ES and enables reflection on their potential consequences on landscape management and conservation policies (Fagerholm et al., 2016).

The concept of ES flow, however, has not yet been clearly defined, as there are spatial mismatches between different ecosystems producing ES and their beneficiaries. In fact, determining the location of ecosystems producing services and identifying who is using these services and where



remains a key challenge in the field (Bagstad et al., 2013). A better understanding of spatial flows and relationships between SPU and SBU will also improve our understanding of spatiotemporal mismatches between ES production and human demand (Li et al., 2016; Serna-Chavez et al., 2014). For the purpose of this study, ES flow is defined as the connection between ES production areas and ES benefiting areas (Bagstad et al., 2013; Serna-Chavez et al., 2014), that is, the transmission of ES (or nature's processes) from ecosystems to humans.

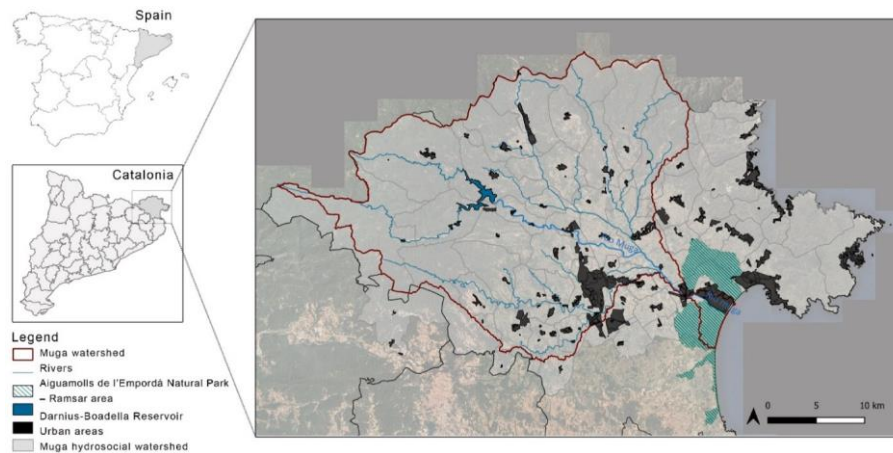
Most studies that have analyzed spatial relationships between SPU and SBU have taken a theoretical rather than an empirical approach (Costanza, 2008; Fisher et al., 2009; Serna-Chavez et al., 2014; Syrbe & Walz, 2012; Villamagna, Angermeier, & Bennett, 2013). Costanza (2008), for example, proposed classifying ES according to their spatial characteristics and focused mainly on regulating services (e.g. pollination, flood protection, climate regulation, and soil formation). Syrbe and Walz (2012), in turn, introduced the term "service connecting areas" to refer to the area between SPU and SBU (whose processes can affect flow), but they did not define any specific spatial characteristics. García-Nieto et al. (2015) and Palomo, Martín-López, Potschin, Haines-Young, and Montes (2013) mapped trade-offs and synergies between SPU and SBU, but they did not empirically analyze their spatial relationships. In short, the need for studies linking ES beneficiaries with biophysical provision has been broadly highlighted, but there are relatively few empirical examples using mixed methods approaches (Silvestri & Kershaw, 2010). Therefore, this study aims to show how integrating stakeholder knowledge and perceptions into studies of spatial flows can improve our understanding of how ES are distributed, how distance between supply and demand points influences the provision of services, and how concentrations of beneficiaries at certain SPU can potentially lead to social tensions (Castro et al., 2014a; García-Nieto et al., 2015; Geijzendorffer et al., 2015; Villamagna et al., 2013). Apart from potentially affecting the flow of ES to different stakeholder groups, spatio-temporal mismatches can also show who is best able to access these services and who is most likely to be marginalized, highlighting inequalities in accessibility (Dronova, 2019) and spatial variations in demand (Wolff, Schulp, & Verburg, 2015). Inadequate management of water ecosystems located in the upper part of a river basin that simultaneously deliver different ES to directly or indirectly dependent stakeholders will have a negative impact on ES flows and the activities of stakeholders downstream (Stosch, Quilliam, Bunnefeld, & Oliver, 2017). A greater understanding of beneficiaries' perceptions of when and where ES are demanded or produced can help identify spatial mismatches between supply and demand and key beneficiaries in the flow of ES, facilitating decision-making and the application of more focused management approaches (Serna-Chavez et al., 2014).

To analyze spatial relationships between SPU and beneficiaries, defined as stakeholders who *"benefit from and demand ecosystem services or someone who is or may be involved or affected positively by a given environmental or management public policy"* (García-Nieto et al. (2013:127), we used participatory mapping to analyze ES flows from the perspective of stakeholders in the Mediterranean Muga river basin located in northeast Catalonia, Spain. We focused on water ES (WES) since the study area has been experiencing increasingly complex water-related disputes and because WES are associated with greater "flow" and mobilization than other ES because of the very

nature of water. The aim was to examine how a greater understanding of WES spatial patterns could help identify social mechanisms interfering with WES flows and result in improved water resource planning and management. Drawing on the spatial relationship model proposed by Fisher et al. (2009) for SPU and SBU, we also analyzed distances between supply points and beneficiaries to examine proXimity and spatial distribution, identify flow routing types for different categories of WES, and determine the accumulation of beneficiaries for each SPU.

## 2. Study area

We conducted a case study in the Muga river basin, located in northeast Catalonia on the border between France and Spain (Fig. 1).



**Fig. 1.** Muga river basin.

The Muga river runs for 64 km through a basin with a surface area of 854 km<sup>2</sup>. It is born in the Pre-Pyrenees at an altitude of 1200 m and flows into the Gulf of Roses through the marina in Empuriabrava. With a mean annual flow of 2.5 m<sup>3</sup>/s (IDESCAT, 2020), the river has a typically Mediterranean regime, although its flow is regulated by the Darnius-Boadella reservoir, which is the main source of water for the basin. Since the mid-20th century, the basin has experienced a progressive increase in intensive crop and livestock farming and urban and tourism development, particularly along the coast. The particularities of the basin, coupled with changing trends in recent decades, have increased the demand for increasingly scarce water supplies, fueling both tensions and conflicts (Saurí, Ventura Pujolar, & Ribas, 2000; Tàbara & Saurí, 2004).

The Muga river basin is divided into three main areas: the headwaters (upper basin), consisting mainly of mountains and forestland and featuring the Darnius-Boadella reservoir to the south; a central area (the middle basin), home to one of Catalonia's largest agricultural plains and the capital of the region, Figueres; and a coastal area (the lower basin), a renowned international tourist resort (Gabarda-Mallorquí et al. 2019; Torres-Bagur, Ribas, & Vila-Subirós, 2019) and home to the Aiguamolls de l'Empordà Natural Park, a natural preserve that has been a member of the Ramsar International Network of Protected Wetlands since 1993 (Ramsar, 1999). The Muga river basin is thus an extraordinarily diverse area in terms of ecosystems, landscapes, and socioeconomic

activity. A better understanding of SPU and SBU and their flow relationships can offer useful insights for addressing the management challenges of water-related ecosystem services in the study area, especially in the context of climate change that has had a clear impact on water shortages in the Muga river basin (Pascual et al., 2016).

### 3. Methods

Participatory mapping is a useful technique for identifying SPU and SBU (Castro, García-Llorente, Martín-López, Palomo, & Iniesta-Arandia, 2013; Fagerholm et al., 2016; García-Nieto et al., 2015; Palomo et al., 2013) and it can capture and graphically depict stakeholder values (García-Nieto et al., 2015). Results, however, are prone to bias from different sources, such as evaluation errors or differences in methodological approaches and data types (Brown, Strickland-Munro, Kobryn, & Moore, 2017; Eigenbrod et al., 2010; Holland et al., 2011; Serna-Chavez et al., 2014). To compensate for this limitation, we held semi-structured stakeholder interviews using a mixed model combining closed and open questions to allow interviewees to freely express opinions and to explore in depth themes not initially covered (Iniesta-Arandia, García-Llorente, Aguilera, Montes, & Martín-López, 2014). The stakeholders were interviewed individually. The interview was structured into thematic sections, including the participatory mapping exercise section, where stakeholders shared their opinions of power dynamics at play in the river basin and levels of influence on decision-making processes. This mixed model was designed to gain insights that might have been missed by participatory mapping alone (Brown, Reed, & Raymond, 2020; De Vreese, Leys, Fontaine, & Dendoncker, 2016; Garcia et al., 2017; King, Cavender-Bares, Balvanera, Mwampamba, & Polasky, 2015; Martín-López et al., 2012; Sova, Thornton, Zougmore, Helfgott, & Chaudhury, 2017; Stosch et al., 2017). In brief, we used the results of the mapping exercise to analyze the spatial flows of different WES and the interviews to confirm and unpack our findings (Fig. 2).

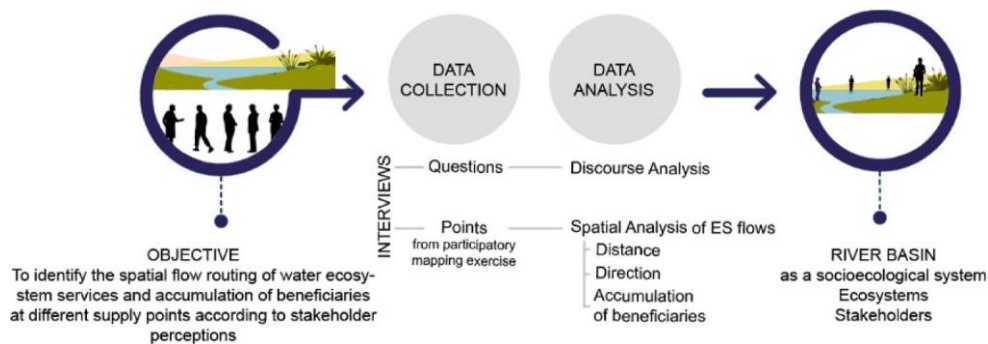


Fig. 2. Main methodological steps.

#### 3.1. Data collection

The stakeholders were selected by non-proportional quota sampling, since the purpose was not to obtain a proportional sample of each stakeholder group, but to ensure that all groups, both large

and small, were adequately represented (Raymond et al., 2009; Tashakkori & Teddlie, 2003). Thirty-two stakeholders were contacted and 27 agreed to participate (Table 1). The five agents that refused to participate were two hydroelectric power companies and three hotels. The field work was carried out between June and November 2019.

*Table 1. Stakeholders interviewed.*

Sector	No. of stakeholders interviewed
Research	1 + 6 (expert panel)
Agriculture	4
Recreational on-site tourism (agents that offer recreational activities directly linked to water ecosystems, such as kayaking, fishing, etc.)	6
Tourism business sector (hotels, campsites, golf courses etc.)	4
Conservation	5
Government – technical level	4
Government – political level	2

Drawing on the work of Palomo et al. (2013), the WES presented to the stakeholders for mapping were chosen by a previous panel of six experts from different fields related to water management in the basin, as a criterion for selecting the ES. The experts were asked to choose which they considered to be the most important WES from those listed in the Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) (v5.1) (Haines-Young & Potschin, 2018). They selected water for irrigation, drinking water, biodiversity, water regulation, aesthetic values (places or cultural elements positively appreciated or experienced aesthetically (Plato & Meskin, 2014), and opportunities for recreational activities (e.g., swimming, fishing, kayaking, bird watching). In accordance with the methodological framework proposed by Brown, Montag, and Lyon (2012), Brown et al. (2012), and Raymond et al. (2009), we used a paper mapping system as we believe it to be an ideal tool for stimulating debate, encouraging participation, and facilitating identification of the spatial characteristics and distribution of WES (Fagerholm, Käyhkö; Pérez-Ramírez, García-Llorente, Benito, & Castro, 2019; Plieninger, Dijks, Oteros-Rozas, & Bieling, 2013; Poce-wicz, Nielsen-Pincus, Brown, & Schnitzer, 2012).

For each WES, the stakeholders were asked to map what they perceived to be the corresponding SPU and SBU on a 1:50,000 topographic map of the basin (Palomo et al., 2013). The exercise produced two layers of points (one showing SPU and another showing SBU) for each person interviewed and for each WES, resulting thus in a maximum of 12 layers per interview. The different points on the map were marked using colored dots with a radius of 1 cm (equivalent to 500 m on the map) (García-Nieto et al., 2015; Palomo et al., 2013; Pérez-Ramírez et al., 2019). The stakeholders were allowed to place as many dots (points) as they considered opportune. A vertical photograph was then taken of each of the completed maps to facilitate subsequent digitization of points.

In addition to the mapping exercise, stakeholders were asked about the importance they attached to each WES, their perceptions of demand and vulnerability, and their reasons for placing the points where they did. All interviews (including the mapping exercises) were audio-recorded and transcribed in full.

### 3.2. Data analysis

The interview transcripts were analyzed and coded into categories in Maxqda (v. 10, 2012) and the descriptive analysis was performed in Jamovi (v. 1.0.7.0). The transcripts of the conversations that took place during the mapping exercise were analyzed by discourse analysis (MacDonald et al., 2013). The first step in the spatial analysis of the participatory mapping data was to calculate the distances and direction of ES flow between each SBU and the nearest SPU selected by the stakeholders under the rational choice theory that beneficiaries would choose the nearest option possible (Blume & Easley, 2007). Although this assumption has its limitations (Chee, 2004), on comparing our results with the opinions expressed by the stakeholders in the interviews and mapping exercise, we found that it provided an accurate representation of most of the flows identified. To analyze each flow, we used SBU as points of origin (one flow per point) and SPU as hubs (where each unit could receive more than one flow). To assess the direction of flows, however, we made the reverse calculation, as flows are delivered from SPU to SBU. Distances and directions were calculated in nngeo, v. 0.3.7 (Dorman, 2020) and the sf package, v. 0.9.4 (Pebesma E., 2018) for R, v.3.6. (R Core Team, 2020).

Once we had identified the SPU for each SBU, we calculated the total number of flows originating at the SPU (i.e., the total number of beneficiaries supplied by this unit). With this data, we constructed a Lorenz curve and calculated the Gini coefficient for each WES category to determine the degree of equality or inequality in the distribution of beneficiaries among all SPU. The Lorenz curve expresses this distribution graphically by comparing it to a diagonal line depicting perfect equality. The Gini coefficient is the numerical expression of the difference between the Lorenz curve and the diagonal line, which in our case, with N equal intervals on the horizontal axis, was calculated using the following formula:

$$Gini = 1 - \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (y_i + y_{i-1}) \quad (1)$$

where N was the number of SPU and y the total number of beneficiaries at each SPU (Haughton & Khandker, 2009). The Gini coefficient can range from 0 (maximum equality) to 1 (maximum inequality). It was calculated using the DescTools package, v. 0.99.34 (Signorell, 2020). The Lorenz curve was constructed in gglorenz, v. 0.0.1 (Chen, 2018), combined with the ggplot2 package, v. 3.3.0 (H. Wickham, 2016) in R. All the scripts created can be consulted in the following GitHub repository: [https://github.com/jospueyo/follow\\_flow](https://github.com/jospueyo/follow_flow).







Finally, the WES flows were mapped using the plugin MMQGIS v. 2020.1.16 (Minn, 2020) in QGIS v. 3.10.3 (QGIS Development Team, 2020).

## 4. Results and discussion

The stakeholders mapped a total of 9011 points, distributed among 300 layers. Cultural WES received the most points (3491, 38.7% of total), followed by regulating WES (3227, 35.8%) and

provisioning WES (2293, 25.4%). The SPU with the most points were those that delivered cultural WES (in particular opportunities for recreational activities, like fishing, kayaking, bird watching) and regulating WES (in particular biodiversity). The SBU with the most points was for drinking water, followed by biodiversity. At the WES level, biodiversity received the most points (1855, 20.58%), followed by opportunities for recreational activities (1769, 19.63%) and aesthetic values (1722, 19.10%) (Table 2).

**Table 2.** Number of service production units and service benefiting units mapped by the stakeholders for each water ecosystem service category.

<i>Water ecosystem service</i>		<i>Service production units (No. 4511)</i>	<i>Service benefiting units (No. 4500)</i>
	<b>Irrigation</b>	386	555
	<b>Drinking water</b>	374	978
	<b>Biodiversity</b>	1041	814
	<b>Water regulation</b>	785	587
	<b>Aesthetic values</b>	952	770
	<b>Recreational uses</b>	973	796

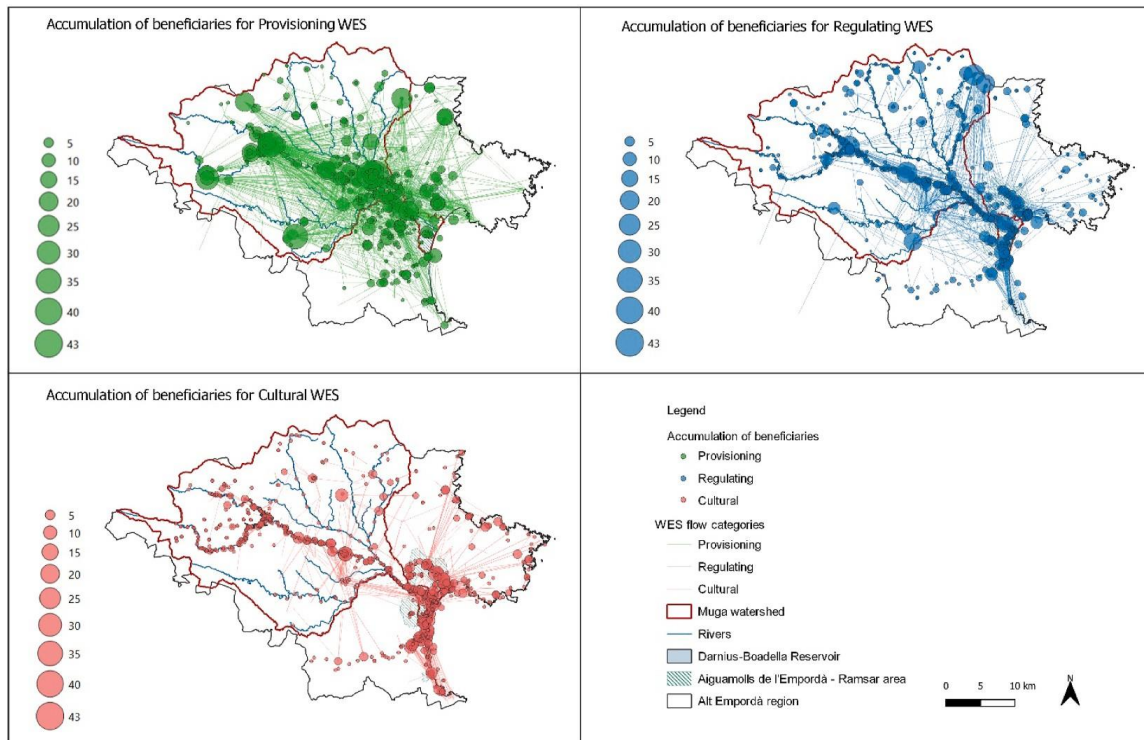


Fig. 3. Water ecosystem service (WES) flows and concentration of beneficiaries per service production unit. The dots represent the service production units mapped by the stakeholders, while the size of the dots represents the number of beneficiaries for each unit by WES category.

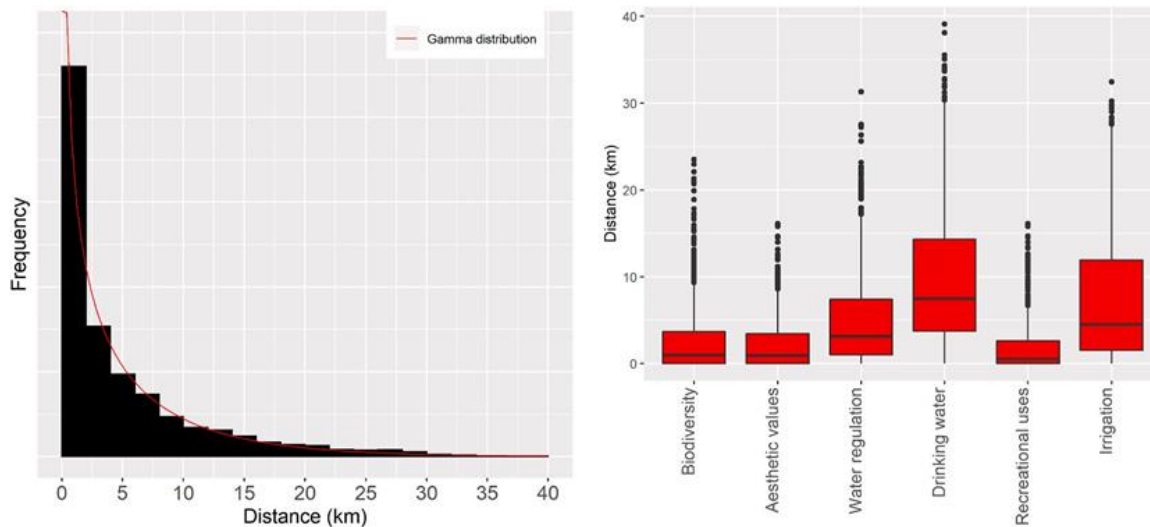


Fig. 4. Distribution of distances (left) and boxplot of distances between production units and benefiting units (right).

Perceived SPU were the Darnius-Boadella reservoir, wells, irrigation canals, dams along the river (for provisioning WES), forestland in the upper basin, mountains, rivers, wetlands (particularly for regulating and cultural WES), water-related heritage elements (mills, fountains, factories), and cycling and hiking paths (for cultural WES). Most of the SBU were positioned in urban areas, in the agricultural plain, and along the coast (in particular campsites and tourist resorts). The WES flows and concentration of beneficiaries for the different SPU are shown in Fig. 3.

#### 4.1. Flow lengths

The graph showing the distances between SPU and SBU shows a clearly positive asymmetry, with an abundance of short flows (<200 m) and a decreasing number of longer flows (typical gamma distribution) (Fig. 4).

Provisioning WES had longer flows than cultural or regulating WES, indicating greater mobilization. This means that some ES need to be delivered from ecosystems to beneficiaries through human infrastructure or biophysical processes (Serna-Chavez et al., 2014). We found that stakeholders positioned SBU mainly in the lower river basin, particularly in urban areas, in the agricultural plain, and coastal tourist resorts. The distance from these SBU to the main SPU, the Darnius-Boadella reservoir, is considerable, supporting reports by Fedele et al. (2017) that provisioning WES can be delivered to distant beneficiaries through irrigation canals or pipes. This is an important aspect to take into account, because this infrastructure can modify or change the direction or distribution of the ES flows towards the beneficiary areas, changing the balance in accessibility to the flow. In the Muga river basin, for example, water within the basin is mobilized and controlled by humanmade elements such as irrigation canals, water distribution networks, and small dams along the river, explaining the long distances detected and the high number of beneficiaries that can access the same ES. Our findings also support the results by Pavón et al. (2018) for the same study area showing how (mostly coastal) towns located furthest from the Darnius-Boadella reservoir are all connected to the same water distribution network, which has grown over the years to respond to the increasing pressure on water generated by tourism. The network was further expanded recently to supply drinking water to a number of towns in the agricultural plain that have experienced groundwater nitrate contamination.

Our findings also reveal a teleological dilemma related to the mobilization of provisioning WES that is probably applicable to all provisioning ES. Did the flows become longer thanks to technology (Fedele et al., 2017; Spangenberg, Görg, et al., 2014) or was technology invented to shorten the distances between supply and demand points? Both factors—need and technical capacity—are likely to have had a role. This question, however, is beyond the scope of our study and its investigation would require the collection of data on flows dating from before the construction of the Darnius-Boadella reservoir. The inclusion of humanmade elements such as wells in the category of SPU for provisioning WES is noteworthy, as this should have reduced the length of flows, as SBU are normally located close to the point of supply (e.g., wells for irrigating farmland), but despite this proximity, provisioning WES still had the longest flows. They were located over a wider area, as they were used both locally (e.g., irrigation water from agricultural wells) and at more distant locations (e.g., drinking water for coastal resorts).



Water regulation had longer flows than biodiversity or cultural WES. This is because the stakeholders considered the Muga river, together with its tributaries and the coastal wetlands, to be crucial ecosystems for water regulation and aquifer recharge throughout the basin. In addition, beneficiaries were mostly concentrated in urban areas and coastal tourist resorts in the lower basin. Cultural WES had the shortest flows, as SPU and SBU were largely perceived as having a close spatio-temporal relationship. For example, the recreational opportunities offered by coastal wetlands and rivers were perceived as being enjoyed by people staying in that area, a somewhat surprising finding considering the use values of these ES (e.g., walking, sport, and water activities). If, however, we consider non-use values (e.g., social media photographs, experiences, memories, etc.), the flows would be longer, as the beneficiary scale would be different. The scale of beneficiaries using cultural WES in our study was perceived as being both local and international, which is logical as the area is a renowned international tourist destination.

Again, this raises an interesting question. How long is the flow of cultural WES? Our findings also show that spatial distance could increase the disconnection between ES beneficiaries and production areas (Serna-Chavez et al., 2014), causing some beneficiaries to disengage from the producing ecosystems and resulting in a kind of alienation of nature (Dronova, 2019). This was particularly evident with provisioning services, which showed longer distances, indicating that certain stakeholders found it difficult to answer the question "where does the water you drink come from?" and to map and visualize WES producing a given service. As stated by one stakeholder interviewed: *"urban areas don't know anything, they don't even know where water comes from, they turn on the tap and see water coming out"*. This happens, for example, when people do not consider the importance of upper basin woods or aquifers as essential ecosystems for water storage (Castro et al., 2014b).

By contrast, the stakeholders interviewed were fully aware that the production areas of cultural ES coincided with areas of demand for these services, affirming that the wetlands must be preserved if they are to continue to provide enjoyment and opportunities for leisure activities.

These differences in mental and spatial disconnection between SPU and SBU show that distance analysis can offer useful information for policy makers when it comes to making decisions on land management and help understand social attitudes towards and awareness of certain ecosystem management measures (Dronova, 2019).

#### 4.2. Flow distribution patterns

The flow distribution patterns observed in our study are very similar to those detected in theoretical models designed by other authors (Costanza, 2008; Fisher et al., 2009; Villamagna et al., 2013).

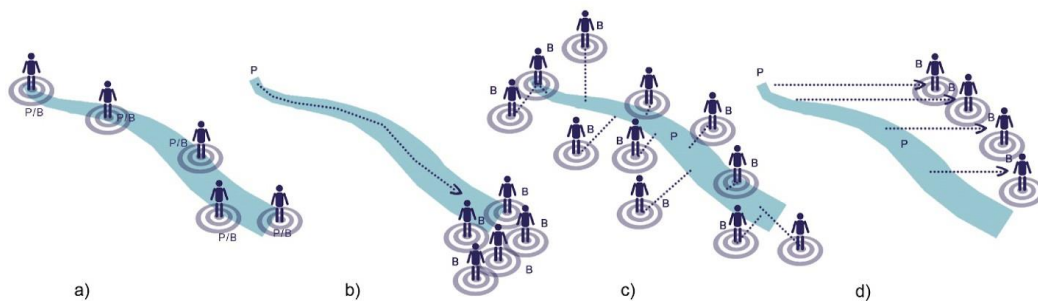
As shown in Fig. 5, and in consonance with the theoretical models of Fisher et al. (2009), the directions of flow varied according to WES category. In most cases, the flow of provisioning WES clearly followed the course of the river (north-west/south-east) and had a unidirectional impact (Fig. 6A). This was to be expected, as water supplies are typically delivered to beneficiaries from their point of origin. Regulating and cultural WES, by contrast, did not follow such a clear unidirectional pattern (Fig. 6B and C).

Regulating WES (Fig. 6B) also followed the course of the Muga river and its tributaries, but the flows also took other directions, positioning thus these services between pattern b) (unidirectional) and pattern d) (omnidirectional) in Fig. 5. Regulating WES, for example, also flowed perpendicularly to the main course of the river (north-north-east/north-east-east), following the course of its tributaries. These rivers were perceived by the stakeholders as key elements for flood mitigation and aquifer recharge (*“The rivers, and all their tributaries, are very important for regulating water in the basin, because when it rains, they collect a lot of water and help to smooth flows, but they are also the most critical points, as when it rains a lot, they carry a lot of water”*) (farmer).

Cultural WES flows were omnidirectional (Fig. 6C) and the corresponding SPU were also spatially more dispersed, probably because ecosystems that produce cultural services—like nearby elements such as cycling or hiking paths, riverside forests, and water-related heritage elements—are not typically associated with water.

The spatial distribution (distances and directions) of SPU and SBU according to WES category is shown in Fig. 7. Cultural WES, followed by regulating WES, formed the tightest clusters, confirming their omnidirectional, shorter flows.

Provisioning WES, by contrast, were more widely distributed (indicating longer flows) and followed a more unidirectional pattern, extending from 50° to 180° degrees (where 0° is north and 180° is south). The variety of flow patterns observed shows that empirical models can capture strong contextual influences that may be missed by theoretical models.



**Fig. 5.** Theoretical model of spatial relationships between possible service production units (P) and service benefiting units (B). a. *In situ*; b. *Unidirectional – Gravitational flows*; c/d. *Omnidirectional*. Adapted from Fisher et al. (2009).

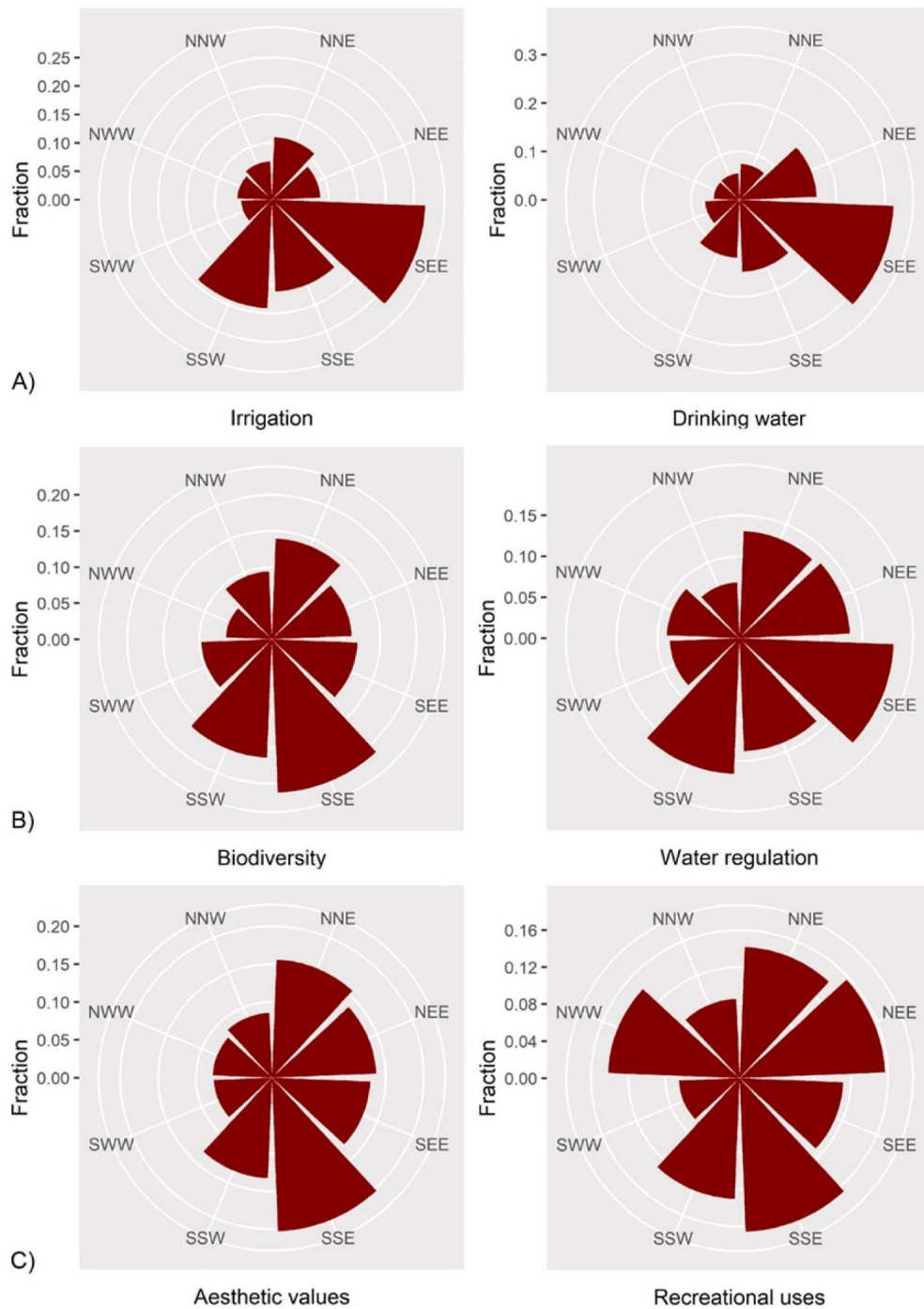


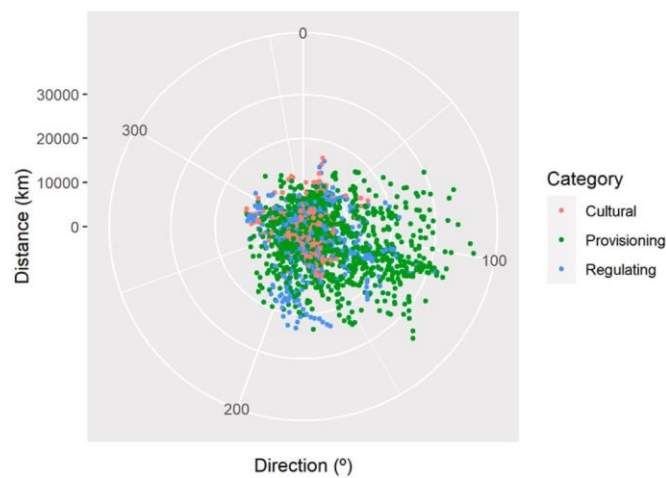
Fig. 6. Ecosystem service flow directions. N, north; S, south, E, east, W, west.

Our findings for flow distribution patterns are supported by the opinions expressed by the stakeholders interviewed. The former director of the Aiguamolls de l'Empordà Natural Park (a Ramsar wetland), for example, said "Roses and Empuriabrava [two important seaside resorts] are "drinking" water from the Darnius-Boadella reservoir because of us, those in charge of the

*Aiguamolls park. They used to have wells and consumed large amounts of water, the water table was dropping a lot, and there were a lot of problems with salinization; that’s why we suggested they connected to the Darnius-Boadella reservoir. By doing this, we limited their supply of water, but prevented the salinization of the most important aquifers associated with the Muga and Fluvià rivers”.*

The above comment might suggest that ES flows could sometimes be lengthened not in response to economic needs but to prevent a greater evil that would harm the environment. It also reveals the social dynamics underlying supply and demand and also has interesting socio-ecological connotations. It reflects, for example, the coproduction of WES between humans and nature and highlights the responsibility of stakeholders to find alternative land management options that will allow them to maximize economic benefits, while minimizing environmental impacts (Lerner, Kumar, Holzkämper, Surridge, & Harris, 2011; Palomo et al., 2016). It highlights the importance of taking into account stakeholder values and integrating their knowledge into decision-making processes, as power dynamics and different levels of access and control among stakeholder groups can all affect the provision of ES. Mobilization of given services through humanmade infrastructure, together with certain political decisions, can favor certain ES while harming others, creating trade-offs and spatial mismatches between supply and demand and between stakeholders and services.

Reservoirs, for instance, are a good example of how water and land management policies have fostered processes of maximization, mobilization, and access in relation to drinking and irrigation water, but to the detriment of other WES such as biodiversity, water regulation, and aesthetic values. This "anthropocentric and utilitarian" view of ES and nature is in line with what Stosch et al. (2017) referred to as the “commodification” of intrinsic values of nature (Fletcher, 2010), which can indirectly lead to the degradation of parts of the ecosystem that deliver ES with no market value.



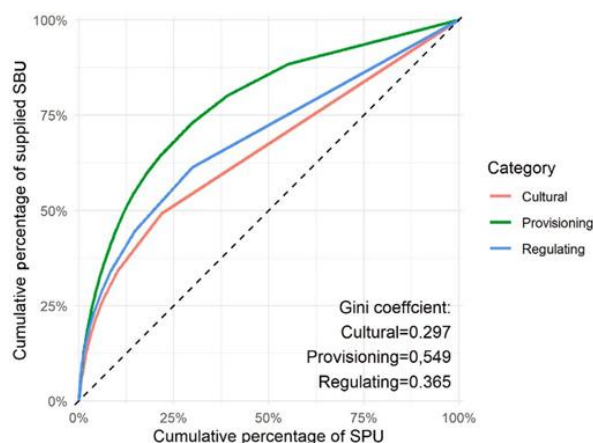
**Fig. 7.** Distances between service production and service benefiting units and direction of flows by water ecosystem service category.

Nonetheless, this commodification can also have a favorable effect by promoting the coproduction of new ES. In our case, the stakeholders also perceived the reservoir as a social gathering place where people can come together to walk, do water activities, or have a picnic.

The results of the mapping exercise and the views and comments of stakeholders during the interviews show that production units and spatial flows of ES cannot be understood without the consideration of coproduction mechanisms and socioeconomic and cultural value systems.

#### 4.3. Accumulation of beneficiaries

We also analyzed whether beneficiaries were equally distributed among the different supply points or if there were particular points with a high concentration of beneficiaries (and therefore demand). The Gini coefficients obtained highlight the differences between categories (Fig. 8). Provisioning WES, with a coefficient of 0.549, had more flows originating from fewer SPU. Specifically, 12.5% of the SPU with the highest concentration of provisioning WES beneficiaries supplied 50% of stakeholders, while 25% of those with the lowest concentration of beneficiaries supplied just 8%. The corresponding percentages for regulating and cultural WES were 20%–50% and 25%–12%, respectively.



**Fig. 8.** Numbers of beneficiaries per service production unit according to water ecosystem service category.

In short, provisioning WES were perceived as having the most unequal distribution of flows, indicating that certain SPU are under greater pressure and are thus more vulnerable to degradation and a potential source of conflicts between stakeholder groups. The Darnius-Boadella reservoir, located in the upper basin, is a clear example of this, as it was perceived as a hotspot, particularly in relation to provisioning WES. If high-demand hotspots such as the reservoir were to collapse, this would have serious socioeconomic and ecological ramifications for the entire basin. Interdependences between ES are very common in water basins (Green et al., 2015), and poor upstream management can pose a serious threat to the delivery of services further downstream. *“Having water or not depends on the reservoir, and the reservoir, depending on how much it rains, is a critical point. The Muga river basin is small and when it rains, it rains more in other parts of the*

*basin, not at the reservoir. With climate change, we don't know what's going to happen. If the reservoir doesn't fill, there will be water problems throughout the basin, because we all depend on the reservoir" (farmer).* Familiarity with WES flow patterns thus is crucial to inform decision-makers about how changes to the quantity or quality of flows in the upper basin will impact the lower basin. This is evident not only for provisioning WES, but also for regulating WES, for which the SPU with the highest concentration of beneficiaries were located in the lower basin. The basin's ability to provide a stable flow of regulating WES largely depends on the spatial relationships between SPU and SBU in the upper basin, as highlighted by other authors (Domptail, 2013; Vignola, McDaniels, & Scholz, 2012).

According to the Gini coefficients obtained in our study, provisioning WES are more vulnerable than other services and are more likely to be the center of possible tensions and disputes between multiple stakeholders with contrasting interests (water for agricultural, domestic, or tourist uses is a common example in areas with limited water availability like the Mediterranean basin), showing the local equilibrium between supply and demand (Wolff et al., 2015). Provisioning WES also pose management challenges to ensure their conservation and long-term sustainability, as they were characterized by a more unequal distribution of beneficiaries and a greater concentration of demand at fewer supply points.

Water for irrigation, drinking water, and biodiversity conservation WES in the Muga river basin all originate from the same supply point, and are clear examples of divergent priorities among different stakeholders (farmers, urban development/tourism, conservationists). As stated by the owner of a water park in the basin: *"Here, there are conflicts over water among the three economic sectors with power and influence (tourism, government, and towns/cities). The main recent problem is with the agricultural sector in general; urban areas don't know anything, they doesn't even know where the water comes from, they turn on the tap and see water coming out and if it doesn't, it's the government that's the problem, they don't know anything about water problems [...] The agricultural sector has always protested the most, because historically it never had any problems with water, and now with the growth of towns and cities and tourism, people are using more water, reducing the supplies available to agriculture; they used to be able to water as much as they liked, but now they are subject to limitations".*

In short, WES with fewer supply points and multiple beneficiaries with divergent interests could be more vulnerable to reductions or changes in flow and increasing demand. *"I'd be really affected if they used all the water in the reservoir for agriculture, because then I wouldn't have any water in the reservoir and that's what I work with. How could I provide my tourist services without water?"* (sailing school owner at the reservoir). As stated by Bennet et al. (2009), changes in ES flows are dependent not only on land use and land cover (which can obviously have greater or lesser effects on flows), but also on demand and WES management strategies used by different stakeholder groups.

According to Stosch et al. (2017) and Bennet et al. (2009) trade-offs are sometimes the result of specific land management decisions, but they are often due to a lack of knowledge of the different interrelations between ES. Policy-making and land planning decisions that are not based on

mechanisms of concentration and mobilization or that do not take into account the power dynamics among stakeholder groups with different visions of the same ES could turn into a ticking time bomb. We agree with Fedele et al. (2017) and King et al. (2015) that predominant views held by certain stakeholder groups can affect ES flows and either facilitate or impede access to services by other potential beneficiaries. Choice of management model will determine the extent of the resulting trade-offs and some stakeholders will benefit while others will lose out. The findings of this study support and build on previous findings (Brown & Raymond, 2014; Castro et al., 2013; García-Nieto et al., 2015; Iniesta-Arandia et al., 2014; King et al., 2015; Lerner et al., 2011) that ES flows depend not only on supply but also on demand and social mechanisms, identifying where the services from a production area are being delivered to particular beneficiaries (Serna-Chavez et al., 2014). The study of spatial flows using a mixed methods approach is crucial to achieving more efficient land management, identifying communities of stakeholders with different interests and levels of influence, and evidencing the complexity of socioecological contexts.

## 5. Conclusions

The concept of ES can facilitate interconnections between nature and society, promoting interdisciplinarity and a shared vision of a territory as a socioecological system. Stakeholder perceptions and value systems must be taken into account in any evaluation of ES. We showed that understanding the mechanisms involved in the spatial (dis)connections between service production units and service benefiting units provides key insights into how stakeholders perceive and intervene in ES flows, causing spatial and mental mismatches. Incorporation of these views can also help decision-makers identify both shared and divergent priorities regarding ES use and potential sources of social tensions in certain producing ecosystems with a high accumulation of demand, as in our study area. We have also shown that using the Gini coefficient to analyze spatial information can reveal inequalities in accessibility to ES flows and provide key insights for informing alternative land use policies or management strategies based on the needs and motivations of multiple stakeholders.

The analysis of flow characteristics, such as distances between service production units and demand areas, flow directions, and accumulation of beneficiaries, which is based not only on biophysical indicators but also on the mapping of sociocultural values, could provide complementary information for decision-makers to strategically decide which areas or ecosystems need greater attention in the management of ES flows. Application of these concepts may help government bodies assess ES from a different perspective and facilitate decision-making and land management processes that "follow the flow" and take into account both social and ecological aspects of ES in spatial contexts, which is particularly important in climate-vulnerable areas such as the Mediterranean basin.

### Credit author statement

**Enrica Garau:** Conceptualization, Data curation, Methodology, Writing-Original draft preparation, Writing-Reviewing, Editing. **Josep Pueyo-Ros:** Conceptualization, Data curation, Methodology, Writing- Original draft preparation, Writing-Reviewing, Editing. **Anna Ribas Palom:** Writing-Original

draft preparation, Writing-Reviewing, Editing. **Josep Vila-Subirós:** Writing-Original draft preparation, Writing- Reviewing, Editing.

#### Funding

This work was supported by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness through the project “Incentives and barriers to water conservation in the tourism sector. Analysis and proposals for efficient water management” [CSO2016-75740-P].

#### Acknowledgments

We thank all respondents of our study for their attention and time.

#### References

- Bagstad, K. J., Johnson, G. W., Voigt, B., & Villa, F. (2013). Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosystem Services*, 4, 117–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.012>
- Bennett, E. M., Peterson, G. D., & Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12(12), 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.X>
- Blume, L. E., & Easley, D. (2007). Rationality. In P. Macmillan (Ed.), *The new palgrave dictionary of economics*. London: Palgrave Macmillan.
- [https://doi.org/10.1057/978-1-349-95121-5\\_2138-1](https://doi.org/10.1057/978-1-349-95121-5_2138-1).
- Brown, G., Montag, J. M., & Lyon, K. (2012). Public participation GIS: A method for identifying ecosystem services. *Society & Natural Resources*, 25(7), 633–651. <https://doi.org/10.1080/08941920.2011.621511>
- Brown, G., & Raymond, C. M. (2014). Methods for identifying land use conflict potential using participatory mapping. *Landscape and Urban Planning*, 122, 196–208. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.007>
- Brown, G., Reed, P., & Raymond, C. M. (2020). Mapping place values: 10 lessons from two decades of public participation GIS empirical research. *Applied Geography*, 116, 102156. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2020.102156>
- Brown, G., Strickland-Munro, J., Kobryn, H., & Moore, S. A. (2017). MiXed methods participatory GIS: An evaluation of the validity of qualitative and quantitative mapping methods. *Applied Geography*, 79, 153–166. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.12.015>
- Castro, A., García-Llorente, M., Martín-López, B., Palomo, I., & Iniesta-Arandia, I. (2013). Multidimensional approaches in ecosystem services assessment. *Earth Observation of Ecosystem Services*, 441–468. <https://doi.org/10.1201/b15628>. January 2014.
- Castro, A., Verburg, P. H., Martín-López, B., Garcia-Llorente, M., Cabello, J., Vaughn, C. C., et al. (2014a). Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis. *Landscape and Urban Planning*, 132, 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.009>
- Castro, A., Verburg, P. H., Martín-López, B., Garcia-Llorente, M., Cabello, J., Vaughn, C., et al. (2014b). Ecosystem service



- trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis. *Landscape and Urban Planning*, 132, 102–110.  
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.009>
- Chee, Y. E. (2004). An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, 120(4), 549–565.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.028>
- Chen, J. J. (2018). gglorenz: Plotting Lorenz curve with the blessing of “ggplot2. Retrieved from <https://cran.rproject.org/package=gglorenz>.
- Costanza, R. (2008). Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141, 350–352.  
<https://doi.org/10.1007/bf01844766>
- De Vreese, R., Leys, M., Fontaine, C. M., & Dendoncker, N. (2016). Social mapping of perceived ecosystem services supply-The role of social landscape metrics and social hotspots for integrated ecosystem services assessment, landscape planning and management. *Ecological Indicators*, 66(September), 517–533.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.048>
- Domptail, S. (2013). Using trade-offs and synergies in ecosystem services for resource management. *Biodiversity and Ecology*, 5, 185.  
<https://doi.org/10.7809/b-e.00274>. June 2015.
- Dorman, M. (2020). Nngeo: K-nearest neighbor join for spatial data. Retrieved from <https://github.com/michaeldorman/nngeo/>.
- Dronova, I. (2019). Landscape beauty: A wicked problem in sustainable ecosystem management? *The Science of the Total Environment*, 688, 584–591.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.248>
- Eigenbrod, F., Armsworth, P. R., Anderson, B. J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D. B., et al. (2010). The impact of proXy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 47(2), 377–385.  
<https://doi.org/10.1111/j.13652664.2010.0177.x>
- Fagerholm, N., Käyhkö, N., Ndumbaro, F., & Khamis, M. (2012). Community stakeholders’ knowledge in landscape assessments - mapping indicators for landscape services. *Ecological Indicators*, 18, 421–433.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.004>
- Fagerholm, N., Oteros-Rozas, E., Raymond, C. M., Torralba, M., Moreno, G., & Plieninger, T. (2016). Assessing linkages between ecosystem services, land-use and well-being in an agroforestry landscape using public participation GIS. *Applied Geography*, 74, 30–46.  
<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.06.00>
- Fedele, G., Locatelli, B., & Djoudi, H. (2017). Mechanisms mediating the contribution of ecosystem services to human well-being and resilience. *Ecosystem Services*, 28, 43–54.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.011>
- Fisher, J., Patenaude, G., Giri, K., Lewis, K., Meir, P., Pinho, P., et al. (2014). Understanding the relationships between ecosystem services and poverty alleviation: A conceptual framework. *Ecosystem Services*, 7, 34–45.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.08.002>
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.04>
- Fletcher, R. (2010). Neoliberal environmentalism: Towards a poststructuralist political ecology of the conservation debate.

- Conservation and Society, 8, 171–181.  
<https://doi.org/10.4103/0972-4923.73806>
- Gabarda-Mallorquí, A., Fraguell, R. M., Pavón, D., & Ribas, A. (2016). Tourist development and wastewater treatment in the Spanish Mediterranean coast: The Costa Brava case study. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 11(3), 245–254.  
<https://doi.org/10.2495/SDP-V11-N3-245-254>
- García-Nieto, A. P., Quintas-Soriano, C., García-Llorente, M., Palomo, I., Montes, C., & Martín-Lo´pez, B. (2015). Collaborative mapping of ecosystem services: The role of stakeholders’ profiles. *Ecosystem Services*, 13(13), 141–152.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.006>
- Garcia, X., Benages-Albert, M., Pavón, D., Ribas, A., Garcia-Aymerich, J., & Vall-Casas, P. (2017). Public participation GIS for assessing landscape values and improvement preferences in urban stream corridors. *Applied Geography*, 87, 184–196.  
<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.08.009>
- Geijzendorffer, I. R., Martín-López, B., & Roche, P. K. (2015). Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments. *Ecological Indicators*, 52, 320–331.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.016>
- Green, P. A., Vörösmarty, C. J., Harrison, I., Farrell, T., S’aenz, L., & Fekete, B. M. (2015). Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions. *Global Environmental Change*, 34, 108–118.  
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.06.07>
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In D. G. R. and C. L. J. Frid (Ed.), *Ecosystem Ecology* (pp. 110–139). Cambridge University Press.  
<https://doi.org/10.1017/cbo9780511750458.007>
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2018). Common international classification of ecosystem services (CICES) V5.1 and guidance on the application of the revised structure. Retrieved from [www.cices.eu](http://www.cices.eu).
- Houghton, Jonathan, & Khandker, Shahidur (2009). *Handbook on Poverty and Inequality*. Washington, DC: World Bank.
- Holland, R. A., Eigenbrod, F., Armsworth, P. R., Anderson, B. J., Thomas, C. D., & Gaston, K. J. (2011). The influence of temporal variation on relationships between ecosystem services. *Biodiversity & Conservation*, 20(14), 3285–3294.  
<https://doi.org/10.1007/s10531-011-0113-1>
- IDESCAT. (2020). *Sistemas fluviales. Aportación Por temporadas. Metodología*. Retrieved January 20, 2021, from <https://www.idescat.cat/pub/?idaec&n211&langes>.
- Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Aguilera, P. A., Montes, C., & Martín-Lo´pez, B. (2014). Socio-cultural valuation of ecosystem services: Uncovering the links between values, drivers of change, and human well-being. *Ecological Economics*, 108, 36–48.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.09.028>
- King, E., Cavender-Bares, J., Balvanera, P., Mwampamba, T. H., & Polasky, S. (2015). Trade-offs in ecosystem services and varying stakeholder preferences: Evaluating conflicts, obstacles, and opportunities. *Ecology and Society*, 20(3). <https://doi.org/10.5751/ES-07822-200325>
- Lerner, D. N., Kumar, V., Holzka¨mper, A., Surridge, B. W. J., & Harris, B. (2011). Challenges in developing an integrated catchment management model. *Water and Environment Journal*, 25(3), 345–354.

- <https://doi.org/10.1111/j.17476593.2010.00229.X>
- Li, J., Jiang, H., Bai, Y., Alatalo, J. M., Li, X., Jiang, H., et al. (2016). Indicators for spatial-temporal comparisons of ecosystem service status between regions: A case study of the taihu river basin, China. *Ecological Indicators*, 60, 1008–1016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.002>
- MacDonald, Darla, Bark, Rosalind, MacRae, Andrea, Kalivas, Tina, Grandgirard, Agnes, Strathearn, Sarah, et al. (2013). An interview methodology for exploring the values that community leaders assign to multiple-use landscapes. *Ecology and Society*, 18(1). <https://doi.org/10.5751/ES-05191-180129>.
- Martín-López, B., Palacios-Agundez, I., Montes, C., Gómez-Baggethun, E., Iniesta-Arandia, I., Palomo, I., ... López-Santiago, C. (2012). Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLoS ONE*, 7(6), 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038970>
- Minn, M. (2020). Mmqgis. Retrieved April 20, 2020, from <http://michaelminn.com/linuX/mmqgis/>.
- Palomo, I., Felipe-Lucia, M. R., Bennett, E. M., Martín-López, B., & Pascual, U. (2016). Disentangling the pathways and effects of ecosystem service Co-production. In *Advances in ecological research* (1st ed., Vol. 54). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.09.003>
- Palomo, I., Martín-López, B., Potschin, M., Haines-Young, R., & Montes, C. (2013). National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. *Ecosystem Services*, 4, 104–116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.0012005>.
- Pascual, D., Zabalza Martínez, J., Funes, I., Vicente-Serrano, S. M., Pla, E., Aranda, X., et al. (2016). Impacts of climate and global change on the environmental, hydrological and agricultura systems in the LIFE MEDACC case study basins. Retrieved June 24, 2020, from <http://medacc-life.eu/>.
- Pavón, David, Gabarda-Mallorquí, Ariadna, Ribas, Anna, et al. (2018). What Governance? The role of public and private stakeholders in water supply management in mediterranean coastal tourist destinations: The case of the Costa Brava. *Water*, 10(1758), 1–21. <https://doi.org/10.3390/w10121758>
- Pebesma, E. (2018). Simple features for R: Standardized support for spatial vector data. *The R Journal*, 10(1), 439–446.
- Pérez-Ramírez, I., García-Llorente, M., Benito, A., & Castro, A. J. (2019). Exploring sense of place across cultivated lands through public participatory mapping. *Landscape Ecology*, 9. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00816-9>
- Plato, L., & Meskin, A. (2014). Aesthetic value. In *Encyclopedia of quality of life and well-being research* (michalos A). Dordrecht: Springer. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-07535\\_3349](https://doi.org/10.1007/978-94-007-07535_3349).
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., & Bieling, C. (2013). Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy*, 33, 118–129. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.013>
- Pocewicz, A., Nielsen-Pincus, M., Brown, G., & Schnitzer, R. (2012). An evaluation of internet versus paper-based methods for public participation geographic information systems (PPGIS). *Transactions in GIS*, 16(1), 39–53. <https://doi.org/10.1111/j.14679671.2011.01287.X>
- QGIS Development Team. (2020). QGIS development Team (2020). QGIS geographic information system. Open

- source geospatial foundation project. Available at: <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team. (2020). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria. Retrieved from <https://www.r-project.org/>.
- Ramsar. (1999). SISR. Servicio de información sobre Sitios Ramsar. Aiguamolls de l'Empordà. Retrieved January 20, 2021, from <https://rsis.ramsar.org/es/rsis/592?languages>
- Raymond, C. M., Bryan, B. A., MacDonald, D. H., Cast, A., Strathearn, S., Grandgirard, A., et al. (2009). Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics*, 68(5), 1301–1315. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.12.06>
- Saurí, D., Pujolar, M., & Ribas, A. (2000). Gestión del agua y conflictividad social en la cuenca del río Muga (Alt Empordà). *Geographicalia*, (38), 59–76. [https://doi.org/10.26754/ojs\\_geophgeoph.2000381379](https://doi.org/10.26754/ojs_geophgeoph.2000381379)
- Serna-Chavez, H. M., Schulp, C. J. E., Van Bodegom, P. M., Bouten, W., Verburg, P. H., & Davidson, M. D. (2014). A quantitative framework for assessing spatial flows of ecosystem services. *Ecological Indicators*, 39, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.11.024>
- Signorell, A. (2020). DescTools: Tools for descriptive statistics. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=DescTools>.
- Silvestri, S., & Kershaw, F. (2010). Framing the flow: Innovative approaches to understand, protect and value ecosystem services across linked habitats. Framing the flow innovative approaches to understand protect and value ecosystem services across linked habitats. Retrieved from <http://www.cabdirect.org/abstracts/20103196142.html>.
- Sova, C. A., Thornton, T. F., Zougmore, R., Helfgott, A., & Chaudhury, A. S. (2017). Power and influence mapping in Ghana's agricultural adaptation policy regime. *Climate & Development*, 9(5), 399–414. <https://doi.org/10.1080/17565529.2016.1154450>
- Spangenberg, J. H., Görg, C., Truong, D. T., Tekken, V., Bustamante, J. V., & Settele, J. (2014). Provision of ecosystem services is determined by human agency, not ecosystem functions. Four case studies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 10(1), 40–53. <https://doi.org/10.1080/21513732.2014.884166>
- Spangenberg, J. H., von Haaren, C., & Settele, J. (2014). The ecosystem service cascade: Further developing the metaphor. Integrating societal processes to accommodate social processes and planning, and the case of bioenergy. *Ecological Economics*, 104, 22–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.05>
- Stosch, K. C., Quilliam, R. S., Bunnefeld, N., & Oliver, D. M. (2017). Managing multiple catchment demands for sustainable water use and ecosystem service provision. *Water*, (9). <https://doi.org/10.3390/w9090677>
- Syrbe, R. U., & Walz, U. (2012). Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecological Indicators*, 21, 80–88. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.013>
- Tabara, J. D., & Saurí, D. (2004). Stakeholders report on: The Muga river basin Catalonia. Spain.
- Tashakkori, A., & Teddlie, C. (2003). *Handbook of mixed methods in social & behavioral research*. Thousand Oaks: Sage.
- Torres-Bagur, M., Ribas Palom, A., & Vila-Subirós, J. (2019). Perceptions of climate change and water availability in the

- mediterranean tourist sector: A case study of the Muga river basin (Girona, Spain). *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 11(4), 552–569. <https://doi.org/10.1108/IJCCSM-10-2018-0070>
- Vignola, R., McDaniels, T. L., & Scholz, R. W. (2012). Negotiation analysis for mechanisms to deliver ecosystem services: The case of soil conservation in Costa Rica. *Ecological Economics*, 75, 22–31. <https://doi.org/10.1016/j.jecolecon.2012.01.004>
- Villamagna, A. M., Angermeier, P. L., & Bennett, E. M. (2013). Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity*, 15, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004>
- Von Haaren, C., & Albert, C. (2011). Integrating ecosystem services and environmental planning: Limitations and synergies. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 7(3), 150–167. <https://doi.org/10.1080/21513732.2011.61654>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. New York: Springer-Verlag.
- Wolff, S., Schulp, C. J. E., & Verburg, P. H. (2015). Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators*, 55, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.016>



### 5.3 Deconstructing ecosystem service conflicts through the prisms of political ecology and game theory in a north-western Mediterranean river basin.

Garau, E., Pueyo-Ros, J., Vila-Subirós J., Ribas, A., Deconstructing ecosystem service conflicts through the prisms of political ecology and game theory in a north-western Mediterranean river basin. *Human Ecology*. Fecha de envío: 05/04/21 (*Under Review*)

**Abstract:** Power relationships, access and control, (in)equity, and in(justice) are key modulators of conflicts arising from ecosystem services between multiple stakeholders. A greater knowledge of stakeholder value systems and behaviors is crucial for understanding socioecological dynamics. We propose an analytical framework that combines political ecology and game theory to analyze water ecosystem services. This integrated framework was used to reinterpret concepts such as common goods, (a)symmetric flows, and (un)fair trade-offs in the context of ecosystem services. The purpose was to gain a better understanding of behaviors and (a)symmetries in power relationships between multiple stakeholders. We studied the case of a north-western Mediterranean river basin using data obtained from stakeholder interviews and newspaper articles. Our findings uncovered different types of stakeholder relationships, ranging from mutual support and cooperation to conflict. The proposed analytical framework shows how social mechanisms can affect ecosystem services flows, facilitating the development of more equitable management models for natural resources.

**Keywords:** Socioecological systems, Water ecosystem services, Stakeholder power relationships, River basin management

**Revista:** *Human Ecology*. Fecha de envío: 05/04/21 (*Under review*)

## 1. Introduction

Water ecosystems and their service flows have been dramatically altered by human activity throughout history, making them one of the most threatened ecosystems in the world (Dudgeon et al., 2006; Green et al., 2015; Podimata and Yannopoulos, 2015) and placing them at the center of the debate on water scarcity and social conflict. They are a key priority on political agendas across the globe (Green et al., 2015; Grizzetti et al., 2016a; Vollmer et al., 2018).

Water ecosystem service (WES) flows are not always evenly distributed in terms of space (Green et al., 2015) or access (Felipe-Lucia et al., 2015). The benefits offered by these flows depend not only on the existence of provisioning hotspots but also on sociocultural factors, acceptance of management policies among stakeholders, power relationships, control and access structures, and demand and needs (Castro et al., 2013; Quintas-Soriano et al., 2014). These social mechanisms are also linked to ecosystem services (ES) flow intensity (Felipe-Lucia et al., 2015; Kretsch and Kelemen, 2016; Palomo et al., 2016) and the ecological status of the ecosystem. Water ecosystems can thus clearly be perceived as dynamic socioecological systems (Vollmer et al., 2018).

Numerous studies have analyzed ES flows from a range of perspectives, including supply and demand hotspots, trade-offs and bundles (synergies), and the spatial distribution of beneficiaries (e.g., Burkhard et al., 2014; García-Nieto et al., 2013; Iniesta-Arandia et al., 2014; Jacobs et al., 2015; Palomo et al., 2013; Quintas-Soriano et al., 2014; Zoderer et al., 2019). Few studies, however, have examined the power relationships between multiple ES beneficiaries, and they have all considered demand to be a single beneficiary. As stated by Daw et al. (2011: 370), failure to make “explicit reference to different groups of humans who unevenly share the different benefits and costs of ES” when considering, measuring, or valuing benefits to human well-being can give rise to an aggregation problem (Rincón-Ruiz et al., 2019). This aggregation can be problematic because it does not contemplate the different distribution of ES among different types of stakeholders (Daw et al., 2011).

Several studies have analyzed ES through the theoretical framework of political ecology and the concepts of environmental, social, and spatial justice, with a particular focus on the distribution of trade-offs and their impact on beneficiaries and ES (Fisher et al., 2014, 2013; Luck et al., 2012). These studies criticize a conceptual approach to ES grounded in a purely ecological dimension that largely ignores the political, social, and ideological factors operating in a given socioecological context (Kull et al., 2015). Advocates of the political ecology approach warn that the concept of ES carries political connotations that can exacerbate existing situations of social injustice and unequal power relationships (Daw et al., 2011). The existence of certain stakeholders with a better understanding of how and when ES management decisions are taken or with a greater power to influence these decisions can lead to short- and long-term environmental injustices, posing a major challenge in this field (Kretsch and Kelemen, 2016; Rincón-Ruiz et al., 2019).

The aim of this study is to narrow the knowledge gap in the field of ES conflicts by disentangling these conflicts in a Mediterranean river basin through the prism of two complementary theoretical frameworks: political ecology and game theory. To do this, we explored control, access, and power dynamics among multiple stakeholders competing for WES in the basin based on a reinterpretation of several concepts such as common goods, asymmetry of ES flows, and trade-off fairness. We illustrated our proposal by applying three research questions to a case study of the Muga river basin in the north-western Mediterranean: a) Do different stakeholder groups have equitable access to

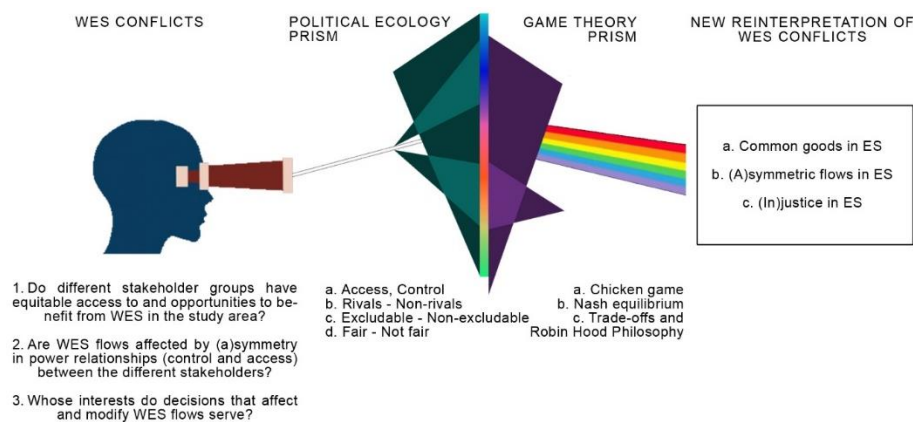
and opportunities to benefit from WES in the study area? b) Are WES flows affected by (a)symmetry in power relationships (control and access) between the different stakeholders?, and c) Whose interests do decisions that affect and modify WES flows serve?

## 2. Analytical framework: Conceptualizing WES conflicts through the prisms of political ecology and game theory

The analytical approach in this study combines the theoretical frameworks of game theory and political ecology to study conflicts arising from water resources viewed as game models involving aspects linked to power relationships, access and control, equity, and spatial justice (Felipe-Lucia et al., 2015).

As a limited natural resource, water has historically been cause for conflict between multiple stakeholders with different interests, needs, and preferences overlapping in space and time (Ohlsson, 2000). It is what is known as a *common good* or a *common pool resource* (Dinar and Hogarth, 2015; Najafi et al., 2013).

We built our analytical framework by 1) defining empty signifiers, which are key universal principles used in political ecology that acquire different meanings depending on when and where they are used (rivalry, excludability, justice, and equity) (Popartan et al., 2020) and 2) choosing the game theory models to apply at the conceptual level. The integration of the two frameworks provided us with analytical tools filled with meaning (particular signifiers) to deconstruct WES conflicts into their different dimensions. The steps followed are shown in Fig. 1.



**Fig 1.** Construction of the analytical framework through the prisms of political ecology and game theory.

### 2.1 Adjustment to political ecology principles: Converting empty signifiers to particular signifiers in the framework of ES

Political ecology helps us understand how global discourses and material phenomena unfold in local contexts (Adger et al., 2000; Fisher et al., 2014, 2013; Rocheleau, 2008), providing key insights into the complexity of local realities (Barnaud and Antona, 2014). In order to analyze conflicts surrounding WES, it is first necessary to define what is meant by a common good and determine what is understood by fair/unfair and equitable/inequitable and by whom. To do this, we adjusted



the definitions of some of the key principles of political ecology to our case by converting empty signifiers into particular signifiers (see Box 1).

Common goods. Common goods in economics are goods considered to be rivalrous and non-excludable (Hardin, 1968). As such, they meet two requisites: rivalry, when the consumption of a good by one person precludes its consumption by another, and excludability, when it is not possible to prevent a person who has not paid for a good from accessing it (Ostrom, 1990).

Tragedy of the commons. The tragedy of the commons is a situation in a shared-resource system where individual users, acting independently according to their own self-interest, behave contrary to the common good of all users by depleting or spoiling the shared resource through their collective action (Hardin, 1968; Lloyd, 1883; Ostrom, 1999).

Conflict. A conflict is a situation in which two or more decision-makers enter into a dispute over a given issue (Raquel et al., 2007).

WES as common goods (free access–non-excludability).

In the absence of excludability mechanisms and in a scenario of free access to WES flows by all stakeholders (non-excludability), WES can be considered to be common goods (Kretsch et al., 2016).

The tragedy of WES (controlled access – excludability). When a stakeholder has a strong level of influence on decision-making and control of and access to WES flows, these services can be considered to represent a tragedy of the commons (Lant et al., 2008).

WES power relationships and (a)symmetries

Power relationship. A relationship in which one person has the ability to control or influence another person's access to WES (Felipe-Lucia et al., 2015).

Symmetric power relationship. Situation in which stakeholders employ a strategy designed to achieve optimal distribution of WES flows, benefiting the maximum number of stakeholders (win-win situation) and in the absence of excludability mechanisms (equitable distribution of WES) (Felipe-Lucia et al., 2015);

Asymmetric power relation. Situation in which stakeholders act in a non-cooperative manner, prioritizing individual over collective gains in the presence of excludability mechanisms (win-lose situation) and leading to the creation of trade-offs between WES (inequitable distribution) (Felipe-Lucia et al., 2015).

Trade-off. Situation in which land use or management actions by a stakeholder or group of stakeholders increase the provision of a WES to the detriment of another. This may be due to simultaneous responses to the same driver or true interactions between services. Adapted from (Bennett et al., 2009).

Fair – Unfair. The Robin Hood Philosophy

The Robin Hood philosophy.

The Robin Hood philosophy is based on stealing from the rich to give to the poor with the aim of achieving a fairer distribution of “goods” or resources among everyone.

Fair trade-offs. Trade-offs that follow the Robin Hood philosophy and benefit as many stakeholders or groups of stakeholders as possible while creating a fairer distribution of resources overall.

Unfair trade-offs. Trade-offs that favor single stakeholders or groups of stakeholders, negatively affecting the flow of WES to others and creating an unfair distribution of resources.

## 2.2 Adjustment to game theory principles: Selection and application of game theory tools to ES

Game theory is a well-known methodological framework used to study conflicts and cooperation behaviors through mathematical modelling. Game theory models serve to predict the behavior of different agents based on the logical and strategic study of their decisions (Myerson, 1991). These

decisions respond to individual interests and gains that each agent wants to maximize (Madani, 2010; Zanjani et al., 2018). Game theory has been widely applied to study conflicts surrounding the management of natural resources, such as forest management (Rodrigues et al., 2009), water governance (Sullivan et al., 2019), and zoning of protected areas (Lin and Li, 2016). Hypothetical solutions or contexts must have three basic ingredients to qualify as a game theory model (Gibbons, 1997; Najafi et al., 2013): agents, value systems and actions, and payoffs.

Agents. Agents are stakeholders who act independently, making decisions of their free will or interacting with others.

Value systems and actions. All stakeholders have a value system and take decisions in pursuit of individual or collective gain. Understanding a stakeholder's value system is key to understanding what they value (or do not value), what their priorities are, and how they act as a result. To an extent, a person's value system can be viewed as the driving force behind their decisions and choices.

Payoffs. Payoffs are gains or losses (money, utility, personal gain) that stakeholders receive when they decide to act in a certain way.

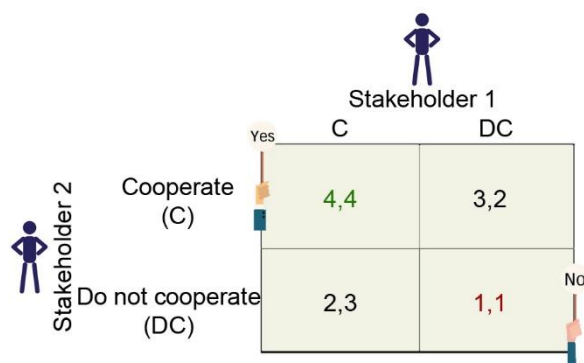
Let us assume that the game setting is a river basin with different agents interacting and making decisions (stakeholders). Each agent wants to maximize their gains and this may or may not negatively impact the gains that other stakeholders can derive from water ecosystems and the services they produce (Rodrigues et al., 2009). Payoffs are considered to be the sum of all gains, as gains to one party can be affected by decisions or actions taken by others. Although in game theory it is assumed that players are rational agents who act to maximize their outcomes, their choices may also be influenced by mechanisms such as pressure, risk aversion, or power relationships (Podimata and Yannopoulos, 2015).

Under the above assumptions, we applied a number of game theory models to WES conflicts in the Muga river basin to explore strategies and actions taken by stakeholder groups with different power relationships and ability to access and control WES flows (Fisher et al., 2014).

To analyze the conflicts, we applied the Chicken game model and the Nash equilibrium (Najafi et al., 2013). Chicken is a game with winners and losers. It is represented by two players driving towards each other along a narrow road. They can choose to swerve and avoid hitting the other car (in which case they are labeled a chicken) or to not swerve and keep going (in which case they are labeled a hero). If they both decide to keep going, they will crash, which is the worst possible outcome or payoff (lose-lose situation); if they both decide to swerve, they will have to deviate from their original course, but they will both survive (suboptimal win-win situation); if one decides to swerve and the other decides to keep going, one will lose and the other will win (win-lose situation). The players' choices will be guided not by the harm they think they might cause the other but by what they believe is best for them.

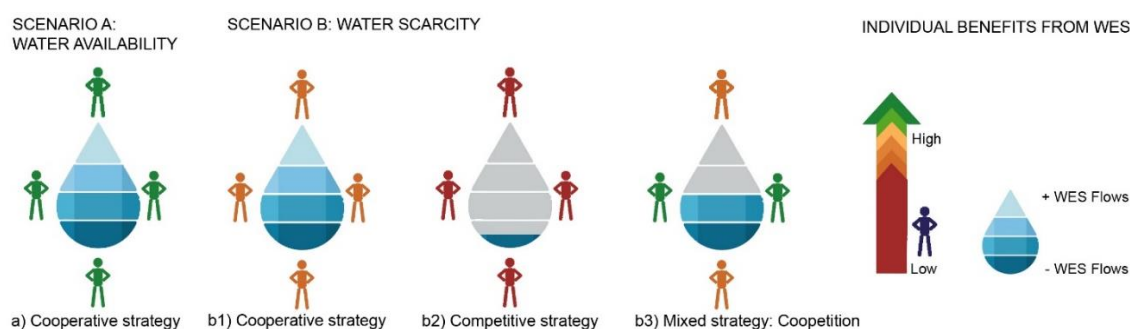
The Nash equilibrium is a solution criterion used in game theory. It is the situation where the sum of payoffs is the best possible outcome for all players (Eleftheriadou and Mylopoulos, 2008). We used the Nash equilibrium point and the Robin Hood philosophy to classify trade-offs or bundles between WES as fair or unfair, depending on whether they benefited the maximum number of stakeholders and resulted in an equitable or an inequitable distribution of WES.

These theoretical models are shown as 2x2 games in Fig. 2 (Madani, 2010), where the numbers represent the payoffs resulting from the strategy chosen by each stakeholder in relation to the other.



**Fig. 2.** Theoretical representation of a game simulation applied to water ecosystem services (WES). The numbers represent the sum of gains that stakeholders #1 and #2 will derive from the WES depending on the strategy they choose (cooperate [C] vs. do not cooperate [DC]). Higher numbers represent more gains and a more sustainable management of WES flows.

In addition, depending on the socioecological context (plentiful vs scarce resources), the stakeholders might move from a cooperative to a non-cooperative behavior, which would modify their relationship (from positive-supportive to negative-conflictive) and the flows of WES. Fig. 3 shows the benefits that stakeholders would receive in different scenarios.



**Fig. 3.** Stakeholder strategies, benefits, and distribution of water ecosystem service (WES) flows in a context of water availability (A) (harmony game) and water scarcity (B) (chicken game). The fuller the drop of water, the more benefits for all involved and better the management of WES flows.

### 3. Application of the analytical framework to a north-western Mediterranean river basin

#### 3.1 Case study description

The study area is the Muga river basin, located in northeast Catalonia on the border between France and Spain (Fig. 4).

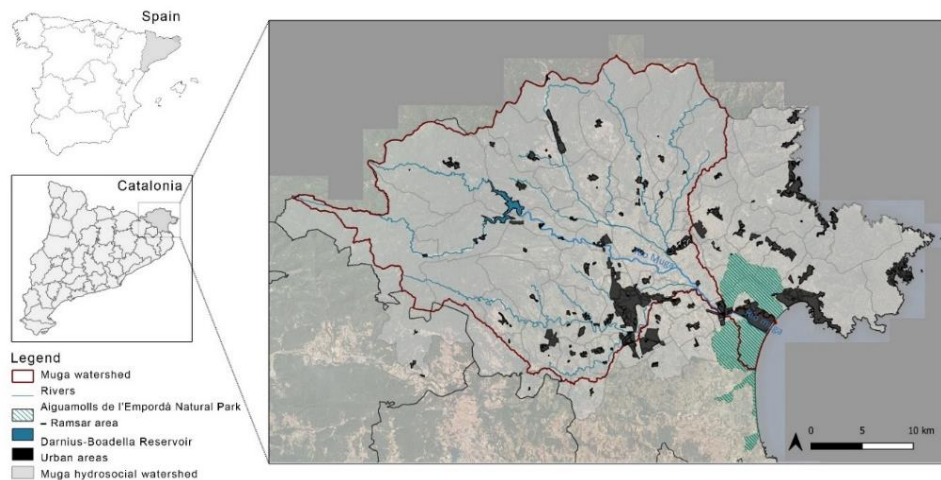


Fig. 4. Muga river basin.

The Muga river runs for 64 km through a basin with a surface area of 854 km<sup>2</sup>. It is born in the Pre-Pyrenees at an altitude of 1200 m and flows into the Gulf of Roses through the marina in Empuriabrava. With a mean annual flow of 2.5 m<sup>3</sup>/s (IDESCAT, 2020), the river has a typically Mediterranean regime, although its flow is regulated by the Darnius-Boadella reservoir, the main source of water for the basin. Since the mid-20th century, the basin has experienced a progressive increase in intensive crop and livestock farming and urban and tourism development, particularly along the coast. The particularities of the basin, coupled with changing trends in recent decades, have increased the demand for increasingly scarce water supplies, fueling both tensions and conflicts (Saurí et al., 2000; Tàbara et al., 2004). The Muga river basin is divided into three main areas: the headwaters (upper basin), consisting mainly of mountains and forestland and featuring the Darnius-Boadella reservoir to the south; a central area (the middle basin), home to one of Catalonia's largest agricultural plains and the capital of the region, Figueres; and a coastal area (the lower basin), a renowned international tourist resort (Gabarda-Mallorquí and Ribas, 2016; Torres-Bagur et al., 2019) and home to the Aiguamolls de l'Empordà Natural Park (Category V – IUCN), a protected natural area that has been a member of the Ramsar International Network of Protected Wetlands since 1993 (Ramsar, 1999). The Muga river basin is thus an extraordinarily diverse area in terms of ecosystems, landscapes, and socioeconomic activity. A timeline depicting the main sources of conflicts and tipping points in relation to water resources in the area is shown in Fig. 5.

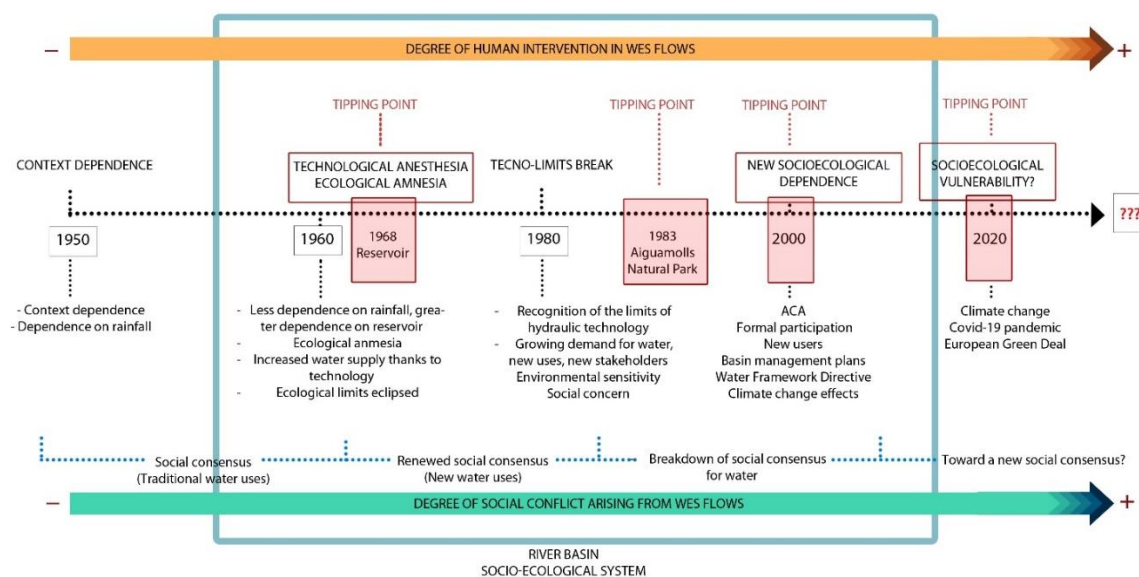


Fig. 5. Key tipping points in relation to water resources in the Muga river basin from 1950 to 2020.

### 3.2 Data collection

The stakeholders to be interviewed were selected by non-proportional quota sampling (Raymond et al., 2009; Tashakkori and Teddlie, 2003) to ensure representation of all major stakeholder groups. Separate interviews were held with 27 stakeholders from different sectors directly or indirectly involved in WES (academia, agriculture, recreational on-site tourism, conservation, government – technical level, government – political level). Five of the stakeholders initially contacted (two hydroelectric power company representatives and three hotel representatives) refused to participate. The field work was carried out between June and November 2019. The interview was structured into five parts, each addressing a different topic. The questionnaire contained open and closed questions to give the interviewees the opportunity to express their opinions freely and to explore given topics in greater depth (Iniesta-Arandia et al., 2014b). All the interviews were audio-recorded and transcribed in full. The transcripts were analyzed and coded into categories in Maxqda (v. 10, 2012) and the quantitative analysis was performed in Jamovi (v. 1.0.7.0). Discourse analysis was applied to analyze the content of the transcripts (Hatton MacDonald et al., 2013).

A systematic search of local and regional newspaper archives published between January 1, 2000 and July 31, 2020 was performed using the keywords “water” and “Alt Empordà”. The year 2000 was chosen as the starting point as it was identified as a key “social tipping point” within the framework of a new socioecological dependence linked to the adoption of the European Union Water Framework Directive. It was also a time when the more serious effects of climate change were starting to become evident (see Fig. 5). The newspaper search targeted six newspapers: *La Vanguardia*, *Ara.cat*, *El Punt Avui*, and *Diari Girona* (daily newspapers) and *Hora Nova* and *Empordà* (weekly newspapers).

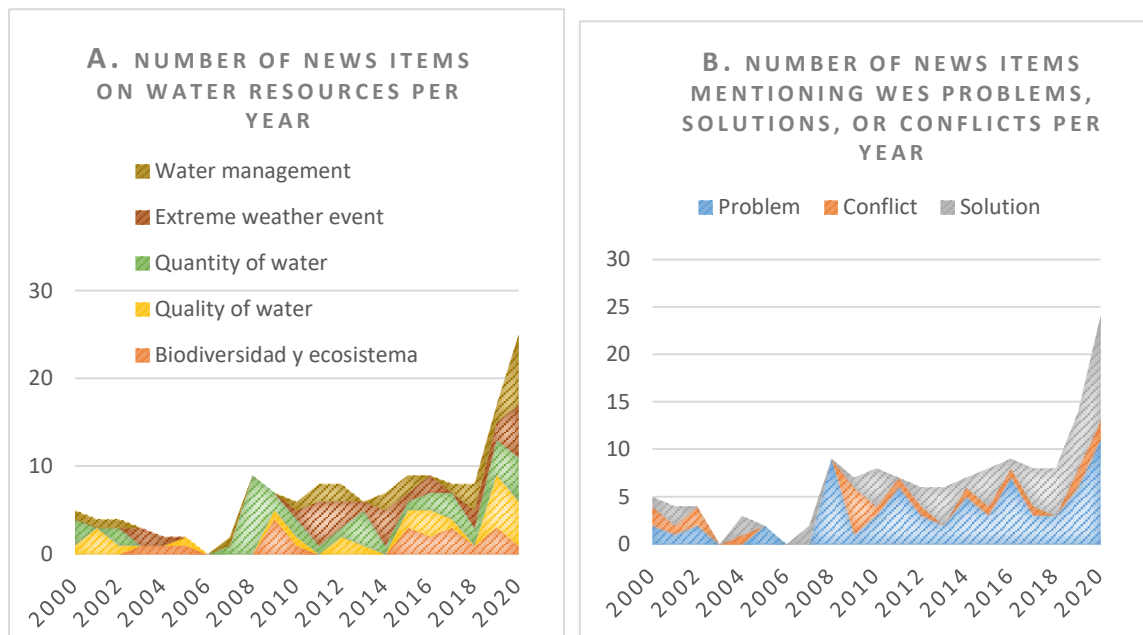
The search retrieved 2386 news items, of which 147 met the selection criteria: date of publication (2000-2020), place (Muga river basin), and topic (water conflict, management, or uses, water

ecosystems, and WES). All the news items selected were classified using an inductive coding process to characterize conflicts, stakeholders, WES, dominant relationships, and trade-offs or bundles.

### 3.3 WES conflicts in the basin

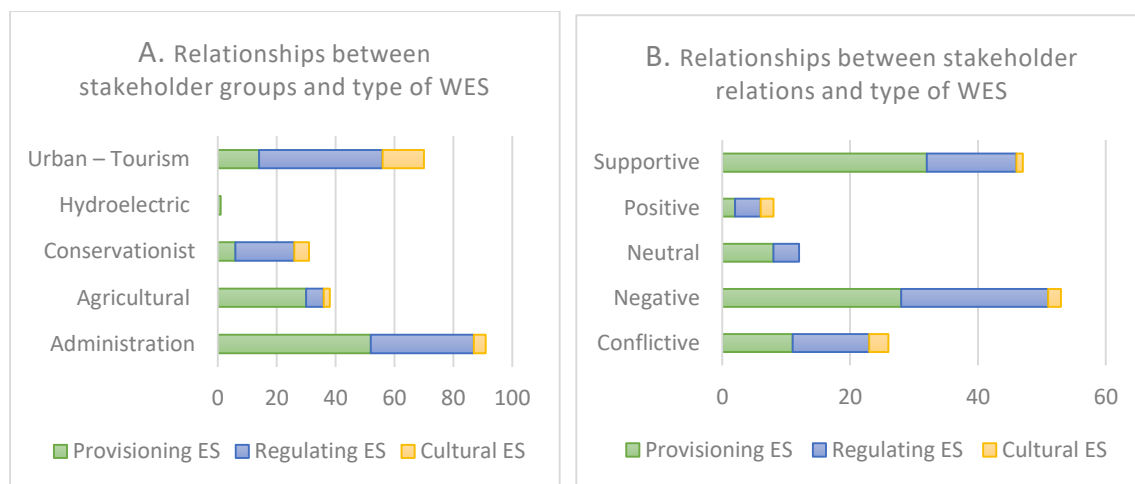
The 27 stakeholders were divided into four groups of agents: the agricultural sector (crop and livestock farmers), the conservationist sector (managers of natural protected areas, environmental groups, and environmentalists), the urban-tourism sector (managers of tourism companies and providers of recreational activities in water ecosystems), and the government sector (decision makers at different levels of government and regulators of water resource management decisions).

The most common themes covered in the 147 news items were quantity of water (27.9%), extreme weather events (21.1%), water quality (19%), resource management (administrative/economic) (18.4%), and biodiversity and ecosystem management (13.6%) (Fig. 6A). Similarly to other authors (Holt and Barkemeyer, 2012; McLellan and Shackleton, 2019), we detected a clear increase in the coverage of problems and solutions related to WES over the years (Fig. 6B), reflecting the increasingly complex socioecological dynamics in the basin.



**Fig. 6.** Number of news items on water resources in the Muga river basin shown by theme (6A) and type of news (6B).

The conservationist sector was mentioned more in conflicts related to regulating WES (water regulation, quality, erosion control, biodiversity conservation, and ecosystem management), while the agricultural and urban-tourism sectors were more involved in conflicts related to provisioning WES (water for domestic use or irrigation and food production) (Fig. 7A). Relationships between stakeholders and WES were depicted as positive/supportive in 41.5% of the news items and as negative/conflictive in 58.5% (Fig. 7B).



**Fig. 7.** Relationships between stakeholder groups and WES reported in the news shown by type of WES (7A) and type of relationship (7B).

### 3.4 Conflict analysis through the prisms of political ecology and game theory. Unequal distribution of gains and (a)symmetric ES flows

In the news items analyzed, 41.5% of the relationships between stakeholders and WES in the Muga river basin were depicted as being positive/supportive. Most of the issues involved were related to the quantity of water and the management of water resources. The articles reported on high reservoir levels, the abundance of water in aquifers and wells, the connecting of villages and towns to the main water supply, the building of new wells to resolve water scarcity problems, and plans to build desalination plants to guarantee the supply of water for domestic use. The general interpretation was positive, but there was no discussion of how these decisions might affect different stakeholder groups or on how they were linked to water shortage problems.

These scenarios of mutual cooperation are fitting with the harmony game model and they coincided with a time of abundance, when all of the sectors, even the highly dependent urban-tourism, agricultural, and conservationist sectors, had free access to WES flows. This situation of harmony is reflected in some of the comments made during the interviews: *“There are no conflicts here. Sometimes you hear people saying that farmers water as much as they want, but there aren’t any conflicts. When there’s water and it rains a lot and the reservoir is full, we’re all happy. If water became scarce, then there would be competition. But not when we have water!”* (interview# agricultural sector). *“When there’s water, there’s water for everyone. For example, we haven’t complained that people are watering their gardens or filling their swimming pools because we’ve always had water. So why should I complain?”* (interview# urban-tourism sector). In short, when resources are plentiful, the stakeholders have no interest in entering into conflict with other stakeholders. Their actions and discourse reflect a spirit of cooperation. The power relationships are therefore symmetric. WES are perceived as a common pool resource, where there is rivalry (because the use of a resource by one party reduces its availability to another), but not excludability (because in a context of abundance, access to WES flows is equitable) (Nazari et al., 2020). In addition, the news items referred more frequently to bundles than trade-offs, indicating the

existence of a management system that did not prioritize any one WES category (provisioning, regulating, cultural) over another (Dinar et al., 1992; Hicks et al., 2013).

Stakeholder perceptions, however, can change in the face of water scarcity. Twenty-five of the stakeholders interviewed reported serious concerns about depleting water supplies and growing competition between new uses and new stakeholders. *“Yes, there’s a lot of competition, a lot, it’s very high. We’re all competing for the same resource and it’s becoming scarcer and scarcer. And it’s not just my opinion, that’s how it is, it’s a fact!”* (interview# agricultural sector). Climate change is one of the most widely perceived problems among the stakeholders in the Muga river basin, and this was increasingly reflected in the news coverage over the years. Mentions of the effects of climate change were particularly common in items on extreme weather events, such as floods, heavy rain, strong winds, and prolonged periods of drought, all associated with agricultural losses. Although numerous studies have shown that the media tends to depict all kinds of catastrophic news in a negative light to catch readers’ attention (McLellan and Shackleton, 2019), there is no doubt that climate change effects, together with a loss of biodiversity and declining water quantity and quality, have been instrumental in feeding tensions between sectors. *“Another problem is that the Muga river basin is small, and when it rains, it rains more in the other part of the basin, not at the reservoir. Everyone living here depends on that. With climate change we don’t know what’s going to happen, we don’t know whether we’ll have water or not. And without water, you can’t survive* (interview# agricultural sector).

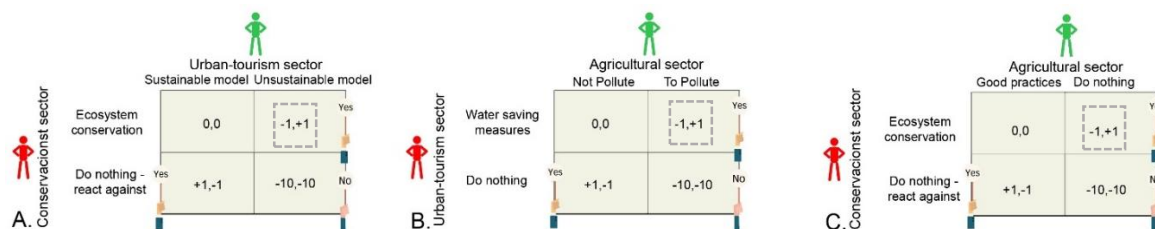
The media coverage during periods of water scarcity revealed the existence of negative/conflictive relationships between stakeholders and between stakeholders and WES, denoting a shift from cooperation to competition. Competition typically increases in scenarios of shortage, as more influential groups may be able to impede or restrict access to certain WES flows by other groups (Felipe-Lucia et al., 2015; Fisher et al., 2014; Kull et al., 2015).

In total, 58.5% of the news items reported on conflictive or negative relationships in a scenario where WES changed from rival, non-excludable goods to rival, excludable goods. In line with previous reports (Costanza, 2008; Felipe-Lucia et al., 2015; Fisher et al., 2009), we found that provisioning WES (water for irrigation, domestic uses, and food production) were much more likely to be perceived as both rivalrous and excludable, while certain regulating WES (water regulation and erosion control) and cultural WES (aesthetic values) WES tended to be perceived as non-rival, non-excludable goods. Our findings also show that certain WES are what has been termed as “congestible” (Felipe-Lucia et al., 2015), meaning that they only cause conflict in certain situations. Examples of congestible WES were biodiversity conservation, water regulation, water quality, and recreational activities, which changed from a non-rival to a rival, excludable good depending on their ecological status and relationship with the stakeholders who benefited from them (Table 1).

Our analysis of stakeholder perceptions of water use and influence in the Muga river basin showed that the group considered to use the most water (by 74.1% of the stakeholders interviewed) was the agricultural sector, followed by the tourism (63%) and urban (59%) sectors. These three groups were also considered to have a strong influence on decisions made regarding the use of water resources. The conservationist sector was perceived as having a low-moderate level of influence. In line with the findings of Nash et al. (2013) and Lucci et al. (2014), the agricultural, tourism, and urban sectors can be considered to be “active and influential” agents, that is, agents capable of modifying the balance of ES flows.



According to the chicken game model, all the stakeholders employed a mixed strategy, meaning that one of the parties chose to cooperate (with the goal of improving WES management) while the other chose not to (to maximize their gains from the WES without consideration of losses to the other party) (Fig. 8).



**Fig. 8.** Scenario A. Conflict between conservationist and urban-tourism sectors, with the former blaming the latter for a growth and development model prioritizing the economy, with no consideration of the effects on biodiversity or water ecosystems. Scenario B. Conflict between urban-tourism sector and agricultural sector over groundwater contamination due to nitrate leakages and runoffs from crop and livestock farming and excessive extraction of water for agricultural purposes, also causing nitrate contamination and salinization of wells and placing pressure on water ecosystems; towns are frequently forced to advise against drinking tap water and to look for new water supply solutions, increasing pressure on the limited supply of water with an acceptable quality. Scenario C. Conflict between conservationist and agricultural sectors with the former blaming the latter for excessive water use related to inefficient irrigation techniques and the growing of water-intensive crops (corn and rice), with no consideration of ecosystems that receive insufficient flows to maintain an adequate ecological status. The gray square around the payoff indicates the real situation. Winners are shown in green and losers in red.

In this model, while one of the stakeholders decides to do something to improve the distribution of WES flows with the aim of saving water and improving the sustainable management of water resources for the group as a whole, the other decides to ignore these actions and continue as before (non-cooperative strategy). It has been shown that close cooperation is not always necessary to maximize gains, as stakeholders may sometimes cooperate and compete at the same time, depending on the situation and their short- or long-term vision of future gains (Najafi et al., 2013). This behavior has been defined as *cooperation* (Eleftheriadou and Mylopoulos, 2008).

As shown in the 2x2 games in Fig. 8, the urban-tourism and agricultural sectors emerged as winners at least once as they expected the other sector, not themselves, to do something to safeguard the WES. This observation is supported by some of the comments from the interviews: “I think they take more water than others. Farmers still have a lot of work to do to save water, especially considering the type of crops they’re growing, which need a lot of water (e.g., corn and rice). We’re in an area where we shouldn’t have crops like these, we need more dryland crops, but these are less profitable, and as they are the ones moving more money, they get to decide” (interview# conservationist sector). “The perception that farmers have is that “if there was no tourism, I’d be able to water much more”. But the population exists so that’s not how it is, they also have to adapt to what others are doing. The urban consortium has to manage the water that comes through the Catalan Water Agency. As I’m from the urban sector, I’m not taking the water from you farmers, so I can do what I want” (interview # urban sector).

The conservationist sector came out losing in two of the conflict scenarios (Fig. 8, A, C), positioning it as the least influential sector; this outcome is in line with the findings of the interviews, which showed that the conservationist sector adopts a cooperative strategy, even though it knows that the other sectors will not cooperate. “We demand an increase in the minimum environmental flow

*because it's disgraceful. We are in conflict with those in charge of managing and distributing water, but those in charge have the last word. There's enough water for everyone, but it's not distributed properly; and above all they don't water properly, there are flooded roads, they water five fields instead of one. There's a lot of collusion between sectors, the last thing on their mind is nature conservation, consumerism comes first, we know that's how things are, but we can't do things differently. If we do, who's going to protect the ecosystems and animals?"* (interview#conservationist sector).

Why does the conservationist sector choose to cooperate when it knows the other sectors will choose otherwise? As explained by Mulazzani et al. (2017), the existence of different groups of "active" stakeholders capable of directly modifying ES flows can give rise to a cause-effect relationship between behaviors. Our case study shows that a mixed strategy (with one stakeholder cooperating and the other not) led to a suboptimal outcome in each of the conflict scenarios. While this was not the best possible outcome for both parties, neither was it the worst based on the sum of gains ( $WES > 0$ ). In a scenario of water scarcity, the stakeholders did not cooperate to achieve an equitable distribution of WES ( $WES = 0$  for both parties).

Even if the conservationist sector decides to cooperate, its behavior may have no effect on the other stakeholders, and these, depending on their value systems, interests, and level of influence, may even decide not to cooperate. This position is easier to understand through the prism of political ecology. Conservationists, for example, have a value system based on social behaviors and consensus that favors the common good and benefits ecosystems, biodiversity, and other stakeholders.

Analysis of conflicts through the prism of game theory revealed different strategies employed by the various stakeholder groups and provided insights into the preferences and value systems underlying their behaviors (Costanza et al., 2014a; Fisher et al., 2014; Hicks et al., 2013). In our 2x2 game models, we did not observe any scenarios in which both parties chose not to cooperate, a strategy that would be detrimental to the basin's water ecosystems and WES flows (Najafi et al., 2013).

In conclusion, in a resource-limited setting with restricted, unequal access to ES flows, identifying winners and losers in asymmetric power relationships provides valuable insights into who has the power to impede, control, or restrict access to natural resources, thereby generating fair or unfair trade-offs in the distribution of flows. Trade-offs can be affected by management decisions as well as by ecological status and stakeholder preferences and values (Bennett et al., 2009), and these decisions, in turn, can be influenced by the position and influence of different stakeholder groups.

#### *Decisions and fair and unfair trade-offs.*

One of the aims of this study was to determine whether management decisions serving different interests can give rise to (in)justices (Forsyth, 2008) and alter WES flows (Lee, 2012; Mulazzani et al., 2017).

Government agencies in theory have the most power and are assumed to be neutral agents (Mulazzani et al., 2017) who take decisions aimed at maximizing environmental gains from ES flows and ensuring a fair distribution among multiple stakeholders. Their strategy should thus be a cooperative one, aimed at favoring win-win situations all round. Inevitably, however, top-down decisions and solutions will lead to trade-offs affecting both stakeholders and ES flows. Numerous studies have analyzed trade-offs to identify differential distributions in ES flows (Bennett et al.,

2009; Castro et al., 2014; Cord et al., 2017; King et al., 2015; Kumar et al., 2011). In this study, we believed that such an analysis would not only show what happens when land management decisions increase the supply of a given ES to the detriment of another (King et al., 2015) but also uncover mechanisms of (in)justice underlying these decisions. Management decisions and policies affect the dynamics of entire socioecological systems, as they represent a social (legal/normative) consensus with the power to foster synergies between ES on the one hand and restrict use and access on the other (Felipe-Lucia et al., 2015; Podimata and Yannopoulos, 2015).

We found that most government decisions (15 of the 24 categories identified in the news analyzed) benefited more than one stakeholder group (Fig. 9). The other decisions benefited nobody or just a single group (Fig. 9). We also saw that most of the solutions tended to increase the flow of provisioning WES, creating trade-offs with regulating WES. Analyses of this type can help identify whose interests ecosystem and WES management policies are designed to serve, that is, if their main intention is to increase provisioning ES, understood as economic, merchandisable goods (Kolinjivadi et al., 2020), such as water for irrigation, domestic use, and food production, or to regulate flows needed to safeguard water ecosystems. In our case study, 12 of the government-level solutions responded to immediate problems, highlighting the lack of a long-term vision. Analyzing solutions through the prism of game theory enables reflection on short- and long-term public sector goals and management priorities (ES categories), while a greater understanding of stakeholder preferences and potential modifiers of these preferences can help decision-makers take decisions based on shared and common values (Hicks et al., 2013) and implement fairer, more equitable land management policies that will benefit both ecosystems and future generations (Fig. 9).

	Agricultural	Environmental	Urban-touristic	Fair trade-offs	Provisioning ES	Regulating ES	Cultural ES	Long time Scale
a. Restrictions on agricultural use in favor of domestic use								
b. Construction of new agricultural wells to resolve salinization problem								
c. Monitoring of groundwater nitrate levels								
d. Improvements to forest fire prevention policies								
e. Control of access to wells and water supply points by tourists								
f. Connection to reservoir network to guarantee supply for agricultural and urban uses								
g. Construction of slurry processing plants								
h. Improvements to innovation in the agricultural sector								
i. Provision of new hydraulic equipment such as pumps to improve supply of irrigation water								
j. Enlargement of protected wetlands areas to conserve biodiversity and ecosystems								
k. Application of denitrification treatments								
l. Restrictions on water recreational activities at the reservoir								
m. Changes to crop types								
n. Extraction of deeper groundwater								
o. Implementation of pumping systems to maintain certain wetland areas								
p. Cleaning of streams and rivers								
q. Introduction of more sustainable agronomic policies								
r. Reutilization of regenerated coastal water								
s. Introduction of an alternative supply system to guarantee water for domestic and agricultural uses								
t. Banning of water for domestic uses due to nitrate contamination								
u. Monitoring of groundwater nitrate levels and quality								

**Fig. 9.** Analysis of government-level solutions described in the press between 2000 and 2020 in terms of their impact on stakeholders, WES flows, and trade-offs. Solutions with a long-term impact are also shown. Green indicates a positive impact.

## 4. Conclusions

Application of a theoretical framework combining political ecology and game theory showed that WES conflicts can be deconstructed into their different dimensions. Our findings show that reflection on (a)symmetries in power relationships and decisions underlying human behavior is essential for understanding the value systems that define our priorities and relationships with others and with natural resources. Such a perspective is necessary if we are to transform asymmetric relationships into constructive ones and identify opportunities for an improved, more synergic use of “power”. The analytical framework employed enabled us to reflect on the impacts of human activities and decisions on ES flows. We found that power relationships in the basin are closely linked to concepts of control, access, equity, and justice. Each strategy is rooted in a value system that drives decisions on the use of natural resources and these decisions, in turn, have the power to generate trade-offs and situations of spatial (in)justice that lie at the root of these WES conflicts. In a scenario of limited access, the relationship between stakeholders moved from one of cooperation to one of competition, reflecting their strong dependence on the basin’s ecosystems. Consideration of WES as a common pool resource clearly highlights the need for an approach to natural resource management that is fair, inclusive, and effective. In the current scenario of growing uncertainty and friction, we are facing a new social tipping point, characterized by escalating climate change effects and a need for strategies and actions that favor socioecological resilience and transformative, adaptive solutions. The COVID-19 pandemic is a clear example of this uncertainty and has revealed the extreme vulnerability of the prevailing economic and socioecological models. In the face of this new era of conflict, it is essential to identify and recognize power relationships in order to ensure that decisions are taken in pursuit of environmental and spatial justice at a multiscale level. In conclusion, our analysis of WES conflicts reveals an aspect of environmental problems that is rarely taken into account: that these problems are not just ecological problems, but also “a symptom of dysfunctional societies and economies, and impacted mainly on the poorest and most vulnerable people” (Blaikie, 2016; Forsyth, 2008). As such, they need to be viewed from an intellectual deconstructivist position in order to break them down into their ecological, political, and sociocultural components. Only then will we gain a multidimensional understanding of the problems that exist and be able to take fairer and more equitable and sustainable decisions that will prioritize the common interests of present and future generations, both human and non-human.

### Author Contributions:

Conceptualization: Enrica Garau, Josep Pueyo-Ros; Methodology: Enrica Garau, Josep Pueyo-Ros; Formal analysis and investigation: Enrica Garau, Josep Pueyo-Ros; Writing - original draft preparation: Enrica Garau, Josep Pueyo-Ros, Josep Vila-Subiros, Anna Ribas Palom; Writing - review and editing: Enrica Garau, Josep Pueyo-Ros, Josep Vila-Subiros, Anna Ribas Palom.

Data availability: The datasets generated during and/or analysed during the current study are available from the corresponding author on reasonable request.

### Declarations and Ethical Statement:

Funding: This study was funded by the financial support of the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness through the project "Incentives and barriers to water conservation in the tourism sector. Analysis and proposals for efficient water management" (CSO2016-75740-P).

Conflicts of interest: The authors have no conflicts of interest to declare that are relevant to the content of this article.

Consent to participate: The study purpose and implications were explained to each participant and informed consent was obtained from all individual participants included in the study.

Consent to publish: Not applicable

## References

- ACA, 2016. Pla de gestió del districte de conca fluvial de Catalunya i Programa de mesures. Barcelona.
- ACA, 2009. Plan de gestión del distrito de cuenca fluvial de Catalunya. Barcelona.
- Adger, W.N., Benjaminsen, T.A., Brown, K., Svarstad, H., 2000. Advancing a political ecology of global environmental discourses. CSERGE Work. Pap. GEC 2000-10.
- Alboukadel, K., Mundt, F., 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses.
- Anderies, J.M., Janssen, M.A., Ostrom, E., 2004. A Framework to Analyze the Robustness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecol. Soc.* 9. <https://doi.org/10.5751/es-00610-090118>
- Armiero, M., 2008. Seeing Like a Protester: Nature, Power, and Environmental Struggles. *Left Hist.* 13, 59–76.
- Balzan, M. V., Pinheiro, A.M., Mascarenhas, A., Morán-Ordóñez, A., Ruiz-Frau, A., Carvalho-Santos, C., Vogiatzakis, I., Arends, J., Santana-Garçon, J., Roces-Díaz, J. V., Brotons, L., Campagne, C.S., Roche, P., de Miguel, S., Targetti, S., Drakou, E., Vlami, V., Baró, F., Geijzendorffer, I., 2019. Improving ecosystem assessments in Mediterranean social-ecological systems: a DPSIR analysis. *Ecosyst. People* 15, 136–155. <https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1598499>
- Barnaud, C., Antona, M., 2014. Deconstructing ecosystem services: Uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum* 56, 113–123. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.07.003>
- Baró, F., Gómez-Baggethun, E., Haase, D., 2017. Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient: Insights for landscape planning and management. *Ecosyst. Serv.* 24, 147–159. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.021>
- Baumeister, C.F., Gerstenberg, T., Plieninger, T., Schraml, U., 2020. Exploring cultural ecosystem service hotspots: Linking multiple urban forest features with public participation mapping data. *Urban For. Urban Green.* 48, 126561. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126561>
- Bayés, C., Ribas, A., Saurí, D., 2016. Sequías y prensa regional en la cuenca del río Muga (Girona). *Geographicalia* 123–144. [https://doi.org/10.26754/ojs\\_geoph/geoph.2003441355](https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.2003441355)
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol. Lett.* 12, 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Berkes, F., 2017. Environmental governance for the anthropocene? Social-ecological systems, resilience, and collaborative learning. *Sustainability* 9, 1–12. <https://doi.org/10.3390/su9071232>
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C., 2003. Navigating social-ecological systems. Building Resilience for Complexity and Change. Cambridge.

- <https://doi.org/10.1017/cbo9780511541957.003>
- Berkes, F., Folke, C., 1998. Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience, Cambridge. ed. Cambridge University Press, New York.
- Beymer-Farris, B.A., Bassett, T.J., Bryceson, I., 2010. Promises and pitfalls of adaptive management in resilience thinking: The lens of political ecology. *Resil. Cult. Landsc. Underst. Manag. Chang. Human-Shaped Environ.* 283–300. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139107778.020>
- Bidegain, Í., López-Santiago, C.A., González, J.A., Martínez-Sastre, R., Ravera, F., Cerda, C., 2020. Social valuation of mediterranean cultural landscapes: Exploring landscape preferences and ecosystem services perceptions through a visual approach. *Land* 9, 1–22. <https://doi.org/10.3390/land9100390>
- Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E.L., Burnsilver, S., Cundill, G., Dakos, V., Daw, T.M., Evans, L.S., Kotschy, K., Leitch, A.M., Meek, C., Quinlan, A., Raudsepp-Hearne, C., Robards, M.D., Schoon, M.L., Schultz, L., West, P.C., 2012. Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 37, 421–448. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-051211-123836>
- Biggs, R., Schluter, M., Schoon, M., 2015. Principles for Building Resilience. *Sustaining Ecosystem Services in Social Ecological Systems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Blaikie, P., 2016. The political economy of soil erosion in developing countries, Routledge. ed, *The Political Economy of Soil Erosion in Developing Countries*. England. <https://doi.org/10.4324/9781315637556>
- Blondel, J., 2006. The “design” of Mediterranean landscapes: A millennial story of humans and ecological systems during the historic period. *Hum. Ecol.* 34, 713–729. <https://doi.org/10.1007/s10745-006-9030-4>
- Blume, L.E., Easley, D., 2007. Rationality, in: Palgrave Macmillan (Ed.), *The New Palgrave Dictionary of Economics*. London. [https://doi.org/https://doi.org/10.1057/978-1-349-95121-5\\_2138-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1057/978-1-349-95121-5_2138-1)
- Bohle, H.-G., Etzold, B., Keck, M., 2009. Resilience as Agency. *IHDP Updat.* 8–13.
- Boithias, L., Acuña, V., Vergoñós, L., Ziv, G., Marcé, R., Sabater, S., 2014. Assessment of the water supply: Demand ratios in a Mediterranean basin under different global change scenarios and mitigation alternatives. *Sci. Total Environ.* 470–471, 567–577. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.003>
- Braat, L.C., de Groot, R., 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosyst. Serv.* 1, 4–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>
- Brisbane Declaration, 2007. Brisbane Declaration, 10th International River Symposium and International Environmental Flows Conference. Brisbane, QLD.
- Brown, G., Fagerholm, N., 2015. Empirical PPGIS/PGIS mapping of ecosystem services: A review and evaluation. *Ecosyst. Serv.* 13, 119–133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.007>
- Brown, G., Kyttä, M., 2018. Key issues and priorities in participatory mapping: Toward integration or increased specialization? *Appl. Geogr.* 95, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.04.002>
- Brown, G., Kyttä, M., 2014. Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS): A synthesis based on empirical research. *Appl. Geogr.* 46, 122–136. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.11.004>
- Brown, G., Montag, J.M., Lyon, K., 2012. Public Participation GIS: A Method for Identifying Ecosystem Services. *Soc. Nat. Resour.* 25, 633–651. <https://doi.org/10.1080/08941920.2011.621511>
- Brown, G., Raymond, C.M., 2014. Methods for identifying land use conflict potential using

- participatory mapping. *Landsc. Urban Plan.* 122, 196–208. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.007>
- Bryant, R., 1999. Political Ecology. *Polit. Geogr.* 11, 12–36. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373932-2.00417-8>
- Burkhard, B., de Groot, R., Costanza, R., Seppelt, R., Jørgensen, S.E., Potschin, M., 2012a. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. *Ecol. Indic.* 21, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.008>
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landsc. Online* 34, 1–32. <https://doi.org/10.3097/LO.201434>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012b. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol. Indic.* 21, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Burkhard, B., Maes, J., 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia. <https://doi.org/10.5901/ichss-2012-vol-07>
- Butzer, K.W., 2012. Collapse, environment, and society. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 109, 3632–3639. <https://doi.org/10.1073/pnas.1114845109>
- Cabello, V., Willaarts, B.A., Aguilar, M., del Moral Ituarte, L., 2015. River basins as social-ecological systems: Linking levels of societal and ecosystem water metabolism in a semiarid watershed. *Ecol. Soc.* 20, 1–28. <https://doi.org/10.5751/ES-07778-200320>
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., Defries, R.S., Diaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W. V., Sarukhan, J., Scholes, R.J., Whyte, A., 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 106, 1305–1312. <https://doi.org/10.1073/pnas.0808772106>
- Castree, N., Adams, W.M., Barry, J., Brockington, D., Büscher, B., Corbera, E., Demeritt, D., Duffy, R., Felt, U., Neves, K., Newell, P., Pellizzoni, L., Rigby, K., Robbins, P., Robin, L., Rose, D.B., Ross, A., Schlosberg, D., Sörlin, S., West, P., Whitehead, M., Wynne, B., 2014. Changing the intellectual climate. *Nat. Clim. Chang.* 4, 763–768. <https://doi.org/10.1038/nclimate2339>
- Castro, A.J., García-Llorente, M., Martín-López, B., Palomo, I., Iniesta-Arandia, I., 2013. Multidimensional approaches in ecosystem services assessment. *Earth Obs. Ecosyst. Serv.* 441–468. <https://doi.org/10.1201/b15628>
- Castro, A.J., Vaughn, C.C., Julian, J.P., García-Llorente, M., 2016. Social Demand for Ecosystem Services and Implications for Watershed Management. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 52, 209–221. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12379>
- Castro, A.J., Verburg, P.H., Martín-López, B., García-Llorente, M., Cabello, J., Vaughn, C.C., López, E., 2014. Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis. *Landsc. Urban Plan.* 132, 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.009>
- Chee, Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biol. Conserv.* 120, 549–565. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.028>
- Chen, J.J., 2018. gglorenz: Plotting Lorenz Curve with the Blessing of “ggplot2.”
- Clark, W.C., 2007. Sustainability science: A room of its own. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 1737–1738. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611291104>
- Compte, A., 1963. El Alto Ampurdán. Instituto de Estudios Pirenaicos.
- Consell Comarcal de l’Alt Empordà, 2012. Proposta de creació de comunitats d’usuaris dels aqüífers a l’Alt Empordà.
- Cord, A.F., Bartkowski, B., Beckmann, M., Dittrich, A., Hermans-Neumann, K., Kaim, A., Lienhoop, N., Locher-Krause, K., Priess, J., Schröter-Schlaack, C., Schwarz, N., Seppelt, R., Strauch, M., Václavík, T., Volk, M., 2017. Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: Main concepts, methods and the road ahead. *Ecosyst. Serv.* 28, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.070>

- Costanza, R., 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biol. Conserv.* 141, 350–352. <https://doi.org/10.1007/bf01844766>
- Costanza, R., Chichakly, K., Dale, V., Farber, S., Finnigan, D., Grigg, K., Heckbert, S., Kubiszewski, I., Lee, H., Liu, S., Magnuszewski, P., Maynard, S., McDonald, N., Mills, R., Ogilvy, S., Pert, P.L., Renz, J., Wainger, L., Young, M., Richard Ziegler, C., 2014a. Simulation games that integrate research, entertainment, and learning around ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 10, 195–201. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.001>
- Costanza, R., D’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van Den Belt, M., 1997. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., Daly, H.E., 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conserv. Biol.* 6, 37–46.
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M., 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosyst. Serv.* 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014b. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.* 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Coulthard, S., 2012. Can we be both resilient and well, and what choices do people have? incorporating agency into the resilience debate from a fisheries perspective. *Ecol. Soc.* 17. <https://doi.org/10.5751/ES-04483-170104>
- Cowling, R.M., Egoh, B., Knight, A.T., O’Farrell, P.J., Reyers, B., Rouget, M., Roux, D.J., Welz, A., Wilhelm-Rechman, A., 2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 105, 9483–9488. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706559105>
- Cramer, W., Guiot, J., Fader, M., Garrabou, J., Gattuso, J.P., Iglesias, A., Lange, M.A., Lionello, P., Llasat, M.C., Paz, S., Peñuelas, J., Snoussi, M., Toreti, A., Tsimplis, M.N., Xoplaki, E., 2018. Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nat. Clim. Chang.* 8, 972–980. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0299-2>
- Creswell, J.W., 2007. Understanding mixed methods research. *Qual. Inq. Res. Des. Choos. Among Five Approaches* 11, 1–19.
- Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 4, 4–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.001>
- Daily, G.C., 1997. *Ecosystems, Nature’s Services: Societal Dependence On Natural.* Washington D.C.
- Daw, T., Brown, K., Rosendo, S., Pomeroy, R., 2011. Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: The need to disaggregate human well-being. *Environ. Conserv.* 38, 370–379. <https://doi.org/10.1017/S0376892911000506>
- de Groot, R., 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 75, 175–186. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.016>
- de Groot, R., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010a. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>



- de Groot, R., Braat, L., Costanza, R., 2017. A short history of the ecosystem services concept, in: Burkhard, B., Maes, J. (Eds.), *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publisher, pp. 29–33.
- de Groot, R., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Gowdy, J., Haines-young, R., Maltby, E., Neuville, A., Polasky, S., Portela, R., Ring, I., Bignaut, J., Brondizio, E., Costanza, R., Jax, K., Kadekodi, G.K., May, P.H., Mcneely, J., Shmelev, S., 2010b. The economics of ecosystems and biodiversity. *TEEB for Business*. <https://doi.org/10.4324/9781849775489>
- DEPANA, 2005. *Servicios de los ecosistemas litorales en Catalunya, Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España*.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S., Tilman, D., 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol.* 4, 1300–1305. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>
- Dinar, A., Hogarth, M., 2015. Game theory and water resources critical review of its contributions, progress and remaining challenges. *Found. Trends Microeconomics* 11, 1–139. <https://doi.org/10.1561/07000000066>
- Dinar, A., Ratner, A., Yaron, D., 1992. Evaluating Cooperative Game Theory in water resources. *Theory Decis.* 32, 1–20. <https://doi.org/10.1007/BF00133625>
- Dorman, M., 2020. nngco: k-Nearest Neighbor Join for Spatial Data.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 81, 163–82. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Duque Gutiérrez, M., 2015. *Planificando territorios resilientes en el Antropoceno: lecciones desde la ciudad de Bogotá conceptualizada como un sistema sociológico*. Universidad Internacional de Andalucía.
- Eade, J.D.O., Moran, D., 1996. Spatial economic valuation: Benefits transfer using geographical information systems. *J. Environ. Manage.* 48, 97–110. <https://doi.org/10.1006/jema.1996.9990>
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D., Le Maitre, D.C., Van Jaarsveld, A.S., 2015. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. *Agric. Ecosyst. Environ.* 135–140. <https://doi.org/10.2779/12398>
- Eleftheriadou, E., Mylopoulos, Y., 2008. Game Theoretical Approach to Conflict Resolution in Transboundary Water Resources Management. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 134, 466–473. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(2008\)134:5\(466\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(2008)134:5(466))
- Ernstson, H., 2013. The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 109, 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.005>
- Escala Estruch, M., 2012. *L'Empordà: aigua i territori estudi del vincle entre l'embarcació i l'habitatge*. La Salle.
- EUROPARC España, 2018. *Las áreas protegidas Incorporación de la adaptación en el contexto del cambio global al cambio climático en la planificación y gestión*. Madrid.
- European Commission, 2019. *Evaluation of EU water legislation concludes that it is broadly fit for purpose but implementation needs to speed up [WWW Document]*. Environment. URL [https://ec.europa.eu/info/news/evaluation-eu-water-legislation-concludes-it-broadly-fit-purpose-implementation-needs-speed-2019-dec-12\\_en](https://ec.europa.eu/info/news/evaluation-eu-water-legislation-concludes-it-broadly-fit-purpose-implementation-needs-speed-2019-dec-12_en) (accessed 2.10.21).
- European Commission, 2011. *Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020*, Communication from the commission to the European parliament, the council, the economic and social committee and the committee of the regions. <https://doi.org/10.5738/jale.20.37>
- European Commission, 2000a. *Directiva 2000/60/CE, Diario Oficial De Las Comunidades Europeas*. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(03\)00126-4](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(03)00126-4)
- European Commission, 2000b. *Natura 2000*

- [WWW Document]. URL [https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm) (accessed 10.5.20).
- European Environment Agency, 2018. National climate change vulnerability and risk assessments in Europe, 2018, European Environment Agency. Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.1109/TDEI.2009.5211872>
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España, 2016. La Evaluación de los ecosistemas del Milenio de España. Guía para comunicadores/as y periodistas. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, España.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España, 2011. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, España.
- Fader, M., Giupponi, C., Burak, S., Dakhlaoui, H., Koutroulis, A., Lange, M.A., Pulido-velazquez, D., Grillakis, M., Mrabet, R., Todorovic, M., Tramblay, Y., Zwirgmaier, V., 2020. Water, in: *Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin – Current Situation and Risks for the Future. First Mediterranean Assessment Report*. Union for the Mediterranean, Plan Bleu, Marseille, France, pp. 181–236.
- Fagerholm, N., Käyhkö, N., Ndumbo, F., Khamis, M., 2012. Community stakeholders' knowledge in landscape assessments - Mapping indicators for landscape services. *Ecol. Indic.* 18, 421–433. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.004>
- Fagerholm, N., Oteros-Rozas, E., Raymond, C.M., Torralba, M., Moreno, G., Plieninger, T., 2016. Assessing linkages between ecosystem services, land-use and well-being in an agroforestry landscape using public participation GIS. *Appl. Geogr.* 74, 30–46. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.06.007>
- Falagas, M.E., Pitsouni, E.I., Malietzis, G.A., Pappas, G., 2008. Comparison of PubMed, Scopus, Web of Science, and Google Scholar: strengths and weaknesses. *FASEB J.* 22, 338–342. <https://doi.org/10.1096/fj.07-9492Isf>
- Felipe-Lucia, M.R., Martín-López, B., Lavorel, S., Berraquero-Díaz, L., Escalera-Reyes, J., Comín, F.A., 2015. Ecosystem services flows: Why stakeholders' power relationships matter. *PLoS One* 10, 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132232>
- Fielding, N.G., 2012. Triangulation and Mixed Methods Designs: Data Integration With New Research Technologies. *J. Mix. Methods Res.* 6, 124–136. <https://doi.org/10.1177/1558689812437101>
- Fischer, A., van der Wal, R., 2007. Invasive plant suppresses charismatic seabird - the construction of attitudes towards biodiversity management options. *Biol. Conserv.* 135, 256–267. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.026>
- Fischer, A., Young, J.C., 2007. Understanding mental constructs of biodiversity: Implications for biodiversity management and conservation. *Biol. Conserv.* 136, 271–282. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.024>
- Fischer, J., Dyball, R., Fazey, I., Gross, C., Dovers, S., Ehrlich, P.R., Brulle, R.J., Christensen, C., Borden, R.J., 2012. Human behavior and sustainability. *Front. Ecol. Environ.* 10, 153–160. <https://doi.org/10.1890/110079>
- Fischer, J., Gardner, T.A., Bennett, E.M., Balvanera, P., Biggs, R., Carpenter, S., Daw, T., Folke, C., Hill, R., Hughes, T.P., Luthe, T., Maass, M., Meacham, M., Norström, A. V., Peterson, G., Queiroz, C., Seppelt, R., Spierenburg, M., Tenhunen, J., 2015. Advancing sustainability through mainstreaming a social-ecological systems perspective. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 144–149. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.002>
- Fisher, B., Turner, R.K., Burgess, N.D., Swetnam, R.D., Green, J., Green, R.E., Kajembe, G., Kulindwa, K., Lewis, S.L., Marchant, R., Marshall, A.R., Madoffe, S., Munishi, P.K.T., Morse-Jones, S., Mwakalila, S., Paavola, J.,

- Naidoo, R., Ricketts, T., Rouget, M., Willcock, S., White, S., Balmford, A., 2011. Measuring, modeling and mapping ecosystem services in the Eastern Arc Mountains of Tanzania. *Prog. Phys. Geogr.* 35, 595–611. <https://doi.org/10.1177/0309133311422968>
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.* 68, 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Fisher, J., Patenaude, G., Giri, K., Lewis, K., Meir, P., Pinho, P., Rounsevell, M.D.A., Williams, M., 2014. Understanding the relationships between ecosystem services and poverty alleviation: A conceptual framework. *Ecosyst. Serv.* 7, 34–45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.08.002>
- Fisher, J.A., Patenaude, G., Meir, P., Nightingale, A.J., Rounsevell, M.D.A., Williams, M., Woodhouse, I.H., 2013. Strengthening conceptual foundations: Analysing frameworks for ecosystem services and poverty alleviation research. *Glob. Environ. Chang.* 23, 1098–1111. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.04.002>
- Fletcher, R., 2010. Neoliberal environmentalism: Towards a poststructuralist political ecology of the conservation debate, in: *Conservation and Society*. pp. 171–181. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.73806>
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* (80- ). <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Folke, C., 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Glob. Environ. Chang.* 16, 253–267. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002>
- Folke, C., Hahn, T., Olsson, P., Norberg, J., 2005. Adaptive governance of social-ecological systems. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 441–473. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144511>
- Forslund, A., 2009. Securing Water for Ecosystems and Human Well-being : The Importance of Environmental Flows. Swedish Water House Report 24. SIWI.
- Forsyth, T., 2008. Political ecology and the epistemology of social justice. *Geoforum* 39, 756–764. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2006.12.005>
- Funes, I., Savé, R., de Herralde, F., Biel, C., Pla, E., Pascual, D., Zabalza, J., Cantos, G., Borràs, G., Vayreda, J., Aranda, X., 2021. Modeling impacts of climate change on the water needs and growing cycle of crops in three Mediterranean basins. *Agric. Water Manag.* 249. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106797>
- Gabarda-Mallorquí, A., 2016. Canvis recents en el consum i la gestió de l'aigua en espais turístics. El cas de la Costa Brava (Girona). Universitat de Girona.
- Gabarda-Mallorquí, A., Fraguell, R.M., Pavón, D., Ribas, A., 2016. Tourist development and wastewater treatment in the Spanish Mediterranean coast: The Costa Brava case study. *Int. J. Sustain. Dev. Plan.* 11, 245–254. <https://doi.org/10.2495/SDP-V11-N3-245-254>
- Gabarda-Mallorquí, A., Ribas, A., 2016. Understanding reductions in water consumption in tourist areas: a case study of the Costa Brava, Spain. *Int. J. Water Resour. Dev.* 32, 912–930. <https://doi.org/10.1080/07900627.2016.1142861>
- Gaddis, E.J.B., Falk, H.H., Ginger, C., Voinov, A., 2010. Effectiveness of a participatory modeling effort to identify and advance community water resource goals in St. Albans, Vermont. *Environ. Model. Softw.* 25, 1428–1438. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.06.004>
- Garau, E., Vila-Subirós, J., Ribas, A., 2020. Agua, turismo y servicios de los ecosistemas: el ciclo hidroturístico en la cuenca mediterránea, in: *Escribano J., Peñarrubia*

- M.P., Serrano J., A.S. (Ed.), *Desafíos y Oportunidades de Un Mundo En Transición. Una Interpretación Desde La Geografía*. pp. 251–261.
- García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Willaarts, B.A., Harrison, P.A., Berry, P., del Mar Bayo, M., Castro, A.J., Montes, C., Martín-López, B., 2015. Biophysical and sociocultural factors underlying spatial trade-offs of ecosystem services in semiarid watersheds. *Ecol. Soc.* 20. <https://doi.org/10.5751/ES-07785-200339>
- García-Llorente, M., Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., López-Santiago, C.A., Aguilera, P.A., Montes, C., 2012. The role of multi-functionality in social preferences toward semi-arid rural landscapes: An ecosystem service approach. *Environ. Sci. Policy* 19–20, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.01.006>
- García-Nieto, A.P., 2018. Ecosystem services around the Mediterranean Basin 13545.
- García-Nieto, A.P., 2018. Ecosystem services around the Mediterranean Basin. Université d'Aix-Marseille.
- García-Nieto, A.P., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Martín-López, B., 2013. Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. *Ecosyst. Serv.* 4, 126–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.03.003>
- García-Nieto, A.P., Quintas-Soriano, C., García-Llorente, M., Palomo, I., Montes, C., Martín-López, B., 2015. Collaborative mapping of ecosystem services: The role of stakeholders' profiles. *Ecosyst. Serv.* 13, 141–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.006>
- Garmestani, A.S., Benson, M.H., 2013. A framework for resilience-based governance of social-ecological systems. *Ecol. Soc.* 18. <https://doi.org/10.5751/ES-05180-180109>
- Geijzendorffer, I.R., Martín-López, B., Roche, P.K., 2015. Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments. *Ecol. Indic.* 52, 320–331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.016>
- Generalitat de Catalunya, 2018. L'adaptació al canvi climàtic a Catalunya necessita repensar la gestió de l'aigua, dels boscos i de l'agricultura. Departament de Territori i Sostenibilitat.
- Generalitat de Catalunya, 2010. Pla especial de protecció del medi natural i del paisatge dels Aiguamolls de l'Alt Empordà. Departament de Medi Ambient i Habitatge. Direcció General de Medi Natural.
- Giakoumis, T., Voulvoulis, N., 2018a. The Transition of EU Water Policy Towards the Water Framework Directive's Integrated River Basin Management Paradigm. *Environ. Manage.* 62, 819–831. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1080-z>
- Giakoumis, T., Voulvoulis, N., 2018b. A participatory ecosystems services approach for pressure prioritisation in support of the Water Framework Directive. *Ecosyst. Serv.* 34, 126–135. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.10.007>
- Gibbons, R., 1997. An Introduction to Applicable Game Theory. *J. Econ. Perspect.* 11, 127–149. <https://doi.org/10.1257/jep.11.1.127>
- Goble, C., Stevens, R., Hull, D., Wolstencroft, K., Lopez, R., 2008. Data curation + process curation = data integration + science. *Brief. Bioinform.* 9, 506–517. <https://doi.org/10.1093/bib/bbn034>
- Gómez-Baggethun, E., Alcorlo, P., Montes, C., 2011. Ecosystem services associated with a mosaic of alternative states in a Mediterranean wetland: case study of the Doñana marsh (southwestern Spain). *Hydrol. Sci. J.* 56, 1374–1387. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.631495>
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., 2007. Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas* 16, 4–14. <https://doi.org/10.7818/re.2014.16-3.00>
- Goodchild, M.F., 2007. Citizens as sensors: The world of volunteered geography. *GeoJournal* 69, 211–221. <https://doi.org/10.1007/s10708-007-9111-y>
- Gössling, S., 2002. Global environmental

- consequences of tourism. *Glob. Environ. Chang.* 12, 283–302. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(02\)00044-4](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(02)00044-4)
- Gössling, S., 2001. The consequences of tourism for sustainable water use on a tropical island: Zanzibar, Tanzania. *J. Environ. Manage.* 61, 179–191. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0403>
- Gössling, S., Peeters, P., Hall, C.M., Ceron, J.P., Dubois, G., Lehmann, L.V., Scott, D., 2012. Tourism and water use: Supply, demand, and security. An international review. *Tour. Manag.* 33, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2011.03.015>
- Green, P.A., Vörösmarty, C.J., Harrison, I., Farrell, T., Sáenz, L., Fekete, B.M., 2015. Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions. *Glob. Environ. Chang.* 34, 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.06.007>
- Greenhalgh, S., Samarasinghe, O., Curran-Cournane, F., Wright, W., Brown, P., 2017. Using ecosystem services to underpin cost-benefit analysis: Is it a way to protect finite soil resources? *Ecosyst. Serv.* 27, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.005>
- Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., Cardoso, A.C., 2016a. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environ. Sci. Policy* 61, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>
- Grizzetti, B., Liqueste, C., Antunes, P., Carvalho, L., Geamăna, N., Giucă, R., Leone, M., McConnell, S., Preda, E., Santos, R., Turkelboom, F., Vădineanu, A., Woods, H., 2016b. Ecosystem services for water policy: Insights across Europe. *Environ. Sci. Policy* 66, 179–190. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.09.006>
- Guo, Z., Zhang, L., Li, Y., 2010. Increased dependence of humans on ecosystem services and biodiversity. *PLoS One* 5, 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013113>
- H. Wickham, 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. [WWW Document]. URL [www.cices.eu](http://www.cices.eu)
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, in: Frid, D.G.R. and C.L.J. (Ed.), *Ecosystem Ecology*. Cambridge University Press, pp. 110–139. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511750458.007>
- Hardin, G., 1968. The Tragedy of the Commons. *Science* (80- ). 162, 1243–1248.
- Harrison, P.A., Dunford, R., Barton, D.N., Kelemen, E., Martín-López, B., Norton, L., Termansen, M., Saarikoski, H., Hendriks, K., Gómez-Baggethun, E., Czúcz, B., García-Llorente, M., Howard, D., Jacobs, S., Karlsen, M., Kopperoinen, L., Madsen, A., Rusch, G., van Eupen, M., Verweij, P., Smith, R., Tuomasjukka, D., Zulian, G., 2018. Selecting methods for ecosystem service assessment: A decision tree approach. *Ecosyst. Serv.* 29, 481–498. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.016>
- Hatton MacDonald, D., Bark, R., MacRae, A., Kalivas, T., Grandgirard, A., Strathearn, S., 2013. An interview methodology for exploring the values that community leaders assign to multiple-use landscapes. *Ecol. Soc.* 18. <https://doi.org/10.5751/ES-05191-180129>
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R., van Ierland, E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecol. Econ.* 57, 209–228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005>
- Hicks, C.C., Graham, N.A.J., Cinner, J.E., 2013. Synergies and tradeoffs in how managers, scientists, and fishers value coral reef ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.* 23, 1444–1453. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.07.028>
- Holt, D., Barkemeyer, R., 2012. Media coverage of sustainable development issues - attention

- cycles or punctuated equilibrium? *Sustain. Dev.* 20, 1–17. <https://doi.org/10.1002/sd.460>
- IAEDEN, 2015. Comunicat de premsa: La Generalitat de Catalunya deixa la Muga sense cabal mínim. Empordà.
- IDESCAT, 2020. Sistemas fluviales. Aportación. Por temporadas. Metodología [WWW Document]. URL <https://www.idescat.cat/pub/?id=aec&n=211&lang=es> (accessed 1.20.21).
- Iniesta-Arandia, García-Llorente, M., Martín-López, B., Castro, A., Aguilera, P., Montes, C., 2011. La evaluación de los servicios de los ecosistemas: una aproximación socio-ecosistémica a la gestión de cuencas hidrográficas, in: VII Congreso Ibérico Sobre Gestión y Planificación Del Agua “Ríos Ibéricos +10. Mirando Al Futuro Tras 10 Años de DMA.” 16/19 de febrero de 2011, Talavera de la Reina, pp. 1–7.
- Iniesta-Arandia, I., del Amo, D.G., García-Nieto, A.P., Piñeiro, C., Montes, C., Martín-López, B., 2014a. Factors influencing local ecological knowledge maintenance in Mediterranean watersheds: Insights for environmental policies. *Ambio* 44, 285–296. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0556-1>
- Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Aguilera, P.A., Montes, C., Martín-López, B., 2014b. Socio-cultural valuation of ecosystem services: Uncovering the links between values, drivers of change, and human well-being. *Ecol. Econ.* 108, 36–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.09.028>
- Iniesta Arandia, I., 2015. El agua que no duerme. Una aproximación socio-ecológica a los sistemas de regadío rurales en dos cuencas hidrográficas del sureste semi-árido andaluz. Universidad Autónoma de Madrid.
- IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany.
- IPCC, 2021. Assessment Report 6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis.
- Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., Schneiders, A., 2015. “The Matrix Reloaded”: A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecol. Modell.* 295, 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024>
- Jacobs, S., Dendoncker, N., Martín-López, B., Barton, D.N., Gomez-Baggethun, E., Boeraeve, F., McGrath, F.L., Vierikko, K., Geneletti, D., Sevecke, K.J., Pipart, N., Primmer, E., Mederly, P., Schmidt, S., Aragão, A., Baral, H., Bark, R.H., Briceno, T., Brogna, D., Cabral, P., De Vreese, R., Liqueste, C., Mueller, H., Peh, K.S.H., Phelan, A., Rincón, A.R., Rogers, S.H., Turkelboom, F., Van Reeth, W., van Zanten, B.T., Wam, H.K., Washbourn, C.L., 2016. A new valuation school: Integrating diverse values of nature in resource and land use decisions. *Ecosyst. Serv.* 22, 213–220. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.007>
- Jacobs, S., Martín-lópez, B., Barton, D.N., Dunford, R., Harrison, P.A., Kelemen, E., Saarikoski, H., Termansen, M., García-llorente, M., Gómez-baggethun, E., Kopperoinen, L., Luque, S., Palomo, I., Priess, J.A., Rusch, G.M., Tenerelli, P., Turkelboom, F., Demeyer, R., Hauck, J., Keune, H., Smith, R., 2018. The means determine the end – Pursuing integrated valuation in practice. *Ecosyst. Serv.* 29, 515–528. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.011>
- Jamovi, 2020. Jamovi, 2020.
- Jorda-Capdevila, D., 2016. Water flows to multiple stakeholders: an ecosystem services-based approach to conflicts in the Ter River basin. Universitat Autònoma de Barcelona (UAB).
- Kelemen, E., García-Llorente, M., Pataki, G., Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., 2014. Non-monetary techniques for the valuation of ecosystem services, in: OpenNESS Reference Book. pp. 1–4.
- Khan, I., Lei, H., Ali, G., Ali, S., Zhao, M., 2019. Public attitudes, preferences and willingness to pay for river ecosystem services. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16, 1–17. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193707>
- King, E., Cavender-Bares, J., Balvanera, P., Mwampamba, T.H., Polasky, S., 2015.

- Trade-offs in ecosystem services and varying stakeholder preferences: Evaluating conflicts, obstacles, and opportunities. *Ecol. Soc.* 20, 1–16. <https://doi.org/10.5751/ES-07822-200325>
- Kochskämper, E., Challies, E., Newig, J., Jäger, N.W., 2016. Participation for effective environmental governance? Evidence from Water Framework Directive implementation in Germany, Spain and the United Kingdom. *J. Environ. Manage.* 181, 737–748. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.007>
- Kolinjivadi, V., Bissonnette, J.F., Zaga Mendez, A., Dupras, J., 2020. Would you like some fries with your ecosystem services?: McDonaldization and conservation in Prince Edward Island, Canada. *Geoforum* 111, 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2020.03.003>
- Kretsch, C., Dijk, J. van, Schleyer, C., 2016. Public Goods and Ecosystem Services, in: Potschin, M. and K. Jax (Eds): *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*. EC FP7 Grant Agreement No. 308428. pp. 1–7.
- Kretsch, C., Kelemen, E., 2016. Ecosystem Services and Social Justice, in: *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*. EC FP7 Grant Agreement No. 308428. pp. 1–7.
- Kroll, F., Müller, F., Haase, D., Fohrer, N., 2012. Rural-urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land use policy* 29, 521–535. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.008>
- Kull, C.A., Arnauld de Sartre, X., Castro-Larrañaga, M., 2015. The political ecology of ecosystem services. *Geoforum* 61, 122–134. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2015.03.004>
- Kumar, P., Thiaw, I., Elmqvist, T., 2011. Managing trade-offs in ecosystem services (No. 4), *Ecosystem Services Economics (ESE)*, Division of Environmental Policy Implementation. <https://doi.org/10.4337/9781781953693.0010>
- Lant, C.L., Ruhl, J.B., Kraft, S.E., 2008. The tragedy of ecosystem services. *Bioscience* 58, 969–974. <https://doi.org/10.1641/B581010>
- Lee, C.S., 2012. Multi-objective game-theory models for conflict analysis in reservoir watershed management. *Chemosphere* 87, 608–613. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.01.014>
- Lerner, D.N., Kumar, V., Holzkämper, A., Surridge, B.W.J., Harris, B., 2011. Challenges in developing an integrated catchment management model. *Water Environ. J.* 25, 345–354. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2010.00229.x>
- Lin, J., Li, X., 2016. Conflict resolution in the zoning of eco-protected areas in fast-growing regions based on game theory. *J. Environ. Manage.* 170, 177–185. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.036>
- Lipton, D., Carter, S.L., Peterson, J., Crozier, L.G., Fogarty, M., Gaichas, S., Hyde, K.J.W., Morelli, T.L., Morissette, J., Moustahfid, H., Muñoz, R., Poudel, R., Rubenstein, M., Staudinger, M.D., Stock, C.A., Thompson, L.M., Waples, R., Weiskopf, S.R., Weltzin, J.F., 2018. Ecosystems, Ecosystem Services, and Biodiversity., in: *Impacts, Risks, and Adaptation in the United States: Fourth National Climate Assessment*. U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA, pp. 268–321. <https://doi.org/10.7930/NCA4.2018.CH7>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C.L., Schneider, S.H., Taylor, W.W., 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* (80-. ). 317, 1513–1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Lloyd, W.F., 1883. *Two Lectures on the Checks to Population*. England.
- Lucci, G.M., Nash, D., McDowell, R.W., Condon, L.M., 2014. Bayesian Network for Point and Diffuse Source Phosphorus Transfer from Dairy Pastures in South Otago, New Zealand. *J. Environ. Qual.* 43, 1370–1380. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.11.0460>
- Luck, G.W., Chan, K.M.A., Eser, U., Gómez-Baggethun, E., Matzdorf, B., Norton, B., Potschin, M.B., 2012. Ethical considerations

- in on-ground applications of the ecosystem services concept. *Bioscience* 62, 1020–1029.  
<https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.12.4>
- Lyon, C., Saupe, E.E., Smith, C.J., Hill, D.J., Beckerman, A.P., Stringer, L.C., Marchant, R., McKay, J., Burke, A., O'Higgins, P., Dunhill, A.M., Allen, B.J., Riel-Salvatore, J., Aze, T., 2021. Climate change research and action must look beyond 2100. *Glob. Chang. Biol.* 1–13.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.15871>
- Madani, K., 2010. Game theory and water resources. *J. Hydrol.* 381, 225–238.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.11.045>
- Maes, J., Crossman, N.D., Burkhard, B., 2018. Mapping Ecosystem Services, in: (Eds) Potschin P, Haines-Young R, Fish R, T.R. (Ed.), *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. London, pp. 188–204.  
<https://doi.org/10.4324/9781315775302-17>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieus, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M.L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020, Publications office of the European Union. Luxembourg.  
<https://doi.org/10.2779/12398>
- Malek, Ž., Verburg, P.H., R Geijzendorffer, I., Bondeau, A., Cramer, W., 2018. Global change effects on land management in the Mediterranean region. *Glob. Environ. Chang.* 50, 238–254.  
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.04.007>
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., Montes, C., 2009. Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza-sociedad en un mundo cambiante. *Cuid. Cuad. Interdiscip. Desarr. Sosten.* 229–258.
- Martín-López, B., Palacios-Agundez, I., Montes, C., Gómez-Baggethun, E., Iniesta-Arandia, I., Palomo, I., Oteros-Rozas, E., Willaarts, B., Casado-Arzuaga, I., Amo, D.G. Del, Santos-Martín, F., González, J.A., Onaindia, M., García-Llorente, M., López-Santiago, C., 2012. Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLoS One* 7, 1–12.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038970>
- Martín-López, B., Palomo, I., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Castro, A.J., García Del Amo, D., Gómez-Baggethun, E., Montes, C., 2017. Delineating boundaries of social-ecological systems for landscape planning: A comprehensive spatial approach. *Land use policy* 66, 90–104.  
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.040>
- Martin-Otega, J., Ferrier, C.R., Gordon, I.J., Khan, S., 2015. *Water Ecosystem Services. A global perspective*, Cambridge. ed.
- Mas Pla, J., Ghiglieri, G., Uras, G., 2014. Seawater intrusion and coastal groundwater resources management: examples from two Mediterranean regions: Catalonia and Sardinia. *Contrib. to Sci.* 0, 171–184.  
<https://doi.org/10.2436/20.7010.01.201>
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.-O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P.R., Pirani, A., Moufouma-Okia, W., Péan, C., Pidcock, R., Connors, S., Matthews, J.B.R., Chen, Y., Zhou, X., Gomis, M.I., Lonnoy, E., Maycock, T., Tignor, M., Waterfield, T., 2018. Global warming of 1.5°C An IPCC Special Report, Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Switzerland.
- MAXQDA, 2020. MAXQDA 2020 [computer software]. Berlin, Germany: VERBI Software. Available at <https://www.maxqda.com/> (accessed on July 15, 2020).
- McLellan, V., Shackleton, C.M., 2019. The relative representation of ecosystem services and disservices in South African newspaper media. *Ecosyst. People* 15, 247–256.  
<https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1667442>
- MEA, 2005a. Environmental degradation and human well-being: Report of the Millennium Ecosystem Assessment. *Popul. Dev. Rev.* 31, 389–398.  
<https://doi.org/10.1111/j.1728-4457.2005.00073.x>
- MEA, 2005b. Ecosystems and human well-being:



- wetlands and water synthesis., World Resources Institute, Washington, DC. 14, 14–16. <https://doi.org/10.4324/9781351013758-2>
- MEA, 2005c. Ecosystem and Human well-being. Synthesis. Washington, DC. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- MEA, 2005d. Ecosystem Conditions and Human Well-being Coordinating, in: Millennium Ecosystem Assessment. pp. 123–163.
- Milcu, A.I., Hanspach, J., Abson, D., Fischer, J., 2013. Cultural ecosystem services: A literature review and prospects for future research. *Ecol. Soc.* 18. <https://doi.org/10.5751/ES-05790-180344>
- Mulazzani, L., Manrique, R., Malorgio, G., 2017. The Role of Strategic Behaviour in Ecosystem Service Modelling: Integrating Bayesian Networks With Game Theory. *Ecol. Econ.* 141, 234–244. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.022>
- Myerson, R., 1991. *Game Theory: Analysis of Conflict*. Harvard University Press.
- Najafi, H., Bagheri, A., Madani, K., 2013. The topology of generic shared water resources games: insights for the Lake Urmia Disaster, in: 6th International Conference on Water Resources and Environment Research. pp. 1–10.
- Nash, D., Waters, D., Buldu, A., Wu, Y., Lin, Y., Yang, W., Song, Y., Shu, J., Qin, W., Hannah, M., 2013. Using a conceptual Bayesian network to investigate environmental management of vegetable production in the Lake Taihu region of China. *Environ. Model. Softw.* 46, 170–181. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.008>
- Nazari, S., Ahmadi, A., Kamrani Rad, S., Ebrahimi, B., 2020. Application of non-cooperative dynamic game theory for groundwater conflict resolution. *J. Environ. Manage.* 270, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110889>
- Nightingale, A.J., 2011. Beyond design principles: Subjectivity, emotion, and the (Ir)rational commons. *Soc. Nat. Resour.* 24, 119–132. <https://doi.org/10.1080/08941920903278160>
- Odum, E.P., 1964. *The new ecology*. Bioscience
- Ohlsson, L., 2000. Water conflicts and social resource scarcity. *Phys. Chem. Earth, Part B Hydrol. Ocean. Atmos.* 25, 213–220. [https://doi.org/10.1016/S1464-1909\(00\)00006-X](https://doi.org/10.1016/S1464-1909(00)00006-X)
- Ostrom, E., 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science (80-. )*. 325, 419–422. <https://doi.org/10.5055/jem.2013.0130>
- Ostrom, E., 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 15181–15187. <https://doi.org/10.1073/pnas.0702288104>
- Ostrom, E., 1999. Coping with tragedies of the commons. *Annu. Rev. Polit. Sci.* 2, 493–535. <https://doi.org/10.1146/annurev.polisci.2.1.493>
- Ostrom, E., 1990. Governing the commons: the evolution of institutions for collective action. *Gov. commons Evol. institutions Collect. action* 32. <https://doi.org/10.2307/3146384>
- Otto, I.M., Donges, J.F., Lucht, W., Schellnhuber, H.J., 2020. Reply to Smith et al.: Social tipping dynamics in a world constrained by conflicting interests. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 117, 10631–10632. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002648117>
- Palomo, I., 2013. *Gestionando las áreas protegidas más allá de sus límites: una aproximación socio-ecológica a la ordenación territorial*. Universidad Autónoma de Madrid.
- Palomo, I., Felipe-Lucia, M.R., Bennett, E.M., Martín-López, B., Pascual, U., 2016. Disentangling the Pathways and Effects of Ecosystem Service Co-Production. *Adv. Ecol. Res.* 54, 245–283. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.09.003>
- Palomo, I., Martín-López, B., Potschin, M., Haines-Young, R., Montes, C., 2013. National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. *Ecosyst. Serv.* 4, 104–116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.001>
- Palomo, I., Montes, C., Martín-López, B.,

- González, J.A., García-Llorente, M., Alcorlo, P., Mora, M.R.G., 2014. Incorporating the social-ecological approach in protected areas in the anthropocene. *Bioscience* 64, 181–191.  
<https://doi.org/10.1093/biosci/bit033>
- Pascual, D., Zabalza-Martínez, J., Funes, I., Vicente-Serrano, S.M., Pla, E., Aranda, X., Savé, R., Biel, C., 2016. Impacts of Climate and Global Change on the Environmental, Hydrological and Agricultura Systems in the LIFE MEDACC Case Study Basins. [WWW Document]. URL <http://medacc-life.eu/> (accessed 6.24.20).
- Pavón, D., 2012. El papel de los ríos muga y fluvlá en la determinación del trasvase del ter al área metropolitana de Barcelona. *Bol. la Asoc. Geogr. Esp.* 58, 273–298.  
<https://doi.org/10.21138/bage.2068>
- Pavón, D., 2007. La gran obra hidràulica a les conques de la Muga i del Fluvià: dels projectes a les realitzacions (1850-1980). Universitat de Girona.
- Pavón, D., Gabarda-Mallorquí, A., Ribas, A., 2018. What governance? The role of public and private stakeholders in water supply management in Mediterranean coastal tourist destinations: The case of the Costa Brava. *Water* 10, 1–21.  
<https://doi.org/10.3390/w10121758>
- Pavón, D., Ribas, A., 2009. Patrimonio, inundabilidad y paisaje fluvial en la cuenca del río Muga (Girona), in: XXI Congreso de Geógrafos Españoles. Ciudad Real, pp. 1529–1944.
- Pebesma E, 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *R J.* 10, 439–446.
- Pérez-Ramírez, I., García-Llorente, M., Benito, A., Castro, A.J., 2019. Exploring sense of place across cultivated lands through public participatory mapping. *Landsc. Ecol.* 9, 1–18. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00816-9>
- Peterson, G., 2000. Political ecology and ecological resilience: An integration of human and ecological dynamics. *Ecol. Econ.* 35, 323–336.  
[https://doi.org/10.1016/s0921-8009\(00\)00217-2](https://doi.org/10.1016/s0921-8009(00)00217-2)
- Pfadenhauer, J., 2001. Some Remarks on the Background of Restoration Ecology. *Restor. Ecol.* 9, 220–229.
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., Bieling, C., 2013. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land use policy* 33, 118–129.  
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.013>
- Pocewicz, A., Nielsen-Pincus, M., Brown, G., Schnitzer, R., 2012. An Evaluation of Internet Versus Paper-based Methods for Public Participation Geographic Information Systems (PPGIS). *Trans. GIS* 16, 39–53.  
<https://doi.org/10.1111/j.1467-9671.2011.01287.x>
- Podimata, M. V., Yannopoulos, P.C., 2015. Evolution of Game Theory Application in Irrigation Systems. *Agric. Agric. Sci. Procedia* 4, 271–281.  
<https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.03.031>
- Popartan, L.A., Ungureanu, C., Velicu, I., Amores, M.J., Poch, M., 2020. Splitting Urban Waters: The Politicisation of Water in Barcelona between Populism and Anti-Populism. *Antipode* 52, 1413–1433.  
<https://doi.org/10.1111/anti.12630>
- Potschin, M.B., Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Prog. Phys. Geogr.* 35, 575–594.  
<https://doi.org/10.1177/0309133311423172>
- Pueyo-Ros, J., 2018. The role of tourism in the Ecosystem Services Framework. *Land* 7, 1–13. <https://doi.org/10.3390/land7030111>
- QGIS Development Team, 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Available at: <http://qgis.osgeo.org>.
- Quintas-Soriano, C., Brandt, J.S., Running, K., Baxter, C. V., Gibson, D.M., Narducci, J., Castro, A.J., 2018. Social-ecological systems influence ecosystem service perception: A programme on ecosystem change and society (PECS) analysis. *Ecol. Soc.* 23, 1–19.  
<https://doi.org/10.5751/ES-10226-230303>
- Quintas-Soriano, C., Castro, A.J., García-Llorente, M., Cabello, J., Castro, H., 2014. From supply to social demand: A landscape-scale

- analysis of the water regulation service. *Landsc. Ecol.* 29, 1069–1082. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0032-0>
- R Core Team, 2020. R Core Team 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria. Available at <https://www.r-project.org/> (accessed on July 15, 2020).
- Rambaldi, G., 2010. Participatory three-dimensional modelling: guiding Principles and applications, CTA. ed, Centre for Agricultural and Rural Cooperation (CTA). ACP-EU Technical Centre for Agricultural and Rural Cooperation (CTA) Reproduction, Wageningen, the Netherlands.
- Ramsar, 1999. SISR. Servicio de información sobre Sitios Ramsar. Aiguamolls de l'Empordà. [WWW Document]. URL <https://rsis.ramsar.org/es/ris/592?language=es> (accessed 1.20.21).
- Raquel, S., Ferenc, S., Emery, C., Abraham, R., 2007. Application of game theory for a groundwater conflict in Mexico. *J. Environ. Manage.* 84, 560–571. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.07.011>
- Raymond, C.M., Bryan, B.A., MacDonald, D.H., Cast, A., Strathearn, S., Grandgirard, A., Kalivas, T., 2009. Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecol. Econ.* 68, 1301–1315. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.12.006>
- Raymond, C.M., Giusti, M., Barthel, S., 2018. An embodied perspective on the co-production of cultural ecosystem services: toward embodied ecosystems. *J. Environ. Plan. Manag.* 61, 778–799. <https://doi.org/10.1080/09640568.2017.1312300>
- Reed, M.S., 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biol. Conserv.* 141, 2417–2431. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.014>
- Reed, M.S., Vella, S., Challies, E., de Vente, J., Frewer, L., Hohenwallner-Ries, D., Huber, T., Neumann, R.K., Oughton, E.A., Sidoli del Ceno, J., van Delden, H., 2018. A theory of participation: what makes stakeholder and public engagement in environmental management work? *Restor. Ecol.* 26, S7–S17. <https://doi.org/10.1111/rec.12541>
- Ribas, A., Saurí, D., Tàbara, D., Bayés, C., Pavón, D., Ribera Masgrau, L., Ventura Pujolar, M., 2004. Participación de agentes sociales en la gestión del agua: propuesta metodológica para la cuenca del Río Muga (Girona). pp. 1–10.
- Ribot, J.C., Peluso, N.L., 2003. A theory of access. *Rural Sociol.* 68, 153–181. <https://doi.org/10.1111/j.1549-0831.2003.tb00133.x>
- Ricart Casadevall, S., 2014. Vers una gestió territorial del regadiu. Model i aplicació a tres casos d'estudi de l'Europa meridional. University of Girona, Spain.
- Rincón-Ruiz, A., Rojas-Padilla, J., Agudelo-Rico, C., Perez-Rincon, M., Vieira-Samper, S., Rubiano-Paez, J., 2019. Ecosystem services as an inclusive social metaphor for the analysis and management of environmental conflicts in Colombia. *Ecosyst. Serv.* 37, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100924>
- Rocheleau, D.E., 2008. Political ecology in the key of policy: From chains of explanation to webs of relation. *Geoforum* 39, 716–727. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2007.02.005>
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. Chapin, E. F. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, J. A. Foley, 2009. A safe operation space for humanity. *Nature* 461, 472–475.
- Rodrigues, A., Koepl, H., Ohtsuki, H., Satake, A., 2009. A game theoretical model of deforestation in human-environment relationships. *J. Theor. Biol.* 258, 127–134. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2009.01.005>
- Rodríguez-Labajos, B., Martínez-Alier, J., 2015. Political ecology of water conflicts. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 2, 537–558. <https://doi.org/10.1002/wat2.1092>
- Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Keith, D.A.,

- Barrow, E.G., Benson, J.S., Nicholson, E., Wit, P., 2012. IUCN Red List of Ecosystems. *Sapiens* 5, 61–70.
- Ruiz-Frau, A., Krause, T., Marbà, N., 2018. The use of sociocultural valuation in sustainable environmental management. *Ecosyst. Serv.* 29, 158–167. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.12.013>
- Santos-Martín, Fernando, Plieninger, T., Torralba, M., Fagerholm, N., Vejre, H., Luque, S., Rabe, S., Balzan, M., Czúcz, B., Amadescu, C.M., Liekens, I., Mulder, S., Geneletti, D., Maes, J., Burkhard, B., Kopperoinen, L., Potschin-young, M., Montes, C., 2018. Report on Social Mapping and Assessment Methods for Ecosystem Services. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.30102.24644>
- Saurí, D., Ventura Pujolar, M., Ribas, A., 2000. Gestión del agua y conflictividad social en la cuenca del río Muga (Alt Empordà). *Geographica* 38, 59–76. [https://doi.org/10.26754/ojs\\_geoph/geoph.2000381379](https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.2000381379)
- Schaich, H., 2009. Local residents' perceptions of floodplain restoration measures in Luxembourg's Syr Valley. *Landsc. Urban Plan.* 93, 20–30. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.05.020>
- Schröter, M., Barton, D.N., Remme, R.P., Hein, L., 2014a. Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. *Ecol. Indic.* 36, 539–551. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.018>
- Schröter, M., van der Zanden, E.H., van Oudenhoven, A., Remme, R.P., Serna-Chavez, H.M., de Groot, R., Opdam, P., 2014b. Ecosystem Services as a Contested Concept: A Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conserv. Lett.* 7, 514–523. <https://doi.org/10.1111/conl.12091>
- Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead. *J. Appl. Ecol.* 48, 630–636. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>
- Signorell, A., 2020. DescTools: Tools for Descriptive Statistics.
- Smith, S.R., Christie, I., Willis, R., 2020. Social tipping intervention strategies for rapid decarbonization need to consider how change happens. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 117, 10629–10630. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002331117>
- Sodhi, N.S., Lee, T.M., Sekercioglu, C.H., Webb, E.L., Prawiradilaga, D.M., Lohman, D.J., Pierce, N.E., Diesmos, A.C., Rao, M., Ehrlich, P.R., 2010. Local people value environmental services provided by forested parks. *Biodivers. Conserv.* 19, 1175–1188. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9745-9>
- Spyra, M., Kleemann, J., Cetin, N.I., Vázquez Navarrete, C.J., Albert, C., Palacios-Agundez, I., Ametzaga-Arregi, I., La Rosa, D., Rozas-Vásquez, D., Adem Esmail, B., Picchi, P., Geneletti, D., König, H.J., Koo, H.M., Kopperoinen, L., Fürst, C., 2019. The ecosystem services concept: a new Esperanto to facilitate participatory planning processes? *Landsc. Ecol.* 34, 1715–1735. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0745-6>
- Steffen, W., A., Sanderson, A., Tyson, P., Jager, J., Matson, P., Moore, B., Olfield, F., Richardson, F., Schellnhuber, J., Turner II, B.L., Wasson, R., 2004. *Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure*. Stockholm.
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T.M., Folke, C., Liverman, D., Summerhayes, C.P., Barnosky, A.D., Cornell, S.E., Crucifix, M., Donges, J.F., Fetzer, I., Lade, S.J., Scheffer, M., Winkelmann, R., Schellnhuber, H.J., 2018. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 115, 8252–8259. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
- Stosch, K.C., Quilliam, R.S., Bunnefeld, N., Oliver, D.M., 2017. Managing multiple catchment demands for sustainable water use and ecosystem service provision. *Water* 9, 1–21. <https://doi.org/10.3390/w9090677>
- Sullivan, A., White, D.D., Hanemann, M., 2019. Designing collaborative governance: Insights from the drought contingency planning process for the lower Colorado

- River basin. *Environ. Sci. Policy* 91, 39–49. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.10.011>
- Surowiecki, J., 2005. *The Wisdom of Crowds*. Anchor, New York, USA.
- Syrbe, R.U., Walz, U., 2012. Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecol. Indic.* 21, 80–88. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.013>
- Tàbara, D., Frantzeskaki, N., Hölscher, K., Pedde, S., Kok, K., Lamperti, F., Christensen, J.H., Jäger, J., Berry, P., 2018. Positive tipping points in a rapidly warming world. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 31, 120–129. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.01.012>
- Tàbara, D., Saurí, D., Ribas, A., Bayés, C., Pavón, D., Ventura, M., 2004. The old and the new. Exploring social learning and participation processes under the WFD. The case of the Muga river basin, Catalonia". In *Proceedings of the V Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua*, Tortosa, Spain, 8–12 December, Tortosa, Spain.
- Tashakkori, A., Newman, I., 2010. Mixed methods. *Int. Encycl. Educ.* 514–520. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-044894-7.00287-6>
- Tashakkori, A., Teddlie, C., 2003. *Handbook of Mixed Methods in Social & Behavioral Research*. Thousand Oaks: Sage.
- Taylor, N.G., Grillas, P., Hreisha, H. Al, Balkiz, Ö., Borie, M., Boutron, O., Catita, A., Champagnon, J., Cherif, S., Çiçek, K., Costa, L.T., Fois, M., Galewski, T., Galli, A., Georgiadis, N.M., Andy, J., 2021. The future for Mediterranean wetlands: 50 key issues and 50 important conservation research questions. *Reg. Environ. Chang.* 1–17.
- TEEB, 2010. *La economía de los ecosistemas y la diversidad: incorporación de los aspectos económicos de la naturaleza. Una síntesis del enfoque, las conclusiones y las recomendaciones del estudio TEEB*, TEEB.
- Torres-Bagur, M., 2020. Percepción del cambio climático y medidas de ahorro hídrico en alojamientos turísticos de la cuenca del río Muga (Girona, España). *Universitat de Girona*.
- Torres-Bagur, M., Ribas, A., Vila-Subirós, J., 2019. Perceptions of climate change and water availability in the Mediterranean tourist sector: A case study of the Muga River basin (Girona, Spain). *Int. J. Clim. Chang. Strateg. Manag.* 11, 552–569. <https://doi.org/10.1108/IJCCSM-10-2018-0070>
- UNDP, 2021. *Water governance* [WWW Document]. URL <https://www.watergovernance.org/water-governance/> (accessed 6.1.21).
- UNEP & WTO, 2012. *Background Report Tourism in the Green Economy*. World Tourism Organization (UNWTO) and the United Nations Environment Programme (UNEP), Madrid, Spain.
- UNESCO, 2021. *Valuing water, The United Nations World Water Development Report 2021*. UNESCO, Paris. <https://doi.org/10.4324/9780429453571-2>
- UNWTO, 2018. *UNWTO Regional Seminar on Climate Change, Biodiversity and Sustainable Tourism Development – Final Report*, Nadi, Fiji, 18 – 20 June 2018. World Tourism Organization (UNWTO), Madrid. <https://doi.org/10.18111/9789284420155>
- Vargas Emelin, E., 2016. *Effects of Climate Change in Mediterranean Water Resources and Their Economic Implications*. UNED/Vrije Universiteit Brussel.
- Ventura Pujolar, M., 2005. *Conflictes socioterritorials i participació pública en la gestió de l'aigua de la conca del riu Muga (Alt Empordà)*. Universitat de Girona.
- Vila-Subirós, J., Ribas, A., Varga Linde, D., Llausàs Pascual, A., 2009. Medio siglo de cambios paisajísticos en la montaña mediterránea. Percepción y valoración social del paisaje en la alta Garrotxa (Girona). *Pirineos* 164, 69–92. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2009.v164.30>
- Vila-Subirós, J., Rodríguez-Carreras, R., Varga, D., Ribas, A., Úbeda, X., Asperó, F., Llausàs, A., Outeiro, L., 2016. Stakeholder Perceptions of Landscape Changes in the Mediterranean Mountains of the North-Eastern Iberian Peninsula. *L. Degrad. Dev.* 27, 1354–1365. <https://doi.org/10.1002/ldr.2337>

- Villamagna, A.M., Angermeier, P.L., Bennett, E.M., 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecol. Complex.* 15, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004>
- Vollmer, D., Shaad, K., Souter, N.J., Farrell, T., Dudgeon, D., Sullivan, C.A., Fauconnier, I., MacDonald, G.M., McCartney, M.P., Power, A.G., McNally, A., Andelman, S.J., Capon, T., Devineni, N., Apirumanekul, C., Ng, C.N., Rebecca Shaw, M., Wang, R.Y., Lai, C., Wang, Z., Regan, H.M., 2018. Integrating the social, hydrological and ecological dimensions of freshwater health: The Freshwater Health Index. *Sci. Total Environ.* 627, 304–313. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.040>
- XLSTAT, 2019. XLSTAT.
- Zabalza-Martínez, J., Vicente-Serrano, S.M., López-Moreno, J.I., Calvo, G.B., Savé, R., Pascual, D., Pla, E., Morán-Tejeda, E., Domínguez-Castro, F., Tague, C.L., 2018. The influence of climate and land-cover scenarios on dam management strategies in a highwater pressure catchment in Northeast Spain. *Water* 10, 1–23. <https://doi.org/10.3390/w10111668>
- Zanjanian, H., Abdolabadi, H., Niksokhan, M.H., Sarang, A., 2018. Influential third party on water right conflict: A Game Theory approach to achieve the desired equilibrium (case study: Ilam dam, Iran). *J. Environ. Manage.* 214, 283–294. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.023>
- Zoderer, B.M., Tasser, E., Carver, S., Tappeiner, U., 2019. Stakeholder perspectives on ecosystem service supply and ecosystem service demand bundles. *Ecosyst. Serv.* 37, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100938>
- Zolkafli, A., Liu, Y., Brown, G., 2017. Bridging the knowledge divide between public and experts using PGIS for land use planning in Malaysia. *Appl. Geogr.* 83, 107–117. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.03.013>

## 5.4 What is a river basin? Assessing and understanding the sociocultural mental constructs of landscapes from different stakeholders across a river basin<sup>8</sup>.

**Garau, E.,** Torralba, M., Pueyo-Ros, J., 2021. What is a river basin ? Assessing and understanding the sociocultural mental constructs of landscapes from different stakeholders across a river basin. *Landsc. Urban Plan.* 214, 104192. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104192>

**Abstract:** In the Mediterranean basin, climate models predict future scenarios characterized by more frequently uncertain hydrological services. European policies increasingly promote new models of water management based on river basins as socioecological systems and participatory strategies to ensure better inclusiveness and representativeness of all local actors. Practice has demonstrated the value of stakeholder engagement for achieving more productive and beneficial outcomes of decision-making in landscape management and conservation policies. However, sometimes participatory processes do not lead to effective results. One reason could be related to different understandings of concepts. There is, in fact, still limited research assessing whether the concepts or technical terms used in those processes are understood in the same way by the participants. Therefore, our study aims to explore the mental constructs of stakeholders through a combination of semi-structured interviews and hand-made drawings, using the concept of the river basin as a study concept. We found differences in the relationships between stakeholders' ways of drawing and describing the river basin starting from its mental constructs. The results also showed that the way stakeholders construct ideas and views related to the landscape influenced some factors that stakeholders used to express them, such as the drawing shape, drawing length, emotions and associated values used in the descriptions. Likewise, mental constructs were influenced by stakeholders' profiles and their working position. This study highlights that a better understanding of stakeholders' perceptions and their understandings could be essential if we are to achieve more effective and inclusive participatory processes in complex and dynamic socioecological contexts

**Keywords:** Drawings, Stakeholder perceptions, Participatory methods, Landscape management

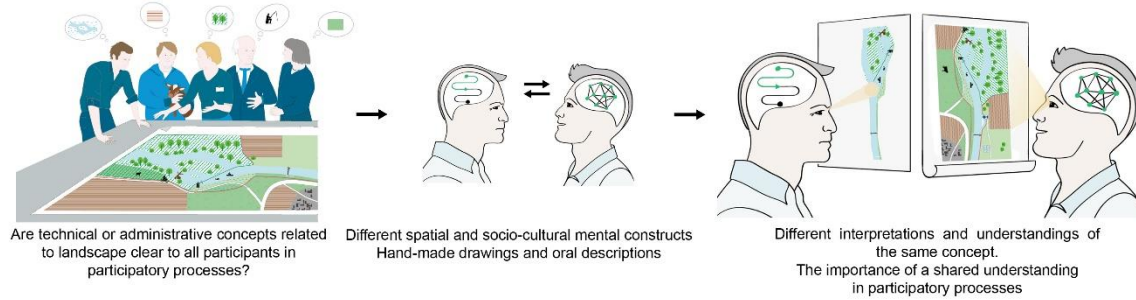
**Publicado en:** *Landscape and Urban Planning* 214 (2021) 104192

**Acceso directo al artículo:** <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.10419>

---

<sup>8</sup> Durante el proceso de recolección de datos de este trabajo de investigación, se recogieron datos relativos a las cuencas hidrográficas del río Muga y del río Fluvià. En el proceso de análisis de datos, solo se analizaron los datos relativos a la cuenca del río Muga y, por lo tanto, en esta tesis doctoral se presentan los resultados relativos específicamente a esta cuenca. El apartado (5.3) es el único en que se presentan algunos resultados también de la cuenca del río Fluvià al haberse trabajado conjuntamente su delimitación.

## Graphical Abstract



## 1. Introduction

The Mediterranean Basin, understood as an ecoregion (Blondel, 2006; Olson et al., 2001), is recognized as an important hotspot for biodiversity. However, it is critically affected by multiple drivers of global change at multiple spatial scales and is among the most vulnerable regions in the world to the effects of climate change (European Environment Agency, 2018; Masson-Delmotte et al., 2018). Climate models predict future scenarios characterized by an intense degradation of Mediterranean ecosystems and their capacity to supply ecosystem services, which will particularly affect aquatic ecosystems (Cramer et al., 2018; Vollmer et al., 2018).

European policies such as the European Water Framework Directive emphasize the need to consider a broader scale for the spatial organization of water, based on a river basin perspective (Commission, 2000), and the ability to recognize the spatial unit of the river basin as a system (Giakoumis & Voulvoulis, 2018b). However, despite the widespread acceptance of its core principles, its implementation in Europe is slow and incomplete (Commission, 2019). To advance this implementation, there is an urgent need to apply a radical shift in the paradigm of water resources and aquatic ecosystem management with respect to the previous models, with the goal of identifying more integrated, participatory and multi-scalar planning and management strategies (Giakoumis & Voulvoulis, 2018a; Iniesta-Arandia, 2011), specifically those that consider river basins as delimited complex socioecological systems (Martín-López et al., 2017).

Within these socioecological perspectives and sustainability debates, participatory approaches are gaining momentum as an approach for reaching agreed-upon beneficial decisions in conservation and environmental management (Johnson, Lilja, Ashby, & Garcia, 2004). In particular, participatory approaches allow the development of broader, more inclusive management decisions that integrate the different perspectives, values and priorities of the people living in the territory, and this approach ultimately increases the legitimacy, public engagement and general acceptance of the planning process (Kochskämper, Challies, Newig, & Jager, 2016; Reed, 2008; Turnhout, Van Bommel, & Aarts, 2010). A requisite for these positive outcomes is the true integration of the different experiences and knowledge from all stakeholders based on the principles of inclusiveness, equity and social justice (Reed et al., 2018).



Despite these benefits, ongoing discussions raise concerns in relation to the real effectiveness of participatory processes in achieving conservation objectives and policies. Specifically, some studies have warned about the importance of paying close attention to each step of the participatory process (Kochskämper et al., 2016; López-Bao, Chapron, & Treves, 2017). Overlooking any aspect of the process, particularly in its early stages, can easily lead to ineffective results contrary to the original principles of inclusiveness and social justice, such as encroachment of asymmetric power relations, the marginalization of some minority actors, the manipulation or misinterpretation of opinions, or the rupture of trust among local actors (Kochskämper et al., 2016; Reed et al., 2018). For these reasons, the importance of having fair and adequate conditions for the design and implementation of good participatory processes is a key ingredient in the management of natural resources.

Generally, participative processes should be based on a transparent introductory phase from policymakers to stakeholders, and this transparency is necessary to encourage a multilateral discussion about possible alternatives and scenario management to reach strategic objectives and a shared vision to provide the design of effective and integrated natural resource policies.

Regarding the existing blueprint articles and guidelines on how to design and develop participatory planning processes, one of the commonly described preliminary basic steps is ensuring a shared understanding of the territory, as well as the technical concepts related to the processes (Richards & Blackstock, 2004; Turnhout et al., 2010). However, in reality, this step is often overlooked (Fischer & Young, 2007). Particularly in consultation processes (such as surveys), participants are often asked to share their view of specific concepts (e.g., biodiversity, protected natural area, river basin, ecosystems, wilderness), and the researchers do not always confirm that the research terms are similarly interpreted and understood by all actors involved. It is often a priori assumed that highly technical or administrative concepts related to the landscape are clear to all participants (Buijs, Elands, & Langers, 2009; Fischer & van der Wal, 2007; Fischer & Young, 2007).

These various interpretations of the landscape, or of technical concepts related to it, represent different mental constructs, understood as the comprehension of a specific concept or idea, and these constructs are influenced by the individual perceptions, knowledge, former experiences and value systems (Brown, 1984; Heiskanen, 2006; Martín-López et al., 2012). This understanding of several landscape- and sustainability- related terms is based on prior knowledge and is influenced by the specific experiences of each actor. For example, people from starkly contrasting topographies would likely differ in their definition of a mountain, a river, or other natural feature. This variability happens across all societal sectors, including politics and academics, where these biases also exist. In practical terms, the definition of a tree, a forest, and other features of the environment can generate disagreements with real implications for policies and planning processes, as has been shown in other studies (Chazdon et al., 2016; Médail et al., 2019; Prager & Curfs, 2016). For these reasons, this different level of understanding can have important political

implications, particularly in relation to political settings that span large and heterogeneous areas such as the European Union.

Likewise, a different comprehension can also create different expectations and understandings concerning the issues that should be addressed in a planning process. These diverging mental constructs can indeed be associated with different expressed emotions, aspects (biophysical, social, and economic) or associated values (beauty, tranquility, cultural values) used to describe a certain concept. This information reflects individual attitudes and values that people assign to a particular concept or landscape, which become important elements in planning processes.

To our knowledge, no study has empirically explored the existence of these potential biases in a participatory process. Reflecting on this gap is necessary, for failing to identify potential mismatched understandings in core concepts can be the source of important biases in the participatory process and its results.

Additionally, what effects the different understandings of the object of study might have on the outcome of a consultative process has not yet been studied. To fill this gap, our study contributes to a better understanding of stakeholders' spatial and sociocultural mental constructs of landscape and of the technical-administrative concepts related to landscape, using the concept of a river basin as the potentially disputed concept. In our study, when we refer to the river basin concept, we use the definition that coincides with the empirical definition of river basin, understood as “the area of land from which all surface run-off flows through a sequence of streams, rivers and, possibly, lakes into the sea at a single river mouth, estuary or delta” (Agency, 2021). We chose this definition, as it is the one most commonly used in current deliberative and participatory processes as an “axiom concept”, that is, as an idea (concept) that is taken to be true and interpreted by everyone in the same way.

Although our study was not part of an ongoing participatory process but part of a larger research project to explore the conflicts around the water in both basins, we illustrate how our results would have direct implications for designing an effective participatory process in the study area, namely, offering guidelines to avoid important biases in the process. Our next step will be to share these results of the study with ACA technicians (Catalan Water Agency) to help them improve the initial phase of the ongoing participatory process “The future of water in Catalonia (2022–2027)” for the hydrological planning of the river basin of Catalonia (ACA, 2021).

The main aim of the study was to understand how local actors perceive, interpret and use the concept of river basins using an innovative method that combines stakeholder hand-made drawings and oral descriptions. Our hypothesis is that differences in the mental constructs, referring to the process of mental construction of concepts and ideas, incorporate diverging individual perceptions, knowledge and associated values into definition of the term. Specifically, we believe that exploring aspects of mental constructs, such as what a particular river basin is and where it is located (expressed through drawings), is then related to the understanding and perception of what the river basin contains (expressed through the oral description). Additionally, for the cases where

differences exist, we will explore which factors affect the way an actor elaborates the mental constructs of what a river basin is and what implications the different mental constructs have on the participative process.

## 2. Methods

### 2.1. Study area description

This research was conducted in two Mediterranean river basin areas in northeastern Catalonia (Spain), just below the French border: the Muga and Fluvià River basin areas (Fig. 1). The Mediterranean Basin is characterized by a Mediterranean climate, with mild and humid winters, and hot and dry summers, accompanied by long periods of drought. Rainfall patterns vary according to the area, being generally greater in the north than in the south (Médail et al., 2019). The Mediterranean Basin is the result of a sociocultural process of co-evolution between ecosystems and human activity (Blondel, 2006), which makes it an area of extreme ecological and sociocultural diversity.

The Muga River basin covers a surface area of 854 km<sup>2</sup>, and the river length is 64 km. The Fluvià River basin covers a surface area of 973.8 km<sup>2</sup> and for a length of 97.2 km. An important difference between the two river basins concerns the regulation of water flows of the entire basin. The Muga River has a mean annual flow of 2.5 m<sup>3</sup>/s (IDESCAT, 2020), and the river has a typically Mediterranean regime, although its flow is regulated by the Darnius-Boadella Reservoir, which is the main water supply source for the entire basin. Additionally, the Fluvià River has an ecological flow (i.e., the minimum water flow to sustain the river ecosystems) that varies according to the river course (1.5 m<sup>3</sup>/s upstream up to 10 m<sup>3</sup>/s downstream); it has a pluvial regime (characterized by high water in winter and spring, and low water in summer), and its course is not regulated by any dam or artificial lock. Furthermore, the entire length of the river is protected by the Nature 2000 Network, as a Mediterranean fluvial space, with well-preserved riparian forests, acting as an important ecological corridor. Both rivers originate in the East Pyrenees and flow into the Aiguamolls de l'Empordà Natural Park (AENP), a natural reserve that has been a member of the Ramsar International Network of Protected Wetlands since 1993 (Ramsar, 1999). Both river basins represent a great diversity of topographic, climatic and environmental features, as well as different land uses, activities, and water demands (Pascual, Zabalza-Martínez, Funes, Vicente-Serrano, Pla, Aranda, & Biel, 2016).

In the last six decades, episodes of severe drought and water scarcity have been increasingly intense and combined with extended periods of very high temperatures, especially in the Muga River basin. In addition, the appearance of new uses and actors in the local scene has contributed to a constant increase in water demand. Since the mid-20th century, the Muga River basin has experienced a progressive increase in intensive crop and livestock farming and urban and tourism development, particularly along the coast. The particularities of the basin, coupled with the changes in recent decades, have fueled tensions and conflicts over increasingly scarce water resources

(Saurí, Ventura Pujolar, & Ribas, 2000; Tàbara & Saurí, 2004). In the Fluvià River basin area, the situation is quite different, since the scarcity of water is perceived by local actors only at particular times of the year, usually during intense periods of drought that lack rain. Both basins are good examples of socioecological systems where the landscape has been shaped by dynamic interactions between society and ecosystems and where heritage elements related to water have historically been and continue to be of enormous social and cultural importance.



**Fig. 1.** Territorial framework of the Muga and Fluvià River basin, Spain. Adapted from (UNEP/MAP-Plan Bleu, 2020).

## 2.2. Data collection

We used a qualitative approach to explore the mental constructs of stakeholders regarding the concept of a “river basin”. Inspired by the studies coming from environmental education (Alerby, 2000; Bowker, 2007; Buijs et al., 2009; Fischer & Young, 2007), we used a combination of hand-made drawings and oral descriptions circumscribed in semi-structured interviews with stakeholders from both river basins. Oral descriptions and hand-made drawings were contrasted to understand how stakeholders constructed and interpreted the concept of river basins and to identify the factors that influenced this process. We complemented these techniques in an interview model with open and closed questions designed to characterize the stakeholders and their context. The interview model was inspired by previous works focused on uncovering the factors driving landscape valuation (Iniesta-Arandia, García-Llorente, Aguilera, Montes, & Martín-López, 2014) (e.g., concern for climate change effects in the study area, perception of conflict among stakeholders concerning the use of natural resources, levels of influence in decision-making processes). The interview model is shown in detail in Appendix A.

In the first part of the interview, we provided stakeholders with a printed map of the study area, and we prompted them to draw with a marker the borders of the river basin area by asking, “How would you draw the Muga/Fluvià River basin?”. As explained in the study by (Fischer & Young,

2007), the action of drawing constitutes a moment where the interviewees can “individually reflect on their own mental construct and represent it through a non-verbal approach that allows them to express themselves, regardless of their knowledge of the scientific term”. Subsequently, we asked the stakeholders to describe in their own words the river basin area in 60 s with the question, “How would you describe the river basin?”, while we recorded the answers on a sheet of paper.

The stakeholders were selected by non-proportional quota sampling (Raymond et al., 2009; Tashakkori & Teddlie, 2003) to ensure that all major stakeholder groups in the river basin were represented. The initial list of potential participants was expanded with the help of stakeholders already identified in previous studies in the same area (Ricart Casadevall, 2014; Ventura Pujolar, 2005). We divided the respondents into five different groups according to their profession and their direct or indirect relationship with river ecosystems: administrative sector, agricultural sector, environmental protection sector, industrial sector and tourism sector. The interviews were held between June 2019 and July 2020. Fifty-one stakeholders agreed to participate in the interview and we obtained 49 drawings, as two of the participants refused to draw. The facilitators responsible for leading the discussions were key to the success of the drawing and description exercises, where the communication between the interviewee and the interviewer was fundamental to ensure that there were no right or wrong answers in relation to the drawing and description of the territory, as explained by (G. Brown & Kyttä, 2014).

## 2.3. Data analysis

### 2.3.1. Content analysis: coding and processing

Each interview was audio-recorded and transcribed in full. The answers were coded by categories and analyzed by discourse analysis using an inductive coding process with Maxqda software (v. 10, 2012) (MAXQDA, 2020). This coding process allowed us to extract the variables that we then used to explore mental models. The coded variables could be summarized into three categories: (1) variables related to the river basin hand-drawings; (2) variables related to the river basin descriptions; and (3) variables related to the respondent characteristics.

The second category, the river basin descriptions, included variables related to the emotions expressed (positive or negative), the different landscape aspects included, such as biophysical (geographical characteristics, biodiversity, weather), social (demographic organization and changes, opportunities, quality of life), and economic (land use changes, communication and movement, socioeconomic changes), and the associated values (cultural and intangible aspects, such as beauty, tranquility, gastronomic aspects) used by the respondents to describe the river basin area during the interviews.

The third category included variables related to the respondent’s individual characteristics, which we extracted from the other sections of the interview, such as concern for decreased water availability, familiarity with the concept of ecosystem services (ES), perception of conflicts over

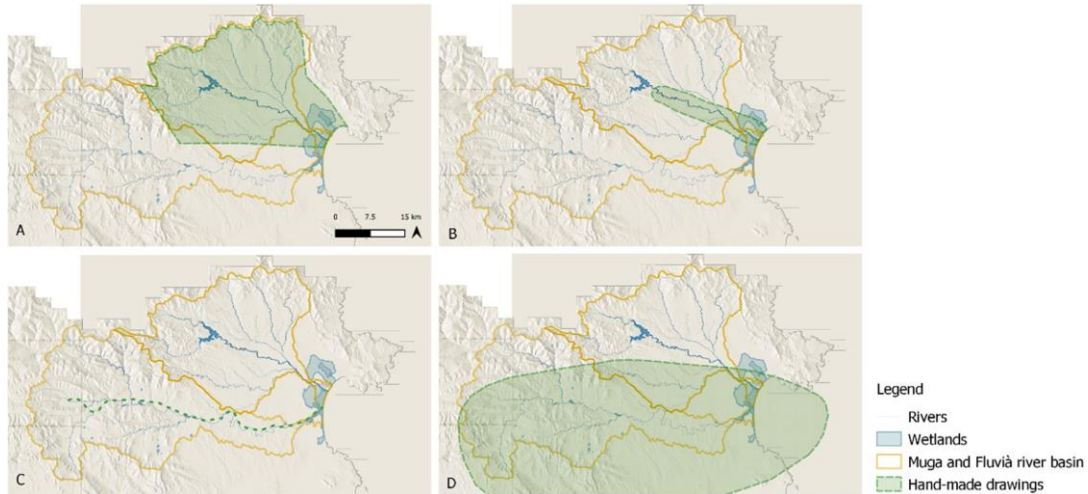
water between multiple stakeholders or the respondent’s profile and their working position within the river basin. Table 1 summarizes the variables we used for the statistical analyses.

**Table 1.** Summary of variables used to explore the relationship between stakeholders’ mental constructs and other variable.

Category	Variable	Description	Type
1.River basin hand-drawings	Drawing accuracy	The degree of similarity between the limits of the river basin as drawn by the respondent in relation to the real geographical limits	Binary (Accurate; Inaccurate)
	Drawing shape	The type of geometric shape used by the respondent to draw the river basin	Binary (Polygon; Line) Categorical
	Drawing length	The length of the drawing drew by the respondent, depending on whether it included the beginning area of the river and its mouth or just one of the two	Ordinal (Exact; Long; Short)
	Drawing perspective	The perspective expressed in the drawings by the respondent, depending on whether drawings included different parts of the landscape or just a small buffer of territory around the river	Binary (All basin; River)
2.River basin descriptions	Emotions	The type of emotions expressed by the respondent to describe the river basin	Binary (Positive; Negative)
	Biophysical aspects	The use of biophysical aspects expressed by the respondent to describe the river basin (geographical description, biodiversity weather)	Binary (Yes; No)
	Social aspects	The use of social aspects expressed by the respondent to describe the river basin	Binary (Yes; No)
	Economic aspects	The use of economic aspects expressed by the respondent to describe the river basin	Binary (Yes; No)
3.Respondent characteristics	Associated values	The use of associated values expressed by the respondent to describe the river basin	Binary (Yes; No)
	Stakeholder profile	The different stakeholder profiles (agricultural; environmental protection; administrative; industrial-hydroelectric; tourism and recreation sector)	Categorical (1; 2; 3; 4; 5)
	ES concepts	The respondent’s familiarity with the concept of ecosystem services or environmental services (MEA, 2005c)	Binary (Yes; No)
	Water concern	The respondent’s concern about a decrease in water in the river basin	Binary (Yes; No)
	Conflict	The respondent’s perception of conflict and competition for water among multiple stakeholders	Binary (Yes; No)
	Position work	The respondent’s position work in the river basin (upstream, midstream, downstream, all basin)	Categorical (1; 2; 3; 4)
	Watershed	The river basin area of origin of the respondent	Binary (Muga; Fluvia)

Finally, the first category, river basin hand-drawings, included variables related to the drawings made by the participants. Each drawing obtained during the interview was georeferenced, digitized and analyzed using QGIS v.3.10.3 (QGIS Development Team. (2020), 2020). Subsequently, each drawing was coded by three different researchers according to four criteria, previously established between the researchers: i) accuracy of the river basin location (accurate – inaccurate location, depending on the degree of similarity with empirical administrative limits); ii) shape chosen for the drawing (line or polygon); iii) length of the drawing (exact – short – long length, depending on

whether it included the beginning area of the river and its mouth); and iv) perspective (river level – all basin level perspective, depending on whether drawings included merely a buffer around the river or different parts of the landscape) (Fig. 2).



**Fig. 2.** Example of different drawings of the Muga and Fluvià River basin areas and their codifications: A. Muga River basin: coded as “accurate location”, “polygon shape”, “exact length” and “all basin perspective”; B. Muga River basin: coded as “inaccurate location”, “polygon shape”, “short length” and “river perspective”; C. Fluvià River basin: code as “inaccurate location”, “line shape”, “short length” and “river perspective”; D. Fluvià River basin: code as “inaccurate location”, “polygon shape”, “long length” and “all basin perspective”.

We calculated Cohen’s kappa statistic to validate the degree of accuracy and inter-rater reliability of our codification process. Whenever there was a kappa code <0.7, the contested codes were discussed and agreed upon to eliminate subjective interpretations. The final kappa coefficient was 1 for all coding criteria. To spatially visualize which parts of the river basins were more often included or excluded in the mental constructs of participants, we transformed all drawings from vectors to raster and summed them to calculate the times each pixel was included within the drawn basin.

### 2.3.2. Statistical analysis

We used chi-square tests to explore the relationships among the drawings, the descriptions and the respondents’ characteristics.

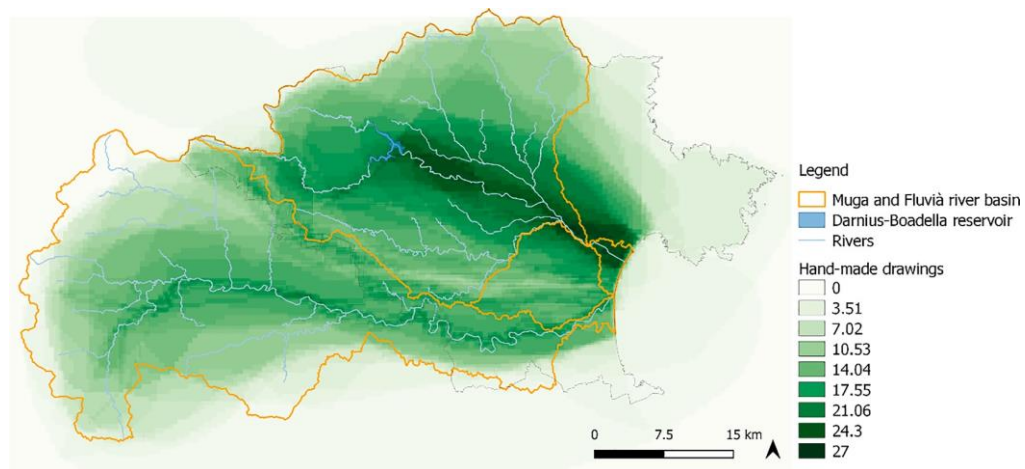
We additionally performed a multiple correspondence analysis (MCA) to explore and represent any underlying interrelationships between the way respondents drew and described the river and their individual characteristics. The active variables we used were those related to the mental construct of the river basin: drawing accuracy, drawing shape, drawing length, drawing perspective,

emotions, biophysical aspects, social aspects, economic aspects, and associated values. To infer the potential interrelations between the characteristics and backgrounds of the respondents and the mental constructs of the river basin, the variables of stakeholder profile, water concern, conflict and position work were projected in the MCA as supplementary variables, following the perspective that cultural, social and individual contexts offer a better understanding of public views (Fischer & Young, 2007). The main purpose of this analytical step was to focus on the relationships between variables that can best help explain variations and diversity in mental constructs. This step thus allowed us to identify different or shared mental models of the participants in relation to the object of study and to select the factors that interfere the most in their constructions. All statistical analyses were performed using Jamovi v.1.0.7.0 software (Jamovi, 2020) and combining the factoextra package v.1.0.7 (Albou-kadel & Mundt, 2020) and ggplot2 package v. 3.3.0 (Wickham, 2016) in R v. 3.6.3 (R Core Team. (2020), 2020).

### 3. Results

#### 3.1. Mental constructs of the river basin: descriptions and hand drawings

The descriptive analysis showed that there was a nearly even distribution for all variables between the respondents from the Muga and Fluvià River basins. For this reason, we will present the results grouped for both river basins, as we did not encounter significant differences between the study areas. Fig. 3 shows the parts of the river basin areas that were most often included in stakeholder drawings.



**Fig. 3.** Number of times each pixel has been included within the hand-made drawing, allowing to visualize which parts of the basins have been drawn the most (darker colours) and which less (lighter colours).

We found that 36.7% of the drawings were accurate, that is, they were similar to the empirical boundaries, while 63.3% were completely different or quite different from the actual boundaries. More than half of the drawings (83.7%) were drawn as a polygon and with an exact length, and only 16.3% were drawn as a line and with a short or long length. A total of 63.3% of drawings used a river basin perspective, including in the drawings different land uses of the landscape, such as



mountains, agricultural fields, and wetlands, while 32.7% drew the river basin area with a river perspective, including only the river or the area immediately surrounding it.

Regarding the oral descriptions of the river basins, the totality of the stakeholders included at least one biophysical aspect in the description of the river basin (e.g., environmental characteristics, weather, biodiversity, topography). A good example of the inclusion of such elements, included in one of the descriptions of the Muga River basin, was as follows: *“It is a very touristic area, with very marginal agriculture; there are fruit trees in the southern part, the northern part is mountainous and poor; in the northeast there are vines and olive trees; there are industries in Figueres; the weather is pleasant, apart from the Tramontane wind”* (from a respondent working in the agricultural sector and located downstream). Of the descriptions, 40.8% included social aspects (social organization, characteristics of the people living in this area, social opportunities), and 36.7% included economic aspects (land use, economic activities). Finally, 26.5% included landscape-associated values, such as a sense of belonging, beauty, tranquility, and quality of life, and 24.5% used emotions to describe the territory, emphasizing distinct features of the river basin, such as the following: *“There is a literary quote from a priest writer, Mossèn Pere Ribot, who said that the Alt Empordà is like the buttresses of the Pyrenees mountains, it is what connects the mountain with the valley, it is like a buttress, like the lower part of the castle. It is a high mountain that quickly approaches the sea and it has this connection function. This is the river basin, it is a very beautiful landscape”* (from a respondent working in the recreational sector and located downstream). Of these descriptions, 16.3% expressed positive emotions, while 8.2% expressed negative emotions. Table 2 summarize the results.

**Table 2.** Summary results.

Variable	Summary of values in % (Total n = 49)
Drawing accuracy	Accurate = 63.3%; Inaccurate = 36.7%
Drawing shape	Polygon = 83.7%; Line = 16.3%
Drawing length	Exact = 63.3%; Long = 4.1%; Short = 32.7%
Drawing perspective	All basin = 67.3% ; River = 32.7%
Emotions	Positive = 16.3%; Negative = 8.2%; No emotions = 75.5%
Biophysical aspects	Yes = 100.0%; No = 0%
Social aspects	Yes = 40.8%; No = 59.2%
Economic aspects	Yes = 36.7%; No = 63.3%
Associated values	Yes = 26.5%; No = 73.5%
Stakeholders profile	Agricultural = 14.3%; Environmental protection = 16.3%; Administrative = 24. 5%; Industrial-hydroelectric = 10.2%; Tourism and recreation = 34.7%
ES concepts	Yes = 53.1%; No = 46.9%
Water concern	Yes= 77.6%; No = 22.4%
Conflict	Yes = 53.1%; No = 46.9%
Position work	Upstream = 36.7%; Midstream = 8.2%; Downstream = 32.7%; All = 22.4%
Watershed	Muga = 53.1%; Fluvià = 46.9%

### 3.2. Determinants and implications of mental constructs

The chi-square test results allowed us to identify whether there were significant relationships between the method of drawing and the method of describing the river basin concepts (Table 3). Regarding the drawings, we observed that the variable of accuracy, understood as the similarity of the drawing with the empirical administrative limits, had a significant relationship with not only the other variables of the drawings (i.e., exact length, geometric shape of polygon and a river basin perspective) but also the different stakeholders' profiles and stakeholders' familiarity with the concept of ES.

We found, more specifically, that the variables "drawing perspective" (river or landscape) and "drawing length" (exact, short, long) showed a significant relationship with the presence of emotions (positive or negative) and the social and associated values used to describe the concept of river basin.

We also found that some variables not directly related to the drawings or the descriptions of the river basin showed a significant chi-square value. This relationship was found for the variables "concern for a decrease in water resources", perception of "conflicts" between multiple stakeholders and the "working position" of stakeholders within the river basin.

We did not find significant relationships between the mental constructs of the river basin (the way of drawing and describing it) and the socioeconomic variables of the interviewees, such as age, gender, educational level, income or place of residence inside or outside the study area.

**Table 3.** Chi square results. The results indicate a significant p value at  $P < 0.1$ ,  $*P < 0.05$ , and  $**P < 0.001$  level. Blue color indicates Fisher's exact test results. Cells in white are the results with a no significant p-value ( $n = 49$ ).

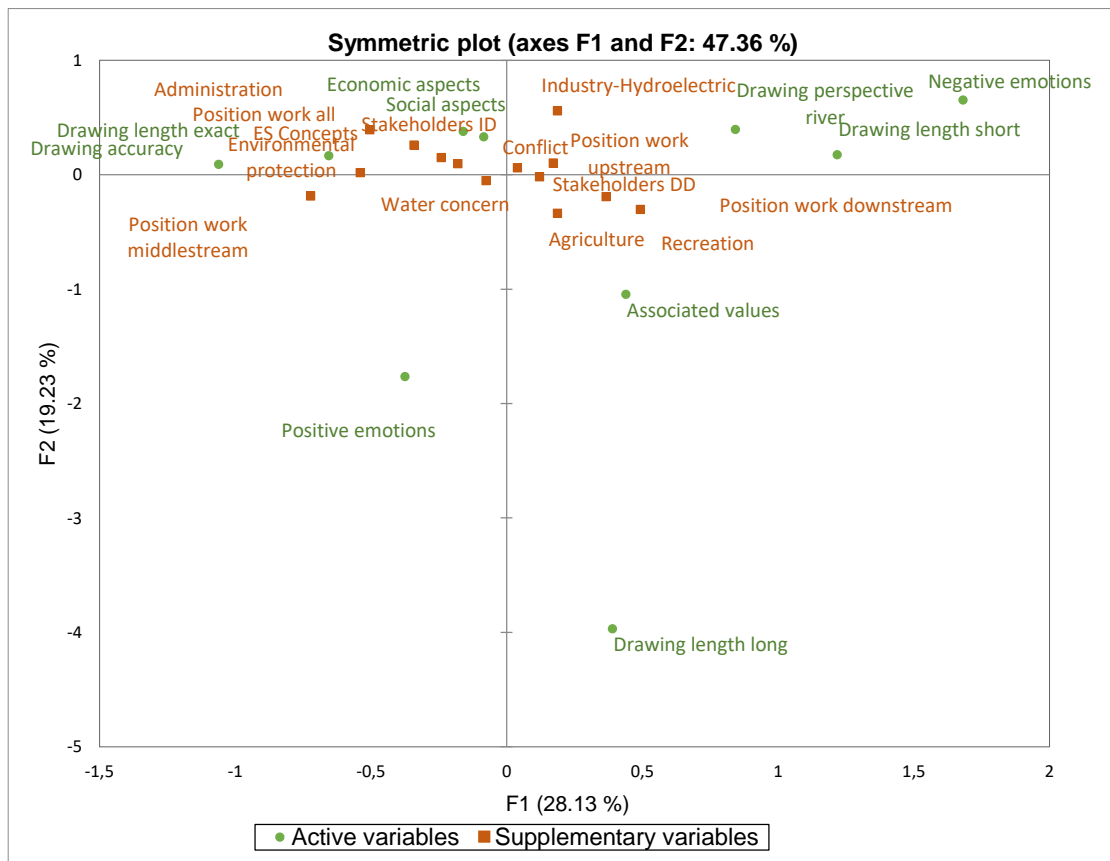
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1 Drawing accuracy													
2 Drawing shape	*												
3 Drawing length	**	*											
4 Drawing perspective	**	**	*										
5 Emotions		*	**	**									
6 Social					*								
7 Economic	*												
8 Associated values			*		*								
9 Group	*			*				*	*				
10 ES Concepts	*								**				
11 Position work		*						*					
12 Water concern					.	.	.				*		
13 Conflict					*	*	*				*	*	

### 3.3. Interrelations associated with mental constructs of the river basin

The first two axes of the MCA accounted for 47.36% of the inertia (Fig. 4). The first axis (28.13%) was described by the relationship between the way of drawing and describing the river basin and the stakeholder characteristics (profile and water concern). It was clearly separated; for example, on the negative side was the accuracy of the drawing with the familiarity with the concept of ES, with the environmental protection and the administrative stakeholders' profiles, with the concern

for a decrease in water resources, and midstream and all basin working positions of stakeholders. In contrast, the positive side included the inaccuracy of drawings, with a river-level perspective, with the recreation-tourism and agricultural stakeholders profiles, the use of negative emotions, and a working position in the lower part of the river basin.

The second axis (19.23% of inertia) was represented especially by the association between the length of the drawing and the use of emotions or aspects in the descriptions. In particular, it revealed the tendency of stakeholders who drew long drawings to express positive emotions and include associated values related to the landscape, in negative scores, compared to those who used a short length, with a tendency to include economic aspects and express negative emotions in the descriptions, in positives scores. The results of the MCA are shown in detail in Appendix B.



**Fig. 4.** Biplot of the first two axes of the multiple correspondence analysis (MCA) (47.36% of the variability absorbed). It shows the relationship between the variables related to stakeholders' mental constructs (hand-made drawings and oral description), in green, and the other variables that influence them, in orange.

## 4. Discussion

### 4.1. The mental construct of the river basin concept is not the same for everyone

Our results demonstrated how individuals in a participatory process often hold different mental constructs. These differences were clearly expressed in the way people understand the concept, which was illustrated by the manner they drew and described the object of study, in this case, the two specific river basins. The different understandings spanned aspects related to the extension and location of the river basin and the very concept of what a river basin is.

Before delving into the core of the discussion of the differences observed between stakeholders, we emphasize that the mental models we present and discuss here reflect the perceptions expressed by stakeholders during the interview, without judging them as true or false, better or worse (Moon & Blackman, 2014). We merely assess the degree of similarity and difference of these mental models and their likeness to the empirical river basin (which is the object of the participatory process). This evaluation is important to consider, given that, as Prager and Curfs (2016) claim, “within one individual, a mental model changes with time and even during the flow of a single conversation” (Forrester, 1971; p. 213).

In relation to what was included in a river basin, we found two diverging understandings of the concept. On the one hand, most respondents agreed with the commonly accepted concept of river basins and generated drawings that included the landscape. As found in the study of (Fischer & Young, 2007), despite not having technical knowledge of the administrative concept, stakeholders have included different aspects in the idea of river basins. Specifically, these aspects refer not only to elements related to water but also to geographical aspects and associated values, such as beauty, social structure, gastronomic and intangible aspects of the territory. It is important to highlight that the concept they were drawing consists of several elements. Statements such as the following for the Muga Basin illustrate this complexity: *“It is the most important agricultural plain in Catalonia, it is all flat. It is surrounded by mountains starting from the Alta Garrotxa in the Pyrenean area; it is a region known for the Costa Brava tourist destination. [...] We are inside a very important Mediterranean corridor. Then, there are other realities, the rural towns that are very small. It is a region with high biodiversity: we have the sea, mountains, agricultural plain; we have many habitats and land- scapes”* (from a respondent working in the conservationist sector and located in the all-basin category). In contrast, some respondents differed from this perspective by drawing river basins that included only the territory directly adjacent to the river. This result indicates a mental construct of a river basin spatially represented only by the aquatic element of the river from its origin to the river mouth, excluding any other aspects: *“I do not know exactly what you mean, but come on, the river basin, it is a short river. It is born near where it ends. One thing is where it originates, which is a very mountainous area, and another thing is where it ends, which is a plain”* (from a respondent working in the agricultural sector and located downstream). Although a considerable proportion of the respondents were able to correctly trace the course of the river, an important proportion drew it shorter or longer.

We also found differences in the descriptions of the river basin concept among stakeholders. The socioecological perspective of the basin was present in less than half of the respondents. We observed that there were some shared aspects (mainly geographical), but some included social and/or economic issues. These differences also had major implications for participatory processes related to how people understand the basin (on the same level as the differences in the drawings). Some people understand it as a socioecological system in which natural and social aspects are closely connected, while for other people, both are separate.

We found that the ways in which people draw and describe a concept are inherently personal. This result highlights that each person has a different way of understanding concepts such as a river basin, and that each method includes aspects of form (as we see in the drawings) and content (as we see in the descriptions).

This result also has important implications for all participatory methods in which participants are asked to record spatial knowledge (such as participatory mapping). It is often assumed that everyone shares the same geographical area to be mapped. This assumption can lead to significant biases in the interpretation of the results. For these reasons, it is important to clearly define the concepts and spatial boundaries before a study and dedicate some time to explain this to the participants, in case the interviews are part of a larger campaign; furthermore, if it is a group process, it could be useful to dedicate some time for people to share their understandings of the terms and reach a consensus over the object of study, as this approach could be used to provide some useful recommendations to prevent interpretation biases and problems of this type.

#### 4.2. Differences in the form and content of the river basin concept

We observed linkages between emotions and drawings and descriptions. In detail, the relationships between the emotions expressed during the descriptions and the length and shape of the drawing were particularly interesting. Some stakeholders used positive emotions to describe the river basin area: *"It is the best landscape in the world; it is a fantastic place; there is everything; there are very few people who live there and there is high biodiversity. The Aiguamolls Natural Park is my paradise. [...] My natural habitat is here!"* (from a respondent working in the conservationist sector and located downstream), highlighting a sentimental and emotional relationship with it (Alerby, 2000). We found that these descriptions that included positive aspects and emotions were related to long river basin drawings, with a territorial perspective, almost as if there was a willingness to express these emotions or these positive aspects in a graphic way, causing the drawings to be longer. However, we also noticed that descriptions with negative emotions, such as *"All the biodiversity of the river disappeared, for various reasons, because people do not understand it"* (from a respondent working in the recreational sector and located downstream), corresponded to short drawings with a river perspective.

Although most stakeholders did not express emotions in their descriptions (only 14 of 49 used emotions), when they did, a connection between emotions and the drawing type was clear, thus

resulting in different spatial interpretations of the river basin. Although relationships between both aspects cannot be assumed, the results suggest that this has implications on the attitude of the participants (as we see with emotions). In fact, it highlights that it is not just that participants might have different understandings of what they are talking about but that this is sometimes related to their divergent attitudes towards the object of study they are talking about, i.e., they are expressing their subjective and social concerns of a place (Kahila-Tani, Kytta, & Geertman, 2019). These aspects can have direct consequences for environmental conservation policies and how participatory processes occur, as they expose the different spatial interpretations, contrasting semantics and meanings, and the reasons for different degrees of acceptance of environmental policies or conservation projects (Sodhi et al., 2010) of local actors, who are talking about completely different things. This result highlights an important reflection about how people can agree with a better forest management plan in the upstream part of the basin while for someone else, the river basin area is only the river and they are not even aware of the upper part or how forests are related to better water management.

#### 4.3. Factors influencing stakeholders' mental constructs of the river basin concept

In our study, we observed that the mental construct of the respondents was related to their direct relationship with the river basin and with their prior experience working in it. We also found a positive relationship between more accurate drawings of the river basin borders and the interviewee's familiarity with the concept of ES. This result is in line with other studies that showed that people with a good knowledge of the territory and those with a direct relation to landscape management (e.g., farmers) (Buijs, Pedrolí, & Luginbühl, 2006), were able to perceive more aspects of the area and perceive more types of ES (Castro, Vaughn, Julian, & García-Llorente, 2016; Iniesta-Arandia et al., 2014) (for example, we observed this result in the richest and most varied descriptions of the river basin).

Specifically, we found that the stakeholder profile variable could influence how stakeholders perceived and understood the landscape and, in our case, how they represented it spatially, as explained by other studies (Buijs et al., 2006; García-Nieto et al., 2015; Iniesta-Arandia et al., 2014).

Notably, certain stakeholders who did not have a direct relationship with the landscape but who work to manage it, such as those in the conservationist sector or the administrative sector, made more accurate drawings than stakeholders who directly depend on water resources, such as those in the agricultural sector. We did not find a positive relationship between a good knowledge of the river basin (more accurate drawings and richer descriptions) and the number of years a stakeholder lived in the study area, as found in the study by (Sodhi et al., 2010). These results reflect the distance between real-world contexts and scientific and technical knowledge, similar to a common situation, stressing that knowledge of technical terms related to the landscape, such as the concepts of a river basin, ES or biodiversity, are often not internalized and do not permeate grounded sectors. This aspect, in turn, underlines the urgent need to shorten this distance, considering that for the benefit of the landscape and the maintenance of ecosystem functions, stakeholders should know what river basin limits are or what kind of biodiversity there is (although not in technical terms).

Finally, we found that the stakeholder working position was a factor that interfered with the mental model or their understanding of the river basin concept. The results showed how the stakeholders working upstream stated that they were worried about a decrease in water resources within the river basin and that they perceived increasing conflicts and competition among stakeholders for water resources. This result can be explained by the mental disconnection between ES providing units and their beneficiaries (García-Nieto et al., 2015). These results are in fact consistent with those of other studies that revealed that the actors located in the consumption areas of ES showed a certain disconnection with the landscape in relation to the stakeholders located in the production areas, which was in turn related to the way they perceived and valued ES (Palomo, Martín-López, Potschin, Haines-Young, & Montes, 2013).

In contrast to other studies, we did not find significant relations between mental constructs and the socioeconomic characteristics of stakeholders. This result could be partly explained by the fact that the design of the study did not aim to obtain a good representation of gender or age but rather of how stakeholders understand a river basin. Previous studies (Buijs et al., 2006; Iniesta-Arandia et al., 2014; Quintas-Soriano et al., 2018; Sodhi et al., 2010) showed a clear influence of certain socioeconomic characteristics, such as age, gender, educational level and income, on these differences in perceptions, preferences, and values.

#### 4.4. Implications for the design of participatory processes

All aspects mentioned above should be carefully considered during participatory processes, taking into consideration priorities, contrasting interests, values, preferences and needs, as they allow decision makers to balance the power between multiple actors and ensure greater fairness and representativeness during the process (Mease, Erickson, & Hicks, 2018) to achieve landscape management based on a shared vision. The consideration of mental constructs, what can influence them and differences in our ways of understanding concepts have many important implications for the effective design of participatory processes.

A strength of the applied method is that it can be replicated in different contexts, modifying it according to (i) the purposes of the study and (ii) the techniques that best capture the dimension of the participants' mental models that the study aims to explore. On the one hand, our results showed that the use of non-verbal language techniques, such as drawings, certainly represented a useful perspective of analysis that allowed us to explore elements of the perception of stakeholders in an indepth way and allowed us to visualize them. As explained by (Fischer & Young, 2007), we found that the mental constructs related to the river basin idea were complex and were often based on the use of terms associated with the concept, different definitions of the same concept and prototypes of images that represent typical general examples of the concept we were talking about. The stakeholders were able to draw their idea of the river basin on a map, expressing distinct mental associations during the construction of the concept, despite not having a specific knowledge of the technical term. This result disputes those who argue that local actors should not be involved in participatory processes given their lack of technical knowledge (Pfadenhauer, 2001).

On the other hand, we affirm that it is essential that everyone shares the same vision when participating. Participatory planning or participatory methods are often applied without considering the different views, ideas and ways of understanding held by stakeholders. This result highlights an important aspect: we should return to the information phase of the participatory process and pay more attention to it to ensure that the process of communication and information by decision-makers towards stakeholders is clear, transparent and shared before we move to the phase of knowledge synthesis, participation and the generation of shared decisions.

When documenting a participatory process, it is probably very common for this phase to be omitted/skipped. For these reasons, perhaps the proposal should require that the documentation of this previous “check-phase” become part of the agreed-upon good practices for the design of participatory processes as a guideline to avoid biases and ensure that concepts between participants have been clarified before starting the process. Otherwise, we will be building the house starting with the roof, asking which actions are better for a river basin without ensuring that anyone knows what a river basin is or what they mean by it.

Our findings illustrate that the aspects we discussed in this study could be considered a source of guidelines for the design of more effective and inclusive participatory processes. Other studies, even several based on the study of creative drawings, focused on studying how people perceive concepts such as biodiversity, tropical forests, plants and animals through the study of their drawings (Alerby, 2000; Bowker, 2007; Buijs et al., 2009; Smith, Meehan, Enfield, & Castori, 2005). In line with the findings of these studies, we found that people associated different aspects in the construction process of the mental idea of a certain element. Their personal experience, their beliefs, and their own value systems were factors that were relevant in shaping the construction of these mental ideas. In short, we can affirm that the mental constructs related to the landscape or to certain landscape aspects were influenced by several internal and external factors of the stakeholders.

Including these aspects in participatory processes is therefore necessary. Furthermore, we advocate for participation models that are co-constructed and co-designed with the same participants, based on an inclusive, transdisciplinary, horizontal, community-based and interactive approach (Lang et al., 2012). So, we stress (1) the importance of this previous period of check-control before participatory processes to ensure that everyone shares a common understanding of the study object and (2) the importance of providing guidelines for it. In this sense, differences observed in mental models during this phase should be not only valued but also re-integrated into the participation process (Lang et al., 2012). Incorporating the various meanings and semantics that the river basin could have for stakeholders allows for redefining the river basin concept and co-constructing shared mental models, thus minimizing the gap-dualism between “technical knowledge” and “non-technical knowledge” and mobilizing inclusive learning processes. From an ontological perspective, the methods proposed allow us to clearly determine how different the constructs of the object are from the empirical entity and how different are the constructs among them (Moon & Blackman, 2014). Sometimes, such differences could be problematic in participatory



processes because each individual can give multiple meanings to an object and build multiple realities (Moon & Blackman, 2014) that are not universally shared. In natural resources planning, the object of a study often exists and is defined without considering the meaning people assign to it. For example, the limits of a watershed area are based on hydrological criteria. Changing them according to people's perceptions could have important consequences from an environmental perspective. In this sense, although someone perceives the river basin area without considering the upper part, this perception does not change the fact that forest management of the upper part influences water flow in the mouth. However, in such cases where the object of study is defined top-down, the constructs of the object should acknowledge the different understandings of a shared reality.

This recognition should be the basis for going beyond participation as a good "engaging and democratic" service contract practice (Reed, 2008) for its own sake, using this information to define and discuss what the study object is with the participants. This process has the potential to transform the understanding and learning process of each individual, thus shifting from subjective mental models to shared models, maximizing the correspondence between the object of study and the term used to describe it (Moon & Blackman, 2014).

## 5. Conclusion

When making decisions about land management or planning, participatory methods are gaining much prominence to enhance the legitimacy of decisions, give voice to all actors, and generate more correct solutions that integrate the knowledge of all stakeholders in landscape management. However, our study shows that, at times, different actors may potentially understand the landscape or elements related to it differently. This result provides two important contributions: (i) adding value both theoretically and empirically to the study of mental model in landscape planning; and (ii) proposing useful methods for exploring mismatches in participatory processes in relation to landscape perceptions, thus helping avoid biases. Understanding differences in mental models is critical to ensure that the outcomes of participatory processes coherently and meaningfully express the knowledge, needs and opinions of each participant concerning the object of study, as participants often think they are talking about the same thing when they are not. We showed how stakeholders hold heterogeneous mental constructs related to technical concepts such as river basins, which can be expressed with verbal and non-verbal languages. In our study, a river basin was sometimes narrowed to the river level, while others had it span the whole territory. Sometimes it encompassed only biophysical features, while others included economic or social aspects.

Sometimes it was tightly associated with positive emotions and others associated it with negative emotions. Therefore, the construction of mental ideas and the views of the river basin concept were complex. Including these aspects in decision-making processes is crucial to be able to apply adaptive planning models of natural resources capable of addressing current global changes and

environmental challenges, particularly in social ecological contexts such as the Mediterranean Basin characterized by increasing complexity.

If we want participatory processes to be truly effective, it is necessary that these processes are based on shared and agreed-upon background knowledge and understanding of the landscape.

#### CRedit authorship contribution statement

Enrica Garau: Conceptualization, Data curation, Methodology, Writing - original draft, Writing - review & editing. Mario Torralba: Conceptualization, Data curation, Methodology, Writing - original draft, Writing - review & editing. Josep Pueyo-Ros: Conceptualization, Data curation, Methodology, Writing - original draft, Writing - review & editing.

#### Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

#### Acknowledgements

The authors would like to thank the editor and reviewers for their constructive comments and valuable suggestions for improving the article.

#### Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104192>.

## References

- ACA. (2021). El futur de l'aigua a Catalunya (2022-2027). Retrieved June 7, 2021, from <<https://participa.gencat.cat/processes/tercericleaigua>>.
- Alboukadel, K., & Mundt, F. (2020). factoextra: EXtract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. Retrieved from <<https://cran.r-project.org/package=factoextra>>.
- Alerby, E. (2000). A Way of visualizing children's and young people's thoughts about the environment: A study of drawings. *Environmental Education Research*, 6(3).
- Blondel, J. (2006). The "design" of Mediterranean landscapes: A millennial story of humans and ecological systems during the historic period. *Human Ecology*, 34(5), 713–729. <https://doi.org/10.1007/s10745-006-9030-4>.
- Bowker, R. (2007). Children's perceptions and learning about tropical rainforests: An analysis of their drawings. *Environmental Education Research*, 13(1), 75–96. <https://doi.org/10.1080/13504620601122731>.
- Brown, T. (1984). The concept of value in resource allocation. *Land Economics*, 60(3), 231–246. <https://doi.org/10.2307/3146184>.
- Brown, G., & Kyttä, M. (2014). Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS): A synthesis based on empirical research. *Applied Geography*, 46, 122–136. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.11.004>.

- Buijs, A. E., Elands, B. H. M., & Langers, F. (2009). No wilderness for immigrants: Cultural differences in images of nature and landscape preferences. *Landscape and Urban Planning*, 91(3), 113–123. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.12.003>.
- Buijs, A. E., Pedrolí, B., & Luginbühl, Y. (2006). From hiking through farmland to farming in a leisure landscape: Changing social perceptions of the European landscape. *Landscape Ecology*, 21(3 SPEC. ISS.), 375–389. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-5223-2>.
- Castro, A. J., Vaughn, C. C., Julian, J. P., & García-Llorente, M. (2016). Social demand for ecosystem services and implications for watershed management. *Journal of the American Water Resources Association*, 52(1), 209–221. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12379>.
- Chazdon, R. L., Brancalion, P. H. S., Laestadius, L., Bennett-Curry, A., Buckingham, K., Kumar, C., ... Wilson, S. J. (2016). When is a forest a forest? Forest concepts and definitions in the era of forest and landscape restoration. *Ambio*, 45(5), 538–550. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0772-y>.
- Cramer, W., Guiot, J., Fader, M., Garrabou, J., Gattuso, J.-P., Iglesias, A., Xoplaki, E. (2018). Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nature Climate Change*, 8(11), 972–980. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0299-2>.
- European Commission. (2000). Directive 2000/60/EU: European Water Framework Directive. Official Journal of the European Communities, 372(1)(72). Retrieved from <<https://eurlex.europa.eu/legalcontent/EN/XT/?uri=CELEX:32000L0060>>.
- European Commission. (2019). Evaluation of EU water legislation concludes that it is broadly fit for purpose but implementation needs to speed up. Retrieved February 10, 2021, from <[https://ec.europa.eu/info/news/evaluation-eu-water-legislation-concludes-it-broadly-fit-purpose-implementation-needs-speed-2019dec-12\\_en](https://ec.europa.eu/info/news/evaluation-eu-water-legislation-concludes-it-broadly-fit-purpose-implementation-needs-speed-2019dec-12_en)>.
- European Environment Agency. (2018). National climate change vulnerability and risk assessments in Europe, 2018. In European Environment Agency. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.1109/TDEI.2009.5211872>.
- European Environment Agency. (2021). River basin. Retrieved June 4, 2021, from <<https://www.eea.europa.eu/archived/archived-content/watertopic/wisehelpcentre/glossary-definitions/river-basin>>.
- Fischer, A., & van der Wal, R. (2007). Invasive plant suppresses charismatic seabird - the construction of attitudes towards biodiversity management options. *Biological Conservation*, 135(2), 256–267. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.026>.
- Fischer, A., & Young, J. C. (2007). Understanding mental constructs of biodiversity: Implications for biodiversity management and conservation. *Biological Conservation*, 136(2), 271–282. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.024>.
- Forrester, J. (1971). Counterintuitive behavior of social systems. In J. W. Forrester (Ed.), *Collected Papers of J. W. Forrester* (pp. 211–244). Cambridge: Wright-Allen Press.
- García-Nieto, A. P., Quintas-Soriano, C., García-Llorente, M., Palomo, I., Montes, C., & Martín-López, B. (2015). Collaborative mapping of ecosystem services: The role of stakeholders' profiles. *Ecosystem Services*, 13(13), 141–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.006>.
- Giakoumis, T., & Voulvoulis, N. (2018a). A participatory ecosystems services approach for pressure prioritisation in support of the Water Framework Directive. *Ecosystem Services*, 34(October), 126–135. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.10.007>.
- Giakoumis, T., & Voulvoulis, N. (2018b). The transition of EU water policy towards the water framework directive's integrated river

- basin management paradigm. *Environmental Management*, 62(5), 819–831. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1080-z>.
- Heiskanen, E. (2006). Encounters between ordinary people and environmental science – a transdisciplinary perspective on environmental literacy. *The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies*, 5(1–2), 1–13.
- IDESCAT. (2020). Sistemas fluviales. Aportación. Por temporadas. Metodología. Retrieved January 20, 2021, from <<https://www.idescat.cat/pub/?idaec&n211&lang es>>.
- Iniesta-Arandia, García-Llorente, M., Martín-López, B., Castro, A., Aguilera, P., & Montes, C. (2011). La evaluación de los servicios de los ecosistemas: una aproximación socio-ecosistémica a la gestión de cuencas hidrográficas (pp. 1–7).
- Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Aguilera, P. A., Montes, C., & Martín-López, B. (2014). Socio-cultural valuation of ecosystem services: Uncovering the links between values, drivers of change, and human well-being. *Ecological Economics*, 108, 36–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.09.028>.
- Jamovi. (2020). Jamovi, 2020. Retrieved from <[www.jamovi.org](http://www.jamovi.org)>.
- Johnson, N. L., Lilja, N., Ashby, J. A., & Garcia, J. A. (2004). The practice of participatory research and gender analysis in natural resource management. *Natural Resources Forum*, 28(3), 189–200. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2004.00088.X>.
- Kahila-Tani, M., Kytta, M., & Geertman, S. (2019). Does mapping improve public participation? Exploring the pros and cons of using public participation GIS in urban planning practices. *Landscape and Urban Planning*, 186, 45–55. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.019>.
- Kochskamper, E., Challies, E., Newig, J., & Jager, N. W. (2016). Participation for effective environmental governance? Evidence from Water Framework Directive implementation in Germany, Spain and the United Kingdom. *Journal of Environmental Management*, 181, 737–748. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.007>.
- Lang, D. J., Wiek, A., Bergmann, M., Stauffacher, M., Martens, P., Moll, P., Thomas, C. J. (2012). Transdisciplinary research in sustainability science: Practice, principles, and challenges. *Sustainability Science*, 7(S1), 25–43. <https://doi.org/10.1007/s11625-011-0149-X>.
- López-Bao, J. V., Chapron, G., & Treves, A. (2017). The Achilles heel of participatory conservation. *Biological Conservation*, 212(December 2016), 139–143. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.06.007>.
- Martín-López, B., Palacios-Agundez, I., Montes, C., Gómez-Baggethun, E., Iniesta-Arandia, I., Palomo, I., Bawa, K. (2012). Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLoS ONE*, 7(6). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038970>.
- Martín-López, B., Palomo, I., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Castro, A. J., García Del Amo, D., Montes, C. (2017). Delineating boundaries of social-ecological systems for landscape planning: A comprehensive spatial approach. *Land Use Policy*, 66, 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.040>.
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.-O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P. R., Waterfield, T. (2018). Global warming of 1.5° C. An IPCC Special Report. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Switzerland: IPCC.
- MAXQDA. (2020). MAXQDA 2020 [computer software]. Berlin, Germany: VERBI Software. Available at <<https://www.maxqda.com/>> (accessed on July 15, 2020). Berlin, Germany: VERBI Software. Retrieved from Available from [maxqda.com](http://maxqda.com).

- MEA. (2005). Ecosystem and Human well-being. Synthesis (Vol. 5). <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>.
- Mease, L. A., Erickson, A., & Hicks, C. (2018). Engagement takes a (fishing) village to manage a resource: Principles and practice of effective stakeholder engagement. *Journal of Environmental Management*, 212, 248–257. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.015>
- Médail, F., Monnet, A. C., Pavón, D., Nikolic, T., Dimopoulos, P., Bacchetta, G., Leriche, A. (2019). What is a tree in the mediterranean basin hotspot? A critical analysis. *Forest Ecosystems*, 6(1). <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0170-6>.
- Moon, K., & Blackman, D. (2014). A guide to understanding social science research for natural scientists. *Conservation Biology*, 28(5), 1167–1177. <https://doi.org/10.1111/cobi.12326>.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., ... Kassem, K. R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience*, 51(11), 933–938. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2).
- Palomo, I., Martín-López, B., Potschin, M., Haines-Young, R., & Montes, C. (2013). National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. *Ecosystem Services*, 4, 104–116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.001>
- Pascual, D., Zabalza-Martínez, J., Funes, I., Vicente-Serrano, S. M., Pla, E., Aranda, X., ... Biel, C. (2016). Impacts of Climate and Global Change on the Environmental, Hydrological and Agricultura Systems in the LIFE MEDACC Case Study Basins. Retrieved June 24, 2020, from <<http://medacc-life.eu/>>.
- Pfadenhauer, J. (2001). Some remarks on the background of restoration ecology. *Restoration Ecology*, 9(2), 220–229.
- Prager, K., & Curfs, M. (2016). Using mental models to understand soil management. *Soil Use and Management*, 32(1), 36–44. <https://doi.org/10.1111/sum.12244>.
- QGIS Development Team. (2020). QGIS Development Team (2020). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Available at: <<http://qgis.osgeo.org>>.
- Quintas-Soriano, C., Brandt, J. S., Running, K., Baxter, C. V., Gibson, D. M., Narducci, J., & Castro, A. J. (2018). Social-ecological systems influence ecosystem service perception: A programme on ecosystem change and society (PECS) analysis. *Ecology and Society*, 23(3). <https://doi.org/10.5751/ES-10226-230303>.
- R Core Team. (2020). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria. Retrieved from <<https://www.r-project.org/>>.
- Ramsar. (1999). SISR. Servicio de información sobre Sitios Ramsar. Aiguamolls de l'Empordà. Retrieved January 20, 2021, from <<https://rsis.ramsar.org/es/ris/592?language>>
- Raymond, C. M., Bryan, B. A., MacDonald, D. H., Cast, A., Strathearn, S., Grandgirard, A., & Kalivas, T. (2009). Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics*, 68(5), 1301–1315. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.12.006>.
- Reed, M. S. (2008). Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation*, 141(10), 2417–2431. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.014>.
- Reed, M. S., Vella, S., Challies, E., de Vente, J., Frewer, L., Hohenwallner-Ries, D., van Delden, H. (2018). A theory of participation: What makes stakeholder and public engagement in environmental management work? *Restoration Ecology*, 26(August), S7–S17. <https://doi.org/10.1111/rec.12541>.

- Ricart Casadevall, S. (2014). Vers una gestió territorial del regadiu. Model i aplicació a tres casos d'estudi de l'Europa meridional. Girona, Spain: Universitat de Girona.
- Richards, C., Blackstock, K.L. e Carter, C. E. (2004). Practical Approaches to Participation. SERG Policy Brief No. 1, (1), 23. Retrieved from <[http://www.macauley.ac.uk/ruralsustainability/SERG\\_PB1\\_final.pdf](http://www.macauley.ac.uk/ruralsustainability/SERG_PB1_final.pdf)>.
- Saurí, D., Ventura Pujolar, M., & Ribas, A. (2000). Gestión del agua y conflictividad social en la cuenca del río Muga (Alt Empordà). *Geographicalia*, 38, 59–76. [https://doi.org/10.26754/ojs\\_geoph/geoph.2000381379](https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.2000381379).
- Smith, M. H., Meehan, C. L., Enfield, R. P., & Castori, P. (2005). Using drawings to assess self-animal perceptions. *Anthrozoos*, 18(2), 122–139. <https://doi.org/10.2752/089279305785594199>
- Sodhi, N. S., Lee, T. M., Sekercioglu, C. H., Webb, E. L., Prawiradilaga, D. M., Lohman, D. J., Ehrlich, P. R. (2010). Local people value environmental services provided by forested parks. *Biodiversity and Conservation*, 19(4), 1175–1188. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9745-9>.
- Tàbara, J. D., & Saurí, D. (2004). Stakeholders report on: The Muga River Basin Catalonia, Spain.
- Tashakkori, A., & Teddlie, C. (2003). *Handbook of mixed methods in social & behavioral research*. Thousand Oaks: Sage.
- Turnhout, E., Van Bommel, S., & Aarts, N. (2010). How participation creates citizens: Participatory governance as performative practice. *Ecology and Society*, 15(4). <https://doi.org/10.5751/ES-03701-150426>.
- UNEP/MAP-Plan Bleu. (2020). State of the Environment and Development in the Mediterranean. Nairobi: UNEP/MAP-Plan Bleu. [https://planbleu.org/wpcontent/uploads/2021/04/SoED\\_full-report.pdf](https://planbleu.org/wpcontent/uploads/2021/04/SoED_full-report.pdf).
- Ventura Pujolar, M. (2005). *Conflictes socioterritorials i participació pública en la gestió de l'aigua de la conca del riu Muga (Alt Empordà)*. Girona, Spain: Universitat de Girona.
- Vollmer, D., Shaad, K., Souter, N. J., Farrell, T., Dudgeon, D., Sullivan, C. A., Regan, H. M. (2018). Integrating the social, hydrological and ecological dimensions of freshwater health: The Freshwater Health Index. *Science of the Total Environment*, 627, 304–313. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.000>.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. New York: Springer- Verla



## 6. Discusión

- 6.1 Reconocimiento de la importancia de la diversidad y pluralidad de valores en los modelos de gobernanza
- 6.2 La interacción entre la capacidad de acción de los actores y los patrones de movilidad de los servicios de los ecosistemas en los modelos de gobernanza
- 6.3 Involucrarse con los actores sociales para una gobernanza adaptativa
- 6.4 Limitaciones del estudio

## 6. Discusión

*“In a resilient social–ecological system, disturbance has the potential to create opportunity for doing new things, for innovation and for development. In vulnerable system even small disturbances may cause dramatic social consequences”* (Folke, 2006, p. 253).

Los resultados obtenidos a lo largo de la tesis muestran cómo el papel que tienen los actores sociales en la gestión de los servicios de los ecosistemas (SE) afecta a su percepción a diversos niveles: (i) capacidad de reconocer una gama de SE de suministro, regulación y culturales (Apartado 5.1); (ii) relación entre distintos *bundles* de SE (*trade-offs* y sinergias percibidas) (Apartados 5.1 y 5.3); (iii) diversidad de patrones espaciales en los flujos (distribución, dirección, distancia, acumulación entre suministro y demanda) (Apartado 5.2).

La integración y combinación de métodos mixtos (en las distintas fases de recolección, tratamiento y análisis de datos) permitió detectar una diversidad de (iv) mecanismos sociales e intereses entre los grupos de actores sociales y los SE, así como las relaciones conflictivas que se generaban entre ellos. También se identificaron diferentes niveles de dependencia e influencia de estos actores sociales en los procesos de toma de decisiones (Apartado 5.3). Finalmente, al combinar la evaluación sociocultural con técnicas geográficas y espaciales, también se visualizó la diversidad existente (v) en las construcciones mentales relativas al concepto de cuenca hidrográfica, tanto en las descripciones realizadas como en los dibujos hechos a mano por parte de los distintos actores sociales (Apartado 5.4).

Si en los capítulos anteriores se han presentado estos resultados como compartimentos individuales e independientes, en este capítulo vamos a focalizarnos en las múltiples relaciones que se pueden establecer entre ellos. La finalidad es, por lo tanto, analizar los resultados obtenidos entrelazándolos entre ellos según directrices comunes que constituyen el principal hilo conductor de la discusión. Para ello, este capítulo se estructura en cuatro apartados que analizan los resultados en función de cómo se pueden construir y aplicar modelos de gobernanza adaptativa, capaces de favorecer la resiliencia en los sistemas socioecológicos, teniendo en cuenta también cuáles son los factores y mecanismos que pueden contribuir a estos procesos.

En este marco el Apartado 6.1 reconoce la importancia que la pluralidad y diversidad de valores tiene en dar forma a los modelos de gobernanza. El Apartado 6.2 centra su interés en la interrelación entre los mecanismos sociales y los patrones de movilidad de los SE en la estructuración de los modelos de gobernanza. El Apartado 6.3 discute la importancia de integrar múltiples perspectivas e involucrar los actores dentro de los modelos de gobernanza. Por último, el Apartado 6.4 presenta las principales limitaciones del estudio realizado.

Los resultados de esta tesis quieren ser una contribución a la reflexión sobre la importancia y la necesidad de avanzar hacia formas de gobernanza adaptativa en los sistemas socioecológicos,



partiendo de la premisa de que uno de los mayores desafíos actuales es *“to develop governance systems that make it possible to relate to environmental assets in a fashion that secures their capacity to support societal development for a long time into the future. It will require adaptive forms of governance”* (Folke, 2006, p. 253).

La evaluación sociocultural de los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA) ha mostrado la existencia de relaciones entre la diversidad de valores de los actores sociales hacia los SEA y su involucramiento en la gestión de los recursos, hecho que revela una gran complejidad en las relaciones entre ser humano – naturaleza. Anderies et al. (2004) explica que la posibilidad de crear conexiones entre estos elementos es un factor que incide fuertemente en el proceso de incremento de resiliencia y robustez en un socioecosistema, aceptando el reto de la transición hacia modelos de gobernanza adaptativa capaces de englobar la complejidad en su gestión y enfrentarse a estos múltiples desafíos.

## 6.1 Reconocimiento de la importancia de la diversidad y pluralidad de valores en los modelos de gobernanza

*“Societies interpret their environment according to the way they manage it, and they manage their environment according to the way they interpret it”* (Schaich, 2009, p.20).

Una de las finalidades principales de esta tesis ha sido comprender las relaciones entre actores sociales y recursos hídricos, bajo el marco analítico de los servicios de los ecosistemas (SE). Por una parte, se ha analizado cómo los múltiples actores sociales perciben los SEA (es decir, qué tipo de beneficios perciben), y, por otra, qué tipos de ecosistemas se asocian con estos beneficios percibidos. Nuestra hipótesis nula (H0) se basaba en la suposición de que los distintos actores sociales perciben y experimentan de la misma manera los SE, hipótesis que los resultados permiten rechazar sin ningún atisbo de duda y, por lo tanto, confirman la hipótesis alternativa (H1): “los distintos actores sociales perciben y experimentan de forma distinta los SE”.

Tal como demuestran los resultados del capítulo 5.1 encontramos que los ecosistemas acuáticos no solo son percibidos como grandes productores de múltiples beneficios, sino que también engloban una pluralidad de valores y diferencias en las percepciones expresadas. Estas diferencias se mostraron especialmente en relación con los tipos de SE percibidos (provisión, regulación o culturales) y a su distribución espacial (SPU, SBU, dSPU) en el caso de estudio de la cuenca hidrográfica. También la cartografía participativa visualizó cómo los elementos localizados por los actores sociales lo fueron a partir de diferentes motivaciones personales. El embalse representa un claro ejemplo de ello. Percibido por unos como punto de regulación hídrica, por otros como lugar de actividades deportivas, por otros distintos la principal fuente de suministro de agua, y por algunos otros como punto suministrador de todas las categorías de SE.

Asimismo, se puso de manifiesto que los actores sociales no solo perciben diferentes SE, sino que además difieren en su opinión cuando tienen que evaluar el mismo SE, expresando valores que a

menudo son divergentes entre ellos (Castro et al., 2016; Iniesta-Arandia et al., 2014b). Por ejemplo, la vegetación de ribera de los ríos fue percibida por algunos como muy importante para la regulación del flujo de agua circulante y para la mitigación de las precipitaciones intensas, mientras que para otros representa un obstáculo para la accesibilidad al río y un elemento estéticamente muy desagradable. Estos resultados se confirman con otros estudios realizados que ilustran cómo diferentes actores sociales tienen distintos sistemas de valores y perspectivas (Castro et al., 2016; Grizzetti et al., 2016a; Iniesta-Arandia et al., 2014b), y de qué forma esto influye de manera directa en nuestras actitudes y comportamientos hacia la naturaleza y los recursos que esta nos ofrece (Fischer and van der Wal, 2007).

De acuerdo con los resultados de otros estudios (Castro et al., 2013; García-Nieto et al., 2015; Quintas-Soriano et al., 2018), se ha constatado la existencia de determinados factores que interfieren en la manera en la cual las personas perciben los ecosistemas y sus beneficios, lo que, a su vez, influye en las relaciones entre los distintos actores y en la configuración del modelo de gobernanza (Nightingale, 2011). Los diferentes niveles de dependencia de los actores sociales de los ecosistemas y la tipología de cambios que ocurren en el ciclo hidrosocial explicarían, en buena medida, este resultado. Los cambios socioecológicos en una cuenca hidrográfica pueden generar efectos positivos o negativos (o ambos) (*trade-offs* y sinergias) para diferentes tipos de actores, que, por lo tanto, perciben estos cambios de manera distinta (Rodríguez-Labajos and Martínez-Alier, 2015).

También se ha visto cómo una mayor o menor dependencia de un SE específico puede afectar con mayor o menor intensidad el bienestar de los actores sociales (Apartados 5.1 y 5.3). En línea con lo mostrado en el estudio de Iniesta-Arandia et al. (2014a) sobre los sistemas de regadíos, se observó que los cambios no solo no son percibidos de la misma manera por los distintos grupos de actores sociales, sino que también pueden existir diferencias dentro de un mismo grupo de actores. Por ejemplo, en nuestro caso de estudio, el sector turístico *in situ* (i.e. asociaciones de pesca, escuelas de kayak, barranquismo, etc.) se mostró preocupado por el nivel de agua almacenado en el embalse, en los ríos y en las áreas húmedas, ya que el desarrollo de sus actividades económicas depende directamente del nivel del agua existente en cada momento en estos ecosistemas. El sector empresarial turístico (i.e. asociaciones de hoteles, campings, campos de golf, etc.), en cambio, se mostró preocupado por la disponibilidad de agua en su propio establecimiento, expresando una mayor desconexión y menor preocupación por lo que ocurre entre las áreas de suministro y demanda de los SE. Estas diferencias entre demanda y suministro crean inevitablemente *trade-offs* entre distintos grupos de actores sociales, *trade-offs* que pueden conducir a dilemas de acción colectiva, conflictos entre los grupos y situaciones de desigualdad de poder (Biggs et al., 2012).

En relación a este último aspecto, también los resultados obtenidos muestran cómo estos distintos sistemas de valores influyen en los aspectos de gobernanza, lo que explica el nivel de implicación de los actores sociales en la gestión, el nivel de influencia en los procesos de toma de decisiones, sus conocimientos y visión a nivel de cuenca y su mayor o menor aceptación de las políticas y programas de restauración de los ecosistemas acuáticos (García-Nieto et al., 2015; Schaich, 2009).

Además, se ha puesto de manifiesto cómo las relaciones de interdependencia entre los grupos de actores sociales son muy comunes en la cuenca hidrográfica estudiada y la manera en la que estas relaciones pueden determinar distintas formas de gestión de los recursos naturales. Por ejemplo, los actores sociales del sector forestal y del sector conservacionista, que comparten en general los mismos sistemas de valores hacia los SEA, demostraron ser muy conscientes de que cuando las masas de agua o sistemas de captación ubicados en la cuenca alta no se gestionan de manera adecuada (i.e. embalse, masas forestales y afluentes del río) muchos de los SE de la cuenca baja pueden verse amenazados.

Este tipo de afirmaciones también se repiten en el análisis de la distribución de los hotspots de las unidades vulnerables cartografiadas (dSPU), concentradas principalmente en la parte baja de la cuenca, percibida no solo como el área donde se acumulan mayoritariamente los beneficiarios, (Apartado 5.2), sino también como fuertemente dependiente de las decisiones de gestión que se tomen en la parte alta (Apartado 5.1).

La mayoría de los resultados coinciden en que es en la parte baja de la cuenca (en particular las áreas húmedas, la desembocadura del río y los acuíferos litorales) donde los actores locales consideran que se concentra el mayor nivel de vulnerabilidad y donde deberían priorizarse las políticas de gestión. La elevada concentración de usos por los SEA aumenta las relaciones conflictivas entre los actores, tanto los situados en la parte alta como los de la parte baja de la cuenca. Explorar, reconocer y considerar la diversidad de valores según una perspectiva social puede, por lo tanto, ofrecer informaciones útiles para los *decision-makers* con la finalidad de ayudar a modelar las prioridades de gestión de los recursos naturales del contexto local (Khan et al., 2019).

Se puede afirmar que la pluralidad de valores expresados por la sociedad es un factor capaz de influir en los modelos de gobernanza de los recursos hídricos y viceversa. Los paisajes mediterráneos, de hecho, representan el resultado de una forma de gobernanza basada en el reconocimiento de la diversidad de conocimientos de los actores locales, que ha sido capaz de gestionar los recursos del territorio garantizando un flujo constante de SE (Bidegain et al., 2020). Asimismo, es importante puntualizar que a veces se han mantenido los flujos de SE de manera constante, en otras ocasiones la gestión realizada por los humanos los ha fortalecido, pero que a menudo también los ha impactado negativamente de forma severa. El sector agrícola es un claro exponente de esta forma de gobernanza adaptativa. Tanto en las entrevistas como en la cartografía, se demostró un gran conocimiento sobre los flujos de agua en la cuenca hidrográfica, identificando los límites administrativos, los puntos de captación, el sistema de canales de distribución del agua, la elección de técnicas agrícolas específicas de acuerdo con la disponibilidad del recurso y la época del año, etc. Esto demuestra cómo la aplicación de su conocimiento local les permitió encontrar un equilibrio entre garantizar los flujos de SEA de forma continua y sus propias necesidades.

Estos procesos han permitido aumentar la resiliencia dentro de los socioecosistemas de las cuencas hidrográficas mediterráneas y confirman que la integración de esta pluralidad de valores es esencial para entender la gestión de los cambios en los sistemas socioecológicos (Inieta Arandia, 2015). *“Governing water includes the formulation, establishment and implementation of water policies, legislation and institutions, and clarification of the roles and responsibilities of government, civil*

*society and the private sector in relation water resources and services. The outcomes depend on how the stakeholders act in relation to the rules and roles that have been taken or assigned to them*” (UNDP, 2021, p.1).

## 6.2 La interacción entre la capacidad de acción de los actores y los patrones de movilidad de los SE en los modelos de gobernanza

*“The benefits humans and society can derive from biophysical processes cannot be viewed as objectively existing “out there”, but as entangled in social and political processes”* (Ernstson, 2013, p.8).

La capacidad de acción de cada actor es otro factor que permite revelar la complejidad dentro de un sistema socioecológico (Ostrom, 2009). Reflexionar sobre la pregunta: *“What choices do people have and make?”* (Bohle et al., 2009) nos permite relacionar el concepto de capacidad de decisión y acción de cada actor social en la gestión activa de los recursos naturales según sus prioridades y la influencia que tiene en la configuración de las relaciones que estructuran el modelo de gobernanza.

En el Capítulo 5.3 se observó que cada actor tiene capacidad de actuación (*agency*) y de decisión con relación al comportamiento de los otros. Además, se puso de manifiesto que los distintos actores modifican sus comportamientos (por ejemplo, de colaborativo a competitivo) y sus decisiones, no solo en relación a lo que hacen los otros dentro del sistema, sino también basándose en sus propias percepciones (Bohle et al., 2009; Coulthard, 2012). Relacionamos los diferentes patrones de movilidad (distancia, dirección, acumulación) de los servicios de los ecosistemas (SE) con el valor que los actores sociales asignan a los distintos SE. Esto es, de hecho, un factor clave en los comportamientos que interfiere, a su vez, en la consiguiente distribución de los flujos de SEA. Estas relaciones confirman que los conflictos socio-ambientales sobre la gestión del agua surgen en realidad de conflictos de distribución ecológica (Rodríguez-Labajos and Martínez-Alier, 2015).

Con respecto a este aspecto, los resultados de los Apartados 5.2 y 5.3 muestran que estos mecanismos sociales no solo generan una distribución no equitativa de los flujos de SE, sino que pueden fortalecer relaciones de poder asimétricas (Felipe-Lucia et al., 2015). En otras palabras, la tipología de relaciones, conflictivas o de soporte, entre grupos de actores sociales tienen la capacidad de modificar el modelo de gobernanza a escala local (Beymer-Farris et al., 2010; Biggs et al., 2015), plasmando los mecanismos de interacción entre *decision-makers* y grupos de actores sociales. Por ejemplo, los resultados del capítulo 5.1 muestran que los actores sociales con un alto nivel de responsabilidad en el uso y consumo de los recursos hídricos, como los sectores turístico y agrario, se acusan mutuamente de tener un alto nivel de influencia en la toma de decisiones. Es decir, el sector turístico atribuye al sector agrario una capacidad de alta influencia en relación con el sector público, con la que consigue que le sea concedida el agua necesaria para la campaña de riego. En cambio, el sector agrario considera que el sector turístico utiliza su capacidad económica para influir en las decisiones políticas y de gestión de recursos, consiguiendo así un trato

preferencial. En línea con estos planteamientos se observó que los actores, en realidad, no son pasivos a los cambios, sino que tienen un papel de gestión activa, tanto en la manera de gestionar los recursos como en la toma de decisiones (Iniasta-Arandia et al., 2014b), como se ha explicado en los Apartados 5.2 y 5.3. En este sentido se han recopilado afirmaciones que destacan claramente el papel de los actores en la gestión de los recursos: *“La percepción que tienen los agricultores es que “si no hubiera turismo, podría regar mucho más”. Pero la población existe, así que no es así, también tienen que adaptarse a lo que hacen los demás. El consorcio urbanístico debe gestionar el agua que llega a través de la Agencia Catalana del Agua. Como soy del sector urbano, no les estoy quitando el agua a ustedes agricultores, entonces puedo hacer lo que quiero”* (entrevista #sector urbano).

Los resultados también respaldan la idea de que los conflictos identificados a partir del análisis de noticias de prensa (Capítulo 5.3) ponen de manifiesto que las distintas decisiones de los actores sociales modelan, y están modeladas, por la distribución de los flujos de los SEA en el territorio (Rodríguez-Labajos and Martínez-Alier, 2015) y por los mecanismos de poder con los cuales los actores controlan y mantienen el acceso a estos flujos (Felipe-Lucia et al., 2015). Los patrones espaciales de los flujos de los SEA, de hecho, *“determine the equity and efficiency in water resource and services allocation and distribution, and balances water use between socio-economic activities and ecosystems”* (UNDP, 2021, p.1).

Numerosos estudios (Castro et al., 2014; García-Nieto et al., 2015; Iniasta-Arandia et al., 2014b; King et al., 2015; Lerner et al., 2011; Palomo et al., 2013; Stosch et al., 2017) muestran que la distribución del flujo de los SE no solo depende del suministro, sino también de la demanda y de los mecanismos sociales que existen entre múltiples beneficiarios, tal y como sucede en nuestro caso de estudio (capítulo 5.2). Reconocer estos posibles *mismatch* entre suministro y demanda ayuda a comprender la motivación de los actores sociales y detectar posibles tensiones o conflictos. En el Capítulo 5.2 se observó cómo, por ejemplo, el embalse y la parte baja de la cuenca son los que presentan una mayor acumulación de beneficiarios en cuanto a suministro, especialmente en relación a los SEA de abastecimiento (agua para riego y agua para consumo humano). Si estos puntos de suministro que tienen una mayor concentración de beneficiarios colapsaran, todo el sistema socioecológico de nuestra área de estudio se vería profundamente afectado desde un punto de vista ecológico, social y económico, con consecuencias directas en la gestión.

Por tanto, esta información sobre la distribución de los flujos entre demanda y suministro de distintos SEA puede ser una herramienta muy útil para los *decisión-makers* *“to visualise the mechanism through which some management policies can deliver an unequal distribution of benefits”*, como explica Jorda-Capdevila (2016, p.216). Nuestros resultados ratifican esta afirmación, ya que el estudio de los *trade-offs* y de las sinergias resultantes de la revisión y análisis de las noticias de prensa ha permitido enmascarar tipologías distintas de relaciones entre actores sociales (conflictivas, de soporte, neutrales) e identificar la ubicación de las áreas potenciales de posibles conflictos entre sectores con intereses incompatibles o divergentes en relación al uso del agua (Brown and Raymond, 2014).

De acuerdo con Bennett et al. (2009) y Beymer-Farris et al. (2010), se considera que introducir en el discurso de la resiliencia preguntas como qué servicios de los ecosistemas se están priorizando

o quién se beneficia y quién no es una necesidad urgente, aún poco explorada. Esto permite a los *decision-makers* entender explícitamente no solo quién se aprovecha y controla el acceso a los recursos hídricos y quién pierde este acceso, sino también identificar la distribución ecológica y espacial de los conflictos (Jorda-Capdevila, 2016; Ribot and Peluso, 2003).

### 6.3 Involucrarse con los actores sociales para una gobernanza adaptativa

*“We need to find the nature in society as well as the social in nature” (Armiero, 2008, p.60)*

Finalmente, se reflexionó sobre la importancia de incorporar múltiples perspectivas y sobre el papel de los métodos participativos en la construcción de modelos de gobernanza adaptativa para los socioecosistemas.

Cada vez más, las directivas y las políticas europeas, como por ejemplo la Directiva Marco del Agua (DMA) o la Política Agraria Comunitaria (PAC), enfatizan la necesidad de encontrar enfoques de gobernanza innovadores capaces de contribuir a la consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y a incrementar enfoques participativos e inclusivos y una mayor implicación de los actores locales (European Commission, 2000a; UNESCO, 2021). Estos enfoques integrados permitirían *“to better inform and legitimize water and related land resources management decisions entails the direct participation of groups or interests that are often excluded from water-related decision-making. It may bring greater emphasis on ecological and environmental processes and refocus efforts on sharing water resource benefits – for present and future generations – rather than allocating water quantities for highest-value economic priorities”* (UNESCO, 2021, p.122).

En este trabajo de investigación se ha focalizado el interés en la importancia de los métodos participativos como elementos útiles para poder identificar, visualizar y expresar esta pluralidad y diversidad -de valores, relaciones, conocimientos- y de considerarlos como elementos esenciales para poder construir modelos de gobernanza adaptativos y adaptables a las especificidades de cada contexto (Ostrom, 2007; Palomo, 2013).

Además del reconocimiento de los beneficios de la participación en el logro de mejores políticas y objetivos ambientales (Reed, 2008), también se ha podido constatar que los enfoques participativos y horizontales contribuyen a mejorar la legitimidad de los procesos de decisiones, dar voz a todos los actores y generar soluciones más correctas y justas (Kochskämper et al., 2016), desencadenando procesos que incrementan la resiliencia de los sistemas socioecológicos.

Los resultados del Capítulo 5.4 han revelado cómo los actores sociales del área de estudio expresan construcciones mentales complejas y que incluyen distintos aspectos, de contenido (las descripciones) y de forma (los dibujos) respecto al concepto de cuenca hidrográfica o a elementos relacionados con ella, a pesar de no tener los mismos conocimientos técnico-administrativos de los *policy-makers* (Fischer and Young, 2007; Gaddis et al., 2010). Este aspecto fue claramente visible comparando de forma general los resultados obtenidos con la sesión del panel de expertos y los efectos resultantes de la cartografía participativa con los actores sociales de la cuenca. Desde un

punto de vista espacial, se ha observado que, a pesar de algunas diferencias, las áreas SPU, SBU y dSPU localizadas por los expertos y por los actores del territorio muestran en general una alta coincidencia espacial. Este resultado no solo contribuye a dar validez al método de la cartografía participativa (Palomo, 2013; Zolkafli et al., 2017), sino que también contrasta con aquellas teorías que afirman que los *actores sociales* no tendrían que involucrarse, ya que no tienen suficiente conocimiento sobre lo que se está hablando y, por lo tanto, no son capaces de participar activamente en la gestión del territorio (Pfadenhauer, 2001).

Desde un punto de vista de contenido de la información, encontramos que, como podría parecer obvio, la información de los expertos se basaba en un elevado conocimiento técnico y científico del área de estudio, de los procesos ecológicos, de las dinámicas hidrológicas, etc. Por el contrario, la información obtenida de las entrevistas con los actores sociales se basaba más en el conocimiento local y en la experiencia personal de cada uno en relación a su perfil y su papel en la gestión de los recursos hídricos, de forma similar a los resultados obtenidos por Iniesta-Arandia et al. (2014a).

Más en detalle, se puso de relieve que los actores con un mejor conocimiento de la cuenca (i.e. agricultores, forestales, gestores de parques naturales protegidos) realizaron una cartografía más precisa, incrementando la precisión posicional y la exhaustividad (*positional accuracy and completeness*) del SEA cartografiado (Brown and Fagerholm, 2015; García-Nieto et al., 2015). Además, se observó que también los actores con menor conocimiento de la cuenca (i.e. el sector urbano y turístico) expresaban complejas construcciones mentales en relación con el concepto de cuenca hidrográfica y eran capaces no solo de conectar términos técnicos, como biodiversidad o regulación hídrica, a áreas específicas del territorio, sino también de expresar su importancia en el suministro de SE. Comparando estos resultados, llegamos a la conclusión de que la integración y el conocimiento local expresado por los actores sociales tendría que ser tan relevante como los aspectos técnicos expresados por los *policy-makers* (Gaddis et al., 2010; Jorda-Capdevila, 2016).

El uso de métodos participativos, tanto verbales (las entrevistas), como no verbales (los dibujos a mano) y/o cartográficos (cartografía participativa) permitieron explorar y visualizar elementos de la percepción de los actores sociales en profundidad, así como el reconocimiento de la complejidad del socioecosistema de la cuenca hidrográfica. Existía una clara voluntad de ser capaces de captar, de alguna manera, las contrastantes interpretaciones, espaciales y semánticas, y las razones detrás del grado de aceptación de las políticas de gestión del área de estudio (Sodhi et al., 2010), basándonos en la perspectiva de cada actor local.

En línea con otros estudios, se puede afirmar la importancia crucial de integrar esta diversidad de perspectivas, de preocupaciones subjetivas y sociales, de conocimientos locales y de emociones (Nightingale, 2011) en el diseño de políticas de gestión. Todos estos factores contribuyen a una mejor comprensión de la complejidad y a fomentar la resiliencia de los socioecosistemas (Bohle et al., 2009; Gaddis et al., 2010), con la finalidad última de sustentar *“the capacity of a social-ecological system to sustain the supply of ES on the long term and with sufficient access for all stakeholders in the face of disturbance and ongoing transitions”* (Geijzendorffer et al., 2015, p.320).

## 6.4 Limitaciones del estudio

Aunque se ha aplicado un método analítico de forma rigurosa, es indispensable ser conscientes de las posibles limitaciones que pueden surgir de la propia investigación, para que puedan ser tomadas en consideración en futuras investigaciones.

A continuación, se detallan las principales limitaciones vinculadas a este estudio, relacionándolas principalmente con aspectos metodológicos y con las restricciones de tiempo que siempre acaban condicionando, en menor o mayor medida, el resultado final.

El tiempo disponible para la elaboración de una tesis doctoral a menudo marca los límites de las distintas fases y el justo equilibrio entre ambición y realismo con relación al proceso de investigación. La identificación y la búsqueda de los actores sociales clave para poder realizar las entrevistas ha sido una tarea que ha llevado mucho esfuerzo y tiempo material, sobre todo en la fase inicial de la investigación. Establecer contacto con estas personas ha sido, a menudo, un proceso difícil y largo. Algunos de los actores inicialmente contactados, de hecho, no han querido participar en las entrevistas, sea por falta de tiempo, por falta de interés o por otros motivos no especificados. A pesar de ello se consiguió garantizar que todos los grupos de actores sociales estuvieran representados en la muestra (la única excepción ha sido el sector hidroeléctrico que, ha pesar de los múltiples intentos, no llegó a contestar las diversas peticiones de participación, sin dar respuesta o explicación alguna).

El listado final de los actores seleccionados para entrevistar y la dificultad de contactar con ellos supuso otra limitación para el estudio, relacionada con la elección de la metodología a aplicar. Inicialmente, se pretendía complementar las metodologías y técnicas utilizadas con la técnica de los grupos de discusión (*focus group*), con la finalidad principal de poder crear una situación de debate e intercambio de opiniones. Además, el *focus group* permite poder realizar el ejercicio de cartografía participativa de forma colectiva, y no solamente individual. Sin embargo, los actores de esta cuenca hidrográfica afirmaron estar muy cansados (incluso directamente hartos) de hacer procesos participativos o jornadas temáticas.

Ante esta situación y el temor de no conseguir una participación suficiente, se eligió el método de las entrevistas semi-estructuradas, que supuso a la práctica una reducción de las molestias a los participantes, pero a la vez un importante incremento de la dedicación del equipo investigador en la realización individualizada de las entrevistas.

Desde un punto de vista metodológico, el hecho de no haber podido aplicar el método del *focus group* ha interferido en la tipología de datos obtenidos durante la cartografía participativa. La técnica del *focus group* representa una interesante oportunidad para simular esos procesos participativos de debate e intercambio de opiniones. Poder debatir con múltiples grupos de actores sociales al mismo tiempo, cada uno con sus opiniones y sistemas de valores, a menudo divergentes, permite tener un proceso de recopilación de datos más rico e integrado, profundizando distintos aspectos de las dinámicas socioecológicas. Además, permite observar y conocer las relaciones entre los actores sociales analizando su forma de relacionarse, hablar e intercambiar opiniones durante el ejercicio de cartografía. Así pues, una cartografía realizada de forma colectiva obliga a los participantes a hacer un esfuerzo para encontrar compromisos entre los participantes y mapear los puntos de acuerdo con un consenso lo más amplio posible. Finalmente, el resultado de la



participación de los entrevistados se valora como muy positivo tanto desde un punto de vista cuantitativo como cualitativo.

Otros aspectos más metodológicos a tener en cuenta al realizar una evaluación crítica de los resultados finales se refieren a los posibles límites y sesgos metodológicos que pueden haber ocurrido en las diferentes fases de aplicación de la metodología y que ya hemos introducido en los capítulos anteriores. Por ejemplo, focalizar la investigación únicamente en seis servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA) podría haber generado posibles sesgos en la evaluación sociocultural de los SEA, ya que hace que no se tengan en cuenta todos los posibles factores de retroalimentación o *trade-offs* que pueden producirse con otros SE en un caso de estudio concreto. Además, esto significa no tener una plena conciencia de la percepción de los actores sociales con respecto a otros SE o a otras dinámicas socioecológicas del área de estudio. Estos aspectos representan una limitación en el sentido de que suponen, en definitiva, una simplificación excesiva del sistema analizado. Por el contrario, el análisis de todos los SEA habría generado un importante nivel de confusión y complejidad en las entrevistas con los actores sociales y podría haber dado lugar a efectos contraproducentes. Por lo tanto, se decidió organizar un panel de expertos con la finalidad de elegir los SEA acuáticos más importantes y centrar la atención en su estudio.

Otras posibles limitaciones en la fase de preparación y análisis de datos hacen referencia principalmente a la interpretación de los datos obtenidos tanto en las entrevistas como en la cartografía. Con respecto a las primeras, podrían ocurrir errores relacionados con la interpretación del contenido de las respuestas de los entrevistados, malinterpretando o cambiando el significado de algunas de ellas. Esto se relaciona directamente con otro posible error que concierne en un mayor o menor grado de subjetividad a la creación de las categorías durante el proceso de codificación y análisis de contenido, como se ha explicado en los diferentes apartados metodológicos de los capítulos anteriores. Por estas razones, durante los análisis de datos, se aplicaron tests estadísticos con la finalidad de reducir al máximo posibles errores derivados de la subjetividad de los investigadores. Con respecto a la cartografía participativa, se pueden haber producido algunos errores vinculados a un mayor o menor nivel de precisión de posición de los puntos (*positional accuracy*) durante el proceso de digitalización, o pueden haber surgido también posibles errores en la transcripción de la información complementaria asociada a los datos geográficos.

Relacionada con este último aspecto, otra limitación podría derivar de la asunción de la “elección racional” (*rational election*) que se utilizó para el cálculo de los patrones espaciales de los flujos de SEA (Capítulo 5.2). Esta asunción, de hecho, se basa en la teoría del agente económico, es decir, un agente que toma sus decisiones y actúa de la manera más racional posible, es decir, la que maximiza su utilidad y sus beneficios (Blume and Easley, 2007). No obstante, en un contexto real, diferente de un modelo teórico, muchos factores pueden influir en las decisiones de los actores y, a veces, estas decisiones siguen patrones de elección y de comportamientos cambiantes y en ocasiones no racionales (Chee, 2004). Por lo tanto, es oportuno tener en consideración este aspecto en los resultados de los cálculos de las distancias, direcciones y acumulaciones de los flujos de SEA, ya que se basan en la asunción de la elección racional como criterio de cálculo.

También se destacan algunas posibles limitaciones que podrían derivar de los conceptos y modelos de la teoría de juegos utilizados para el análisis e interpretación de los conflictos entre múltiples actores sociales en el Apartado 5.3. De hecho, los modelos seleccionados se aplicaron a los datos a nivel conceptual y de forma cualitativa, sin construir un modelo matemático basado en indicadores ambientales, sociales y económicos para el contexto específico de estudio. Esta aproximación, por lo tanto, dibuja un panorama general de los conflictos por los recursos hídricos entre múltiples actores sociales, sin entrar en los detalles de las decisiones individuales y de la utilidad que deriva del comportamiento de cada individuo con relación a los recursos acuáticos.



## 7. Conclusiones e implicaciones para la mejora de la gestión

7.1 Conclusiones

7.2 Implicaciones para la mejora de la gestión en la cuenca del río Muga

7.3 Líneas futuras de investigación

## 7. Conclusiones e implicaciones para la mejora de la gestión

### 7.1 Conclusiones

En esta tesis doctoral se han analizado las relaciones entre actores sociales y recursos hídricos a través de un análisis sociocultural y espacial de los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA) en el sistema socioecológico que conforma la cuenca hidrográfica del río Muga. Los resultados obtenidos han permitido contribuir a un mejor conocimiento de las relaciones entre ser humano y naturaleza bajo el marco de los SE, y reflexionar sobre cómo este concepto puede ser útil para avanzar hacia formas de gobernanza adaptativa a través de mecanismos que aumenten la resiliencia de los sistemas socioecológicos.

En este capítulo se presentan las principales conclusiones de este estudio con relación a los objetivos previamente establecidos (Apartado 7.1). También se incluyen las aportaciones para la mejora de la gestión de la cuenca del río Muga de los resultados obtenidos (Apartado 7.2) y las posibles líneas futuras de investigación a emprender (Apartado 7.3).

**Objetivo 1.** *Analizar el estado del conocimiento científico actual sobre los servicios de los ecosistemas y su vinculación y utilidad en la gestión de los recursos hídricos y los hábitats acuáticos.*

Explorar las conexiones entre la sociedad y los ecosistemas requiere de un enfoque que incorpore múltiples perspectivas. Trabajar con el marco conceptual de los servicios de los ecosistemas (SE), especialmente los acuáticos (SEA), representó una oportunidad de incorporar este enfoque a la gestión de los recursos hídricos y de los ecosistemas acuáticos. Se mostró como una herramienta de gran utilidad para comprender mejor la complejidad entorno a los recursos hídricos y explorar la pluralidad de sus dimensiones. La comprensión de dicha complejidad en un contexto donde los ecosistemas acuáticos se ven amenazados por múltiples presiones antrópicas y por una disminución en su capacidad de proporcionar un flujo de servicios adecuado para el bienestar de las personas, se convierte en un elemento esencial para facilitar la adaptación a estos cambios.

Entender la cuenca hidrográfica como un socioecosistema que proporciona múltiples flujos de SE a la sociedad pone de relieve cómo la dimensión ecológica, relacionada con los procesos de funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, interactúa continuamente con la dimensión social, relacionada con los valores que la sociedad asigna a los ecosistemas y a estos flujos de SE. De hecho, trabajar en la línea de este objetivo ha permitido visualizar cómo los procesos ecológicos de los ecosistemas acuáticos -que a menudo permanecen invisibles (i.e. regulación hídrica, recarga de acuíferos, mitigación de desastres naturales, purificación del agua, etc.), tienen una relación directa con el bienestar humano.

Los recursos hídricos no solo se manifiestan en forma de flujos de agua superficiales o subterráneos, sino también en forma de alimentos o energía, o en forma de paisajes y de ecosistemas, permitiendo un doble uso, pasivo o activo. El concepto de SE permite integrar

estos diferentes matices, evaluando los usos por los SEA y describiendo la relación entre múltiples actores sociales.

De aquí la importancia de integrar la dimensión humana en la gestión de los recursos hídricos, reconociendo cómo los mecanismos sociales tienen una gran capacidad de interferir en los flujos de SE y, por lo tanto, en su gestión. Considerar los actores sociales no solo como beneficiarios, sino también como productores de estos SE, es fundamental para comprender su papel en los procesos de co-producción de servicios, así como su conocimiento local en una gestión activa y adaptativa de los ecosistemas. Ante esta realidad, cabe remarcar la necesidad de integrar estas diferencias de conocimientos y de prioridades, a menudo divergentes, como herramientas indispensables para tener una visión transdisciplinaria y holística de la cuenca hidrográfica. La aplicación de una aproximación socioecológica permite encontrar modelos de gestión del agua que puedan enfrentarse con mayor resiliencia y consenso social a los cambios profundos que experimentan.

**Objetivo 2.** *Identificar cuáles son los servicios de los ecosistemas acuáticos más relevantes en el caso de la cuenca del río Muga y explorar las percepciones y preferencias al respecto por parte de los distintos actores sociales.*

La identificación de los beneficios de los ecosistemas acuáticos percibidos por los actores sociales como más importantes ha permitido explorar a fondo sus percepciones, preferencias, sistemas de valores y actitudes hacia los recursos naturales y las políticas de gestión. Los resultados sacan a la luz la gran complejidad, diversidad y pluralidad de valores existentes en la cuenca hidrográfica del río Muga.

Los ecosistemas acuáticos, en general, han sido percibidos por los actores sociales como ecosistemas que proporcionan muchos beneficios de fundamental importancia para el bienestar de las personas. Algunos de estos pueden ser directamente apreciados por los actores sociales (como los de abastecimiento), mientras que otros, como los de regulación, son percibidos de manera indirecta. Estos SE de regulación (regulación hídrica y biodiversidad) son percibidos como fundamentales en la cuenca, obteniendo un nivel de importancia más alto que los SE de abastecimiento (agua para riego y agua para consumo humano) y los culturales (valores estéticos y actividades recreativas).

Asimismo, no todos los actores sociales perciben los ecosistemas y los flujos de SEA de la misma manera, sino que hay distintos factores (familiaridad con el concepto de SE, perfil profesional, etc.) que interfieren en esta diversidad de sistemas de valores que, a su vez, influyen en nuestras actitudes y comportamientos hacia los recursos hídricos y los ecosistemas acuáticos.

También una mayor o menor dependencia de cada grupo de actores sociales de los flujos de SEA y su relación con ellos, directa o indirecta, incide en estas preferencias. En este marco los actores sociales de los sectores agrario, forestal y conservacionista han sido capaces de identificar todas las categorías de SE y un número mayor de *trade-offs* entre SE,

mientras que sectores como el turístico han otorgado más importancia a los SE culturales, lo que equivale a decir que han reconocido menos problemas o vulnerabilidades ecológicas o ambientales (es decir, mapeando menos dSPU).

La gestión de los recursos hídricos en el ámbito de una cuenca hidrográfica debería, por lo tanto, ser capaz de integrar esta complejidad y diversidad de preferencias y sistemas de valores, para explorar detalladamente cómo cambios en los flujos de SE pueden interferir en el nivel de implicación de los actores sociales en la gestión, en el nivel de influencia en los procesos de toma de decisiones, en sus conocimientos y visión a nivel de cuenca y en la valoración de las políticas de gestión de los recursos hídricos.

**Objetivo 3.** *Cartografiar, evaluar y valorar los servicios de los ecosistemas acuáticos a partir del uso de métodos socioculturales participativos.*

Trabajar en línea con este objetivo permitió realizar una evaluación sociocultural de los SE, a través de una metodología basada en entrevistas semi-estructuradas y cartografía participativa. Este marco metodológico ha resultado ser una herramienta útil para mapear y evaluar los SE y describir la relación entre múltiples actores sociales, entrelazando datos cualitativos y cuantitativos.

La cartografía de los SE ha permitido esbozar de manera más compleja las dinámicas socioecológicas del área de estudio, examinando y visualizando esta diversidad de preferencias y de sistemas de valores de manera espacial. Además, la cartografía participativa de los SEA ha revelado una gran capacidad de los actores sociales de relacionar conceptos complejos asociados a la gestión de los ecosistemas (biodiversidad, regulación hídrica, cuenca hidrográfica, etc.) y de saber identificarlos en un mapa.

La técnica de la cartografía participativa también se reveló como muy útil para poder analizar las relaciones de poder, el control y/o acceso en los flujos de los SE y sus consecuencias en las relaciones entre múltiples actores sociales. El estudio de los patrones de movilidad de los flujos de SE, la distancia entre suministro y demanda, la dirección del flujo y la acumulación de beneficiarios en los puntos de suministro, pueden convertirse, sin ninguna duda, en herramientas útiles en una planificación del territorio que sea capaz de asegurar el mantenimiento de la capacidad de los ecosistemas de generar flujos de SE a largo plazo.

Por tanto, en esta tesis se pone de relieve la importancia y la necesidad de usar métodos socioculturales participativos como herramientas útiles para representar las complejas dinámicas socioecológicas, así como para revelar la multidimensionalidad de las relaciones entre los flujos de SEA. Asimismo, se reconoce el papel de la cartografía participativa y de los mapas de SE como herramientas útiles para generar co-producción de conocimiento, más allá de comunicar e informar a los *decisions makers* sobre la distribución de los flujos de SE, los *trade-offs* entre suministro y demanda, las áreas vulnerables y los mecanismos sociales, transformando el concepto de SE en un concepto operativo dentro de las políticas y de los procesos de toma de decisiones.

Combinando datos cualitativos con datos geográficos y espaciales e integrando diferentes técnicas, participativas y no participativas, es posible garantizar que la diversidad de los sistemas de valores y de conocimientos de los actores locales no sea ignorada, sino, por el contrario, integrada dentro de una gestión activa de los recursos naturales.

**Objetivo 4.** *Identificar cuáles son las áreas más vulnerables y sujetas a posibles conflictos y tensiones sociales por el uso de los recursos hídricos, a fin de determinar qué mecanismos sociales y de toma de decisiones están detrás de estos conflictos e influyen en el control y acceso a los flujos de servicios de los ecosistemas.*

El estudio de los patrones espaciales de los servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA) reveló que no todos los SEA se distribuyen uniformemente en la cuenca, y que no todos los actores sociales se benefician de los SEA de la misma manera.

Integrando la percepción de los beneficiarios de los SE, es decir, de quienes usan los SE, con el análisis de las noticias de prensa local, fue posible identificar las prioridades similares o divergentes en el uso de los SE en un mismo territorio, los puntos más vulnerables debido a la mayor acumulación de demanda y los mecanismos sociales detrás de los comportamientos y de las relaciones entre actores sociales. Los resultados obtenidos muestran que los SEA de abastecimientos son los que presentan una mayor inequidad en la acumulación de beneficiarios en los puntos de suministro, mientras que los SEA culturales muestran una distribución más homogénea. Por ejemplo, se observó que el embalse y las áreas húmedas son dos de los puntos de la cuenca hidrográfica con mayor acumulación de beneficiarios en los puntos de suministro, siendo percibidos como muy importantes, pero a la vez como muy vulnerables.

Usando el prisma de la ecología política y de la teoría de juegos como filtros de análisis dentro del marco de los SE, los resultados han mostrado una evidente interdependencia entre las (a)simetrías en las relaciones de poder, los mecanismos de control y acceso en los flujos de SEA y los conflictos por los recursos hídricos. La construcción del *framework* analítico aplicado ha permitido reflexionar sobre las implicaciones de las actividades y de las decisiones humanas en el flujo de los SE. Se ha puesto de manifiesto que las relaciones de poder se vinculan estrechamente con conceptos de control, acceso, equidad y justicia relacionados con los ecosistemas. Cada estrategia de comportamiento adoptada por los actores sociales está relacionada con su sistema de valores que, de alguna manera, representa el motor fundamental de sus decisiones. En este contexto, los tres principales actores involucrados en más conflictos por los SEA son el sector conservacionista, el sector agrario y el sector turístico, cada uno vinculado a distintas tipologías de *trade-offs* que reflejan sus sistemas de valores. Asimismo, se puso de manifiesto que cuando el acceso a los recursos hídricos no está garantizado para todos, el comportamiento de los actores sociales pasa de ser colaborativo a competitivo, subrayándose a la vez la fuerte dependencia de los ecosistemas.

La identificación y el reconocimiento de las relaciones de poder es un factor clave determinante en las asimetrías en el acceso a los SE. Por tanto, conocer los mecanismos sociales existentes detrás de la gestión de los recursos naturales puede ayudar a entender qué tipos de *trade-offs* pueden derivar de las decisiones políticas, favoreciéndose de esta forma situaciones de (in)justicia espacial y ambiental que son la base de los conflictos. Trabajando con este objetivo, se puso de manifiesto cómo los mecanismos sociales están estrechamente relacionados con la distribución ecológica de los SEA y con la ecología política, la equidad y la justicia socioambiental.

**Objetivo 5.** *Valorar ventajas e inconvenientes de las metodologías participativas y la inclusión de los actores sociales en la toma de decisiones cuando se persigue alcanzar modelos de gobernanza que favorezcan la resiliencia socioecológica, que sean participativos, integrados, inclusivos y eficaces y capaces de garantizar un flujo sostenible de los servicios de los ecosistemas.*

Finalmente, trabajar en la línea de este último objetivo fue una ocasión para reflexionar de manera general sobre las ventajas de incluir los actores locales en los procesos de toma de decisiones.

Los resultados obtenidos a lo largo de la tesis han evidenciado no solo la existencia de una gran variedad de valores en torno a los servicios de los ecosistemas acuáticos, sino también la importancia que estos valores tienen para impulsar decisiones de gobernanza de los recursos hídricos. Los valores ambientales, sociales o económicos juegan un papel activo en las decisiones de gestión de los recursos hídricos dentro de un contexto socioecológico específico.

Los resultados obtenidos mediante las metodologías aplicadas, participativas y no participativas han destacado la importancia de trabajar desde la dimensión social (entrevistas, cartografía, dibujos) con la finalidad de reconocer diversos tipos de valores (preferencias, sistemas de valores, construcciones mentales), integrar diferentes tipos de conocimiento (conocimiento local y conocimiento técnico) e involucrar a diversos actores sociales (públicos, privados, instituciones administrativas, comunidades, etc.) para obtener una mayor comprensión de los flujos de los SEA y aproximarnos lo máximo posible a la complejidad de las dinámicas socioecológicas.

La consecución de este objetivo también permitió reconocer la limitación de los modelos de gobernanza y de toma de decisiones *top-down* en contextos caracterizados por no linealidad, incertidumbre, rapidez de cambio y complejidad. La rigidez de estos modelos de gobernanza los lleva a ser menos resilientes y vulnerables, ya que no tienen en cuenta aquellos mecanismos que favorecen y aumentan la resiliencia y que ayudan a los sistemas socioecológicos a ser más inclusivos, eficaces, flexibles, adaptativos y adaptables a los cambios.

Durante las entrevistas y la cartografía participativa con los actores sociales se puso de relieve su interés y predisposición a explicar y compartir su conocimiento local y sus habilidades en la gestión de los recursos hídricos. No obstante, al mismo tiempo, destacó



también un sentimiento de gran desconfianza y resignación en relación con los procesos participativos y a los organismos públicos. El comentario más recurrente en las entrevistas se podría sintetizar en las siguientes frases: *“Otro proceso participativo, ¿para qué sirve? Siempre van los mismos y como siempre solo los más fuertes hablan y pueden dar su opinión. Es un proceso falso en realidad, ya saben las políticas que quieren aplicar al territorio”*.

En este contexto, resulta imprescindible generar nuevos paradigmas y modelos de gobernanza que implementen en la práctica de la gestión de los SEA y de los recursos hídricos el concepto de *crowd wisdom* (Brown and Fagerholm, 2015; Surowiecki, 2005), donde la inteligencia colectiva debe ser aprovechada para detectar problemas, anticipar conflictos y encontrar soluciones inclusivas que permitan considerar la complejidad de intereses, y que sean capaces a su vez de reconocer nuestra dependencia del sistema ecológico como base y principio esencial del bienestar humano.

## 7.2 Implicaciones para la mejora de la gestión en la cuenca del río Muga

Este apartado tiene por objetivo hacer propuestas concretas para mejorar la gestión de los recursos hídricos en el sistema socioecológico de la cuenca del río Muga, con la finalidad de que sea más eficiente, inclusiva y justa<sup>9</sup>.

Con este propósito se apuntan las siguientes implicaciones prácticas a modo de sugerencias y elementos de reflexión que derivan del enfoque de la investigación, de los resultados obtenidos, de su posterior discusión y de las conclusiones derivadas de la tesis y que se considera que pueden contribuir a mejorar la gestión de la cuenca del río Muga. Evidentemente algunas de las recomendaciones tienen un carácter generalista y, por lo tanto, son también extrapolables y aplicables a otras cuencas hidrográficas:

- Reconocer la importancia de la diversidad de sistemas de valores y de discursos (ecológicos, económicos, socioculturales, políticos, individuales) con relación a los recursos hídricos y favorecer su integración, valoración y validación dentro de los procesos de gestión y toma de decisiones. Asimismo, sería necesario aplicar nuevos enfoques de gobernanza adaptativa y ciencia de la sostenibilidad dentro de la gestión de los recursos

---

<sup>9</sup> Con el término “justa” nos referimos a un concepto de justicia asimilable a la denominada justicia climática (*climate justice*), que hace referencia a una justicia ambiental y social, englobando aspectos de equidad, derechos humanos, derechos colectivos y responsabilidades compartidas ante el cambio climático. *“Climate justice is a moral argument in two parts. Firstly it compels us to understand the challenges faced by those people and communities most vulnerable to the impacts of climate change. Often the people on the front lines of climate change have contributed least to the causes of the climate crisis. This is an injustice which can only be rectified by swift and ambitious climate action, including reducing emissions to zero as rapidly as possible. Climate justice also informs how we should act to combat climate change. We must ensure that the transition to a zero carbon economy is just and that it enables all people to realise their right to development. This requires that the global community acts in solidarity and ensures that the necessary resources are available to allow all countries and people to make the transition to clean, renewable energy on the same timescale”* (Mary Robinson, UN High Commissioner for Human Rights, 1997 – 2002).

hídricos. Una reflexión aún más oportuna y necesaria en un contexto de cambio climático que tiene una incidencia directa en las cuencas mediterráneas con una reducción tanto de la calidad como de disponibilidad de los recursos hídricos.

- Reflexionar sobre una gestión público-privada de los recursos hídricos, de tal forma que se pueda evitar en la medida de lo posible una gestión y una toma de decisiones que se fundamente en actitudes egoístas e intereses particulares. Destacamos, en cambio, la importancia de favorecer una visión compartida basada en los intereses generales y el bien común.
- Gestionar la unidad espacial de la cuenca hidrográfica, impulsada por la Directiva Marco del Agua como *“the natural geographical and hydrological unit - instead of according to administrative or political boundaries”* (2000/60/EC) significa entender la cuenca como un sistema socioecológico adaptativo complejo y considerar dentro de la gestión la complejidad, la no linealidad y la incertidumbre de las interrelaciones entre la dimensión social y ecológica y los impulsores de cambios, tanto internos como externos.

Aplicar un modelo de gobernanza que considere los posibles escenarios alternativos a medio-largo plazo con relación a los recursos hídricos. En otras palabras, que sea posible encontrar soluciones a corto plazo, pero también gestionar con previsión los posibles cambios a medio y largo plazo. Consistiría en cambiar de enfoque de gestión, pasando de enfoques basados en acciones reactivas, caracterizados por un nivel muy bajo, o inexistente, de acción y compromiso hacia problemas ambientales y sociales, a enfoques de gestión basados en acciones proactivas, caracterizados por una visión a medio-largo término y por un carácter anticipatorio y preventivo ante los posibles problemas que pudieran surgir en relación a la gestión de los recursos naturales. Estos tipos de enfoques de gestión proactivos ayudarían a aumentar el nivel de flexibilidad, aprendiendo de los resultados de las acciones que ya se hayan implementado hasta ese momento.

- Aplicar modelos de gestión que tengan un enfoque no por ecosistemas separados y compartimentados, sino por flujos, procesos y tramas socioecológicas, entendiendo la interdependencia y la transversalidad de los recursos hídricos en su contexto ecológico, social, cultural, económico y político. De esta forma, sería necesario potenciar una gestión integrada de los recursos hídricos a nivel territorial y espacial de la cuenca hidrográfica. El propósito es disminuir una gestión del agua a nivel municipal-administrativo y aumentar la conciencia de una planificación territorial que considere todos los sectores y áreas involucradas en la gestión.
- Promover una gestión de los recursos hídricos basada en una combinación de conocimientos, tanto técnicos como sociales y locales, evitando la sectorialización y la superioridad del conocimiento técnico-administrativo. Recopilar e identificar las distintas prácticas de gestión y conocimientos de los actores locales (i.e. prácticas agrícolas, sistemas de riego y de distribución, tipologías de cultivos, sistemas de regulación hídrica, etc.). Se trata de una iniciativa que podría ayudar a activar mecanismos de coproducción de conocimiento, valorización y difusión de las prácticas locales. Una gestión efectiva no debería basarse solo en resultados técnicos óptimos, sino también en relaciones

constructivas entre los actores sociales, mejorando la capacidad de solucionar conflictos y llegar a soluciones compartidas.

- Incluir los servicios de los ecosistemas (SE) dentro de los modelos de gestión de los recursos hídricos, favoreciendo la toma de decisiones basadas en su conocimiento y evaluación. En particular, analizar y gestionar los *trade-offs* entre demanda y suministro de los SEA permite no solo tener más y mejor conocimiento sobre los procesos ecológicos de las unidades suministradoras, sino también conocer la demanda y los usos de los SE por parte de los actores locales y las posibles distribuciones de flujos que pueden derivarse de determinadas decisiones de gestión.
- Cartografiar los flujos de servicios de los ecosistemas acuáticos (SEA), desde las unidades suministradoras hasta las áreas beneficiarias de los mismos, integrando distintas evaluaciones de los SEA (sociocultural, biofísica y económica). Esto permite conocer el estado de los distintos SEA y también identificar impulsores de cambios (internos o externos) y posibles *trade-offs* que puedan perjudicar la capacidad de suministro de estos o que pueden provocar cambios en las dinámicas socioecológicas. Aquí radica la importancia de diseñar prácticas de gestión específicas y estratégicas.
- Fomentar procesos de diálogo, intercambio y participación entre todos los actores sociales de la cuenca, procesos que involucren a los actores sociales en todas las fases de toma de decisiones y co-diseño de políticas de gestión. El modelo de procesos participativos con relación a los recursos hídricos de la cuenca del río Muga ha sido altamente criticado por muchos de los actores sociales. Se considera, en general, un modelo de participación falsa, donde siempre participan los mismos, el diálogo es unilateral, las soluciones encontradas durante las sesiones participativas pocas veces se aplican en el contexto de la gestión real de la cuenca y sus recursos hídricos, aspectos que generan una sensación de frustración y desconfianza. De aquí la necesidad de cambiar y reformar los procedimientos administrativos actuales de participación aplicados.
- Desarrollar planes, proyectos y políticas que tengan en cuenta la opinión y las perspectivas de los actores sociales desde la fase inicial de los procesos de diseño de políticas. Todo esto con la finalidad de desencadenar mecanismos de confianza entre las instituciones públicas y los actores, fortalecer las relaciones, favorecer la transparencia de los procesos de decisión, empoderar los actores sociales y involucrarlos dentro de una gestión activa del territorio. Dar espacio a “todas las voces” sería una manera útil para disminuir el sentimiento de exclusión y/o frustración expresado por algunos actores de la cuenca, aumentando por el contrario el sentido de identidad e influyendo en un mayor consenso de las políticas de gestión y conservación de los ecosistemas. Además, ayudaría a los *decision-makers* a intentar equilibrar el poder entre los múltiples actores y garantizar una mayor equidad y representatividad de la pluralidad durante el proceso.
- En este contexto cabe destacar un aspecto importante, relacionado con la fase de información del proceso participativo. Los organizadores de procesos participativos tendrían que prestar más atención al diseño de la fase inicial de información, a fin de

asegurar un proceso de comunicación e información claro (lo más transparente y compartido posible) de los *decision-makers* hacia los actores sociales, antes de pasar a la fase de síntesis de conocimiento, participación y toma de decisiones.

- Promover sistemas de gestión y de gobernanza multiniveles e informales. A veces, la estructura burocrática de gestión y su fragmentación en varios sectores (por ejemplo, planificación urbana, gestión agrícola, gestión forestal etc.) y escalas (local, regional, estatal) puede provocar una superposición de habilidades y procesos extremadamente laboriosos que obstaculizan las prácticas de gestión de los niveles subordinados.
- Figuras como la “Comunidad de usuarios de los recursos hídricos de la cuenca del río Muga” son un buen ejemplo de gobernanza más informal, donde todos los grupos de actores sociales son representados en diferentes niveles y donde se promueven espacios de intercambio y opiniones entre ellos, sin tener que recurrir al más alto nivel administrativo de gestión, el ACA en este caso.
- De esta manera, los *actores sociales*, al ser miembros de una comunidad o de una junta de gestión, se sienten más empoderados, ya que su opinión es tan importante como la del resto. Esto permitiría fortalecer las relaciones, compartir los conocimientos, gestionar los *trade-offs* y los conflictos y delinear estrategias comunes. Así, se unirían para tener un mayor nivel de influencia en la toma de decisiones en relación a la gestión de los recursos hídricos. Por lo tanto, favorecer la creación de instituciones no formales de gobernanza, como comunidades, juntas o asociaciones (por ejemplo, comunidades de regantes, asociaciones de caza y de pesca, sociedades de agricultores y ganaderos, etc.) podría ayudar a aumentar el nivel de eficiencia de la gestión local y a implementar un modelo de gobernanza más *bottom-up* en general.
- Alinearse con la directriz *Common Implementation Strategy* de la Directiva Marco del Agua relativa a la “*Information Exchange Platform*” (*WFD-CIRCABC Platform*) y crear una “Plataforma de intercambio de la cuenca del río Muga” podría ser una ocasión para establecer una herramienta de gestión tanto directa como indirecta. Esta plataforma permitiría compartir e intercambiar ejemplos positivos de gestión de recursos hídricos de distintos contextos, favoreciendo así una red de intercambio entre actores sociales y gestores, con la finalidad de incentivar la cooperación y el establecimiento de objetivos conjuntos en la gestión de los recursos hídricos.
- De aquí la necesidad y la importancia de un modelo de gobernanza integrado capaz de comprender la multidimensionalidad de los sistemas socioecológicos e incorporarla dentro de las decisiones de gestión. Asimismo, en esta forma de entender la gestión de los recursos hídricos, se considera que todo el conjunto de consideraciones realizadas anteriormente podrían ser estimadas como unas buenas recomendaciones prácticas con unas claras implicaciones para el diseño de un nuevo modelo de gobernanza de los recursos hídricos más efectivo, equitativo, justo e inclusivo.

### 7.3 Líneas futuras de investigación

En este apartado se identifican algunas necesidades futuras de investigación destinadas a reforzar las aproximaciones metodológicas y las aportaciones realizadas hasta el momento en esta tesis doctoral:

- Comparación y exploración de la cartografía obtenida a través del panel de expertos y la cartografía obtenida de las entrevistas a los actores sociales a fin de examinar si existen similitudes y/o diferencias espaciales en los resultados obtenidos. De esta forma, mediante análisis espaciales específicos (i.e. el estudio de la correlación espacial entre el número de puntos cartografiados por los expertos y por los actores sociales, el cálculo de índices como abundancia, frecuencia y diversidad de las categorías de servicios de los ecosistemas (SE) cartografiadas, análisis de coincidencia espacial entre las unidades SPU, SBU, dSPU cartografiadas por los expertos y por los actores sociales), se podrían identificar y caracterizar más en detalle las similitudes y/o diferencias entre conocimiento “técnico-experto” y conocimiento “local”. Este proceso, según los resultados obtenidos, sería también una forma para poder reflexionar, a partir de datos empíricos, sobre la validez del método de la cartografía participativa como herramienta de co-construcción de conocimiento.
- Realización de reuniones de discusión o *focus groups* con todos los actores sociales entrevistados, con el objetivo de replicar la cartografía participativa, pero esta vez de forma colectiva. A partir de aquí, sería también interesante poder verificar si los resultados de la cartografía obtenidos de las entrevistas individuales son diferentes (por ejemplo, si el número de puntos cartografiados es mayor o menor, si las áreas espaciales de los *hotspot* de SPU, SBU y dSPU coinciden en el espacio o si tienen una distribución espacial diferente, etc.) y si el proceso de cartografía colectiva destaca aspectos que no fueron subrayados durante el ejercicio de cartografía individual (relaciones de poder, situaciones de tensión entre los actores sociales, alianzas entre determinados actores, cambios en la modalidad de cartografiar, etc.).
- Realización de otros análisis espaciales para investigar más profundamente en otros aspectos. Por ejemplo, uno de los análisis que podría plantearse se basa en la idea de cruzar los puntos cartografiados durante el ejercicio de cartografía participativa con los dibujos hechos a mano por los actores sociales, para explorar qué tipos de relaciones existen entre la forma de dibujar y la forma de mapear y cuáles son los factores que pueden interferir en estos procesos. De esta manera, se podría estudiar más en profundidad qué elementos se perciben dentro de una cuenca hidrográfica, qué elementos se dejan fuera, si hay una coincidencia espacial entre los puntos localizados y las áreas dibujadas en relación a la categoría de SE o a los grupos de actores sociales, etc., con la finalidad de explorar qué relaciones existen entre la forma de percibir mentalmente el concepto de cuenca hidrográfica y la forma de mapear sus elementos.
- Otra línea de investigación relacionada con el punto anterior consiste en la comparación de los resultados obtenidos con la cartografía participativa con una cartografía de SE

producida a través de un enfoque de modelos integrados (*ES model approach*). Los modelos integrados están basados en la combinación de indicadores biofísicos o socioeconómicos, como por ejemplo la tecnología ARIES (*Artificial Intelligence for Ecosystem Services*). La aplicación de este enfoque permitiría explorar las coincidencias y las diferencias que pueden derivarse de las distintas dimensiones de evaluación que se decide aplicar a los SE y sus consecuencias directas en la gestión.

- Elaboración de una cartografía de las áreas de prioridad de gestión de los ecosistemas acuáticos y de los flujos de SEA, como herramienta de gestión complementaria a la cartografía técnico-administrativa de planificación del territorio ya existente. Ya sea como herramienta de diagnóstico o como soporte técnico para la definición de políticas de gestión, planes de conservación, decisiones político-administrativas basadas en las preferencias, sistemas de valores y prioridades de los actores sociales de la cuenca. Sería una manera de operacionalizar el concepto de los SE en la toma de decisiones y pasar de una dimensión científica a una dimensión de gestión aplicada en contextos reales.
- Finalmente, y estrechamente relacionado con el punto anterior, buscar formas de operacionalizar e implementar el concepto de SE dentro de los procesos de tomas de decisiones, como herramienta de gestión aplicada, adaptativa y estratégica de los recursos naturales. La evaluación sociocultural de los SE revela un gran potencial para identificar situaciones actuales y plantear escenarios futuros, integrando el conocimiento de los actores locales y sus opiniones, necesidades, problemas, preocupaciones y sistemas de valores expresados, co-construyendo un modelo de gobernanza adaptativa compartido en un contexto cada vez más cambiante e incierto bajo el dominio del cambio global.



## 7. Conclusions and implications for management improvement (English version)

7.1 Conclusions

7.2 Implications for improving management in the Muga river basin

7.3 Future lines of research

## 7. Conclusions and implications for management improvement (English version)

### 7.1 Conclusions

In this doctoral thesis, the relationships between stakeholders and water resources have been analyzed through a sociocultural and spatial analysis of the water ecosystem services (WES) in the socioecological system of the Muga river basin. The results obtained have made it possible to contribute to a better understanding of the relationships between humans and nature, under the framework of ecosystem services (ES), and to reflect on how this concept can be useful to advance towards forms of adaptive governance through mechanisms that increase resilience in socioecological systems.

This chapter presents the main conclusions of this study in relation to the established objectives (Section 7.1). It also presents the contributions to improve the management of the Muga river basin from the results obtained (Section 7.2) and the possible future lines of research to be undertaken (Section 7.3).

***Objective 1.*** *To analyze the state of current scientific knowledge on ecosystem services and their link and usefulness in the management of water resources and aquatic habitats.*

Exploring the connections between society and ecosystems requires an approach that incorporates multiple perspectives. Working with the conceptual framework of ecosystem services (ES), especially water ecosystem services (WES), represented an opportunity to incorporate this approach to the management of water resources and aquatic ecosystems, showing itself to be a very useful tool to better understand the complexity around water and explore the plurality of its dimensions. Understanding the complexity, in a context where aquatic ecosystems are threatened by multiple anthropic pressures and by a decrease in their capacity to provide an adequate flow of services for the well-being of people, becomes an essential element to facilitate adaptation to these changes.

Understanding the river basin as a socioecological system that provides multiple flows of ES to society highlights how the ecological dimension, related to the functioning processes of aquatic ecosystems, continuously interacts with the social dimension, related to the values that society assigns ecosystems and these ES flows. In fact, working in line with this objective has made it possible to visualize how the ecological processes of aquatic ecosystems -which often remain invisible (i.e. water regulation, aquifer recharge, mitigation of natural disasters, water purification etc.)- have a direct relationship with human well-being.

Water resources are not only manifested in the form of surface or underground water flows, but also in the form of food or energy, or in the form of landscapes and ecosystems, consenting a dual use, passive or active. The ES concept allows integrating these different



nuances, evaluating the uses by WES and describing the relationship between multiple stakeholders.

Hence, the importance of integrating the human dimension in the management of water resources, recognizing how social mechanisms have a great capacity to interfere in ES flows and, therefore, in their management. Considering the stakeholders not only as beneficiaries, but also as producers of these ES, is essential to understand their role in the processes of co-production of services and their local knowledge in an active and adaptive management of ecosystems. Given this reality, it is necessary to emphasize the need to integrate these differences in knowledge and priorities, often divergent, as essential tools to have a transdisciplinary and holistic vision of the river basin. The application of a socio-ecological approach permits to find water management models that can cope with greater resilience and social consensus to the profound changes they experience.

**Objective 2.** *To identify which are the most relevant water ecosystem services in the case of the Muga river basin and to explore the perceptions and preferences by the different stakeholders.*

The identification of the benefits of water ecosystems perceived by stakeholders as more important has allowed to explore in depth their perceptions, preferences, value systems and attitudes towards natural resources and management policies. The results bring to light the great complexity, diversity, and plurality of existing values in the Muga river basin.

Aquatic ecosystems have been perceived, in general, by stakeholders as ecosystems that provide many benefits of fundamental importance for the well-being of people. Some of these can be directly appreciated by social actors (such as those of supply), while others, such as those of regulation, are perceived indirectly. These regulating ES (water regulation and biodiversity) are perceived as fundamental in the basin, obtaining a higher level of importance than supply ES (water for irrigation and water for human consumption) and cultural ones (aesthetic values and recreational activities).

However, not all stakeholders perceive ecosystems and WES flows in the same way, but there are different factors (familiarity with the concept of ES, professional profile, etc.) that interfere with this diversity of value systems that, in turn, influence our attitudes and behaviors towards water resources and aquatic ecosystems.

In addition, a greater or lesser dependence of each group of stakeholders on WES flows and their relationship with them, direct or indirect, affects these preferences. In this framework, stakeholders from the agricultural, forestry, and conservation sectors have been able to identify all categories of ES and a greater number of trade-offs between ES, while sectors such as tourism have given more importance to cultural ES, which means they recognized fewer ecological-environmental problems or vulnerabilities (they mapped less degraded-vulnerable service production units, dSPU).

Therefore, the management of water resources within a river basin perspective should be capable to integrate this complexity and diversity of preferences and value systems, to explore in detail how changes in ES flows can interfere with the level of involvement of

stakeholders in management, in the level of influence in decision-making processes, in their knowledge and vision at the basin level, and in the assessment of water resources management policies.

**Objective 3.** *To map, evaluate and value the water ecosystem services (WES) using participatory socio-cultural methods.*

Working in line with this objective made it possible to carry out a sociocultural evaluation of ES, through a methodology based on semi-structured interviews and participatory cartography. This methodological framework proved to be a useful tool for mapping and evaluating ES and describing the relationship between multiple stakeholders, intertwining qualitative and quantitative data.

The cartography of ES has made it possible to paint in a more complex way the socio-ecological dynamics of the study area, examining and visualizing this diversity of preferences and value systems in a spatial way. Furthermore, the participatory mapping of WES has revealed a great capacity of stakeholders to relate complex concepts associated with ecosystems management (i.e. biodiversity, water regulation, river basin) and to know how to identify them on a map.

The participatory mapping technique was also very useful for analyzing power relations, control and access in the flows of ES and their consequences in the relationships between multiple stakeholders. The study of the spatial patterns of ES flows, the distance between supply and demand, the direction of the flow and the accumulation of beneficiaries at supply points, can undoubtedly become useful tools in landscape planning, capable of ensuring the maintenance of the capacity of ecosystems to generate long-term ES flows.

Therefore, this thesis highlights the importance and need to use participatory sociocultural methods as useful tools to represent the complex socio-ecological dynamics and reveal the multidimensionality of the relationships between WES flows. Likewise, the role of participatory mapping and ES maps is recognized as useful tools to communicate and inform decision makers about the distribution of ES flows, trade-offs between supply, demand, and vulnerable areas, social mechanisms, transforming the concept of ES into an operational concept within policies and decision-making processes.

By combining qualitative data with geographic and spatial data and integrating different techniques, participatory and non-participatory, it is possible to ensure that the diversity of values and knowledge systems of local stakeholders is not ignored, but, on the contrary, integrated within an active management of natural resources.

**Objective 4.** *To identify which are the most vulnerable areas, subject to possible conflicts and social tensions due to the use of water resources, in order to determine which social and decision-making mechanisms are behind these conflicts and influence control and access to the flows of ecosystem services.*

The study of the spatial patterns of water ecosystem services (WES) revealed that not all WES are uniformly distributed in the basin and that not all stakeholders benefit from WES in the same way.

By integrating the perception of ES beneficiaries, that is of those who use ES, with the analysis of local press news, it was possible to identify similar or divergent priorities in the use of ES in the same landscape, the most vulnerable ones due to the increased accumulation of demand, and the social mechanisms behind the behaviors and relationships between stakeholders. The results obtained show that the provisioning WES are the ones that present the greatest inequity in the accumulation of beneficiaries at the supply points, while the cultural WES show a more homogeneous distribution. For example, it was observed that the reservoir and the wetlands are the two points of the river basin with the greatest accumulation of beneficiaries in the supply points, being perceived as very important, but, at the same time, as very vulnerable too.

Using the prism of political ecology and game theory as analysis filters within the ES framework, the results have shown an evident interdependence between (a)symmetries in power relations, control and access mechanisms in WES flows and conflicts over water resources. The construction of the applied analytical framework has allowed us to reflect on the implications of human activities and decisions in WES flows. It has been shown that power relations are closely linked to concepts of control, access, equity and justice in relation to ecosystems. Each behavioral strategy adopted by stakeholders is related to their value systems that, in some way, represents the fundamental “engine” of their decisions. In this context, the three main actors involved in conflicts over WES are the conservation sector, the agricultural sector and the tourism sector, linked to different types of trade-offs that reflect their value systems. Similarly, it was shown that when access to water resources is not guaranteed for all stakeholders, their behavior passes from being collaborative to competitive, while emphasizing the strong dependence on ecosystems.

The identification and recognition of power relations is a key determining factor in asymmetries in access to ES. Hence, knowing the social mechanisms behind the management of natural resources can help to understand what types of trade-offs can derive from political decisions, thus favoring situations of spatial and environmental (in)justice that are at the same time basis of conflicts. Working with this objective revealed how social mechanisms are closely related to the ecological distribution of WES and to political ecology, equity and socio-environmental justice.

**Objective 5.** *To assess the advantages and disadvantages of participatory methodologies and the inclusion of stakeholders in decision-making when seeking to achieve governance models that favor socio-ecological resilience and that are participatory, integrated, inclusive, effective, and capable of guaranteeing a sustainable flow of ecosystem services.*

Finally, working in line with this last objective was an occasion to generally reflect on the benefits and advantages of including local stakeholders in decision-making processes.

The results obtained throughout this thesis have shown not only the existence of a great variety of values around the water ecosystems services (WES), but also the importance that these values have in promoting decisions on governance of water resources. Environmental, social or economic values play an active role in water resource management decisions within a specific socio-ecological context.

The results, obtained through the applied participatory and non-participatory methodologies, have highlighted the importance of working from the social dimension (interviews, cartography, drawings), in order to recognize various types of values (preferences, value systems, mental constructions), integrate different types of knowledge (local knowledge and technical knowledge), and involve various social actors (public, private, administrative institutions, communities, etc.), to obtain a better understanding of WES flows and get as close as possible to the complexity of socio-ecological dynamics.

The achievement of this objective has also allowed us to recognize the limitation of governance models and top-down decision-making in contexts characterized by non-linearity, uncertainty, speed of change and complexity. The rigidity of these governance models leads them to be less resilient and vulnerable, since they do not take into account those mechanisms that favor and increase resilience, helping socio-ecological systems to be more inclusive, effective, flexible, adaptive and adaptable to changes.

During the interviews and participatory mapping with the stakeholders, their interest and predisposition to explain and share their local knowledge and skills in the management of water resources was highlighted, but, at the same time, a feeling of great mistrust and resignation in relation to participatory processes and public bodies was unveiled. The most recurrent statement in the interviews could be synthesized in the following sentences: *“Another participatory process, what is it for? They are always the same and as always only the strongest speak and can give their opinion. It is a false process in reality; they already know the policies they want to apply to the landscape”*.

In this context, it is essential to generate new paradigms and governance models that implement the concept of “crowd wisdom” in the practice of WES and water resources management (Brown and Fagerholm, 2015; Surowiecki, 2005). In this line, collective intelligence must be used to detect problems, anticipate conflicts and find inclusive solutions that allow taking into account the complexity of interests and that are capable of recognizing our dependence on the ecological system as the basis and essential principle of human well-being.

## 7.2 Implications for improving management in the Muga river basin

The objective of this section is to propose concrete proposals to improve the management of water resources in the socio-ecological system of the Muga river basin in order to make it more efficient, inclusive and fair.

For this purpose, the following practical implications are pointed out as suggestions and elements for reflection that derive from the research approach, the results obtained, its subsequent discussion, and the conclusions derived from the thesis, considered to be able to contribute to the improvement of the Muga river basin management. Obviously some of the recommendations are general and, therefore, also applicable to other river basins:

- To recognize the importance of the diversity of value systems and discourses (ecological, economic, sociocultural, political, individual) in relation to water resources and to encourage their integration, assessment, and validation within management and decision-making processes. Likewise, it would be necessary to apply new approaches to adaptive governance and sustainability science within the management of water resources. An even more timely and necessary reflection in a context of climate change, which has a very important impact on Mediterranean basins with a reduction in both the quality and quantity of water resources.

- Reflect on a public-private management of water resources, in order to avoid as much as possible a management and decision-making models based on selfish attitudes and particular interests, and the importance of encourage, instead, a shared vision based on the general interests and the common good.

- Managing the spatial unit of the river basin, promoted by the Water Framework Directive as “the natural geographical and hydrological unit - instead of according to administrative or political boundaries(2000/60 / EC)” means understanding the basin as an adaptive complex socio-ecological system and consider within management the complexity, non-linearity and, uncertainty of the interrelationships between the social and ecological dimension and the drivers of change, both internal and external.

- To apply a governance model that considers the possible alternative medium-long-term scenarios in relation to water resources. In other words, a management model able to find short-term solutions, but also to manage possible changes in the medium and long term in advance. This would help increase the level of management flexibility, learning from the results of management actions that have already been implemented so far.

- To apply management models that focus not on separate and compartmentalized ecosystems, but on socio-ecological flows, processes, and networks, understanding the interdependence and transversality of water resources in their ecological, social, cultural, economic and political context. In this way, it would be necessary to promote an integrated management of water resources at the territorial and at the spatial level of the river basin. The purpose is to reduce water management at the municipal-administrative level and increase awareness of landscape planning which considers all sectors and areas involved in management.

- To promote water resources management based on a combination of technical, social and local knowledge, avoiding sectorialization and the “superiority” of technical-administrative knowledge. To collect and identify the different management practices and knowledge of local stakeholders (i.e. agricultural practices, irrigation and distribution systems, crop typologies, water regulation systems, etc.) could help activate mechanisms for the co-production of knowledge, valorization, and dissemination of local practices. An effective

management should not only be based on good technical results, but also on good relational qualities of stakeholders, improving the ability to solve conflicts and reach shared solutions.

- To include ecosystem services (ES) within the water resources management models, supporting decision-making based on their knowledge and evaluation. In particular, analyzing and managing the trade-offs between demand and supply of the WES, allows not only to have more and better knowledge about the ecological processes of the supplying units, but also to know the demand and uses of ES by the local actors and the possible distributions of flows that can derive from certain management decisions.

- To map the flows of water ecosystem services (WES), from the supplying units to the beneficiary areas, integrating different evaluations of WES (sociocultural, biophysical and economic). This allows knowing the status of the different WES and identifying drivers of changes (internal or external) and possible trade-offs that may damage their supply capacity or that may cause changes in socio-ecological dynamics. In conclusion, to design specific and strategic management practices.

- To promote processes of dialogue, exchange and participation among all stakeholders in the river basin, processes that involve social actors in all phases of decision-making and co-design of management policies. The model of participatory processes in relation to the water resources of the Muga river basin has been highly criticized by many of the social actors. In general, it is considered a fake participation model, where the same people always participate, the dialogue is unilateral, the solutions found during the participatory sessions are applied only few times in the context of the real management of the basin and its water resources, generating a feeling of frustration and mistrust. Hence, the need to change and reform the current administrative procedures applied for participation.

- To develop plans, projects and policies that take into account the opinion and perspectives of stakeholders from the initial phase of the policy design processes. All this with the purpose of unleashing trust mechanisms between public institutions and actors, strengthening relationships, favoring the transparency of decision processes, empowering social actors and involving them within an active management of the territory. Giving space to “all voices” would be a useful way to reduce the feeling of exclusion and/or frustration expressed by some stakeholders in the river basin, on the contrary increasing the sense of identity and influencing a greater consensus on management policies and conservation of ecosystems. In addition, it would help decision-makers to try to balance power among the multiple actors and guarantee greater equity and representation of plurality during the process.

- In this context, an important aspect should be highlighted, related to the information phase of the participatory process. Organizers of participatory processes should pay more attention to the design of the initial information phase, in order to ensure a clear communication and information process, as transparent and shared as possible from decision-makers to social actors before moving on to the phase of synthesis of knowledge, participation and decision-making.

- Promote multi-level and informal management and governance systems. Sometimes the bureaucratic management structure and its fragmentation into various sectors (e.g. urban planning, agricultural management, forest management etc.) and scales (local, regional, state) can lead to an overlap of skills and extremely laborious processes that hinder management practices at subordinate levels.
- Figures such as the “Community of users of the water resources of the Muga river basin” are a good example of more informal governance, where all groups of social actors are represented at different levels and where spaces for exchange and opinions between them, without having to resort to the highest administrative level of management, the ACA in this context.
- In this way, stakeholders, being members of a community or of a management board, feel more empowered, since their opinion is as important as that of the rest. This would allow strengthening relationships, sharing knowledge, managing trade-offs and conflicts, delineating common strategies, uniting to have a greater level of influence in decision-making in relation to the management of water resources. Therefore, favoring the creation of non-formal governance institutions, such as communities, boards or associations (i.e., irrigation communities, hunting and fishing associations, farmers and ranchers societies etc.) could help increase the level of efficiency local management and to implement a more bottom-up governance model in general.
- Aligning with the Common Implementation Strategy guideline of the Water Framework Directive on the “Information Exchange Platform” (WFD-CIRCABC Platform) and creating a “Muga River Basin Exchange Platform” could be an occasion to establish a tool both direct and indirect management. This platform would allow the sharing and exchange of positive examples of water resources management from different contexts, favoring an exchange network between social actors and managers, in order to encourage cooperation and the establishment of joint objectives in the management of water resources.
- Hence, the need and importance of an integrated governance model capable of understanding the multidimensionality of socio-ecological systems and incorporating it into management decisions. Similarly, in this way of understanding the management of water resources, it is considered that the entire set of considerations made previously could be considered as good practical recommendations with clear implications for the design of a new governance model of water resources more effective, equitable, fair and inclusive.

### 7.3 Future lines of research

This section identifies some future research needs with the aim to strengthening the methodological approaches and the contributions made so far in this thesis:

- Comparison and exploration of the cartography obtained through the expert panel and the cartography obtained from the interviews with the stakeholders in order to examine whether there are similarities and/or spatial differences in the results obtained. In this way, through specific spatial analysis (i.e. the study of the

spatial correlation between the number of points mapped by experts and by stakeholders, the calculation of indices such as abundance, frequency and diversity of the categories of ecosystem services (ES) mapped, spatial coincidence analysis between the SPU, SBU, dSPU units mapped by the experts and by the social actors), the similarities and/or differences between “technical-expert” knowledge and “local” knowledge could be identified and characterized in more detail. This process, according to the results obtained, would also be a way to reflect, based on empirical data, on the validity of the participatory mapping method as a tool for the co-construction of knowledge.

- Holding discussion meetings or focus groups with all the stakeholders interviewed, with the aim of replicating the participatory cartography, but this time collectively. Hence, it is possible to verify if the mapping results obtained from the individual interviews are different (for example, if the number of mapped points is greater or lower, if the spatial areas of the SPU, SBU and dSPU hotspots coincide in space or if they have a different spatial distribution, etc.), and if the collective mapping process highlights aspects that were not underlined during the individual mapping exercise (power relations, situations of tension between stakeholders, alliances between certain actors, changes in the mapping mode etc.).

- Carrying out other spatial analysis to investigate more deeply in other aspects. For example, one of the analysis that could be considered is based on the idea of crossing the points mapped during the participatory mapping exercise with the hand-made drawings made by the stakeholders, in order to explore what types of relationships exist between the way of drawing and the way of mapping and what are the factors that can interfere in these processes. In this way, it could be studied in greater depth what elements are perceived within a river basin, what elements are left out, if there is a spatial coincidence between the mapped points and the areas drawn in relation to the ES category or the groups of actors etc., in order to explore what relationships exist between the way of mentally perceiving the concept of river basin and the way of mapping its elements.

- Another line of research related to the previous point consists of comparing the results obtained with participatory mapping with an ES mapping produced through an integrated model approach (ES model approach). Integrated models are based on the combination of biophysical or socioeconomic indicators, such as ARIES technology (Artificial Intelligence for Ecosystem Services). The application of this approach would allow us to explore the coincidences and differences that may derive from the different evaluation dimensions that it is decided to apply to ES and their direct consequences on landscape management.

- The realization of a cartography of priority areas for the management of aquatic ecosystems and WES flows, as a complementary management tool to the technical-administrative planning cartography of the existing territory. Either as a diagnostic tool or as technical support for the definition of management policies, conservation plans, political-administrative decisions based on the preferences, value systems and priorities of stakeholders of the river basin. It would be a way of



operationalizing the concept of ES in decision-making and moving from a scientific dimension to a management dimension applied in real contexts.

- Finally, and closely related to the previous point, seek ways to operationalize and implement the concept of ES within the decision-making processes, as an applied, adaptive and strategic management tool of natural resources. The sociocultural evaluation of the ES reveals great potential to identify current situations and propose future scenarios, integrating the knowledge of local actors and their opinions, needs, problems, concerns and expressed value systems, co-building a shared adaptive governance model in an increasingly changing and uncertain context under the dominance of global change.

# Referencias

- ACA, 2016. Pla de gestió del districte de conca fluvial de Catalunya i Programa de mesures. Barcelona.
- ACA, 2009. Plan de gestión del distrito de cuenca fluvial de Catalunya. Barcelona.
- Adger, W.N., Benjaminsen, T.A., Brown, K., Svarstad, H., 2000. Advancing a political ecology of global environmental discourses. CSERGE Work. Pap. GEC 2000-10.
- Alboukadel, K., Mundt, F., 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses.
- Anderies, J.M., Janssen, M.A., Ostrom, E., 2004. A Framework to Analyze the Robustness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecol. Soc.* 9. <https://doi.org/10.5751/es-00610-090118>
- Armiero, M., 2008. Seeing Like a Protester : Nature, Power, and Environmental Struggles. *Left Hist.* 13, 59–76.
- Balzan, M. V., Pinheiro, A.M., Mascarenhas, A., Morán-Ordóñez, A., Ruiz-Frau, A., Carvalho-Santos, C., Vogiatzakis, I., Arends, J., Santana-Garcon, J., Roces-Díaz, J. V., Brotons, L., Campagne, C.S., Roche, P., de Miguel, S., Targetti, S., Drakou, E., Vlami, V., Baró, F., Geijzendorffer, I., 2019. Improving ecosystem assessments in Mediterranean social-ecological systems: a DPSIR analysis. *Ecosyst. People* 15, 136–155. <https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1598499>
- Barnaud, C., Antona, M., 2014. Deconstructing ecosystem services: Uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum* 56, 113–123. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.07.003>
- Baró, F., Gómez-Baggethun, E., Haase, D., 2017. Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient: Insights for landscape planning and management. *Ecosyst. Serv.* 24, 147–159. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.021>
- Baumeister, C.F., Gerstenberg, T., Plieninger, T., Schraml, U., 2020. Exploring cultural ecosystem service hotspots: Linking multiple urban forest features with public participation mapping data. *Urban For. Urban Green.* 48, 126561. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.12.6561>
- Bayés, C., Ribas, A., Saurí, D., 2016. Sequías y prensa regional en la cuenca del río Muga (Girona). *Geographalia* 123–144. [https://doi.org/10.26754/ojs\\_geoph/geoph.2003441355](https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.2003441355)
- Bennett, E.M., Peterson, G.D., Gordon, L.J., 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecol. Lett.* 12, 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Berkes, F., 2017. Environmental governance for the anthropocene? Social-ecological systems, resilience, and collaborative learning. *Sustainability* 9, 1–12. <https://doi.org/10.3390/su9071232>
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C., 2003. Navigating social-ecological systems. Building Resilience for Complexity and Change. Cambridge. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511541957.003>
- Berkes, F., Folke, C., 1998. Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience, Cambridge. ed. Cambridge University Press, New York.

- Beymer-Farris, B.A., Bassett, T.J., Bryceson, I., 2010. Promises and pitfalls of adaptive management in resilience thinking: The lens of political ecology. *Resil. Cult. Landsc. Underst. Manag. Chang. Human-Shaped Environ.* 283–300. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139107778.020>
- Bidegain, Í., López-Santiago, C.A., González, J.A., Martínez-Sastre, R., Ravera, F., Cerda, C., 2020. Social valuation of mediterranean cultural landscapes: Exploring landscape preferences and ecosystem services perceptions through a visual approach. *Land* 9, 1–22. <https://doi.org/10.3390/land9100390>
- Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E.L., Burnsilver, S., Cundill, G., Dakos, V., Daw, T.M., Evans, L.S., Kotschy, K., Leitch, A.M., Meek, C., Quinlan, A., Raudsepp-Hearne, C., Robards, M.D., Schoon, M.L., Schultz, L., West, P.C., 2012. Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 37, 421–448. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-051211-123836>
- Biggs, R., Schluter, M., Schoon, M., 2015. *Principles for Building Resilience. Sustaining Ecosystem Services in Social Ecological Systems.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Blaikie, P., 2016. *The political economy of soil erosion in developing countries*, Routledge. ed, *The Political Economy of Soil Erosion in Developing Countries.* England. <https://doi.org/10.4324/9781315637556>
- Blondel, J., 2006. The “design” of Mediterranean landscapes: A millennial story of humans and ecological systems during the historic period. *Hum. Ecol.* 34, 713–729. <https://doi.org/10.1007/s10745-006-9030-4>
- Blume, L.E., Easley, D., 2007. Rationality, in: Palgrave Macmillan (Ed.), *The New Palgrave Dictionary of Economics.* London. [https://doi.org/https://doi.org/10.1057/978-1-349-95121-5\\_2138-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1057/978-1-349-95121-5_2138-1)
- Bohle, H.-G., Etzold, B., Keck, M., 2009. Resilience as Agency. *IHDP Updat.* 8–13.
- Boithias, L., Acuña, V., Vergoñós, L., Ziv, G., Marcé, R., Sabater, S., 2014. Assessment of the water supply: Demand ratios in a Mediterranean basin under different global change scenarios and mitigation alternatives. *Sci. Total Environ.* 470–471, 567–577. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.003>
- Braat, L.C., de Groot, R., 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosyst. Serv.* 1, 4–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>
- Brisbane Declaration, 2007. *Brisbane Declaration, 10th International River Symposium and International Environmental Flows Conference.* Brisbane, QLD.
- Brown, G., Fagerholm, N., 2015. Empirical PPGIS/PGIS mapping of ecosystem services: A review and evaluation. *Ecosyst. Serv.* 13, 119–133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.007>
- Brown, G., Kyttä, M., 2018. Key issues and priorities in participatory mapping: Toward integration or increased specialization? *Appl. Geogr.* 95, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.04.002>
- Brown, G., Kyttä, M., 2014. Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS): A synthesis based on empirical research. *Appl. Geogr.* 46, 122–136. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.04.002>

- 11.004
- Brown, G., Montag, J.M., Lyon, K., 2012. Public Participation GIS: A Method for Identifying Ecosystem Services. *Soc. Nat. Resour.* 25, 633–651. <https://doi.org/10.1080/08941920.2011.621511>
- Brown, G., Raymond, C.M., 2014. Methods for identifying land use conflict potential using participatory mapping. *Landsc. Urban Plan.* 122, 196–208. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.007>
- Bryant, R., 1999. Political Ecology. *Polit. Geogr.* 11, 12–36. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-373932-2.00417-8>
- Burkhard, B., de Groot, R., Costanza, R., Seppelt, R., Jørgensen, S.E., Potschin, M., 2012a. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. *Ecol. Indic.* 21, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.008>
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landsc. Online* 34, 1–32. <https://doi.org/10.3097/LO.201434>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012b. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol. Indic.* 21, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Burkhard, B., Maes, J., 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia. <https://doi.org/10.5901/ichss-2012-vol-07>
- Butzer, K.W., 2012. Collapse, environment, and society. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 109, 3632–3639. <https://doi.org/10.1073/pnas.1114845109>
- Cabello, V., Willaarts, B.A., Aguilar, M., del Moral Ituarte, L., 2015. River basins as social-ecological systems: Linking levels of societal and ecosystem water metabolism in a semiarid watershed. *Ecol. Soc.* 20, 1–28. <https://doi.org/10.5751/ES-07778-200320>
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., Defries, R.S., Diaz, S., Dietz, T., Duraipappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W. V., Sarukhan, J., Scholes, R.J., Whyte, A., 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 106, 1305–1312. <https://doi.org/10.1073/pnas.0808772106>
- Castree, N., Adams, W.M., Barry, J., Brockington, D., Büscher, B., Corbera, E., Demeritt, D., Duffy, R., Felt, U., Neves, K., Newell, P., Pellizzoni, L., Rigby, K., Robbins, P., Robin, L., Rose, D.B., Ross, A., Schlosberg, D., Sörlin, S., West, P., Whitehead, M., Wynne, B., 2014. Changing the intellectual climate. *Nat. Clim. Chang.* 4, 763–768. <https://doi.org/10.1038/nclimate2339>
- Castro, A.J., García-Llorente, M., Martín-López, B., Palomo, I., Iniesta-Arandia, I., 2013. Multidimensional approaches in ecosystem services assessment. *Earth Obs. Ecosyst. Serv.* 441–468. <https://doi.org/10.1201/b15628>
- Castro, A.J., Vaughn, C.C., Julian, J.P., García-Llorente, M., 2016. Social Demand for Ecosystem Services and Implications for Watershed Management. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 52, 209–221. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12379>
- Castro, A.J., Verburg, P.H., Martín-López, B., García-Llorente, M., Cabello, J., Vaughn, C.C., López, E., 2014. Ecosystem service trade-offs from supply to social demand: A landscape-scale spatial analysis. *Landsc. Urban Plan.* 132, 102–

110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.009>
- Chee, Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biol. Conserv.* 120, 549–565. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.028>
- Chen, J.J., 2018. gglorenz: Plotting Lorenz Curve with the Blessing of “ggplot2.”
- Clark, W.C., 2007. Sustainability science: A room of its own. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 1737–1738. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611291104>
- Compte, A., 1963. El Alto Ampurdán. Instituto de Estudios Pirenaicos.
- Consell Comarcal de l’Alt Empordà, 2012. Proposta de creació de comunitats d’usuaris dels aqüífers a l’Alt Empordà.
- Cord, A.F., Bartkowski, B., Beckmann, M., Dittrich, A., Hermans-Neumann, K., Kaim, A., Lienhoop, N., Locher-Krause, K., Priess, J., Schröter-Schlaack, C., Schwarz, N., Seppelt, R., Strauch, M., Václavík, T., Volk, M., 2017. Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: Main concepts, methods and the road ahead. *Ecosyst. Serv.* 28, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.012>
- Costanza, R., 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biol. Conserv.* 141, 350–352. <https://doi.org/10.1007/bf01844766>
- Costanza, R., Chichakly, K., Dale, V., Farber, S., Finnigan, D., Grigg, K., Heckbert, S., Kubiszewski, I., Lee, H., Liu, S., Magnuszewski, P., Maynard, S., McDonald, N., Mills, R., Ogilvy, S., Pert, P.L., Renz, J., Wainger, L., Young, M., Richard Ziegler, C., 2014a. Simulation games that integrate research, entertainment, and learning around ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 10, 195–201. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.001>
- Costanza, R., D’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van Den Belt, M., 1997. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., Daly, H.E., 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conserv. Biol.* 6, 37–46.
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., Grasso, M., 2017. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosyst. Serv.* 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014b. Changes in the global value of ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.* 26, 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>
- Coulthard, S., 2012. Can we be both resilient and well, and what choices do people have? incorporating agency into the resilience debate from a fisheries perspective. *Ecol. Soc.* 17. <https://doi.org/10.5751/ES-04483-170104>
- Cowling, R.M., Ego, B., Knight, A.T., O’Farrell, P.J., Reyers, B., Rouget, M., Roux, D.J., Welz, A., Wilhelm-Rechman, A., 2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 105, 9483–9488. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706559105>
- Cramer, W., Guiot, J., Fader, M., Garrabou, J., Gattuso, J.P., Iglesias, A., Lange, M.A.,

- Lionello, P., Llasat, M.C., Paz, S., Peñuelas, J., Snoussi, M., Toreti, A., Tsimplis, M.N., Xoplaki, E., 2018. Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nat. Clim. Chang.* 8, 972–980.  
<https://doi.org/10.1038/s41558-018-0299-2>
- Creswell, J.W., 2007. Understanding mixed methods research. *Qual. Inq. Res. Des. Choos. Among Five Approaches* 11, 1–19.
- Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 4, 4–14.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.001>
- Daily, G.C., 1997. *Ecosystems, Nature's Services: Societal Dependence On Natural*. Washington D.C.
- Daw, T., Brown, K., Rosendo, S., Pomeroy, R., 2011. Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: The need to disaggregate human well-being. *Environ. Conserv.* 38, 370–379.  
<https://doi.org/10.1017/S0376892911000506>
- de Groot, R., 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 75, 175–186.  
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.016>
- de Groot, R., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010a. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- de Groot, R., Braat, L., Costanza, R., 2017. A short history of the ecosystem services concep, in: Burkhard, B., Maes, J. (Eds.), *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publisher, pp. 29–33.
- de Groot, R., Fisher, B., Christie, M., Aronson, J., Braat, L., Gowdy, J., Haines-young, R., Maltby, E., Neuville, A., Polasky, S., Portela, R., Ring, I., Blihnaut, J., Brondízio, E., Costanza, R., Jax, K., Kadekodi, G.K., May, P.H., Mcneely, J., Shmelev, S., 2010b. *The economics of ecosystems and biodiversity. TEEB for Business*.  
<https://doi.org/10.4324/9781849775489>
- DEPANA, 2005. *Servicios de los ecosistemas litorales en Catalunya, Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España*.
- Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S., Tilman, D., 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol.* 4, 1300–1305.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277>
- Dinar, A., Hogarth, M., 2015. Game theory and water resources critical review of its contributions, progress and remaining challenges. *Found. Trends Microeconomics* 11, 1–139.  
<https://doi.org/10.1561/07000000066>
- Dinar, A., Ratner, A., Yaron, D., 1992. Evaluating Cooperative Game Theory in water resources. *Theory Decis.* 32, 1–20.  
<https://doi.org/10.1007/BF00133625>
- Dorman, M., 2020. *ngeo: k-Nearest Neighbor Join for Spatial Data*.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 81, 163–82.  
<https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>

- Duque Gutiérrez, M., 2015. Planificando territorios resilientes en el Antropoceno: lecciones desde la ciudad de Bogotá conceptualizada como un sistema sociológico. Universidad Internacional de Andalucía.
- Eade, J.D.O., Moran, D., 1996. Spatial economic valuation: Benefits transfer using geographical information systems. *J. Environ. Manage.* 48, 97–110.  
<https://doi.org/10.1006/jema.1996.9990>
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D., Le Maitre, D.C., Van Jaarsveld, A.S., 2015. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. *Agric. Ecosyst. Environ.* 135–140.  
<https://doi.org/10.2779/12398>
- Eleftheriadou, E., Mylopoulos, Y., 2008. Game Theoretical Approach to Conflict Resolution in Transboundary Water Resources Management. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 134, 466–473.  
[https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(2008\)134:5\(466\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(2008)134:5(466))
- Ernstson, H., 2013. The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 109, 7–17.  
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.005>
- Escala Estruch, M., 2012. L'Empordà: aigua i territori estudi del vincle entre l'embarcació i l'habitatge. La Salle.
- EUROPARC España, 2018. Las áreas protegidas Incorporación de la adaptación en el contexto del cambio global al cambio climático en la planificación y gestión. Madrid.
- European Commission, 2019. Evaluation of EU water legislation concludes that it is broadly fit for purpose but implementation needs to speed up [WWW Document]. Environment. URL [https://ec.europa.eu/info/news/evaluation-eu-water-legislation-concludes-it-broadly-fit-purpose-implementation-needs-speed-2019-dec-12\\_en](https://ec.europa.eu/info/news/evaluation-eu-water-legislation-concludes-it-broadly-fit-purpose-implementation-needs-speed-2019-dec-12_en) (accessed 2.10.21).
- European Commission, 2011. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020, Communication from the commission to the European parliament, the council, the economic and social committee and the committee of the regions.  
<https://doi.org/10.5738/jale.20.37>
- European Commission, 2000a. Directiva 2000/60/CE, Diario Oficial De Las Comunidades Europeas.  
[https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(03\)00126-4](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(03)00126-4)
- European Commission, 2000b. Natura 2000 [WWW Document]. URL [https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm) (accessed 10.5.20).
- European Environment Agency, 2018. National climate change vulnerability and risk assessments in Europe, 2018, European Environment Agency. Publications Office of the European Union, Luxembourg.  
<https://doi.org/10.1109/TDEI.2009.5211872>
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España, 2016. La Evaluación de los ecosistemas del Milenio de España. Guía para comunicadores/as y periodistas. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, España.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España, 2011. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados. Fundación Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, España.
- Fader, M., Giupponi, C., Burak, S., Dakhlaoui,

- H., Koutroulis, A., Lange, M.A., Pulido-velazquez, D., Grillakis, M., Mrabet, R., Todorovic, M., Trambly, Y., Zwirgmaier, V., 2020. Water, in: *Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin – Current Situation and Risks for the Future. First Mediterranean Assessment Report*. Union for the Mediterranean, Plan Bleu, Marseille, France, pp. 181–236.
- Fagerholm, N., Käyhkö, N., Ndumbo, F., Khamis, M., 2012. Community stakeholders' knowledge in landscape assessments - Mapping indicators for landscape services. *Ecol. Indic.* 18, 421–433. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.004>
- Fagerholm, N., Oteros-Rozas, E., Raymond, C.M., Torralba, M., Moreno, G., Plieninger, T., 2016. Assessing linkages between ecosystem services, land-use and well-being in an agroforestry landscape using public participation GIS. *Appl. Geogr.* 74, 30–46. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.06.007>
- Falagas, M.E., Pitsouni, E.I., Malietzis, G.A., Pappas, G., 2008. Comparison of PubMed, Scopus, Web of Science, and Google Scholar: strengths and weaknesses. *FASEB J.* 22, 338–342. <https://doi.org/10.1096/fj.07-9492lsf>
- Felipe-Lucia, M.R., Martín-López, B., Lavorel, S., Berraquero-Díaz, L., Escalera-Reyes, J., Comín, F.A., 2015. Ecosystem services flows: Why stakeholders' power relationships matter. *PLoS One* 10, 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0132232>
- Fielding, N.G., 2012. Triangulation and Mixed Methods Designs: Data Integration With New Research Technologies. *J. Mix. Methods Res.* 6, 124–136. <https://doi.org/10.1177/1558689812437101>
- Fischer, A., van der Wal, R., 2007. Invasive plant suppresses charismatic seabird - the construction of attitudes towards biodiversity management options. *Biol. Conserv.* 135, 256–267. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.026>
- Fischer, A., Young, J.C., 2007. Understanding mental constructs of biodiversity: Implications for biodiversity management and conservation. *Biol. Conserv.* 136, 271–282. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.024>
- Fischer, J., Dyball, R., Fazey, I., Gross, C., Dovers, S., Ehrlich, P.R., Brulle, R.J., Christensen, C., Borden, R.J., 2012. Human behavior and sustainability. *Front. Ecol. Environ.* 10, 153–160. <https://doi.org/10.1890/110079>
- Fischer, J., Gardner, T.A., Bennett, E.M., Balvanera, P., Biggs, R., Carpenter, S., Daw, T., Folke, C., Hill, R., Hughes, T.P., Luthe, T., Maass, M., Meacham, M., Norström, A. V., Peterson, G., Queiroz, C., Seppelt, R., Spierenburg, M., Tenhunen, J., 2015. Advancing sustainability through mainstreaming a social-ecological systems perspective. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 14, 144–149. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.002>
- Fisher, B., Turner, R.K., Burgess, N.D., Swetnam, R.D., Green, J., Green, R.E., Kajembe, G., Kulindwa, K., Lewis, S.L., Marchant, R., Marshall, A.R., Madoffe, S., Munishi, P.K.T., Morse-Jones, S., Mwakalila, S., Paavola, J., Naidoo, R., Ricketts, T., Rouget, M., Willcock, S., White, S., Balmford, A., 2011. Measuring, modeling and mapping ecosystem services in the Eastern Arc Mountains of Tanzania. *Prog. Phys. Geogr.* 35, 595–611. <https://doi.org/10.1177/0309133311422968>
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem



- services for decision making. *Ecol. Econ.* 68, 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Fisher, J., Patenaude, G., Giri, K., Lewis, K., Meir, P., Pinho, P., Rounsevell, M.D.A., Williams, M., 2014. Understanding the relationships between ecosystem services and poverty alleviation: A conceptual framework. *Ecosyst. Serv.* 7, 34–45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.08.002>
- Fisher, J.A., Patenaude, G., Meir, P., Nightingale, A.J., Rounsevell, M.D.A., Williams, M., Woodhouse, I.H., 2013. Strengthening conceptual foundations: Analysing frameworks for ecosystem services and poverty alleviation research. *Glob. Environ. Chang.* 23, 1098–1111. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.04.002>
- Fletcher, R., 2010. Neoliberal environmentalism: Towards a poststructuralist political ecology of the conservation debate, in: *Conservation and Society*. pp. 171–181. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.73806>
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* (80-). <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Folke, C., 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Glob. Environ. Chang.* 16, 253–267. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002>
- Folke, C., Hahn, T., Olsson, P., Norberg, J., 2005. Adaptive governance of social-ecological systems. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 441–473. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144511>
- Forslund, A., 2009. Securing Water for Ecosystems and Human Well-being: The Importance of Environmental Flows. Swedish Water House Report 24. SIWI.
- Forsyth, T., 2008. Political ecology and the epistemology of social justice. *Geoforum* 39, 756–764. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2006.12.005>
- Funes, I., Savé, R., de Herralde, F., Biel, C., Pla, E., Pascual, D., Zabalza, J., Cantos, G., Borràs, G., Vayreda, J., Aranda, X., 2021. Modeling impacts of climate change on the water needs and growing cycle of crops in three Mediterranean basins. *Agric. Water Manag.* 249. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106797>
- Gabarda-Mallorquí, A., 2016. Canvis recents en el consum i la gestió de l'aigua en espais turístics. El cas de la Costa Brava (Girona). Universitat de Girona.
- Gabarda-Mallorquí, A., Fraguell, R.M., Pavón, D., Ribas, A., 2016. Tourist development and wastewater treatment in the Spanish Mediterranean coast: The Costa Brava case study. *Int. J. Sustain. Dev. Plan.* 11, 245–254. <https://doi.org/10.2495/SDP-V11-N3-245-254>
- Gabarda-Mallorquí, A., Ribas, A., 2016. Understanding reductions in water consumption in tourist areas: a case study of the Costa Brava, Spain. *Int. J. Water Resour. Dev.* 32, 912–930. <https://doi.org/10.1080/07900627.2016.1142861>
- Gaddis, E.J.B., Falk, H.H., Ginger, C., Voinov, A., 2010. Effectiveness of a participatory modeling effort to identify and advance community water resource goals in St.

- Albans, Vermont. *Environ. Model. Softw.* 25, 1428–1438. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.06.004>
- Garau, E., Vila-Subirós, J., Ribas, A., 2020. Agua, turismo y servicios de los ecosistemas: el ciclo hidroturístico en la cuenca mediterránea, in: Escribano J., Peñarrubia M.P., Serrano J., A.S. (Ed.), *Desafíos y Oportunidades de Un Mundo En Transición. Una Interpretación Desde La Geografía*. pp. 251–261.
- García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Willaarts, B.A., Harrison, P.A., Berry, P., del Mar Bayo, M., Castro, A.J., Montes, C., Martín-López, B., 2015. Biophysical and sociocultural factors underlying spatial trade-offs of ecosystem services in semiarid watersheds. *Ecol. Soc.* 20. <https://doi.org/10.5751/ES-07785-200339>
- García-Llorente, M., Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., López-Santiago, C.A., Aguilera, P.A., Montes, C., 2012. The role of multi-functionality in social preferences toward semi-arid rural landscapes: An ecosystem service approach. *Environ. Sci. Policy* 19–20, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.01.006>
- García-Nieto, A.P., 2018. Ecosystem services around the Mediterranean Basin 13545.
- García-Nieto, A.P., 2018. Ecosystem services around the Mediterranean Basin. Université d'Aix-Marseille.
- García-Nieto, A.P., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Martín-López, B., 2013. Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. *Ecosyst. Serv.* 4, 126–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.03.003>
- García-Nieto, A.P., Quintas-Soriano, C., García-Llorente, M., Palomo, I., Montes, C., Martín-López, B., 2015. Collaborative mapping of ecosystem services: The role of stakeholders' profiles. *Ecosyst. Serv.* 13, 141–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.006>
- Garmestani, A.S., Benson, M.H., 2013. A framework for resilience-based governance of social-ecological systems. *Ecol. Soc.* 18. <https://doi.org/10.5751/ES-05180-180109>
- Geijzendorffer, I.R., Martín-López, B., Roche, P.K., 2015. Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments. *Ecol. Indic.* 52, 320–331. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.12.016>
- Generalitat de Catalunya, 2018. L'adaptació al canvi climàtic a Catalunya necessita repensar la gestió de l'aigua, dels boscos i de l'agricultura. Departament de Territori i Sostenibilitat.
- Generalitat de Catalunya, 2010. Pla especial de protecció del medi natural i del paisatge dels Aiguamolls de l'Alt Empordà. Departament de Medi Ambient i Habitatge. Direcció General de Medi Natural.
- Giakoumis, T., Voulvoulis, N., 2018a. The Transition of EU Water Policy Towards the Water Framework Directive's Integrated River Basin Management Paradigm. *Environ. Manage.* 62, 819–831. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1080-z>
- Giakoumis, T., Voulvoulis, N., 2018b. A participatory ecosystems services approach for pressure prioritisation in support of the Water Framework Directive. *Ecosyst. Serv.* 34, 126–135. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.10.007>
- Gibbons, R., 1997. An Introduction to Applicable Game Theory. *J. Econ. Perspect.* 11, 127–149. <https://doi.org/10.1257/jep.11.1.127>
- Goble, C., Stevens, R., Hull, D., Wolstencroft, K., Lopez, R., 2008. Data curation +

- process curation = data integration + science. *Brief. Bioinform.* 9, 506–517. <https://doi.org/10.1093/bib/bbn034>
- Gómez-Baggethun, E., Alcorlo, P., Montes, C., 2011. Ecosystem services associated with a mosaic of alternative states in a Mediterranean wetland: case study of the Doñana marsh (southwestern Spain). *Hydrol. Sci. J.* 56, 1374–1387. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.631495>
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., 2007. Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas* 16, 4–14. <https://doi.org/10.7818/re.2014.16-3.00>
- Goodchild, M.F., 2007. Citizens as sensors: The world of volunteered geography. *GeoJournal* 69, 211–221. <https://doi.org/10.1007/s10708-007-9111-y>
- Gössling, S., 2002. Global environmental consequences of tourism. *Glob. Environ. Chang.* 12, 283–302. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(02\)00044-4](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(02)00044-4)
- Gössling, S., 2001. The consequences of tourism for sustainable water use on a tropical island: Zanzibar, Tanzania. *J. Environ. Manage.* 61, 179–191. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0403>
- Gössling, S., Peeters, P., Hall, C.M., Ceron, J.P., Dubois, G., Lehmann, L.V., Scott, D., 2012. Tourism and water use: Supply, demand, and security. An international review. *Tour. Manag.* 33, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2011.03.015>
- Green, P.A., Vörösmarty, C.J., Harrison, I., Farrell, T., Sáenz, L., Fekete, B.M., 2015. Freshwater ecosystem services supporting humans: Pivoting from water crisis to water solutions. *Glob. Environ. Chang.* 34, 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.06.007>
- Greenhalgh, S., Samarasinghe, O., Curran-Cournane, F., Wright, W., Brown, P., 2017. Using ecosystem services to underpin cost–benefit analysis: Is it a way to protect finite soil resources? *Ecosyst. Serv.* 27, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.005>
- Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liqueste, C., Reynaud, A., Cardoso, A.C., 2016a. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environ. Sci. Policy* 61, 194–203. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>
- Grizzetti, B., Liqueste, C., Antunes, P., Carvalho, L., Geamăna, N., Giucă, R., Leone, M., McConnell, S., Preda, E., Santos, R., Turkelboom, F., Vădineanu, A., Woods, H., 2016b. Ecosystem services for water policy: Insights across Europe. *Environ. Sci. Policy* 66, 179–190. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.09.006>
- Guo, Z., Zhang, L., Li, Y., 2010. Increased dependence of humans on ecosystem services and biodiversity. *PLoS One* 5, 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013113>
- H. Wickham, 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*.
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. [WWW Document]. URL [www.cices.eu](http://www.cices.eu)
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, in: Frid, D.G.R. and C.L.J. (Ed.), *Ecosystem Ecology*. Cambridge University Press, pp. 110–139.

- <https://doi.org/10.1017/cbo9780511750458.007>
- Hardin, G., 1968. The Tragedy of the Commons. *Science* (80- ). 162, 1243–1248.
- Harrison, P.A., Dunford, R., Barton, D.N., Kelemen, E., Martín-López, B., Norton, L., Termansen, M., Saarikoski, H., Hendriks, K., Gómez-Baggethun, E., Czúcz, B., García-Llorente, M., Howard, D., Jacobs, S., Karlsen, M., Kopperoinen, L., Madsen, A., Rusch, G., van Eupen, M., Verweij, P., Smith, R., Tuomasjukka, D., Zulian, G., 2018. Selecting methods for ecosystem service assessment: A decision tree approach. *Ecosyst. Serv.* 29, 481–498. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.016>
- Hatton MacDonald, D., Bark, R., MacRae, A., Kalivas, T., Grandgirard, A., Strathearn, S., 2013. An interview methodology for exploring the values that community leaders assign to multiple-use landscapes. *Ecol. Soc.* 18. <https://doi.org/10.5751/ES-05191-180129>
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R., van Ierland, E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecol. Econ.* 57, 209–228. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005>
- Hicks, C.C., Graham, N.A.J., Cinner, J.E., 2013. Synergies and tradeoffs in how managers, scientists, and fishers value coral reef ecosystem services. *Glob. Environ. Chang.* 23, 1444–1453. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.07.028>
- Holt, D., Barkemeyer, R., 2012. Media coverage of sustainable development issues - attention cycles or punctuated equilibrium? *Sustain. Dev.* 20, 1–17. <https://doi.org/10.1002/sd.460>
- IAEDEN, 2015. Comunicat de premsa: La Generalitat de Catalunya deixa la Muga sense cabal mínim. Empordà.
- IDESCAT, 2020. Sistemas fluviales. Aportación. Por temporadas. Metodología [WWW Document]. URL <https://www.idescat.cat/pub/?id=aec&n=211&lang=es> (accessed 1.20.21).
- Iniesta-Arandia, García-Llorente, M., Martín-López, B., Castro, A., Aguilera, P., Montes, C., 2011. La evaluación de los servicios de los ecosistemas: una aproximación socio-ecosistémica a la gestión de cuencas hidrográficas, in: VII Congreso Ibérico Sobre Gestión y Planificación Del Agua “Ríos Ibéricos +10. Mirando Al Futuro Tras 10 Años de DMA.” 16/19 de febrero de 2011, Talavera de la Reina, pp. 1–7.
- Iniesta-Arandia, I., del Amo, D.G., García-Nieto, A.P., Piñeiro, C., Montes, C., Martín-López, B., 2014a. Factors influencing local ecological knowledge maintenance in Mediterranean watersheds: Insights for environmental policies. *Ambio* 44, 285–296. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0556-1>
- Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Aguilera, P.A., Montes, C., Martín-López, B., 2014b. Socio-cultural valuation of ecosystem services: Uncovering the links between values, drivers of change, and human well-being. *Ecol. Econ.* 108, 36–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.09.028>
- Iniesta Arandia, I., 2015. El agua que no duerme. Una aproximación socio-ecológica a los sistemas de regadío rurales en dos cuencas hidrográficas del sureste semi-árido andaluz. Universidad Autónoma de Madrid.
- IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany.

- IPCC, 2021. Assessment Report 6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis.
- Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., Schneiders, A., 2015. "The Matrix Reloaded": A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecol. Modell.* 295, 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024>
- Jacobs, S., Dendoncker, N., Martín-López, B., Barton, D.N., Gomez-Baggethun, E., Boeraeve, F., McGrath, F.L., Vierikko, K., Geneletti, D., Sevecke, K.J., Pipart, N., Primmer, E., Mederly, P., Schmidt, S., Aragão, A., Baral, H., Bark, R.H., Briceno, T., Brogna, D., Cabral, P., De Vreese, R., Liqueste, C., Mueller, H., Peh, K.S.H., Phelan, A., Rincón, A.R., Rogers, S.H., Turkelboom, F., Van Reeth, W., van Zanten, B.T., Wam, H.K., Washbourn, C.L., 2016. A new valuation school: Integrating diverse values of nature in resource and land use decisions. *Ecosyst. Serv.* 22, 213–220. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.007>
- Jacobs, S., Martín-lópez, B., Barton, D.N., Dunford, R., Harrison, P.A., Kelemen, E., Saarikoski, H., Termansen, M., García-llorente, M., Gómez-baggethun, E., Kopperoinen, L., Luque, S., Palomo, I., Priess, J.A., Rusch, G.M., Tenerelli, P., Turkelboom, F., Demeyer, R., Hauck, J., Keune, H., Smith, R., 2018. The means determine the end – Pursuing integrated valuation in practice. *Ecosyst. Serv.* 29, 515–528. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.011>
- Jamovi, 2020. Jamovi, 2020.
- Jorda-Capdevila, D., 2016. Water flows to multiple stakeholders: an ecosystem services-based approach to conflicts in the Ter River basin. Universitat Autònoma de Barcelona (UAB).
- Kelemen, E., García-Llorente, M., Pataki, G., Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., 2014. Non-monetary techniques for the valuation of ecosystem services, in: *OpenNESS Reference Book*. pp. 1–4.
- Khan, I., Lei, H., Ali, G., Ali, S., Zhao, M., 2019. Public attitudes, preferences and willingness to pay for river ecosystem services. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16, 1–17. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193707>
- King, E., Cavender-Bares, J., Balvanera, P., Mwampamba, T.H., Polasky, S., 2015. Trade-offs in ecosystem services and varying stakeholder preferences: Evaluating conflicts, obstacles, and opportunities. *Ecol. Soc.* 20, 1–16. <https://doi.org/10.5751/ES-07822-200325>
- Kochskämper, E., Challies, E., Newig, J., Jäger, N.W., 2016. Participation for effective environmental governance? Evidence from Water Framework Directive implementation in Germany, Spain and the United Kingdom. *J. Environ. Manage.* 181, 737–748. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.007>
- Kolinjivadi, V., Bissonnette, J.F., Zaga Mendez, A., Dupras, J., 2020. Would you like some fries with your ecosystem services?: McDonaldization and conservation in Prince Edward Island, Canada. *Geoforum* 111, 73–82. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2020.03.003>
- Kretsch, C., Dijk, J. van, Schleyer, C., 2016. Public Goods and Ecosystem Services, in: Potschin, M. and K. Jax (Eds): *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*. EC FP7 Grant Agreement No. 308428. pp. 1–7.
- Kretsch, C., Kelemen, E., 2016. Ecosystem Services and Social Justice, in: *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*. EC FP7 Grant Agreement No. 308428. pp. 1–7.
- Kroll, F., Müller, F., Haase, D., Fohrer, N.,

2012. Rural-urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land use policy* 29, 521–535. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.008>
- Kull, C.A., Arnauld de Sartre, X., Castro-Larrañaga, M., 2015. The political ecology of ecosystem services. *Geoforum* 61, 122–134. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2015.03.004>
- Kumar, P., Thiaw, I., Elmqvist, T., 2011. Managing trade-offs in ecosystem services (No. 4), *Ecosystem Services Economics (ESE)*, Division of Environmental Policy Implementation. <https://doi.org/10.4337/9781781953693.00010>
- Lant, C.L., Ruhl, J.B., Kraft, S.E., 2008. The tragedy of ecosystem services. *Bioscience* 58, 969–974. <https://doi.org/10.1641/B581010>
- Lee, C.S., 2012. Multi-objective game-theory models for conflict analysis in reservoir watershed management. *Chemosphere* 87, 608–613. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.01.014>
- Lerner, D.N., Kumar, V., Holzkämper, A., SurrIDGE, B.W.J., Harris, B., 2011. Challenges in developing an integrated catchment management model. *Water Environ. J.* 25, 345–354. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2010.00229.x>
- Lin, J., Li, X., 2016. Conflict resolution in the zoning of eco-protected areas in fast-growing regions based on game theory. *J. Environ. Manage.* 170, 177–185. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.036>
- Lipton, D., Carter, S.L., Peterson, J., Crozier, L.G., Fogarty, M., Gaichas, S., Hyde, K.J.W., Morelli, T.L., Morissette, J., Moustahfid, H., Muñoz, R., Poudel, R., Rubenstein, M., Staudinger, M.D., Stock, C.A., Thompson, L.M., Waples, R., Weiskopf, S.R., Weltzin, J.F., 2018. Ecosystems, Ecosystem Services, and Biodiversity., in: *Impacts, Risks, and Adaptation in the United States: Fourth National Climate Assessment*. U.S. Global Change Research Program, Washington, DC, USA, pp. 268–321. <https://doi.org/10.7930/NCA4.2018.CH7>
- Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C.L., Schneider, S.H., Taylor, W.W., 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science* (80-. ). 317, 1513–1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>
- Lloyd, W.F., 1883. *Two Lectures on the Checks to Population*. England.
- Lucci, G.M., Nash, D., McDowell, R.W., Condrón, L.M., 2014. Bayesian Network for Point and Diffuse Source Phosphorus Transfer from Dairy Pastures in South Otago, New Zealand. *J. Environ. Qual.* 43, 1370–1380. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.11.0460>
- Luck, G.W., Chan, K.M.A., Eser, U., Gómez-Baggethun, E., Matzdorf, B., Norton, B., Potschin, M.B., 2012. Ethical considerations in on-ground applications of the ecosystem services concept. *Bioscience* 62, 1020–1029. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.12.4>
- Lyon, C., Saupe, E.E., Smith, C.J., Hill, D.J., Beckerman, A.P., Stringer, L.C., Marchant, R., McKay, J., Burke, A., O'Higgins, P., Dunhill, A.M., Allen, B.J., Riel-Salvatore, J., Aze, T., 2021. Climate change research and action must look beyond 2100. *Glob. Chang. Biol.* 1–13. <https://doi.org/10.1111/gcb.15871>
- Madani, K., 2010. Game theory and water resources. *J. Hydrol.* 381, 225–238. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009>

11.045

- Maes, J., Crossman, N.D., Burkhard, B., 2018. Mapping Ecosystem Services, in: (Eds) Potschin P, Haines-Young R, Fish R, T.R. (Ed.), *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. London, pp. 188–204. <https://doi.org/10.4324/9781315775302-17>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieus, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, M.L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020, Publications office of the European Union. Luxembourg. <https://doi.org/10.2779/12398>
- Malek, Ž., Verburg, P.H., R Geijzendorffer, I., Bondeau, A., Cramer, W., 2018. Global change effects on land management in the Mediterranean region. *Glob. Environ. Chang.* 50, 238–254. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.04.007>
- Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., Montes, C., 2009. Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza-sociedad en un mundo cambiante. *Cuid. Cuad. Interdiscip. Desarro. Sosten.* 229–258.
- Martín-López, B., Palacios-Agundez, I., Montes, C., Gómez-Baggethun, E., Iniesta-Arandia, I., Palomo, I., Oteros-Rozas, E., Willaarts, B., Casado-Arzuaga, I., Amo, D.G. Del, Santos-Martín, F., González, J.A., Onaindia, M., García-Llorente, M., López-Santiago, C., 2012. Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLoS One* 7, 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038970>
- Martín-López, B., Palomo, I., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Castro, A.J., García Del Amo, D., Gómez-Baggethun, E., Montes, C., 2017. Delineating boundaries of social-ecological systems for landscape planning: A comprehensive spatial approach. *Land use policy* 66, 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.040>
- Martin-Otega, J., Ferrier, C.R., Gordon, I.J., Khan, S., 2015. *Water Ecosystem Services. A global perspective*, Cambridge. ed.
- Mas Pla, J., Ghiglieri, G., Uras, G., 2014. Seawater intrusion and coastal groundwater resources management: examples from two Mediterranean regions: Catalonia and Sardinia. *Contrib. to Sci.* 0, 171–184. <https://doi.org/10.2436/20.7010.01.2011>
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pörtner, H.-O., Roberts, D., Skea, J., Shukla, P.R., Pirani, A., Moufouma-Okia, W., Péan, C., Pidcock, R., Connors, S., Matthews, J.B.R., Chen, Y., Zhou, X., Gomis, M.I., Lonnoy, E., Maycock, T., Tignor, M., Waterfield, T., 2018. Global warming of 1.5°C An IPCC Special Report, Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Switzerland.
- MAXQDA, 2020. MAXQDA 2020 [computer software]. Berlin, Germany: VERBI Software. Available at <https://www.maxqda.com/> (accessed on July 15, 2020).
- McLellan, V., Shackleton, C.M., 2019. The relative representation of ecosystem services and disservices in South African newspaper media. *Ecosyst. People* 15, 247–256. <https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1667442>
- MEA, 2005a. Environmental degradation and human well-being: Report of the Millennium Ecosystem Assessment. *Popul. Dev. Rev.* 31, 389–398. <https://doi.org/10.1111/j.1728-4457.2005.00073.x>

- MEA, 2005b. Ecosystems and human well-being: wetlands and water synthesis., World Resources Institute, Washington, DC.
- MEA, 2005c. Ecosystem and Human well-being. Synthesis. Washington, DC. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- MEA, 2005d. Ecosystem Conditions and Human Well-being Coordinating, in: Millennium Ecosystem Assessment. pp. 123–163.
- Milcu, A.I., Hanspach, J., Abson, D., Fischer, J., 2013. Cultural ecosystem services: A literature review and prospects for future research. *Ecol. Soc.* 18. <https://doi.org/10.5751/ES-05790-180344>
- Mulazzani, L., Manrique, R., Malorgio, G., 2017. The Role of Strategic Behaviour in Ecosystem Service Modelling: Integrating Bayesian Networks With Game Theory. *Ecol. Econ.* 141, 234–244. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.022>
- Myerson, R., 1991. *Game Theory: Analysis of Conflict*. Harvard University Press.
- Najafi, H., Bagheri, A., Madani, K., 2013. The topology of generic shared water resources games: insights for the Lake Urmia Disaster, in: 6th International Conference on Water Resources and Environment Research. pp. 1–10.
- Nash, D., Waters, D., Buldu, A., Wu, Y., Lin, Y., Yang, W., Song, Y., Shu, J., Qin, W., Hannah, M., 2013. Using a conceptual Bayesian network to investigate environmental management of vegetable production in the Lake Taihu region of China. *Environ. Model. Softw.* 46, 170–181. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.008>
- Nazari, S., Ahmadi, A., Kamrani Rad, S., Ebrahimi, B., 2020. Application of non-cooperative dynamic game theory for groundwater conflict resolution. *J. Environ. Manage.* 270, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110889>
- Nightingale, A.J., 2011. Beyond design principles: Subjectivity, emotion, and the (I)rational commons. *Soc. Nat. Resour.* 24, 119–132. <https://doi.org/10.1080/0894192090278160>
- Odum, E.P., 1964. The new ecology. *Bioscience* 14, 14–16. <https://doi.org/10.4324/9781351013758-2>
- Ohlsson, L., 2000. Water conflicts and social resource scarcity. *Phys. Chem. Earth, Part B Hydrol. Ocean. Atmos.* 25, 213–220. [https://doi.org/10.1016/S1464-1909\(00\)00006-X](https://doi.org/10.1016/S1464-1909(00)00006-X)
- Ostrom, E., 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science (80-. )*. 325, 419–422. <https://doi.org/10.5055/jem.2013.0130>
- Ostrom, E., 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 15181–15187. <https://doi.org/10.1073/pnas.0702288104>
- Ostrom, E., 1999. Coping with tragedies of the commons. *Annu. Rev. Polit. Sci.* 2, 493–535. <https://doi.org/10.1146/annurev.polisci.2.1.493>
- Ostrom, E., 1990. Governing the commons: the evolution of institutions for collective action. *Gov. commons Evol. institutions Collect. action* 32. <https://doi.org/10.2307/3146384>
- Otto, I.M., Donges, J.F., Lucht, W., Schellnhuber, H.J., 2020. Reply to Smith et al.: Social tipping dynamics in a world constrained by conflicting interests. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 117, 10631–10632. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002648>



- Palomo, I., 2013. Gestionando las áreas protegidas más allá de sus límites: una aproximación socio-ecológica a la ordenación territorial. Universidad Autónoma de Madrid.
- Palomo, I., Felipe-Lucia, M.R., Bennett, E.M., Martín-López, B., Pascual, U., 2016. Disentangling the Pathways and Effects of Ecosystem Service Co-Production. *Adv. Ecol. Res.* 54, 245–283. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.09.003>
- Palomo, I., Martín-López, B., Potschin, M., Haines-Young, R., Montes, C., 2013. National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. *Ecosyst. Serv.* 4, 104–116. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.001>
- Palomo, I., Montes, C., Martín-López, B., González, J.A., García-Llorente, M., Alcorlo, P., Mora, M.R.G., 2014. Incorporating the social-ecological approach in protected areas in the anthropocene. *Bioscience* 64, 181–191. <https://doi.org/10.1093/biosci/bit033>
- Pascual, D., Zabalza-Martínez, J., Funes, I., Vicente-Serrano, S.M., Pla, E., Aranda, X., Savé, R., Biel, C., 2016. Impacts of Climate and Global Change on the Environmental, Hydrological and Agricultura Systems in the LIFE MEDACC Case Study Basins. [WWW Document]. URL <http://medacc-life.eu/> (accessed 6.24.20).
- Pavón, D., 2012. El papel de los ríos muga y fluvlá en la determinación del trasvase del ter al área metropolitana de Barcelona. *Bol. la Asoc. Geogr. Esp.* 58, 273–298. <https://doi.org/10.21138/bage.2068>
- Pavón, D., 2007. La gran obra hidràulica a les conques de la Muga i del Fluvià: dels projectes a les realitzacions (1850-1980). Universitat de Girona.
- Pavón, D., Gabarda-Mallorquí, A., Ribas, A., 2018. What governance? The role of public and private stakeholders in water supply management in Mediterranean coastal tourist destinations: The case of the Costa Brava. *Water* 10, 1–21. <https://doi.org/10.3390/w10121758>
- Pavón, D., Ribas, A., 2009. Patrimonio, inundabilidad y paisaje fluvial en la cuenca del río Muga (Girona), in: XXI Congreso de Geógrafos Españoles. Ciudad Real, pp. 1529–1944.
- Pebesma E, 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *R J.* 10, 439–446.
- Pérez-Ramírez, I., García-Llorente, M., Benito, A., Castro, A.J., 2019. Exploring sense of place across cultivated lands through public participatory mapping. *Landsc. Ecol.* 9, 1–18. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00816-9>
- Peterson, G., 2000. Political ecology and ecological resilience: An integration of human and ecological dynamics. *Ecol. Econ.* 35, 323–336. [https://doi.org/10.1016/s0921-8009\(00\)00217-2](https://doi.org/10.1016/s0921-8009(00)00217-2)
- Pfadenhauer, J., 2001. Some Remarks on the Background of Restoration Ecology. *Restor. Ecol.* 9, 220–229.
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., Bieling, C., 2013. Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land use policy* 33, 118–129. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.013>
- Pocewicz, A., Nielsen-Pincus, M., Brown, G., Schnitzer, R., 2012. An Evaluation of Internet Versus Paper-based Methods for Public Participation Geographic Information Systems (PPGIS). *Trans. GIS* 16, 39–53. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9671.2011.01287.x>
- Podimata, M. V., Yannopoulos, P.C., 2015. Evolution of Game Theory Application

- in Irrigation Systems. *Agric. Agric. Sci. Procedia* 4, 271–281. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.03.031>
- Popartan, L.A., Ungureanu, C., Velicu, I., Amores, M.J., Poch, M., 2020. Splitting Urban Waters: The Politicisation of Water in Barcelona between Populism and Anti-Populism. *Antipode* 52, 1413–1433. <https://doi.org/10.1111/anti.12630>
- Potschin, M.B., Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Prog. Phys. Geogr.* 35, 575–594. <https://doi.org/10.1177/0309133311423172>
- Pueyo-Ros, J., 2018. The role of tourism in the Ecosystem Services Framework. *Land* 7, 1–13. <https://doi.org/10.3390/land7030111>
- QGIS Development Team, 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Available at: <http://qgis.osgeo.org>.
- Quintas-Soriano, C., Brandt, J.S., Running, K., Baxter, C. V., Gibson, D.M., Narducci, J., Castro, A.J., 2018. Social-ecological systems influence ecosystem service perception: A programme on ecosystem change and society (PECS) analysis. *Ecol. Soc.* 23, 1–19. <https://doi.org/10.5751/ES-10226-230303>
- Quintas-Soriano, C., Castro, A.J., García-Llorente, M., Cabello, J., Castro, H., 2014. From supply to social demand: A landscape-scale analysis of the water regulation service. *Landsc. Ecol.* 29, 1069–1082. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0032-0>
- R Core Team, 2020. R Core Team 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria. Available at <https://www.r-project.org/> (accessed on July 15, 2020).
- Rambaldi, G., 2010. Participatory three-dimensional modelling: guiding Principles and applications, CTA. ed, Centre for Agricultural and Rural Cooperation (CTA). ACP-EU Technical Centre for Agricultural and Rural Cooperation (CTA) Reproduction, Wageningen, the Netherlands.
- Ramsar, 1999. SISR. Servicio de información sobre Sitios Ramsar. Aiguamolls de l'Empordà. [WWW Document]. URL <https://rsis.ramsar.org/es/ris/592?language=es> (accessed 1.20.21).
- Raquel, S., Ferenc, S., Emery, C., Abraham, R., 2007. Application of game theory for a groundwater conflict in Mexico. *J. Environ. Manage.* 84, 560–571. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.07.011>
- Raymond, C.M., Bryan, B.A., MacDonald, D.H., Cast, A., Strathearn, S., Grandgirard, A., Kalivas, T., 2009. Mapping community values for natural capital and ecosystem services. *Ecol. Econ.* 68, 1301–1315. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.12.006>
- Raymond, C.M., Giusti, M., Barthel, S., 2018. An embodied perspective on the co-production of cultural ecosystem services: toward embodied ecosystems. *J. Environ. Plan. Manag.* 61, 778–799. <https://doi.org/10.1080/09640568.2017.1312300>
- Reed, M.S., 2008. Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biol. Conserv.* 141, 2417–2431. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.014>
- Reed, M.S., Vella, S., Challies, E., de Vente, J., Frewer, L., Hohenwallner-Ries, D., Huber, T., Neumann, R.K., Oughton, E.A., Sidoli del Ceno, J., van Delden, H., 2018. A theory of participation: what makes stakeholder and public engagement in environmental management work? *Restor. Ecol.* 26,

- S7–S17.  
<https://doi.org/10.1111/rec.12541>
- Ribas, A., Saurí, D., Tàbara, D., Bayés, C., Pavón, D., Ribera Masgrau, L., Ventura Pujolar, M., 2004. Participación de agentes sociales en la gestión del agua: propuesta metodológica para la cuenca del Río Muga (Girona). pp. 1–10.
- Ribot, J.C., Peluso, N.L., 2003. A theory of access. *Rural Sociol.* 68, 153–181. <https://doi.org/10.1111/j.1549-0831.2003.tb00133.x>
- Ricart Casadevall, S., 2014. Vers una gestió territorial del regadiu. Model i aplicació a tres casos d'estudi de l'Europa meridional. University of Girona, Spain.
- Rincón-Ruiz, A., Rojas-Padilla, J., Agudelo-Rico, C., Perez-Rincon, M., Vieira-Samper, S., Rubiano-Paez, J., 2019. Ecosystem services as an inclusive social metaphor for the analysis and management of environmental conflicts in Colombia. *Ecosyst. Serv.* 37, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100924>
- Rocheleau, D.E., 2008. Political ecology in the key of policy: From chains of explanation to webs of relation. *Geoforum* 39, 716–727. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2007.02.005>
- Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. Chapin, E. F. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, J. A. Foley, 2009. A safe operation space for humanity. *Nature* 461, 472–475.
- Rodrigues, A., Koeppl, H., Ohtsuki, H., Satake, A., 2009. A game theoretical model of deforestation in human-environment relationships. *J. Theor. Biol.* 258, 127–134. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2009.01.005>
- Rodríguez-Labajos, B., Martínez-Alier, J., 2015. Political ecology of water conflicts. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 2, 537–558. <https://doi.org/10.1002/wat2.1092>
- Rodríguez, J.P., Rodríguez-Clark, K.M., Keith, D.A., Barrow, E.G., Benson, J.S., Nicholson, E., Wit, P., 2012. IUCN Red List of Ecosystems. *Sapiens* 5, 61–70.
- Ruiz-Frau, A., Krause, T., Marbà, N., 2018. The use of sociocultural valuation in sustainable environmental management. *Ecosyst. Serv.* 29, 158–167. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.12.013>
- Santos-Martín, Fernando, Plieninger, T., Torralba, M., Fagerholm, N., Vejre, H., Luque, S., Rabe, S., Balzan, M., Czúcz, B., Amadescu, C.M., Liekens, I., Mulder, S., Geneletti, D., Maes, J., Burkhard, B., Kopperoinen, L., Potschin-young, M., Montes, C., 2018. Report on Social Mapping and Assessment Methods for Ecosystem Services. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.30102.24644>
- Saurí, D., Ventura Pujolar, M., Ribas, A., 2000. Gestión del agua y conflictividad social en la cuenca del río Muga (Alt Empordà). *Geographicalia* 38, 59–76. [https://doi.org/10.26754/ojs\\_geoph/geoph.2000381379](https://doi.org/10.26754/ojs_geoph/geoph.2000381379)
- Schaich, H., 2009. Local residents' perceptions of floodplain restoration measures in Luxembourg's Syr Valley. *Landsc. Urban Plan.* 93, 20–30. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.05.020>
- Schröter, M., Barton, D.N., Remme, R.P., Hein, L., 2014a. Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for

- Telemark, Norway. *Ecol. Indic.* 36, 539–551.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.018>
- Schröter, M., van der Zanden, E.H., van Oudenhoven, A., Remme, R.P., Serna-Chavez, H.M., de Groot, R., Opdam, P., 2014b. Ecosystem Services as a Contested Concept: A Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conserv. Lett.* 7, 514–523.  
<https://doi.org/10.1111/conl.12091>
- Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., Schmidt, S., 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead. *J. Appl. Ecol.* 48, 630–636.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>
- Signorell, A., 2020. DescTools: Tools for Descriptive Statistics.
- Smith, S.R., Christie, I., Willis, R., 2020. Social tipping intervention strategies for rapid decarbonization need to consider how change happens. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 117, 10629–10630.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.2002331117>
- Sodhi, N.S., Lee, T.M., Sekercioglu, C.H., Webb, E.L., Prawiradilaga, D.M., Lohman, D.J., Pierce, N.E., Diesmos, A.C., Rao, M., Ehrlich, P.R., 2010. Local people value environmental services provided by forested parks. *Biodivers. Conserv.* 19, 1175–1188.  
<https://doi.org/10.1007/s10531-009-9745-9>
- Spyra, M., Kleemann, J., Cetin, N.I., Vázquez Navarrete, C.J., Albert, C., Palacios-Agundez, I., Ametzaga-Arregi, I., La Rosa, D., Rozas-Vásquez, D., Adem Esmail, B., Picchi, P., Geneletti, D., König, H.J., Koo, H.M., Kopperoinen, L., Fürst, C., 2019. The ecosystem services concept: a new Esperanto to facilitate participatory planning processes? *Landsc. Ecol.* 34, 1715–1735.  
<https://doi.org/10.1007/s10980-018-0745-6>
- Steffen, W., A., Sanderson, A., Tyson, P., Jager, J., Matson, P., Moore, B., Olfield, F., Richardson, F., Schellnhuber, J., Turner II, B.L., Wasson, R., 2004. *Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure*. Stockholm.
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T.M., Folke, C., Liverman, D., Summerhayes, C.P., Barnosky, A.D., Cornell, S.E., Crucifix, M., Donges, J.F., Fetzer, I., Lade, S.J., Scheffer, M., Winkelmann, R., Schellnhuber, H.J., 2018. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 115, 8252–8259.  
<https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
- Stosch, K.C., Quilliam, R.S., Bunnefeld, N., Oliver, D.M., 2017. Managing multiple catchment demands for sustainable water use and ecosystem service provision. *Water* 9, 1–21.  
<https://doi.org/10.3390/w9090677>
- Sullivan, A., White, D.D., Hanemann, M., 2019. Designing collaborative governance: Insights from the drought contingency planning process for the lower Colorado River basin. *Environ. Sci. Policy* 91, 39–49.  
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.10.011>
- Surowiecki, J., 2005. *The Wisdom of Crowds*. Anchor, New York, USA.
- Syrbe, R.U., Walz, U., 2012. Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecol. Indic.* 21, 80–88.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.013>
- Tàbara, D., Frantzeskaki, N., Hölscher, K., Pedde, S., Kok, K., Lamperti, F., Christensen, J.H., Jäger, J., Berry, P., 2018. Positive tipping points in a rapidly warming world. *Curr. Opin. Environ.*

- Sustain. 31, 120–129. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.01.012>
- Tàbara, D., Saurí, D., Ribas, A., Bayés, C., Pavón, D., Ventura, M., 2004. The old and the new. Exploring social learning and participation processes under the WFD. The case of the Muga river basin, Catalonia". In Proceedings of the V Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua, Tortosa, Spain, 8–12 December, Tortosa, Spain.
- Tashakkori, A., Newman, I., 2010. Mixed methods. *Int. Encycl. Educ.* 514–520. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-044894-7.00287-6>
- Tashakkori, A., Teddlie, C., 2003. *Handbook of Mixed Methods in Social & Behavioral Research*. Thousand Oaks: Sage.
- Taylor, N.G., Grillas, P., Hreisha, H. Al, Balkiz, Ö., Borie, M., Boutron, O., Catita, A., Champagnon, J., Cherif, S., Çiçek, K., Costa, L.T., Fois, M., Galewski, T., Galli, A., Georgiadis, N.M., Andy, J., 2021. The future for Mediterranean wetlands: 50 key issues and 50 important conservation research questions. *Reg. Environ. Chang.* 1–17.
- TEEB, 2010. *La economía de los ecosistemas y la diversidad: incorporación de los aspectos económicos de la naturaleza. Una síntesis del enfoque, las conclusiones y las recomendaciones del estudio TEEB*, TEEB.
- Torres-Bagur, M., 2020. *Percepción del cambio climático y medidas de ahorro hídrico en alojamientos turísticos de la cuenca del río Muga (Girona, España)*. Universitat de Girona.
- Torres-Bagur, M., Ribas, A., Vila-Subirós, J., 2019. Perceptions of climate change and water availability in the Mediterranean tourist sector: A case study of the Muga River basin (Girona, Spain). *Int. J. Clim. Chang. Strateg. Manag.* 11, 552–569. <https://doi.org/10.1108/IJCCSM-10-2018-0070>
- UNDP, 2021. *Water governance* [WWW Document]. URL <https://www.waterrgovernance.org/water-governance/> (accessed 6.1.21).
- UNEP & WTO, 2012. *Background Report Tourism in the Green Economy*. World Tourism Organization (UNWTO) and the United Nations Environment Programme (UNEP), Madrid, Spain.
- UNESCO, 2021. *Valuing water, The United Nations World Water Development Report 2021*. UNESCO, Paris. <https://doi.org/10.4324/9780429453571-2>
- UNWTO, 2018. *UNWTO Regional Seminar on Climate Change, Biodiversity and Sustainable Tourism Development – Final Report, Nadi, Fiji, 18 – 20 June 2018*. World Tourism Organization (UNWTO), Madrid. <https://doi.org/10.18111/9789284420155>
- Vargas Emelin, E., 2016. *Effects of Climate Change in Mediterranean Water Resources and Their Economic Implications*. UNED/Vrije Universiteit Brussel.
- Ventura Pujolar, M., 2005. *Conflictes socioterritorials i participació pública en la gestió de l'aigua de la conca del riu Muga (Alt Empordà)*. Universitat de Girona.
- Vila-Subirós, J., Ribas, A., Varga Linde, D., Llausàs Pascual, A., 2009. Medio siglo de cambios paisajísticos en la montaña mediterránea. Percepción y valoración social del paisaje en la alta Garrotxa (Girona). *Pirineos* 164, 69–92. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2009.v164.30>
- Vila-Subirós, J., Rodríguez-Carreras, R., Varga, D., Ribas, A., Úbeda, X., Asperó, F., Llausàs, A., Outeiro, L., 2016. *Stakeholder Perceptions of Landscape Changes in the Mediterranean Mountains of the North-Eastern Iberian*

- Peninsula. *L. Degrad. Dev.* 27, 1354–1365. <https://doi.org/10.1002/ldr.2337>
- Villamagna, A.M., Angermeier, P.L., Bennett, E.M., 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecol. Complex.* 15, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004>
- Vollmer, D., Shaad, K., Souter, N.J., Farrell, T., Dudgeon, D., Sullivan, C.A., Fauconnier, I., MacDonald, G.M., McCartney, M.P., Power, A.G., McNally, A., Andelman, S.J., Capon, T., Devineni, N., Apirumanekul, C., Ng, C.N., Rebecca Shaw, M., Wang, R.Y., Lai, C., Wang, Z., Regan, H.M., 2018. Integrating the social, hydrological and ecological dimensions of freshwater health: The Freshwater Health Index. *Sci. Total Environ.* 627, 304–313. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.040>
- XLSTAT, 2019. XLSTAT.
- Zabalza-Martínez, J., Vicente-Serrano, S.M., López-Moreno, J.I., Calvo, G.B., Savé, R., Pascual, D., Pla, E., Morán-Tejeda, E., Domínguez-Castro, F., Tague, C.L., 2018. The influence of climate and land-cover scenarios on dam management strategies in a highwater pressure catchment in Northeast Spain. *Water* 10, 1–23. <https://doi.org/10.3390/w10111668>
- Zanjanian, H., Abdolabadi, H., Niksokhan, M.H., Sarang, A., 2018. Influential third party on water right conflict: A Game Theory approach to achieve the desired equilibrium (case study: Ilam dam, Iran). *J. Environ. Manage.* 214, 283–294. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.023>
- Zoderer, B.M., Tasser, E., Carver, S., Tappeiner, U., 2019. Stakeholder perspectives on ecosystem service supply and ecosystem service demand bundles. *Ecosyst. Serv.* 37, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100938>
- Zolkafli, A., Liu, Y., Brown, G., 2017. Bridging the knowledge divide between public and experts using PGIS for land use planning in Malaysia. *Appl. Geogr.* 83, 107–117. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.03.013>



## Anexos

# Anexos

Anexo 1. Formulario utilizado en el *Expert panel* para la sección de los SEA de la cuenca del río Muga.

Expert Panel. Identificación y caracterización de los SE en la cuenca de la Muga			
Servicio de los ecosistemas	Trend SE	Grado de importancia	Escala de los beneficiarios
Abastecimiento			
Regulación			
Culturales			

TREND
Incrementa 
Incrementa rápidamente 
Disminuye 
Disminuye rápidamente 
No varía/constante 

GRADO DE IMPORTANCIA
1 presente, pero no importante
2 poco importante
3 importante
4 muy importante
5 importantísimo/esencial

ESCALA BENEFICIARIOS
Local (cuenca)
Regional (Catalunya)
Nacional (España)
Internacional



Anexo 2. Tabla final del *Expert panel* para la selección de los SEA de la cuenca del río Muga.

Tabla final SE acuáticos de la Cuenca de la Muga. Expert Panel			
Servicio de los ecosistemas	Trend SE	Grado de importancia	Escala de los beneficiarios
<b>Abastecimiento</b>			
1. Agua para riego y agricultura (7)	N2, D2 ↔ ↓	3,5,4,5,5,5,4	L,L,LR,L,LR,LR,R
4. Agua consumo humano (7)	D3, IR2,I2 ↓	5,5,5,5,5,4,5	LR,LR,R,L,L,L
2. Agua para ganadería/pastoreo (2)	D,I ↓	5,3	LR,L
5. Agua para consumo no humano (1)	D	5	L
<b>Regulación</b>			
12. Biodiversidad (4)	N2,D2 ↔ ↓	4,5,5,3	R,I,RP,IRENEOS,LRI
13. Regulación Hídrica (6)	N2,D, ↔ ↓	4,4,5,3,5,5	L,L,R,L,L,L
15. Fertilidad del suelo (2)	D, I	5,4	R,L
10. Regulación/mitigación de accidentes naturales-riesgos (3)	D,I ↓	4,4,5	L,R,LR
11. Protección del suelo/regulación de la erosión (2)	N,I	2,5	L,L
14. Purificación del agua (2)	N	3	LR
<b>Culturales</b>			
20. Identidad local y herencia cultural (4)	D3, IR, ↓	5, 5,4,2,	LR,I,LR,L
19. Valores estéticos (3)	N, I2 ↔ ↓	3,4,3	I,I,L
21. Oportunidad de hacer actividades recreativas (4)	I, N3, ↔ ↓	4,4,3,3	I,LR,I,R
22. Conservación especies o paisajes (3)	IR, D,N	5,4,4	R,I,LR
18. Educación ambiental (1)	N	3	LR
17. Conocimiento científico y tradicional (1)	N	4	LR

Incrementa I  
 Disminuye D  
 No varia/costante N

Incrementa rápidamente IR  
 Disminuye rápidamente DR

**GRADO DE IMPORTANCIA**  
 1 presente, pero no importante  
 2 poco importante  
 3 importante  
 4 muy importante  
 5 importantísimo/esencial

**ESCALA BENEFICIARIOS**  
 L Local (cuenca)  
 R Regional (Catalunya)  
 E Estatal (España)  
 I Internacional

Tabla final SE acuáticos de la Cuenca de la Muga. Expert Panel			
Servicio de los ecosistemas	Trend SE	Grado de importancia	Escala de los beneficiarios
<b>Abastecimiento</b>			
1. Agua para riego y agricultura (7)	N2, D2 ↔ ↓	3,5,4,5,5,5,4	L,L,LR,L,LR,LR,R
4. Agua consumo humano (7)	D3, IR2,I2 ↓	5,5,5,5,5,4,5	LR,LR,R,L,L,L
2. Agua para ganadería/pastoreo (2)	D,I ↓	5,3	LR,L
<b>Regulación</b>			
12. Biodiversidad (4)	N2,D2, ↔ ↓	4,5,5,3	R,I,PIRENEOS,LRI
13. Regulación Hídrica (6)	N2,D, ↔ ↓	4,4,5,3,5,5	L,L,R,L,L,L
10. Regulación/mitigación de accidentes naturales-riesgos (3)	D,I ↓	4,4,5	L,R,LR
14. Purificación del agua (2)	N	3	LR
<b>Culturales</b>			
20. Identidad local y herencia cultural (4)	D3, IR, ↓	5, 5,4,2,	LR,I,LR,L
19. Valores estéticos (3)	N, I2 ↔ ↓	3,4,3	I,I,L
21. Oportunidad de hacer actividades recreativas (4)	I, N3, ↔ ↓	4,4,3,3	I,LR,I,R
22. Conservación especies o paisajes (3)	IR, D,N	5,4,4	R,I,LR














ABAB= SE finales seleccionados en el panel de expertos








ABAB= SE no seleccionados, pero que tienen importancia en las dinámicas de la cuenca

SE POR CATEGORÍA	Nº	
Abastecimiento	2	
Regulación	3	
Culturales	3	
TOT.	8	

Anexo 3. Paneles con los SEA utilizados durante el Panel de Expertos para la selección de los SE más importantes de la cuenca del río Muga.

<b>ABASTECIMIENTO</b> Beneficios que el ser humano obtiene de la naturaleza de manera directa a través del ABASTECIMIENTO de productos			
COLOR	SERVICIO	EJEMPLO	FOTO
	1. Agua para riego y agricultura	Suministro y almacenamiento de agua para cultivos (olivo, almendro, vid, cereal, frutales, cultivos de raíces)	
	2. Agua para ganadería / pastoreo	Suministro de agua para ganado (ovino, caprino, bovino, miel, porcino)	
	3. Pesca	Captura de peces, mariscos, algas	
	4. Agua para consumo humano	Agua para beber y usos domésticos	
	5. Agua para consumo <u>no</u> humano	Agua para usos urbanos o industriales	
	6. Fibras y otros materiales	Uso de fibras y materiales, madera de zonas ribereñas;	
	7. Energía	Agua necesaria para la generación de energía hidroeléctrica	

REGULACIÓN			
Beneficios que el ser humano obtiene de la naturaleza de manera indirecta a través de la REGULACIÓN de los procesos que se dan en el ecosistema			
COLOR	SERVICIO	EJEMPLO	FOTO
	1. Calidad del aire / aire limpio	Papel de la vegetación acuática en el secuestro de CO <sub>2</sub> , mantiene el aire limpio	 
	2. Regulación del clima	Papel de la vegetación acuática en el secuestro de CO <sub>2</sub> ,; regulación de la temperatura mediante las masas de agua	 
	3. Regulación/mitigación de accidentes naturales	Protección y mitigación de inundaciones por llanuras de inundación y humedales; vegetación que actúa como barrera para el flujo de agua	 
	4. Protección del suelo/regulación de la erosión	Vegetación que controla la erosión del suelo; deslizamientos e inundaciones de ríos y humedales	 
	5. Biodiversidad	Mantenimiento de hábitats y especies	 
	6. Regulación hídrica (flujos de agua, recarga de acuíferos)	Cauce del río, infiltración de agua, vegetación de ribera	 
	7. Tratamiento/purificación del agua	Procesos hídricos para obtener agua limpio para riego/consumo	 
	8. Fertilidad del suelo	Suelo apto para cultivos; vegas de los ríos, ramblas	 

CULTURALES			
Beneficios que el ser humano obtiene de la naturaleza de manera intangible relacionados con aspectos CULTURALES			
COLOR	SERVICIO	EJEMPLO	FOTO
	1. Tranquilidad, relajación, paz	Paisajes que relajan, dan paz, felicidad, reducen el stress (paisajes de agua)	
	2. Conocimiento científico y tradicional	Investigación, universidades; conocimiento local y tradicional en la gestión del agua; sabiduría de los mayores sobre el agua	
	3. Educación ambiental	Visitas escolares, concienciación, cursos ambientales	
	4. Valores estéticos	Beneficios estéticos, paisajes bonitos	
	5. Identidad local y herencia cultural	Patrimonio cultural, tradiciones en la gestión del agua	
	6. Oportunidad de hacer actividades recreativas	Senderismo, natación, barranquismo, kayak, bicicleta, recogida de setas, pesca deportiva, <i>birdwatching</i>	
	7. Conservación de especies o de paisajes	Satisfacción de saber que existen/conservan de determinadas especies	



## Anexo 4. Modelo de entrevista utilizado.

### Entrevista para la percepción y la cartografía de SE por parte de los actores en la cuenca de la Muga.

*(Explicar el contexto de la investigación, las temáticas, los tiempos, las modalidades y las herramientas que se utilizaran a lo largo de la encuesta: el panel y el mapa)*

Fecha:

Entrevistador:

Nombre del entrevistado: .....

#### I. Familiaridad del entrevistado con el área de estudio

1.1 Localidad o municipio en el que vive.....

1.2 Localidad o municipio en el que trabaja .....

1.3 ¿Cuántos años hace que usted vive en este territorio?.....

1.4 En su opinión, ¿cuáles son los límites de la cuenca hidrográfica del río Muga? Dibuje usted, según su opinión, los límites del río Muga / de la cuenca del río Muga en el mapa.

*(Dar una pequeña explicación del área de estudio, mostrando el mapa con los límites)*

1.5 Si usted tuviera que describir a una persona ajena a la cuenca el territorio de la Muga, ¿cómo lo describiría en un minuto?

.....  
 .....  
 .....  
 .....  
 .....

#### II. Nivel de conocimiento y familiaridad con la existencia de los SE

2.1 ¿Cree que este territorio, definido por la cuenca hidrográfica y las distintas manifestaciones que en ella tiene el elemento agua, proporciona algún tipo de beneficio o efecto positivo para su bienestar y el bienestar de la sociedad?

Muchos   
 Pocos

Bastantes   
 Ninguno

2.2 Por ejemplo, ¿cuáles? (Pregunta abierta)

.....  
 .....  
 .....

.....  
 .....

- 2.3. ¿Ha escuchado alguna vez el concepto Servicios de los Ecosistemas? Sí  No   
 ¿Y el concepto Servicios ambientales? Sí  No

2.4. En caso de respuesta afirmativa, ¿en qué contexto?

.....  
 .....  
 .....

(Dar una pequeña explicación de los diferentes SE, mostrando el panel con el listado de SE)

**III. Percepción de la importancia, demanda y vulnerabilidad de los SE e identificación y localización de los SE en el mapa.**

3.1. Con el panel de los diferentes beneficios (ver Panel SE) que proporciona la cuenca hidrográfica ¿podría usted decir, en su opinión, cuáles de estos beneficios son más importantes, y hasta qué punto son importantes, en el área?

Ordenar los servicios usando los números de 1 a 6, del más importante al menos importante, e indicar el grado de importancia de cada uno en una escala de 0 – 5. (con panel)

(Orden de importancia: de más a menos importante; grado de importancia: 0= no percibido/no es el caso de la Muga; 1= no importante; 2= poco importante; 3= importante; 4= muy importante; 5= importantísimo/esencial)

SERVICIOS						
Orden de importancia	Grado de importancia					
	0	1	2	3	4	5

(Repetir las 3 preguntas 3.2.a, 3.2.b y 3.2.c por cada SE y tomar una foto al final de cada mapa con los 3 layers)

**MAPA 3.2.a.** De estos beneficios que usted ha valorado como más importantes ¿podría decir cuáles son las áreas del territorio más importantes y estratégicas para la producción de estos beneficios? (Unidades suministradoras, SPHs, service provision hotspot)

Ponga usted tantos puntos como quiera en el mapa, usando estas fichas de color VERDE, intentando poner fichas para cada servicio.

(Mostrar el mapa de la cuenca para ayudar a los entrevistados a identificar y localizar las áreas en el mapa y colocar las fichas de diferentes colores, siguiendo los SE del panel)

**MAPA 3.2.b.** De estos beneficios que usted ha valorado como más importantes ¿podría decir donde demandan? ¿Cuáles son las áreas del territorio donde se usan/demandan más estos beneficios por la sociedad? ¿Podría decir usted donde se localizan los beneficiarios? (Unidades beneficiadoras, SBAs, Services benefiting areas)

Ponga usted tantos puntos como quiera en el mapa, usando estas fichas de color AZUL, intentando poner fichas para cada servicio.

(Mostrar el mapa de la cuenca para ayudar los entrevistados a identificar y localizar las áreas en el mapa y colocar las fichas de diferentes colores, siguiendo los SE del panel)

**MAPA 3.2.c.** De estos beneficios que usted ha identificado como más importantes, ¿podría decir, en su opinión, cuales son las áreas del territorio donde estos beneficios son más vulnerables o están en peligro de desaparecer, dañarse o deteriorarse? (Unidades de degradación / vulnerabilidad)

Ponga usted tantos puntos como quiera en el mapa, usando estas fichas de color NARANJA, intentando poner fichas para cada servicio.

(Mostrar el mapa de la cuenca para ayudar los entrevistados a identificar y localizar las áreas en el mapa y colocar las fichas de diferentes colores, siguiendo los SE del panel)

**IV. Opciones de futuro basadas en la influencia de los impulsores de cambio/las fuerzas motrices de cambio y percepción de las problemáticas y preocupaciones de los actores.**

**4.1.** ¿Le preocupa que haya una menor disponibilidad de agua en la cuenca del río Muga?

Si

No

**4.2.** ¿Cuáles son para usted los problemas más graves de la cuenca de la Muga relacionados con el agua? ¿Podría indicar los más importantes? (Obtengo la percepción de los actores por los otros sectores del territorio)

.....

.....

.....

.....

.....

.....

.....



**4.3.** ¿De los problemas que usted ha destacado antes ¿Cuáles son los sectores más responsables de estos problemas relacionados con el agua? Indicar la responsabilidad de cada uno de los sectores, según el nivel de responsabilidad alto – medio – bajo.

Sectores del territorio	Nivel de responsabilidad		
	Alto	Medio	Bajo
Urbano	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Agrario	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Turístico	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Conservacionista	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Hidroeléctrico	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Forestal	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Administración	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

**4.4.** ¿De los problemas que usted ha destacado antes, ¿Que sectores cree que son los que tienen más poder e influyen más en la tomas de decisiones en la gestión del agua? Ordenar según el nivel de influencia alto – medio - bajo.

Sectores del territorio	Nivel de influencia		
	Alto	Medio	Bajo
Urbano	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Agrario	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Turístico	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Conservacionista	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Hidroeléctrico	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Forestal	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Administración	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

**4.5.** ¿Si usted tuviera que repartir entre 100 puntos el agua disponible en la cuenca hidrográfica de la Muga, podría distribuir estos 100 puntos según quien cree que la utiliza y en qué porcentaje?

Sectores del territorio	Puntos en %
Urbano	
Agrario	
Turístico	
Conservacionista	
Hidroeléctrico	
Forestal	
Administración	

**4.6.** ¿Cree usted que hay competencia por el uso del recurso hídrico? Si es el caso, cree que esta competencia es o puede ser un incentivo o una barrera a la hora de implementar medidas de ahorro hídrico? Puede justificar sus respuestas, por favor?

.....

.....

.....

.....

.....

.....

4.7. ¿Cree usted que trabajar con los servicios de los ecosistemas para el bienestar de las personas y de las sociedad puede ayudar a una gestión eficiente del agua en la cuenca?

Si

No

No lo sé

4.8. ¿Puede justificar su respuesta, por favor?

.....

.....

.....

.....

**0. Perfil socio-económico del entrevistado**

0.1. Perfil profesional/ Profesión.....

0.2. Lugar de nacimiento.....

0.3. Nivel de Estudios:

- Sin estudios
- ESO
- Bachillerato
- Formación profesional
- Universitarios

0.4. Edad:

0.5. Sexo: Hombre  Mujer

0.6. Nivel de ingresos netos:

- |                       |                          |                      |                          |
|-----------------------|--------------------------|----------------------|--------------------------|
| Menos de 1000 Eur/mes | <input type="checkbox"/> | 2000-3000 Eur/mes:   | <input type="checkbox"/> |
| 1000-1500 Eur/mes     | <input type="checkbox"/> | Más de 3000 Eur/mes: | <input type="checkbox"/> |
| 1500-2000 Eur/mes     | <input type="checkbox"/> |                      |                          |




Completar por el encuestador:

- **Nr. de entrevista:**
- **Fecha:**
- **Lugar:** .....
- **Actitud del entrevistado:** activo / indiferente / poca implicación
- **Comprensión de la entrevista:** alto/medio/bajo
- **Duración de la entrevista:**
- **Observaciones:**

## Anexo 5. Paneles utilizados para la identificación de los SEA durante las entrevistas y la cartografía participativa.

PANEL DE LOS SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS			
CATEGORÍA	SERVICIO	EJEMPLO	FOTO
<b>ABASTECIMIENTO</b>  Beneficios que el ser humano obtiene de la naturaleza de manera directa a través del <b>ABASTECIMIENTO</b> de productos	<b>1.</b> Agua para riego y agricultura	Suministro y almacenamiento de agua para cultivos (olivo, almendro, vid, cereal, frutales, cultivos de raíces)	
	<b>2.</b> Agua para consumo humano	Agua para beber y usos domésticos	
<b>REGULACIÓN</b>  Beneficios que el ser humano obtiene de la naturaleza de manera indirecta a través de la <b>REGULACIÓN</b> de los procesos que se dan en el ecosistema	<b>3.</b> Biodiversidad	Mantenimiento de hábitats y especies	
	<b>4.</b> Regulación hídrica	Cauce del río, infiltración flujos de agua, recarga de acuíferos; protección y mitigación de riesgos naturales por llanuras de inundación y humedales; vegetación que actúa como barrera	
<b>CULTURALES</b>  Beneficios que el ser humano obtiene de la naturaleza de manera intangible relacionados con aspectos <b>CULTURALES</b>	<b>5.</b> Valores estéticos y/o patrimonio cultural	Beneficios estéticos, paisajes bonitos, elementos de patrimonio cultural, tradiciones en la gestión del agua	
	<b>6.</b> Oportunidad de hacer actividades recreativas	Senderismo, natación, barranquismo, kayak, bicicleta, pesca deportiva, <i>birdwatching</i>	

## Anexo 6. Panel utilizado durante la cartografía participativa.

COLOR	DEFINICIÓN
	<u>Unidades suministradoras.</u> Áreas del territorio importantes y estratégicas para el suministro y la producción de este SE
	<u>Unidades beneficiarias.</u> Áreas del territorio donde se demanda/usa más este SE y donde se localizan los beneficiarios de este SE
	<u>Unidades degradadas.</u> Áreas del territorio donde este SE es más vulnerable o está en peligro de desaparecer, dañarse o deteriorarse

## Anexo 7. Estructura de códigos preguntas de respuesta abierta de las entrevistas.

CODIGOS/CODIGOS ENTREVISTA (PREGUNTAS ABIERTAS)	N veces ha salido
q4.8 ¿Cree usted que trabajar con los servicios de los ecosistemas para el bienestar de las personas y de la sociedad puede ayudar a una gestión eficiente del agua en la cuenca? Puede justificar su respuesta?	
q4.8\no creo en esto método	3
q4.8\no sé como	0
q4.8\visión territorio-mejor gestión recursos naturales	9
q4.8\comunicación estudio	2
q4.8\visualizar problemas en un mapa	4
q4.8\representatividad y validez estudio	6
q4.8\obtener información	3
q4.8\obras hidráulicas	2
q4.8\crear conciencia-visión compartida	11
q4.6 ¿Cree usted que hay competencia por el uso del recurso hídrico? ¿Si es el caso, cree que esta competencia es o puede ser un incentivo o una barrera a la hora de implementar medidas de ahorro hídrico? Puede justificar sus respuestas, por favor?	
q4.6\propuesta gestión agua	3
q4.6\no competencia	5
q4.6\barrera	3
q4.6\incentivo	3
q4.6\competencia si/no (depende del momento del año o disponib agua)	4
q4.6\competencia	
q4.6\competencia\urbano	2
q4.6\competencia\turismo	1
q4.6\competencia\agricultores	7
q4.6\competencia\agricultores\agricultores-ecologista	4
q4.6\competencia\agricultores\agricultores-administración	1
q4.6\competencia\agricultores\agricultores-urbano	3
q4.6\competencia\agricultores\agricultores-turismo	6
q4.6\competencia\administración-ecologista	1
q4.6\competencia\turístico-urbano-ecologista	3
q4.6\competencia\procesos de participación	2
q4.6\competencia\administración	8
q4.2 ¿Cuáles son para usted los problemas más graves de la cuenca de la Muga relacionados con el agua? ¿Podría indicar los más importantes?	
q4.2\desconocimiento	1
q4.2\gestión del territorio	1
q4.2\presiones humanas	6
q4.2\presiones humanas\cambios estilo de vida	2
q4.2\presiones humanas\crecimiento urbano-turístico	5
q4.2\presiones humanas\agricultura	6
q4.2\cambio climático	
q4.2\cambio climático\perdida biodiversidad-hábitats	6
q4.2\cambio climático\incendios	2

q4.2\cambio climático\temperatura	4
q4.2\cambio climático\sequía	6
q4.2\cambio climático\cambio régimen lluvia-disminución agua	17
q2.4 ¿Ha escuchado alguna vez el concepto Servicios de los Ecosistemas? ¿Y de Servicios ambientales? En qué contexto?	
q2.4\ENP (como algo relacionado con la protección del territorio)	3
q2.4\trabajo	8
q2.4\medio comunicación	1
q2.4\no se definirlo	9
q2.4\servicios que dan los ayuntamientos	5
q2.2 ¿Cree que este territorio, definido por la cuenca hidrográfica y las distintas manifestaciones que en ella tiene el elemento agua, proporciona algún tipo de beneficio o efecto positivo para su bienestar y el bienestar de la sociedad? ¿Por ejemplo ¿cuáles?	
q2.2\limitación beneficios	3
q2.2\calidad de vida	7
q2.2\beneficios económicos-servicios	10
q2.2\SE culturales	
q2.2\SE culturales\caza	1
q2.2\SE culturales\ENP	4
q2.2\SE culturales\actividades recreativas-turismo	8
q2.2\SE culturales\tranquilidad	2
q2.2\SE culturales\paisajes bonito-sentido de pertenencia	6
q2.2\SE regulación	
q2.2\SE regulación\biodiversidad-hábitats	8
q2.2\SE regulación\clima	5
q2.2\SE regulación\aire limpio	5
q2.2\SE abastecimiento	
q2.2\SE abastecimiento\madera	2
q2.2\SE abastecimiento\ganadería	2
q2.2\SE abastecimiento\agua	5
q2.2\SE abastecimiento\comida	11
q1.5 Si usted tuviera que describir a una persona ajena la cuenca el territorio de la Muga, ¿Cómo lo describiría en un minuto?	
q1.5\ruralidad	3
q1.5\lugar de paso y de comunicación	6
q1.5\diversidad-multifuncionalidad territorio	16
q1.5\turismo	7
q1.5\te da muchas opciones	0
q1.5\descripción física	
q1.5\descripción física\usos del suelo (cultivos, áreas urbanas, paisajes)	8
q1.5\descripción física\playa – llanura - montaña	11
q1.5\descripción física\clima	3

## Anexo 8. Enlaces al repositorio de Github con los códigos de Python y los scripts de R utilizados para el análisis de datos.

A. Assessing\_map\_WES

[https://github.com/enrigarau/Assessing\\_map\\_WES.git](https://github.com/enrigarau/Assessing_map_WES.git)

B. Follow\_flow

[https://github.com/enrigarau/Follow\\_flow.git](https://github.com/enrigarau/Follow_flow.git)

Anexo 9. Estructura de códigos derivada de los elementos cartografiados con relación a las SPU, SBU y dSPU durante la cartografía participativa.

ESTRUCTURA CODIGOS- ELEMENTOS CARTOGRAFÍA PPGIS	UNIDADES	ELEMENTOS PERCIBIDOS CARTOGRAFIADOS
SE ABASTECIMIENTO 1. Agua riego 2. Agua consumo humano	SPU	Bosque-masas forestales-montaña
		Pozos
		Ríos
		Pantano
	SBA	Plana agrícola-campos cultivos
		Áreas urbanas
		Costa-áreas turísticas
	RISK	Pozos
		Acuíferos – salinización - contaminación nitratos
Canales de riego		
Pantano		
No amenazas		
Costa-áreas turísticas Tuberías urbanas viejas		
SE REGULACION 3. Biodiversidad-hábitats 4. Regulación hídrica	SPU	Territorio general
		Bosque-masas forestales-montaña
		Áreas húmedas - Aiguamolls
		Pantano
		Ríos
		Acuíferos - pozos
	SBA	Áreas cercanas a los puntos de sum
		Costa-áreas turísticas
		Áreas urbanas
		Mismas especies
	RISK	Plana agrícola-campos de cultivo
		Áreas agrícolas
		Pantano
		Incendios-gestión territorio
		Costa-áreas turísticas
SE CULTURALES 5. Valores estéticos y patrimonio cultural	SPU	Áreas urbanas-infraestructuras
		No amenazas (una podría ser la caza, pero es controlada)
		Áreas húmedas - Aiguamolls
		Bosque-masas forestales
		Ríos
SE CULTURALES 5. Valores estéticos y patrimonio cultural	SPU	Elementos culturales (Molinos de viento, fuentes, arqueología Industrial centrales eléctricas, canales de riego)
		Cap de Creus (elemento di identidad local y por el turismo)



6. Oportunidad de hacer actividades recreativas

Ríos\dimensión espiritual agua (agua como elemento que da vida)  
 Paisajes agrarios (fruteros, cultivaciones históricas, viñas, olivitos, Pasaje de identidad)  
 Áreas húmedas - Aiguamolls  
 Costa-litoral  
 Bosque-masas forestales  
 Bosque-masas forestales\escalada  
 Bosque-masas forestales\vino turismo  
 Bosque-masas forestales\caza  
 Bosque-masas forestales\trekking - senderismo  
 Areas húmedas - Aiguamolls\trekking - senderismo  
 Áreas húmedas-Aiguamolls\biodiversidad-hábitats  
 Áreas húmedas-Aiguamolls\birdwatching  
 Ríos\pesca  
 Ríos\vía verde (vía verde in bicicleta o andando)  
 Ríos\pozas de baño  
 Ríos\saltos de agua  
 Pantano\kayak  
 Pantano\ocio-recreación (tomar el sol, pasear, picnic)

SBA

Escala Internacional  
 Costa-áreas turísticas  
 Áreas urbanas - pueblos interiores

RISK

No amenazas  
 Costa-litoral-turismo  
 Ríos  
 Áreas húmedas-Aiguamolls

## Anexo 10. Análisis de contenido de los elementos cartografiados durante el PPGIS por los entrevistados en la cuenca del río Muga (realizada con Maxqda).

ESTRUCTURA CODIGOS-ELEMENTOS CARTOGRAFÍA PPGIS	U	ELEMENTOS CARTOGRAFIADOS	EJEMPLOS
SE ABASTECIMIENTO 1. Agua riego 2. Agua consumo humano	SPU	Bosque-masas forestales-montaña	"Me parece que viene de aquí arriba el agua para regar"(23)
		Pozos	"En mi territorio el agua procede básicamente de pozos; y los pozos para que sean importantes y tengan agua, tienen que estar próximos a los ríos y cursos de agua (25)" "sé que se usan pozos y agua de acuíferos, pero no se dónde están (22)" "Pantano (riega la parte del norte), capa freática (Fluvià, Muga y Manol, desde Figueres a Vilanova de la Muga); en la plana hay pozos artesanos, sobre todo para el arroz (20)" "El agua viene del cielo y de la montaña, es que es la única respuesta esta (16)" "La cabezera es muy importante para tener agua en toda la cuenca (13)" "La capa freática del litoral es muy importante, muy en superficie (7)". "Peralada, hay muchos pozos, muy importantes, da agua a 14 municipios (6)"
		Ríos	"El rio Muga, más todos los afluentes, sobre todo Manol y Orlina son muy importantes para tener agua, la riera del Gorbet y el Fluvià también tiene un papel clave (13)"
	Pantano	"Pantano (riega la parte del norte) (20)" "La disponibilidad y el suministro de agua depende mucho del tiempo, de si llueve y el Pantano se llena o no (17)" "Lo que han hecho que Roses y Empuria beba del Pantano somos nosotros del Parque, porque antes ellos tenían pozos y chupaban mucha agua y bajaba mucho la capa freática y habían muchos problemas de salinización; pues lo que propusimos fue que se conectaran al Pantano, de esta manera limitamos el recurso agua, pero evitamos que se salinicen los acuíferos más importantes de Muga y Fluvià (14)" "El Pantano se construyó para regar el Alt Empordà, para dar agua a Empuriabrava, regulando el agua de la muga" "Los canales de regantes y Pont de Molins son muy importantes para el riego (9)" "Sobre todo el Pantano y a Pont de Molins que hay una presa para el riego (3)"	
SBA	Plana agrícola-campos cultivos	"Los beneficiarios del agua es toda la cuenca, toda la plana sobre todo (13)"	

		Áreas urbanas	
		Costa-áreas turísticas	“los beneficiarios se colocan en la costa especialmente “Empuriabrava, mare de deu, vaya monstruo (15)”.
	RISK	Pozos	<p>“Si no llueve el riego es supervivencia; si no llueve no podemos sobrevivir solo con el riego porque es un gasto importante de agua”; cuando no hay demasiada agua hacemos secar algunas partes del campo y dejamos verdes solo las más importantes; Si llueve mucho también es un problema eh (Campo de golf, 26)”</p> <p>“Hay muchos pozos que son vulnerables para la salinización del agua, sobre todo al final de la plana agrícola y en los meses de verano, cuando los acuíferos son más vacíos y hay más problemas de salinización (12)”</p> <p>“Los pozos están fatal, todos tienen problemas. Los pozos de Peralada están echo una mierda (5)”</p>
		Acuíferos – salinización - contaminación nitratos	<p>“Problemas de intrusión de agua salada en la parte baja de la plana (23)”</p> <p>“Problemas de salinización en la plana baja (Sant Pere) y de contaminación de nitratos en algún pozo (20)”</p> <p>“Las granjas también dan problemas de contaminación, exceso de purinas.; la capa freática baja tanto que hay muchos problemas de salinización también y muchas fuentes han desaparecidos (13)”.</p> <p>“Agua agricultura 68 municipios, 34 municipios tienen problemas de contaminación, están en zonas vulnerables (<b>zonas vulnerables es un decreto de la generalidad de Catalunya por agua contaminadas</b>) de nitratos (6)”</p>
		Canales de riego	“La central hidroeléctrica coge agua, si hay bastante volumen de agua turbinan, si no no, según el caudal del río, quitan agua al río y a los agricultores llega menos agua (12)”
		Pantano	<p>“El pantano podría ser crítico, porque depende de lo que llueve y si se llena o no (26)”</p> <p>“Si hay problema en el Pantano y en Pont de Molins, hay problemas de agua en toda la cuenca (22)”</p> <p>“El problema también está en que la cuenca del río Muga es pequeña y cuando llueve llueve más por otra parte de la cuenca y no en el Pantano, con el cambio climático no sabemos qué va a pasar con eso, el embalse siempre está al 70%, nunca está lleno (14)”</p>
		No amenazas	“Está todo controlado, no hay puntos críticos (26)”

			<p>“¡NO HAY VULNERABILIDAD, porque el uso urbano tiene prioridad máxima en caso de sequía y restricciones de agua!!!! (9)”</p>
		Costa-áreas turísticas	<p>“Cada vez más necesitamos más cantidad de agua para consumo humano y para el turismo; toda la costa aquí en verano consume mucha agua. Lo que pasa es que este territorio siempre ha estado agrícola y había agua para regar, después se ha desarrollado el turismo y se ha sacado agua de los acuíferos que antes eran para la agricultura y ahora hay menos agua. Y las necesidades de agua han crecido más (26)”</p> <p>“No tengo ni idea de que haya puntos vulnerables para el agua para regar o beber, como no lo sé, no los pongos; por intuición te diría la costa, porque allí sí que en verano hay problemas de abastecimientos y una intensidad de uso muy fuerte (16)”.</p> <p>“Los puntos más vulnerables para el agua es la zona de la costa, sobre todo en verano (13)”</p> <p>“La costa también gasta bastante agua con el turismo (12)”</p> <p>“Los municipios de la costa que se concentra mucha población y hay menos disponibilidad de agua (6)”</p>
		Áreas urbanas - tuberías urbanas viejas	<p>“Sobre todo la tubería que va del Pantano a Figueres es un punto muy crítico, porque es muy vieja (22)”</p> <p>“Cuando hay sequía, hay muchos pueblos que han tenido restricciones muy importantes, yo le he oído, pero no se te decir que pueblos son (7)”</p> <p>“Con la última sequía muchos pueblos pequeños no tenían agua y hemos tenido que suministrarla de manera urgente. No tienen percepción de necesitar el agua. Hay algún pueblo que tiene problemas de contaminación del agua y el pueblo a lado que no tiene ni idea, no sé cómo (3)”</p>
		Agricultura	<p>“El agua del Pantano es toda para la agricultura; baja 2 meses al año a tope y todo el resto no hay agua en el rio, estamos indignadísimo, tiran el agua, no entiendo está gestión del agua”; está todo lleno de maíz (24)”</p> <p>“La única área vulnerable es la parte de la plana donde se hace agricultura (16)”</p> <p>“Las plantas usan y necesitan más agua con estos efectos del cambio climático (temperatura, lluvia, viento, humedad) (12)”</p> <p>“En caso de sequía se priorizan los usos urbanos y turísticos, los agricultores son los más afectados (6)”</p>
SE REGULACION	SPU	Territorio general	<p>“En nuestro campo hay mucha biodiversidad y una parte de nuestro trabajo es tener el suelo y el césped vivo, con mucha biodiversidad, para que sea agradable y de tranquilidad, porque</p>

<p>3. Biodiversidad-habitats</p> <p>4. Regulación hídrica</p>			<p>nos gusta a todo un jardín verde y vivo y no un césped artificial que está muerto (Campo de golf, 26)”</p> <p>“Los puntos de biodiversidad son la muga, los ríos, Aiguamolls y la montaña y también Cap de Creus y sobre todo en el mar allí (15)”</p> <p>“Las áreas con más biodiversidad son el parque, todo el rio y las zonas altas de montaña (14)”</p> <p>“Toda la cuenca es importante, sobre todo la parte alta de la cabecera + los parques naturales del Aiguamolls y las masas boscosas protegidas (13)”</p> <p>“Biodiversidad en las zonas húmedas, al Pirineu, los ríos; muy importante en el mar, es importante en toda la cuenca (8)”</p> <p>“La naturaleza, los ecosistemas y la agricultura son muy importantes para regular el agua (5)”</p>
		<p>Bosque-masas forestales-montaña</p>	<p>“Donde hay montaña y no hay gente hay biodiversidad (16)”</p> <p>“La cabecera y las masas de bosque son muy importantes en la regulación hídrica; también el Alta Garrotxa y los bosques que están fuera de la cuenca son muy importantes (13)”</p> <p>“La montaña es muy importante para regular la cantidad de agua que baja a la plana en toda la cuenca (7)”</p> <p>“Cap de Creus + Albera (cabecera y montaña importante para la biodiversidad) (6)”</p> <p>“Cabecera es muy importante porque regula la recarga del Pantano (6)”</p> <p>“Cap de Creus, Aiguamolls, Albera, Albanya, Alta Garrotxa, sistemas y ecosistemas que necesitan agua para dar biodiversidad igualmente y necesitan un régimen de agua constante, temperatura, humedad, biodiversidad de bosques, suelo (4)”</p>
		<p>Áreas húmedas - Aiguamolls</p>	<p>“El parque de Aiguamolls es muy importante para proteger toda la parte de Empuriabrava (14)”</p> <p>“Aiguamolls importantes para a regulación del agua, necesitan mucha agua y tenemos que preservarlos”</p> <p>“Los parques naturales, como los Aiguamolls, son los sitios donde se va a ver la biodiversidad de manera consciente (4)”</p>
		<p>Pantano</p>	<p>“El Embalse del pantano es fundamental para que el agua llegue regulada a la parte de la desembocadura”.</p> <p>“La regulación artificial la hace el Pantano, y esa tiene ventaja para los humanos, pero no para las especies. Si es natural ya no es regulación, es funcionamiento natural (14).</p> <p>“El pantano regula todo hacia el mar”</p> <p>“El Pantano se ha construido para dar agua a Empuriabrava, regulando el agua de la muga y para que Empuriabrava sobreviviera a las “mugadas (12)”</p>

	Ríos	<p>“La biodiversidad aquí es muy artificial, no son los hábitats que estaban antes; antes había mucha biodiversidad, pero se perdió y ahora quieren que este siempre, cada temporada del año (23)”</p> <p>“Los ríos son muy importantes porque cuando llueve permiten cogen mucha agua y mitigar inundaciones, pero también son los más críticos porque cuando llueve mucho llevan mucha agua (23)”</p> <p>“Muga, Llobregat, Manol, Figueres, muy importantes para la biodiversidad (20)”</p> <p>“El Fluvià es uno de los pocos ríos de Catalunya que funciona más o menos de forma natural; los ríos tienen un papel muy importante de regulación natural + el parque de los Aiguamolls. Un ejemplo es el “la única especie que es capaz de modificar el ecosistema haciendo obras. El castor es fantástico, hace pequeñas presas y inunda pequeños lugares. El castor, que hace muy pequeñas regulaciones para estar más protegido, y en aquellas lagunas hay más aves, más plantas, más biodiversidad. Y lo ha hecho el castor. El castor como custodia y guarda y funcionar público del río; ¡el castor es el mejor regulador de los ríos del agua, el castor con la gorra, tendremos que hacer como hace el castor!” (14);</p> <p>“Los ríos son los corredores de los jabalines, son muy importantes para los animales (12)”</p> <p>“Los ríos son muy importantes para regular el agua de la cuenca y sobre todo hacen de corta-fuego y benefician toda la comarca (8)”</p> <p>“Ríos Muga + Acuíferos de la Muga muy importantes para la biodiversidad (6)”</p> <p>“Los bosques de riberas, son muy importantes por flora y fauna y todo el curso del río también(4)”</p>
	Acuíferos - pozos	<p>“Regulación yo la entiendo como regulación artificial, del hombre, porque en la naturaleza no hay regulación”; los pozos también son muy importante para regular el flujo de agua (9)”</p> <p>“Peralada importante y vulnerable, Aiguamolls, ríos en general, Pont de Molins y zona de Cabanes importante a nivel de inundación (4)”</p>
SBA	Áreas cercanas a los puntos de sum	<p>“Puntos verdes = puntos azules (suministro = demanda, la biodiversidad se disfruta en el mismo sitio donde se genera) (26)”</p> <p>“los beneficiarios se distribuyen en todo el curso del río, porque los puntos de suministro después benefician todos los ríos, los beneficios se mueven (24)”.</p>
	Costa-áreas turísticas	
	Áreas urbanas	
	Mismas especies	<p>“Son las mismas especies primero de todo, por esto coinciden con los puntos verdes (20)”</p> <p>“Los beneficiarios son en primer lugar las especies mismas y después nosotros humanos. Como, pero los humanos le estamos quitando mucho espacio ellos, no tenemos ningún derecho a sacar los animales de sus espacios, siempre lo he defendido eso, no se pueden</p>

			defender, yo soy un abogado de la fauna.” Por ejemplo, del parque actual de los Aiguamolls solo queda un 5% de lo que realmente era (14)”
		Plana agrícola-campos de cultivo	“Los beneficiarios son todas las planas, porque la cabecera regula el agua hasta la plana (24)”
	RISK	Áreas agrícolas	“Si es vulnerable, pero a veces va contra nosotros, <u>“porque no podemos cosechar para salvaguardar la biodiversidad, a veces es un límite, porque los animales comen en los campos y duermen en el parque de los Aiguamolls (8)”</u>
		Pantano	
		Incendios-gestión territorio	
		Costa-áreas turísticas	“La zona de la costa es muy vulnerable a la regulación hídrica, la costa es un punto muy crítico y el parque de Aiguamolls es muy importante para proteger toda la parte de Empuriabrava (14)”. “Si no hay regulación hídrica en la cuenca, todo es en peligro: los campings de la primera línea de costa, la plana agrícola, las ciudades, los parques naturales etc. Etc. (13)”. “La biodiversidad es más vulnerable en la zona litoral, porque hay mucha gente y muchas presiones (7)” “EmpuriaBrava hay muchos problemas de salinización (agua salada + presiones turismo, agricultura, regadío, urbanización (6)”
		Áreas urbanas-infraestructuras	“Figueres y los pueblos debajo de Figueres son críticos para las inundaciones, siempre se han inundado (26)” “Hemos urbanizado en espacios inundable, así que el agua siempre vuelve a su camino, no hemos respetado el funcionamiento hídrico natural de los ríos. Y las infraestructuras urbanas y de tren son fronteras y barreras para el agua”. Por ejemplo, Figueres y el área urbana se alaga siempre (22)” “A mí me parece muy degradada de un punto de vista de la biodiversidad el eje de comunicación de la Jonquera (15)”
		No amenazas (una podría ser la caza, pero es controlada)	
		Áreas húmedas - Aiguamolls	“La gente sería muy afectada si los Aiguamolls desaparecieran, no sería nunca más lo mismo (26)” “En la Jonquera hay charcos temporales que son muy importantes: cuando llueve se llenan y en la temporada de sequía se secan; últimamente como llueve poco están casi siempre secos y están desapareciendo, pero son muy importantes para la biodiversidad (10)”

			<p>“Aiguamolls no tiene agua, todo el mundo tiene agua y el parque no”; el parque del Aiguamolls y el río Muga son vulnerables porque no tienen mucha agua, que es muy importante para la biodiversidad (9)”</p>
		Bosque-masas forestales	
		Ríos	<p>“Los ríos, por ejemplo, la trucha no sobrevive; nosotros ingresamos casi 2000 truchas al año en el río; hay muchos depredadores que se la comen y muchas especies invasoras (Lucio, Aspio, Carpa, Visón Americano), no gestionan la biodiversidad, no hay ningún control; hay mucha pesca furtiva también (24)”</p> <p>“un poco el área del río donde se pesca por si no hay agua o calidad o demasiadas presiones (24)”.</p> <p>“El ACA es un hándicap brutal para la biodiversidad, porque prohíbe la limpieza de los ríos; y cuando viene el agua el río se coge su camino y inunda todo. Y los prohíben porque son unos inútiles, es un absurdo. Esta parte tiene que ser anónima eh (22)”.</p> <p>“La muga desde Pont de Molins a Peralada, porque disminuye mucho el caudal del río hasta a desaparecer; las especies invasoras son muchas en todos los ríos (lucio de río, el cangrejo americano, el visón americano, el Coypù) (22)”</p> <p>“El Manel está casi siempre seco, pero es un río muy importante, porque cuando llueve se llena y es peligroso, lo que pasa es que no se ve (17)”</p> <p>“Los lugares menos biodiversos son las zonas centrales del río, aunque el río mantiene una calidad suficiente y de hábitat suficiente para albergar un nivel alto de biodiversidad (14)”</p> <p>“Además el río puede ser muy maco, pero está lleno de plantas y especies invasoras (9)”</p> <p>“Al mismo tiempo son los más vulnerables y tienen que estar limpios y cuidados siempre. Del Orlina y Aniet, por ejemplo, no se hace una manutención adecuada, no hay un margen de actuación. Esto porque cuando los ríos son secos, parece que no llevan agua y no es necesario cuidarlos. ¡Pero no es así, porque si llueve muchos el río se llena como tiene que ser!!! Solo que ya que el agua no se ve, parece que no esté (8)”.</p>
SE CULTURALES	SPU	Elementos culturales (Molinos de viento, fuentes, arqueología industrial centrales eléctricas, canales de riego)	<p>“Maçanet de Cabrenys porque hay 2 estaciones hidráulicas en desuso y son elementos históricos y culturales muy importantes; los molinos para hacer harinas, en la zona de Maçanet de Cabrenys, que son en peligro de desaparecer (22)”</p> <p>“La base Militar de l’Albera (21)”</p> <p>“Donde hay agua hay valores estéticos”, algún canal de riego tiene una función cultural (15)”</p> <p>“La parte a la derecha de la Jonquera, en la cabecera, es muy importante porque está llena de dolmen; es un paisaje cultural de alto valor toda la cuenca (13)”</p> <p>“Las FUENTES, más del 80% de las fuentes del territorio están secas, nadie las conoce (SE cultural); estas fuentes son subterráneas, no se ven, pero se han estudiados; son importantes</p>
5. Valores estéticos y patrimonio cultural 6. Oportunidad de hacer actividades recreativas			



			<p>porque “tienen una componente exótica” ☐ Toda el agua que tenemos aquí viene del Canigó, que es como una montaña exótica (10)”</p> <p>“Miradores para las vista (El Ermita, Mas ventós) (4)”</p>
		Cap de Creus (elemento di identidad local y por el turismo)	
		Ríos\dimensión espiritual agua (agua como elemento que da vida)	<p>“El agua como elemento misterioso y exótico, como factor cultural muy importante para la sociedad; también percibe su dimensión más espiritual y “religiosa” (10)”</p> <p>“Los ríos de cabecera son muy misteriosos, todo está conectado con el agua y todo viene de otro sitio; por ejemplo, la presión atmosférica influye mucho en el nivel de agua, a veces no llueve y los ríos en la cabecera están lleno de agua, y la gente dice “De donde viene el agua?”; las grandes más boscosa también son muy importantes para tener agua: más bosque hay, más el árbol chupa el agua y hay menos agua que fluye; Por ejemplo, una vez, con un incendio se notó que todos los árboles se quemaron y el río se llenó. Los arboles dejaron de retener agua y esto es muy raro, claro la explicación tiene que ser esa”. Ahora estamos hablando del agua superficial de la Muga, que se ve y se percibe, pero todo lo que es subterráneo es muy misterioso, no se entiende y la gente especula. Han hecho un túnel de 4 km de tren de alta velocidad y para hacer el túnel necesitaron agua, para refrigerar los túneles, cuando empezaron a hacerlo, empezó a salir agua. Es decir, tuvieron que parar porque rompieron una vena de agua. Desde entonces, corre la idea que el túnel rompió una vena de agua que viene del Canigó. Hay una fuente que está conectada con la montaña del Canigó y con una fuente de Mallorca: una hoja del Montseny, apareció en una fuente de Mallorca, donde ese árbol no está en toda la isla. Hay muchas leyendas rurales y urbanas sobre el agua, que es un elemento muy misterioso, y la gente cuenta leyendas sobre el agua en los cafés (10)”</p>
		Paisajes agrarios (fruteros, cultivaciones históricas, vinas, olivitos, pasaje de identidad)	<p>“Paisaje muy trabajado por el hombre, mucho corcho, industria importante de corcho, importante para la cultura y las tradiciones. “La gente vive gracias al bosque en todos los sentidos (7)”.</p> <p>“Se trabaja el bosque, la pendiente (vinas, corcho). “Nos gusta el paisaje que ha sido embellecido por la mano del hombre. Es el nuestro paisaje cultural, lo que hace el Alt Emporda bonito. A mí me gustan los espacios entre montaña y plana, no me gusta nada el paisaje de la parte de la plana litoral; me gusta el Turunet, las colinas pequeñas. En el Alt Empordà el tiempo es más corto, distracción mental y cultural con el paisaje del Alt Empordà (7)”</p> <p>“Culturales, los arrozales, los fruteros son majas, son paisajes bonitos (4)”</p> <p>“Las manzanas que es un imaginario típico cuando se piensa al paisaje del Alt Empordà (2)”</p>

		Áreas húmedas - Aiguamolls	
		Costa-litoral	"Canales de Empuriabrava (muchas actividades recreativas)(4)"
		Bosque-masas forestales	"Yo tengo un bosque que cuido mucho y la gente se piensa que es público, pero no lo es. Y va mucha gente a pasear, con el perro, a hacer deporte, en bicicleta y me gusta cuidarlo (25)".
		Bosque-masas forestales\escalada	
		Bosque-masas forestales\vino turismo	
		Bosque-masas forestales\caza	
		Bosque-masas forestales\trekking - senderismo	
		Áreas húmedas - Aiguamolls\trekking - senderismo	
		Áreas húmedas-Aiguamolls\biodiversidad-habitats	
		Áreas húmedas-Aiguamolls\birdwatching	
		Ríos\pesca	
		Ríos\vía verde (vía verde in bicicleta o a pie)	
		Ríos\pozas de baño	"Gorgas y baños en Albanyà, lladò, maçanet de Cabrenys, S. Llorenc de la Muga (21)". "Albanya es muy importante como sitio turístico relacionado al agua, junto con la parte alta del rio, encima del Pantano (17)"
		Ríos\saltos de agua	
		Pantano\kayak	"Kayak solo en San Pere Pescador hasta las desembocadura; y la desembocadura del Fluvià también y la parte baja del Fluvià(6)"
		Pantano\ocio-recreación (tomar el sol, pasear, pic-nic)	
	SBA	Escala Internacional	"Lo que tenemos no se valora mucho, la gente de fuera le da más valor que nosotros (12)" "Los beneficiarios están a escala internacional más que local, la gente de la ciudad se mueve hacia las partes rurales y el campo (7)" "Yo voy a pasear alrededor de mi casa, estoy en el campo para hacer actividades recreativas" pero la gente viene de fuera para hacer actividades (escala internacional) (7)"

			“los beneficiarios son en toda la cuenca y a escala internacional, sobre todo hay muchos turistas del sud de Francia (1)”
		Costa-áreas turísticas	“Los beneficiarios de estos valores estéticos y actividades recreativas son los restaurantes, los propietarios de los hoteles y de los campings, las actividades de la costa (13)” “Las actividades recreativas son sobre todo en la costa, en el litoral, actividades marinas son las actividades recreativa; no hay actividades relacionada con los ríos o el pantano, muy pocas (6)”
		Áreas urbanas - pueblos interiores	
	RISK	No amenazas	“No hay ni puntos críticos ni vulnerables de valores estéticos o paisajes o actividades, no se puede tocar nada y hacer nada, todo está ya protegido (16)”.
		Costa-litoral-turismo	“Toda la costa es muy vulnerable y amenazada. “¡Por ejemplo, el parque está protegido porque está amenazado, porque si no, no estaría protegido, hombre! (15)” “La parte de la costa puede ser vulnerable por un tema de exceso de carga, de demasiado visitantes, demasiada gente allí (14)” “A veces hay demasiado turismo, lo que hace estos puntos de valor estéticos vulnerables (13)” “Los puntos vulnerables coinciden con los puntos de demanda “Estaría bien que algún punto de presión desaparezca (11)”.
		Ríos	“El turismo aquí va en contra a todos los otros servicios, porque tiene un factor perturbador muy importante, el tipo de turismo de este territorio, es un trismo sin medida”. Por ejemplo, en Empuriabrava, que es muy turística los puntos verdes, azules y naranjas coinciden, porque es una zona in realidad muy vulnerable (9)”
			“Una excesiva limitación a los privados que hacen recurso económico en el territorio y los públicos hacen lo que quieren. Ósea no tiene sentido que hacemos proyectos contra el

			<p>cangrejo rojo, cuando después los municipios tiran las aguas residuales al río. Os nos ponemos todos las pilas o no va bien así (22)”</p> <p>“La parte baja del Fluvià porque antes había empresas de extracción de áridos, han modificados tanto el río que ahora hay muchos problemas de salinización; después, para no llenar lo que habían quitado, por un tema de especulación, lo usaron por hacer ski náutico Sant Pere Pescador y esto ha provocado más presiones en ese parte del río y a veces entra mucha agua del mar, hasta San Miquel (20)”</p>
		Áreas húmedas-Aiguamolls	<p>“La gente sería muy afectada si los Aiguamolls desaparecieran, no sería nunca más lo mismo (26)”</p> <p>“Las áreas vulnerables coinciden con las de suministro, porque si no hay agua no hay paisajes bonitos, se pierden todos los valores estéticos; si vas a Les Escaules o a los Aiguamolls y no hay agua, no vuelves”; por esto la cantidad y cualidad de agua es muy importante para obtener paisajes molt macus (4)”</p>

**Anexo 11.** Estudio de las clasificaciones de SE para adaptarla a la propia clasificación de SEA utilizada en la tesis. Clasificación basada en MA, EME, IPBES, TEEB, CICES 2018 han sido el punto de partida.

TABLA 1. SE SEGÚN CATEGORÍA, DIVISIÓN, GRUPO, TIPO Y EJEMPLO (Para la elaboración de estas tablas se ha utilizado sobre todo la clasificación CICES).

Category	Service division	Service group	Service type	Example
Provisioning	Nutrition	Biomass	Cultivated or wild (terrestrial or aquatic plants) for nutrition (crops)	Crops by different type (olive tree, almond tree, vine, cereal, fruit orchard, root crops etc.)
			Animals for nutrition	Animal by different type (sheep, goat, cow, honey production)
		Water	Forest harvesting	Mushrooms, berries, and acorns, wild food
			Fish and seafood catch	Fish catch, seafood
	Materials	Biomass	Fresh water (surface and ground water) for drinking	Water for drinking and domestic uses
			Water (surface and ground water) for non-drinking purposes	Water for agriculture, urban or industrial uses
		Biomass	Raw (biotic and abiotic) materials	Fibres and other materials from wild plants for direct use or processing, mineral substances; materials use for different purposes
Energy	Renewable abiotic energy sources	Timber	Holm oak, olive tree, pine wood	
		Woodfuel	Wood used for energy conversion and/or heat production	
Regulating	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Atmospheric composition and climate regulation	Biochemicals and medicine resources	Natural products used as biochemicals, medicine and/or cosmetics.
			Clean energy	Hydropower, wind, geothermal and solar energy
			Air quality	Air purification through vegetation, deposition of NOx on vegetal leaves
		Micro-climate regulation	CO <sub>2</sub> sequestration and rain processes control through vegetation, maintenance of humidity patterns; regulation of temperature by forests and water bodies; regulation of chemical composition of atmosphere and oceans	
	Regulation and mediation of flows	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	Natural hazard protection	Protection and mitigation of floods, storms (hurricanes, Typhoons...), fires and avalanches; vegetation acting as barrier for the water flow
Pest and disease control			Natural predation of diseases and parasites	
Cultural	Spiritual, symbolic and other interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Mass flows	Erosion control and prevention	Terraces, deforestation, vegetation controlling soil erosion
		Other cultural outputs	Existence and Natural heritage and natural diversity	Existence value, satisfaction for species conservation, existence of emblematic species

Agua, Actores Sociales y Servicios de los Ecosistemas. Una aproximación socioecológica

	Physical and intellectual interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Intellectual and representative interactions	Tranquility and relaxation	Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive and observational interactions
			Religious and spiritual experience and values Scientific knowledge and local ecological knowledge (LEK) <sup>2</sup>	Characteristics of the ecosystem that have sacred or religious meaning Characteristics of the ecosystem that enable scientific investigation or the creation of traditional ecological knowledge
		Physical and experiential interactions	Environmental education	Biotic and abiotic characteristics of the ecosystem that enable education and training
			Aesthetic enjoyment and values Local identity and Cultural heritage and cultural diversity Recreational hunting	Characteristics of the ecosystem that enable aesthetic experiences and symbolic meaning Characteristics of the ecosystem that are resonant in terms of culture or heritage and identity Small-game and big-game hunting (rabbit, partridge, wild boar)
Intermediate ES (regulation)	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Water conditions	Water purification	Regulating of chemical condition of freshwaters, Aquatic plants, excess nitrogen removal by microorganisms
			Soil formation and composition	Soil fertility
		Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	Regulating and maintenance habitat for species	Maintaining nursery populations and habitats
			Pollination	Bees, birds, bats, moths, flies, wind, non-flying animals contribute to the dispersal of seeds and the reproduction of lots of plants
An ecological function or process not used directly by a beneficiary, but which underpins those final ecosystem services which	Regulation and mediation of flows	Liquid flows	Water and hydrological regulation	Riparian vegetation, water infiltrations

are used directly	Genetic materials	<p>Mediation of wastes</p> <p>Genetic materials from all biota (including seed, spore or gamete production)</p>	<p>Mediation of wastes or toxic substances of anthropogenic origin by living and non-living processes</p> <p>Genetic materials from plants, algae, fungi, animals and organisms</p>	<p>Filtration/sequestration/storage/accumulation by micro-organism, algae, plants and animals or by physical processes (aquatic ecosystems, atmosphere, chemicals processes);smell, noise attenuation, visual screening</p> <p>Seeds, spores and other materials collected for maintaining or establishing a population; genes extracted from organisms for the design and construction of new biological entities</p>
-------------------	-------------------	---	---	--

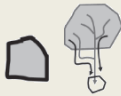












**TABLA 2. A SE PRODUCIDOS POR ECOSISTEMAS ACUÁTICOS. CASO DIRECTO DE ESTUDIO: MUGA e FLUVIÁ (con solo los SE considerados)**

Category	Service division	Service group	Service type	Example in a watershed
Provisioning	Nutrition	Biomass	Cultivated or wild (terrestrial or aquatic plants) for nutrition (crops)	Supply and storage of clean water for crops by different type (olive tree, almond tree, vine, cereal, fruit orchard, root crops etc.)
			Animals for nutrition	Supply of a minimum water flow for the livestock; animal by different type (sheep, goat, cow, honey production)
		Water	Fish and seafood catch	Fish catch, seafood, algae
	Fresh water (surface and ground water) for drinking		Water for drinking and domestic uses	
	Materials	Biomass	Water (surface and ground water) for non-drinking purposes	Water for agriculture, urban or industrial uses
Raw (biotic and abiotic) materials			Fibres and other materials from wild plants for direct use or processing, mineral substances; materials use for different purposes, wood from riparian zones	
Energy	Renewable abiotic energy sources	Clean energy	Hydropower generation	
Regulating	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Atmospheric composition and climate regulation	Air quality	Air purification through vegetation, deposition of NOx on vegetal leaves
			Micro-climate regulation	CO <sub>2</sub> sequestration and rain processes control through vegetation, maintenance of humidity patterns; regulation of temperature by water bodies; regulation of chemical composition of atmosphere and oceans
			Natural hazard protection	Protection and mitigation of floods for flood plains and wetlands, storms (hurricanes, typhoon); maintenance of the natural riparian forest in the floodplain (vegetation acting as barrier for the water flow)
	Regulation and mediation of flows	Mass flows	Erosion control and prevention	Vegetation controlling soil erosion; limitation of landslides and flooding for rivers and wetlands
Cultural	Spiritual, symbolic and other interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Other cultural outputs	Existence and Natural heritage and natural diversity	Existence value, satisfaction for species conservation, existence of emblematic species
			Tranquility and relaxation	Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive and observational interactions (water landscapes)

	Physical and intellectual interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Intellectual and representative interactions	<p>Scientific knowledge and local ecological knowledge (LEK)<sup>2</sup></p> <p>Environmental education</p> <p>Aesthetic enjoyment and values</p> <p>Local identity and Cultural heritage and cultural diversity</p> <p>Recreational activities</p>	<p>Characteristics of the ecosystem that enable scientific investigation or the creation of traditional ecological knowledge (local and traditional water management)</p> <p>Biotic and abiotic characteristics of the ecosystem that enable education and training</p> <p>Characteristics of the ecosystem that enable aesthetic experiences and symbolic meaning (water landscapes)</p> <p>Characteristics of the ecosystem that are resonant in terms of culture or heritage and identity (local water management)</p> <p>Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active and immersive interactions (swimming, recreational fishing, recreational hunting, forest harvesting, hunting, sightseeing, bird watching, aquatic activities)</p>
<p>Intermediate ES (regulation)</p> <p>An ecological function or process not used directly by a beneficiary, but which underpins those final ecosystem services which are used directly</p>	<p>Maintenance of physical, chemical, biological conditions</p> <p>Regulation and mediation of flows</p>	<p>Water conditions</p> <p>Soil formation and composition</p> <p>Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection</p> <p>Liquid flows</p>	<p>Water purification</p> <p>Soil fertility</p> <p>Regulating and maintenance habitat for species</p> <p>Water and hydrological regulation</p>	<p>Regulating of chemical condition of freshwaters, aquatic plants, excess nitrogen removal by microorganisms</p> <p>Control of erosion rates, water courses and riversides, rich soil formation in flood plains, carbon accumulation in sediments, decomposition and fixing processes and their effect on soil quality</p> <p>Maintaining nursery populations and habitats</p> <p>Riparian vegetation, water infiltrations</p>

TABLA 3. A. PROBLEMÁTICA DEL DESACOPLOAMIENTO ESCALAR ENTRE LAS FUNCIONES Y LOS SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS. CASO DE ESTUDIO MUGA Y FLUVIÀ. Fuente: Berta Martín-López, Erik Gómez-Baggethun, Carlos Montes, Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza-sociedad en un mundo cambiante en Cuides, Octubre 09, n3.

Category	Service division	Service group	Service type	Example in a watershed	Location of use
Provisioning	Nutrition	Biomass	Cultivated or wild (terrestrial or aquatic plants) for nutrition (crops) Animals for nutrition	Supply and storage of clean water for crops by different type (olive tree, almond tree, vine, cereal, fruit orchard, root crops etc.) Supply of a minimum water flow for the livestock; animal by different type (sheep, goat, cow, beef etc.),	
			Fish and seafood catch	Fish catch, seafood, algae	
	Water	Water	Fresh water (surface and ground water) for drinking	Water for drinking and domestic uses	
			Water (surface and ground water) for non-drinking purposes	Water for agriculture, urban or industrial uses	
Materials	Biomass	Raw (biotic and abiotic) materials	Fibres and other materials from wild plants for direct use or processing, mineral substances; materials use for different purposes, wood from riparian zones		
Energy	Renewable abiotic energy sources	Clean energy	Hydropower generation		
Regulating	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Atmospheric composition and climate regulation	Air quality	Air purification through vegetation, deposition of NOx on vegetal leaves	
			Micro-climate regulation	CO2 sequestration and rain processes control through vegetation, maintenance of humidity patterns; regulation of temperature by water bodies; regulation of chemical composition of atmosphere and oceans	
			Natural hazard protection	Protection and mitigation of floods for flood plains and wetlands, storms (hurricanes, typhoon); maintenance of the natural riparian forest in the floodplain (vegetation acting as barrier for the water flow)	
	Regulation and mediation of flows	Mass flows	Erosion control and prevention	Vegetation controlling soil erosion; limitation of landslides and flooding for rivers and wetlands	

Cultural	Spiritual, symbolic and other interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Other cultural outputs	Existence and Natural heritage and natural diversity	Existence value, satisfaction for species conservation, existence of emblematic species	
			Tranquility and relaxation	Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive and observational interactions (water landscapes)	
			Scientific knowledge and local ecological knowledge (LEK) <sup>2</sup>	Characteristics of the ecosystem that enable scientific investigation or the creation of traditional ecological knowledge (local and traditional water management)	
	Physical and intellectual interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Intellectual and representative interactions	Environmental education	Biotic and abiotic characteristics of the ecosystem that enable education and training	
			Aesthetic enjoyment and values	Characteristics of the ecosystem that enable aesthetic experiences and symbolic meaning (water landscapes)	
			Local identity and Cultural heritage and cultural diversity	Characteristics of the ecosystem that are resonant in terms of culture or heritage and identity (local water management)	
		Physical and experiential interactions	Recreational activities	Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active and immersive interactions (swimming, recreational fishing, recreational hunting, sightseeing, bird watching, aquatic activities)	
Intermediate ES (regulation)	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Water conditions	Water purification	Regulating of chemical condition of freshwaters, aquatic plants, excess nitrogen removal by microorganisms	
		Soil formation and composition	Soil fertility	Control of erosion rates, water courses and riversides, rich soil formation in flood plains, carbon accumulation in sediments, decomposition and fixing processes and their effect on soil quality	
		Lifecycle maintenance,	Regulating and maintenance habitat for species	Maintaining nursery populations and habitats	



A. Servicios distribuidos localmente



B. Servicios distribuidos omni-direccionalmente



C. Servicios distribuidos uni-direccionalmente



C. Servicios distribuidos uni-direccionalmente



D. Servicios distribuidos globalmente (extra-cuenca)

TABLA 4. SE POR TIPOLOGÍA DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS. CASO DE ESTUDIO MUGA Y FLUVIÀ.

Ecosystem	Fresh water ecosystem services						
	Category	Service division	Service group	Service type	Example in a watershed		
<p>A. RÍOS Y RIBERA</p> <p>Ecosistemas de agua fluyente que conectan y cohesionan las cuencas de drenaje. Presentan características específicas relacionadas con el clima, la fisionomía del territorio, los materiales geológicos-litológicos y su geodinámica.</p>	Provisioning	Nutrition	Biomass	Cultivated or wild (terrestrial or aquatic plants) for nutrition (crops)	Supply and storage of clean water for crops by different type (olive tree, almond tree, vine, cereal, fruit orchard, root crops etc.)		
				Animals for nutrition	Supply of a minimum water flow for the livestock; animal by different type (sheep, goat, cow, honey production)		
		Water	Materials	Biomass	Fish and seafood catch	Fish catch, seafood, algae	
					Fresh water (surface and ground water) for drinking	Water for drinking and domestic uses	
	Regulating	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Renewable abiotic energy sources	Water (surface and ground water) for non-drinking purposes	Water for agriculture, urban or industrial uses		
				Clean energy	Hydropower generation		
			Mass flows	Regulation and mediation of flows	Atmospheric composition and climate regulation	Raw (biotic and abiotic) materials	Fibres and other materials from wild plants for direct use or processing, mineral substances; materials use for different purposes, wood from riparian zones
						Micro-climate regulation	CO <sub>2</sub> sequestration and rain processes control through vegetation, maintenance of humidity patterns; regulation of temperature by water bodies; regulation of chemical composition of atmosphere and oceans
		Regulation and mediation of flows	Regulation and mediation of flows	Mass flows	Natural hazard protection	Protection and mitigation of floods for flood plains and wetlands, storms (hurricanes, typhoon); maintenance of the natural riparian forest in the floodplain (vegetation acting as barrier for the water flow)	
					Erosion control and prevention	Vegetation controlling soil erosion; limitation of landslides and flooding for rivers and wetlands	

	Cultural	Spiritual, symbolic and other interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Other cultural outputs	Existence and Natural heritage and natural diversity	Existence value, satisfaction for species conservation, existence of emblematic species
		Physical and intellectual interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Intellectual and representative interactions	<p>Tranquility and relaxation</p> <p>Scientific knowledge and local ecological knowledge (LEK)<sup>2</sup></p> <p>Environmental education</p> <p>Aesthetic enjoyment and values</p> <p>Local identity and Cultural heritage and cultural diversity</p> <p>Recreational activities</p>	<p>Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive and observational interactions (water landscapes)</p> <p>Characteristics of the ecosystem that enable scientific investigation or the creation of traditional ecological knowledge (local and traditional water management)</p> <p>Biotic and abiotic characteristics of the ecosystem that enable education and training</p> <p>Characteristics of the ecosystem that enable aesthetic experiences and symbolic meaning (water landscapes)</p> <p>Characteristics of the ecosystem that are resonant in terms of culture or heritage and identity (local water management)</p> <p>Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active and immersive interactions (swimming, recreational fishing, forest harvesting, recreational hunting, sightseeing, bird watching, aquatic activities)</p>
	Intermediate ES (regulation)	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Water conditions	Water purification	Regulating of chemical condition of freshwaters, aquatic plants, excess nitrogen removal by microorganisms
			Soil formation and composition	Soil fertility	Control of erosion rates, water courses and riversides, rich soil formation in flood plains, carbon accumulation in sediments, decomposition and fixing processes and their effect on soil quality
		Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	Regulating and maintenance habitat for species	Maintaining nursery populations and habitats	
		Regulation and mediation of flows	Liquid flows	Water and hydrological regulation	Riparian vegetation, water infiltrations

Ecosystem	Fresh water ecosystem services				
	Category	Service division	Service group	Service type	Example in a watershed
<b>B. LAGOS, EMBALSES Y HUMEDALES DE INTERIOR</b>  Lagos o ecosistemas modificados de agua quietas profundas (>10m) y Humedales o ecosistemas de aguas someras (>8-10m), que tienen una estrecha relación entre los procesos biofísicos de sus sedimentos y los de su columna de agua. Humedales o ecosistemas de aguas someras (>8-10m). Se distinguen en formaciones palustres interiores y formaciones palustres litorales	Provisioning	Nutrition	Biomass	Cultivated or wild (terrestrial or aquatic plants) for nutrition (crops)	Supply and storage of clean water for crops by different type (olive tree, almond tree, vine, cereal, fruit orchard, root crops etc.)
				Animals for nutrition	Supply of a minimum water flow for the livestock; animal by different type (sheep, goat, cow, honey production)
			Water	Fish and seafood catch	Fish catch, seafood, algae
				Fresh water (surface and ground water) for drinking	Water for drinking and domestic uses
	Materials	Energy	Biomass	Water (surface and ground water) for non-drinking purposes	Water for agriculture, urban or industrial uses
				Raw (biotic and abiotic) materials	Fibres and other materials from wild plants for direct use or processing, mineral substances; materials use for different purposes, wood from riparian zones
	Regulating	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Atmospheric composition and climate regulation	Clean energy	Hydropower generation
				Air quality	Air purification through vegetation, deposition of NOx on vegetal leaves
				Micro-climate regulation	CO <sub>2</sub> sequestration and rain processes control through vegetation, maintenance of humidity patterns; regulation of temperature by water bodies; regulation of chemical composition of atmosphere and oceans
			Mass flows	Natural hazard protection	Protection and mitigation of floods for flood plains and wetlands, storms (hurricanes, typhoon); maintenance of the natural riparian forest in the floodplain (vegetation acting as barrier for the water flow)
Erosion control and prevention				Vegetation controlling soil erosion; limitation of landslides and flooding for rivers and wetlands	
Other cultural outputs				Spiritual, symbolic and other interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Existence and Natural heritage and natural diversity
	Tranquility and relaxation	Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive and observational interactions (water landscapes)			



Agua, Actores Sociales y Servicios de los Ecosistemas. Una aproximación socioecológica

		Physical and intellectual interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Intellectual and representative interactions	Scientific knowledge and local ecological knowledge (LEK) <sup>2</sup>	Characteristics of the ecosystem that enable scientific investigation or the creation of traditional ecological knowledge (local and traditional water management)
				Environmental education	Biotic and abiotic characteristics of the ecosystem that enable education and training
				Aesthetic enjoyment and values	Characteristics of the ecosystem that enable aesthetic experiences and symbolic meaning (water landscapes)
				Local identity and Cultural heritage and cultural diversity Recreational activities	Characteristics of the ecosystem that are resonant in terms of culture or heritage and identity (local water management) Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active and immersive interactions (swimming, recreational fishing, forest harvesting, recreational hunting, sightseeing, bird watching, aquatic activities)
	Intermediate ES (regulation)	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Water conditions	Water purification	Regulating of chemical condition of freshwaters, aquatic plants, excess nitrogen removal by microorganisms
			Soil formation and composition	Soil fertility	Control of erosion rates, water courses and riversides, rich soil formation in flood plains, carbon accumulation in sediments, decomposition and fixing processes and their effect on soil quality
			Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	Regulating and maintenance habitat for species	Maintaining nursery populations and habitats
		Regulation and mediation of flows	Liquid flows	Water and hydrological regulation	Riparian vegetation, water infiltrations

Ecosystem	Fresh water ecosystem services				
	Category	Service division	Service group	Service type	Example in a watershed
C. HUMEDALES DE LITORAL  Humedales o ecosistemas de aguas someras (>8-10m). Se distinguen en formaciones palustres interiores y formaciones palustres litorales.	Provisioning	Nutrition	Biomass	Cultivated or wild (terrestrial or aquatic plants) for nutrition (crops)	Supply and storage of clean water for crops by different type (olive tree, almond tree, vine, cereal, fruit orchard, root crops etc.)
				Animals for nutrition	Supply of a minimum water flow for the livestock; animal by different type (sheep, goat, cow, honey production)
		Water	Biomass	Fish and seafood catch	Fish catch, seafood, algae
				Fresh water (surface and ground water) for drinking	Water for drinking and domestic uses
	Materials	Biomass	Water (surface and ground water) for non-drinking purposes	Water for agriculture, urban or industrial uses	
			Raw (biotic and abiotic) materials	Fibres and other materials from wild plants for direct use or processing, mineral substances; materials use for different purposes, wood from riparian zones	
	Energy	Renewable abiotic energy sources	Clean energy	Hydropower generation	
	Regulating	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Atmospheric composition and climate regulation	Air quality	Air purification through vegetation, deposition of NOx on vegetal leaves
				Micro-climate regulation	CO <sub>2</sub> sequestration and rain processes control through vegetation, maintenance of humidity patterns; regulation of temperature by water bodies; regulation of chemical composition of atmosphere and oceans
Natural hazard protection				Protection and mitigation of floods for flood plains and wetlands, storms (hurricanes, typhoon); maintenance of the natural riparian forest in the floodplain (vegetation acting as barrier for the water flow)	
Regulation and mediation of flows		Mass flows	Erosion control and prevention	Vegetation controlling soil erosion; limitation of landslides and flooding for rivers and wetlands	
Cultural	Spiritual, symbolic and other interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Other cultural outputs	Existence and natural heritage and natural diversity	Existence value, satisfaction for species conservation, existence of emblematic species	
			Tranquility and relaxation	Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive and observational interactions (water landscapes)	

Agua, Actores Sociales y Servicios de los Ecosistemas. Una aproximación socioecológica

		Physical and intellectual interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Intellectual and representative interactions	Scientific knowledge and local ecological knowledge (LEK) <sup>2</sup>	Characteristics of the ecosystem that enable scientific investigation or the creation of traditional ecological knowledge (local and traditional water management)
				Environmental education	Biotic and abiotic characteristics of the ecosystem that enable education and training
				Aesthetic enjoyment and values	Characteristics of the ecosystem that enable aesthetic experiences and symbolic meaning (water landscapes)
				Local identity and Cultural heritage and cultural diversity Recreational activities	Characteristics of the ecosystem that are resonant in terms of culture or heritage and identity (local water management) Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active and immersive interactions (swimming, recreational fishing, forest harvesting, recreational hunting, sightseeing, bird watching, aquatic activities)
	Intermediate ES (regulation)	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Water conditions	Water purification	Regulating of chemical condition of freshwaters, aquatic plants, excess nitrogen removal by microorganisms
			Soil formation and composition	Soil fertility	Control of erosion rates, water courses and riversides, rich soil formation in flood plains, carbon accumulation in sediments, decomposition and fixing processes and their effect on soil quality
			Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	Regulating and maintenance habitat for species	Maintaining nursery populations and habitats
		Regulation and mediation of flows	Liquid flows	Water and hydrological regulation	Riparian vegetation, water infiltrations

Ecosystem	Fresh water ecosystem services (En gris claro los SE no considerados)				
	Category	Service division	Service group	Service type	Example in a watershed
D. ACUÍFEROS  Asociados a las dinámicas de agua subterráneas. Se generan por infiltraciones de agua, sistemas de transporte por gravedad y disipación de energía a gran escala.	Provisioning	Nutrition	Biomass	Cultivated or wild (terrestrial or aquatic plants) for nutrition (crops)	Supply and storage of underground water for crops by different type (olive tree, almond tree, vine, cereal, fruit orchard, root crops etc.)
				Animals for nutrition	Supply of a minimum underground water flow for the livestock; animal by different type (sheep, goat, cow, honey production)
		Water	Biomass	Fish and seafood catch	Fish, crustaceans, fish farms that use underground water sweet and saline
				Fresh water (surface and ground water) for drinking	Water for drinking and domestic uses
	Materials	Biomass	Water (surface and ground water) for non-drinking purposes	Water for agriculture, urban or industrial uses	
			Raw (biotic and abiotic) materials	Fibres and other materials from wild plants for direct use or processing, mineral substances; materials use for different purposes, wood from riparian zones	
	Energy	Renewable abiotic energy sources	Clean energy	Geothermal energy, Hydropower generation	
			Regulating	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Atmospheric composition and climate regulation
	Micro-climate regulation	Control of the impact of CO2 anthropogenic in global warming by injection through of deep wells and their isolated maintenance of the atmosphere.			
	Natural hazard protection	Capacity of the plains of flood, fans alluvial, etc. to infiltrate water in avenues. Water availability stored in the subsoil during dry times, accessible through natural discharges (springs, base flow to rivers) or artificial (pumping).			
Regulation and mediation of flows	Mass flows	Erosion control and prevention	Vegetation controlling soil erosion; limitation of landslides and flooding for rivers and wetlands		
		Cultural	Spiritual, symbolic and other interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Other cultural outputs	Existence and Natural heritage and natural diversity

Agua, Actores Sociales y Servicios de los Ecosistemas. Una aproximación socioecológica

		Physical and intellectual interactions with biota, ecosystems, and land-seascapes	Intellectual and representative interactions	Tranquility and relaxation	Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive and observational interactions (water landscapes)
				Scientific knowledge and local ecological knowledge (LEK) <sup>2</sup>	Characteristics of the ecosystem that enable scientific investigation or the creation of traditional ecological knowledge (local and traditional water management)
				Environmental education	Biotic and abiotic characteristics of the ecosystem that enable education and training
				Aesthetic enjoyment and values	Environment of sources, springs, lakes, streams, etc., protected or not, which have a good state of conservation, Preferential visits to protected areas that include manifestations of groundwater)
				Local identity and Cultural heritage and cultural diversity	Traditional water management; Traditional ways of water management for favor recharging the runoff from rain or from thaw or the scarified from the plains of flood in many places of the peninsular e islands
Recreational activities	Characteristics of ecosystem that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active and immersive interactions (swimming, aquatic activities, canyoning, speleology)				
Intermediate ES (regulation)	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection	Water conditions	Water purification	Regulating of chemical condition of freshwaters, aquatic plants, excess nitrogen removal by microorganisms
			Soil formation and composition	Soil fertility	Fertile soils developed in recharge areas where the phreatic level is shallow and in areas of groundwater discharge (alluvial vegas, avenues, fresnedas, wetlands).
			Liquid flows	Water and hydrological regulation	Water storage rain and floods in the terrain and slow release and sustained from it to rivers, springs, lakes, wetlands, coasts and phreatic vegetation. Both induced recharge as the artificial recharge of aquifers are made in several places in the country; constitutes a form of regulation used from old at local level and that predictably will have a greater impact in the future immediate and medium-long term.
					Availability of water for vegetation and all kinds of organisms by natural discharge to rivers, wetlands, coasts or evapotranspiration

