

**MECANISMOS DE LAS POLÍTICAS
PÚBLICAS PARA LA GESTIÓN SOSTENIBLE
DEL AGUA: HACIA UN MODELO
EFICIENTE EN LAS ISLAS BALEARES**

TESIS DOCTORAL

AUTOR: SERGIO NAVARRO SOUSA

DIRECTOR: DR. VICENTE ARTURO ESTRUCH GUITART

Valencia, septiembre de 2023



**UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA**



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



Departamento de
Economía y
Ciencias Sociales

DEPARTAMENTO DE ECONOMÍA Y CIENCIAS SOCIALES
PROGRAMA DE DOCTORADO EN ECONOMÍA AGROALIMENTARIA

**MECANISMOS DE LAS POLÍTICAS PÚBLICAS PARA LA
GESTIÓN SOSTENIBLE DEL AGUA: HACIA UN MODELO
EFICIENTE EN LAS ISLAS BALEARES**

TESIS DOCTORAL

AUTOR: SERGIO NAVARRO SOUSA

DIRECTOR: DR. VICENTE ARTURO ESTRUCH GUITART

Valencia, septiembre de 2023

Agradecimientos

Realizar la tesis ha supuesto una gran dedicación y un largo proceso de aprendizaje y de colaboración. Por esta razón, deseo expresar mi más sincero agradecimiento a todas las personas que han contribuido al desarrollo de este trabajo.

Quiero agradecer a la Universitat Politècnica de València (UPV) y al Departamento de Economía y Ciencias Sociales la organización del programa de doctorado en Economía Agroalimentaria y por brindarme la oportunidad de llevar a cabo esta tesis. Del mismo modo, agradezco a la Escuela de Doctorado la aportación de actividades transversales que han mejorado mis habilidades y competencias en el ámbito de la investigación.

Asimismo, agradezco al director y tutor de la tesis, al Dr. Arturo Vicente Estruch Guitart su dedicación incansable, así como el apoyo, la motivación, los consejos y la confianza que ha depositado tanto en mí como en nuestro estudio.

También deseo expresar mi más sincero agradecimiento al tutor del programa de intercambio de doctorado, en el marco del convenio de colaboración entre la UPV y la Universitat de les Illes Balears. Fruto de esta colaboración con el Dr. Celso García García, hemos logrado publicar uno de los artículos que integran esta tesis y, además, ha sido el inicio de una amistad.

De igual forma, quiero reconocer y agradecer el trabajo desinteresado de las/os revisoras/es anónimas/os de los artículos que componen esta tesis. Sus sugerencias y comentarios constructivos han enriquecido la calidad de los estudios publicados. Por otra parte, valoro la dedicación, el análisis riguroso y las valiosas observaciones realizadas por las/os revisoras/es externos de la tesis.

Del mismo modo, quiero dar las gracias a mi mujer e hijos por su apoyo incondicional y la paciencia que han demostrado en los momentos difíciles. También agradezco a mis padres, hermanos, familia política y amigos su comprensión, motivación y soporte durante todo el proceso.

Resumen

El manejo sostenible del agua se ha convertido en una prioridad en todo el mundo, particularmente en aquellos territorios que sufren escasez. En el litoral mediterráneo, la proliferación del turismo y el desarrollo urbanístico, junto al resto de actividades económicas han contribuido a la sobreexplotación de los recursos hídricos naturales. Las Islas Baleares no están exentas de esta problemática. El incremento de la población flotante ha ocasionado que la máxima demanda se produzca en la época estival, coincidente con el periodo de menor recarga natural. Frente a este escenario es básico fijar acciones directas que favorezcan la recuperación y la conservación de este recurso vital para las necesidades básicas humanas y el desarrollo económico. Más aún, en el actual contexto de cambio climático.

La investigación aborda puntos fundamentales de la gobernanza del agua analizando el marco normativo, económico y social. Su objetivo principal es establecer el diagnóstico actual de los recursos hídricos en las Islas Baleares y, aportar medidas para avanzar hacia un buen estado ecológico, químico y cuantitativo de las masas de agua. Para ello, la tesis da respuesta a los siguientes objetivos específicos:

- Analizar los mecanismos de la legislación vigente y la viabilidad de los objetivos planteados de inicio en la Directiva Marco del Agua. En segundo lugar, reflexionar sobre sus logros y carencias y, por último, determinar los retos futuros a los que se enfrenta.
- Valorar el manejo y el estado de las masas de agua en la Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares.
- Evaluar los resultados de la implementación de una acción concreta de gestión de la demanda del agua en una población del Levante mallorquín.

Los resultados obtenidos muestran que las aspiraciones iniciales de la Directiva Marco del Agua no se han cumplido y su progreso ha sido lento. No obstante, se han producido grandes esfuerzos entre ciclos de planificación y la calidad de las masas de agua ha mejorado desde su puesta en vigor.

En segundo lugar, se concluye que, el uso de indicadores causa-efecto se erige como un instrumento válido de ayuda a la planificación y la administración del agua. Los resultados del trabajo manifiestan que, en las estaciones desaladoras de agua marina de Palma e Ibiza se produce una reducción de la producción de desaladas en los años con

una mayor recarga natural de los acuíferos. Dicha gestión del recurso no convencional obstaculiza la recuperación de las masas de agua naturales del entorno.

Finalmente, en la investigación se cuantifica la producción potencial de recurso alternativo que supone la implementación de una medida directa de la gestión de la demanda a escala municipal. Se analiza la puesta en marcha de sistemas descentralizados de aprovechamiento de aguas pluviales y de reutilización de aguas grises tratadas, para usos no potables, en los edificios de Son Servera (España). Los resultados confirman distintos valores de disminución de la demanda de agua potable en función del uso y de la tipología del edificio.

En conclusión, la Directiva Marco del Agua debe adaptarse a la especificidad hídrica de cada territorio y, por otro lado, es importante dar continuidad a la senda inversionista iniciada asegurando el balance adecuado entre las políticas de la oferta y la demanda. Además, el sector del agua debe apostar por la mejora del conocimiento, el fomento de las nuevas tecnologías y la inserción de los recursos digitales disponibles. Dichos procesos han de abarcar tanto a la distribución en alta, como en los servicios ofrecidos a los usuarios en las redes de baja.

En definitiva, en las Islas Baleares a pesar de registrarse periodos de escasez, hasta la fecha se ha garantizado la seguridad hídrica. Ahora bien, es necesario que tanto la planificación territorial como el crecimiento económico se ajusten a la cantidad de recurso disponible. El manejo del agua ha de ser capaz de optimizar el nivel de extracción actual y futuro de las reservas hídricas naturales, priorizando el uso complementario con recurso no convencional, anticipándose a la sobreexplotación y procurando lograr un buen estado en las masas de agua.

La tesis consta de cinco capítulos y se articula del siguiente modo: el capítulo 1 incluye la introducción, los objetivos y las publicaciones que forman parte de la tesis y las referencias. Los 3 capítulos siguientes incorporan tres artículos científicos publicados en revistas científicas españolas. Cada uno de los trabajos analiza cuestiones particulares para dar respuesta al objetivo principal de la investigación. Finalmente, en el capítulo 5 figuran los resultados y la discusión, las conclusiones, las implicaciones y las limitaciones del estudio, las nuevas vías de investigación y las referencias de estos apartados.

Abstract

The sustainable management of water has become a priority throughout the world, particularly in those territories that suffer from scarcity. On the Mediterranean coast, the proliferation of tourism and urban development, along with other economic activities have contributed to the overexploitation of natural water resources. The Balearic Islands are not exempt from this problem. The increase in the floating population has caused the maximum demand to occur in the summer season, coinciding with the period of least natural recharge. Faced with this scenario, it is essential to establish direct actions that favor the recovery and conservation of this vital resource for basic human needs and economic development. Even more so, in the current context of climate change.

The research addresses fundamental points of water governance by analyzing the regulatory, economic and social framework. Its main objective is to establish the current diagnosis of water resources in the Balearic Islands and provide measures to move towards a good ecological, chemical and quantitative status of the water bodies. To do this, this thesis responds to the following specific objectives:

- Analyze the mechanisms of current legislation and the feasibility of the objectives set forth in the Water Framework Directive. Secondly, reflect on its achievements and shortcomings and, finally, determine the future challenges faces.
- Assess the management and status of the water bodies in the Hydrographic Demarcation of the Balearic Islands.
- Evaluate the results of the implementation of a specific action to manage the demand for water in a town in Mallorca's Llevant.

The results obtained show that the initial aspirations of the Water Framework Directive have not been fulfilled and its progress has been slow. However, there have been great efforts between planning cycles and the quality of the water bodies has improved since their implementation.

Secondly, it is concluded that the use of cause-effect indicators stands as a valid tool to help planning and water management. The results of the work show that, in the seawater desalination plants of Palma and Ibiza, there is a reduction in the production of desalinated water in the years with a greater natural recharge of the aquifers. Said non-conventional resource management hinders the recovery of the natural water bodies of the environment.

Finally, the research quantifies the potential production of alternative resources that involves the implementation of a direct measure of demand management at the municipal level. The implementation of decentralized systems for the use of rainwater and the reuse of treated gray water, for non-potable uses, in the buildings of Son Servera (Spain) is analysed. The results confirm different values of decrease in the demand for drinking water depending on the use and the type of building.

In conclusion, the Water Framework Directive must be adapted to the water specificity of each territory and, on the other hand, it is important to continue the investor path started, ensuring the proper balance between supply and demand policies. In addition, the water sector must commit to improving knowledge, promoting new technologies and inserting the digital resources available. These processes must cover both high-end distribution and the services offered to users in low-end networks.

In short, in the Balearic Islands, despite registering periods of scarcity, to date water security has been guaranteed. However, it is necessary that both territorial planning and economic growth adjust to the amount of available resources. Water management must be capable of optimizing the current and future level of extraction from natural water reserves, prioritizing complementary use with unconventional resources, anticipating overexploitation and trying to achieve a good status in the water bodies.

The thesis consists of five chapters and is articulated as follows: Chapter 1 includes the introduction, the objectives and the publications that are part of the thesis and the references. The following 3 chapters incorporate three scientific articles published in Spanish scientific journals. Each of the papers analyzes particular issues to respond to the main objective of the investigation. Finally, chapter 5 contains the results and discussion, the conclusions, the implications and limitations of the study, the new lines of research and the references for these sections.

Resum

El maneig sostenible de l'aigua ha esdevingut una prioritat a tot el món, particularment en aquells territoris que pateixen escassetat. Al litoral mediterrani, la proliferació del turisme i el desenvolupament urbanístic, juntament amb la resta d'activitats econòmiques han contribuït a la sobreexplotació dels recursos hídrics naturals. Les Illes Balears no estan exemptes d'aquesta problemàtica. L'increment de la població flotant ha ocasionat que la màxima demanda es produïska a l'època estival, coincidint amb el període de menor recàrrega natural. Davant d'aquest escenari és bàsic fixar accions directes que afavorisquen la recuperació i la conservació d'aquest recurs vital per a les necessitats bàsiques humanes i el desenvolupament econòmic. Encara més, a l'actual context de canvi climàtic.

La investigació aborda punts fonamentals de la governança de l'aigua analitzant el marc normatiu, econòmic i social. El seu objectiu principal és establir el diagnòstic actual dels recursos hídrics a les Illes Balears i aportar mesures per avançar cap a un bon estat ecològic, químic i quantitatiu de les masses d'aigua. Per això, la tesi dona resposta als següents objectius específics:

- Analitzar els mecanismes de la legislació vigent i la viabilitat dels objectius plantejats d'inici a la Directiva Marc de l'Aigua. En segon lloc, reflexionar sobre els seus èxits i mancances i, finalment, determinar els reptes futurs als quals s'enfronta.
- Valorar el maneig i l'estat de les masses d'aigua a la Demarcació Hidrogràfica de les Illes Balears.
- Avaluar els resultats de la implementació d'una acció concreta de gestió de la demanda de l'aigua en una població del Llevant mallorquí.

Els resultats obtinguts mostren que les aspiracions inicials de la Directiva Marc de l'Aigua no s'han complert i el seu progrés ha estat lent. Tot i això, s'han produït grans esforços entre cicles de planificació i la qualitat de les masses d'aigua ha millorat des de la seua posada en vigor.

En segon lloc, es conclou que l'ús d'indicadors causa-efecte s'erigeix com un instrument vàlid d'ajuda a la planificació i l'administració de l'aigua. Els resultats del treball manifesten que, a les estacions dessalinitzadores d'aigua marina de Palma i Eivissa es produeix una reducció de la producció de dessalades als anys amb una major recàrrega natural dels

aqüífers. Aquesta gestió del recurs no convencional obstaculitza la recuperació de les masses d'aigua naturals de l'entorn.

Finalment, a la investigació es quantifica la producció potencial de recurs alternatiu que suposa la implementació d'una mesura directa de la gestió de la demanda a escala municipal. S'analitza la posada en marxa de sistemes descentralitzats d'aprofitament d'aigües pluvials i de reutilització d'aigües grises tractades per a usos no potables als edificis de Son Servera (Espanya). Els resultats confirmen diferents valors de disminució de la demanda d'aigua potable en funció de l'ús i de la tipologia de l'edifici.

En conclusió, la Directiva Marc de l'Aigua s'ha d'adaptar a l'especificitat hídrica de cada territori i, per altra banda, és important donar continuïtat al camí inversor iniciat assegurant el balanç adequat entre les polítiques de l'oferta i la demanda. A més, el sector de l'aigua ha d'apostar per la millora del coneixement, el foment de les noves tecnologies i la inserció dels recursos digitals disponibles. Aquests processos han d'englobar tant a la distribució en alta com als serveis oferits als usuaris a les xarxes de baixa.

En definitiva, a les Illes Balears tot i registrar-se períodes d'escassetat, fins ara s'ha garantit la seguretat hídrica. Ara bé, cal que tant la planificació territorial com el creixement econòmic s'ajusten a la quantitat de recurs disponible. El maneig de l'aigua ha de ser capaç d'optimitzar el nivell d'extracció actual i futur de les reserves hídriques naturals, prioritzant l'ús complementari amb recurs no convencional, anticipant-se a la sobreexplotació i procurant aconseguir un bon estat a les masses d'aigua.

La tesi consta de cinc capítols i s'articula de la següent manera: el capítol 1 inclou la introducció, els objectius i les publicacions que formen part de la tesi i les referències. Els 3 capítols següents incorporen tres articles científics publicats a revistes científiques espanyoles. Cadascun dels treballs analitza qüestions particulars per donar resposta a l'objectiu principal de la investigació. Finalment, al capítol 5 figuren els resultats i la discussió, les conclusions, les implicacions i les limitacions de l'estudi, les noves vies de recerca i les referències d'aquests apartats.

Siglas y abreviaturas

ABAQUA: “Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental”

AEMA: Agencia Europea de Medio Ambiente

AEMET: Agencia Estatal de Meteorología

AENOR: Asociación Española de Normalización y Certificación

BAGE: Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles

CAC: Comités de Autoridades Competentes

CC: Cambio Climático

CC.HH: Confederaciones Hidrográficas

CE: Comisión Europea

COPA-COGECA: “Comité des Organisations Professionnelles Agricoles-Comité Général de la Coopération Agricole de l'Union Européenne / Committee of Professional Agricultural Organisations-General Confederation of Agricultural Cooperatives”

CORDIS: “Community Research and Development Information Service”

CMAIT: “Conselleria de Medi Ambient i Territori”

DH: Demarcación Hidrográfica

DD.HH: Demarcaciones Hidrográficas

DHIB: Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares

DI: Directiva de Inundaciones

DMA: Directiva Marco del Agua

EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales

EEAC: “European Environment and Sustainable Development Advisory Councils”

EM: Estados Miembros

ES: España

ESCI: “Emerging Sources Citation Index”

EPTI: Esquema Provisional de Temas Importantes

ETI: Esquemas de Temas Importantes

FEADER: Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural

FNCA: Fundación Nueva Cultura del Agua

FPEIR: Fuerzas Motrices-Presiones-Estado-Impactos-Respuestas

HDBI: “Hydrographic Demarcation of the Balearic Islands”

IDAM: Instalación Desaladora de Agua de Mar

ITEA: Información Técnica Económica Agraria

IPH: Índice de Presión Humana

JCR: “Journal Citation ReportsTM”

MA: Masas de Agua

MAPAMA: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación

MASb: Masas de Agua Subterráneas

MASp: Masas de Agua Superficiales

MITECO: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

MMA: Ministerio de Medio Ambiente

NICE: “Innovative And Enhanced Nature-Based Solutions For Sustainable Urban Water Cycle”

NN.SS: Normas Subsidiarias

OC: Organismos de Cuenca

ONU: Organización de las Naciones Unidas

OPPA: Observatorio de las Políticas del Agua

PAC: Política Agraria Común

PDM: Programas de Medidas

PERTE: Proyecto Estratégico para la Recuperación y Transformación Económica

PHC: Planes Hidrológicos de Cuenca

PHIB: Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares

SCIE: “Science Citation Index Expanded”

SJR: “Scimago Journal Rank”

SSCI: “Social Sciences Citation Index”

SUDS: Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible

TJUE: Tribunal de Justicia de la Unión Europea

UE: Unión Europea

WB: “Water Bodies”

WFD: “Water Framework Directive”

WISE: “Water Information System for Europe”

WWF: World Wildlife Fund

ÍNDICE

ÍNDICE

CAPÍTULO 1. Introducción.....	21
1.1. Introducción	23
1.2. Objetivos de la tesis	26
1.3. Metodología y estructura de la investigación	27
1.4. Publicaciones que figuran en la tesis	28
1.5. Referencias	30
CAPÍTULO 2. Implementación de la Directiva Marco del Agua en España: perspectivas futuras. Revisión bibliográfica	36
Resumen	39
Abstract.....	40
2.1. Introducción	41
2.2. Planes hidrológicos de cuenca españoles	43
2.2.1. Aspectos jurídicos	44
2.2.2. Coordinación interadministrativa y vinculación de las políticas sectoriales con la DMA	45
2.2.3. Participación pública	46
2.2.4. Usos y demandas.....	47
2.2.5. Presiones, impactos y evaluación del estado de las masas de agua	48
2.2.6. Exenciones	52
2.2.7. Programas de medidas	53
2.2.8. Recuperación de costes	54
2.2.9. Adaptación al cambio climático	55
2.3. Proceso de evaluación “Fitness check”	56
2.4. Tercer ciclo de planificación	58
2.5. Discusión	59
2.6. Conclusiones	60
2.7. Referencias bibliográficas.....	61
2.8. ANEJO I: primera página del artículo publicado	69
CAPÍTULO 3. Uso de indicadores causa-efecto para el diagnóstico de la sostenibilidad hídrica en las Islas Baleares (España).....	71
Resumen	74
Abstract.....	75
3.1. Introducción	76
3.2. Objetivos	78
3.3. Método.....	79

3.3.1. Los sistemas de indicadores.....	79
3.3.2. Elección de indicadores	81
3.3.3. Caracterización del área de estudio	86
3.4. Análisis de indicadores FPEIR	87
3.4.1. Indicadores de factor determinante	87
3.4.2. Indicadores de presión	89
3.4.3. Indicadores de estado	94
3.4.4. Indicadores de impacto	99
3.4.5. Indicadores de respuesta.....	101
3.5. Discusión	107
3.6. Conclusiones	109
3.7. Bibliografía	112
3.8. ANEJO I: primera página del artículo publicado	123
CAPÍTULO 4. Ahorro hídrico y análisis económico del aprovechamiento del agua de lluvia y reutilización de aguas grises en edificios: estimación en una población del Levante mallorquín (España)	125
Resumen	128
Abstract.....	129
4.1. Introducción	130
4.1.1. Captación y aprovechamiento de agua de lluvia	133
4.1.2. Sistemas combinados de agua de lluvia y de reutilización de aguas grises	133
4.1.3. Sistemas combinados descentralizados	134
4.1.4. Marco Normativo	135
4.2. Área de estudio.....	137
4.2.1. Características de la zona de estudio	137
4.3. Metodología	140
4.3.1. Obtención de datos espaciales	140
4.3.2. Sistemas de aprovechamiento de agua de lluvia en edificios	141
4.3.3. Sistemas de reutilización de las aguas grises tratadas	143
4.3.4. Demanda de agua no potable	144
4.3.5. Análisis económico	145
4.4. Resultados y discusión	146
4.4.1. Recolección de agua de lluvia y producción de aguas grises recicladas.....	146
4.4.2. Cálculos económicos	152
4.5. Conclusiones	155
4.6. Bibliografía	156

4.7. ANEJO I: primera página del artículo publicado	166
CAPÍTULO 5. Conclusiones	168
5.1. Discusión general y resultados	170
5.2. Conclusiones	192
5.3. Implicaciones del estudio	197
5.4. Limitaciones de la investigación	199
5.5. Nuevas vías de investigación	199
5.6. Referencias	201

CAPÍTULO 1. Introducción

CAPÍTULO 1.

Introducción

1.1. Introducción

Según Ragab y Prudhomme (2002), en algunas regiones y países la intensificación de la demanda de agua y la disminución de las precipitaciones están conduciendo, cada vez más, a crisis hídricas nacionales. En las últimas décadas el crecimiento de la población y la expansión de la economía han acelerado la degradación de los recursos hídricos convencionales, tanto en los entornos rurales (Salhi et al., 2023) como en los urbanos (Ferreira, 2018). Los impactos negativos de esta tendencia han afectado a la disponibilidad y la distribución del agua (Tzanakakis et al., 2020). Este aspecto cobra especial relevancia en zonas que ya sufren escasez de agua como en las cuencas de la región Mediterránea (Iglesias et al., 2007; Versini et al., 2016; Noto et al., 2023). Las prácticas extractivas de volúmenes de recurso hídrico natural por encima de las tasas de recarga, realizadas durante periodos de tiempo prolongados, han ocasionado el deterioro de las Masas de Agua (MA) y, en ocasiones, episodios de estrés hídrico (Richey et al., 2015).

Frente a este escenario y, dada la previsible tendencia deficitaria entre la demanda y el acceso a recurso hídrico natural de calidad en muchos países y regiones (Iglesias et al., 2007; Gil-Meseguer, 2019) surge el enfoque de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), para abordar estos desafíos de manera eficiente y sostenible (Gaiser et al., 2008). Tal como indican Hassing et al. (2009) el enfoque holístico de la GIRH integra aspectos sociales, económicos y ambientales. Su objetivo es coordinar a todos los sectores y actividades demandantes de agua y, asegurar su uso equitativo. La GIRH involucra a la sociedad en el manejo del agua y ha pasado del marco conceptual a ser un desafío cada vez más importante, ambicioso y necesario (Burak y Margat, 2016; Solarek et al., 2022).

Por lo que se refiere a las políticas de gestión del agua españolas, históricamente se han guiado bajo dos criterios principales: el productivista o regeneracionista, y el ambientalista (Garrido y Pérez-Pastor, 2019). El enfoque productivista o de la oferta, solventa los incrementos de la demanda derivados del desarrollo económico construyendo infraestructuras de abastecimiento (Naredo, 1999; Morote et al., 2019). Por su parte, la visión

ambientalista incorpora herramientas como el uso de instrumentos económicos racionales, las campañas de sensibilización, la inclusión de tecnologías de ahorro, etc. (Agudo y Naredo, 1997). Tal como apuntan Melgarejo et al. (2023), la gestión adecuada del agua implica garantizar un equilibrio entre la economía, el medioambiente y la sociedad. Del mismo modo, debe considerar el desarrollo territorial y vincular el manejo del agua con el resto de las políticas sectoriales como, por ejemplo, la Política Agraria Común (PAC) (Del Moral, 2008). Como resultado del incremento de la demanda, de los periodos de escasez de agua y los costes asociados a su suministro, la gestión racional y sostenible ha ido desplazando al enfoque productivista (La Roca, 2018). No obstante, tal como indica Gómez-Gómez (2009) las políticas hídricas deben asegurar un punto de equilibrio entre la conservación del agua y su uso.

En España, al igual que en los demás Estados Miembros (EM) de la Unión Europea (UE), la legislación en materia de aguas se adaptó a la Directiva Marco del Agua (DMA) (2000/60/CE). El nuevo marco comunitario introdujo conceptos medioambientales novedosos y aportó coherencia entre las directivas existentes y las nuevas propuestas específicas (La Calle, 2007). Análogamente incorporó el concepto de la GIRH a nivel territorial, administrativo y físico.

Según Melgarejo et al. (2023), la DMA impuso un modelo medioambiental o de crecimiento sostenible que incorporó algunos aspectos del enfoque de la gestión de la demanda. De acuerdo a esta nueva perspectiva, el desarrollo económico está sujeto a la calidad del recurso hídrico. En consecuencia, la DMA obligó a los EM a elaborar planes hidrológicos, fijó objetivos medioambientales para la prevención del deterioro y la mejora del estado de las MA y de sus ecosistemas asociados, aplicó el principio de la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua y, propició la participación pública en los procesos de decisión. Para lograr estos objetivos, se estableció una estructura de planificación y gestión a nivel de la cuenca hidrográfica (Wiering et al., 2020).

Tal como indican Boeuf y Fritsch (2016) la DMA propuso el 22 de diciembre del 2015 como fecha límite, para el cumplimiento de sus objetivos medioambientales. No obstante, inmersos en el tercer ciclo de planificación (2021 – 2027), sus objetivos no se han logrado (Wuijts et al., 2023). Algunos EM y diversos sectores económicos consideran que sus metas no son realistas y demandan reformar o adaptar la norma (Moss et al., 2020). La DMA cuenta con un instrumento en su artículo 19, apartado 2, que especifica que la

norma dispone de diecinueve años desde su aplicación para realizar modificaciones. En este contexto, la investigación evalúa los logros y las limitaciones de la Directiva y, por otro lado, analiza las principales conclusiones extraídas del proceso de revisión denominado “Fitness check”.

Según Nunes-Correia (2009), las regiones con clima mediterráneo tienen problemas específicos en la gestión del agua. El desequilibrio entre la disponibilidad y la demanda en términos anuales e interanuales genera una particular relación entre el agua, la tierra y el medio ambiente. Por su parte, Iglesias et al. (2007) concluyen que, la cuenca mediterránea ha vivido importantes cambios sociales y económicos que han generado un gran impacto ambiental e implicaciones negativas en la sostenibilidad actual y futura de los recursos naturales. En este sentido, las Islas Baleares no están exentas de esta problemática (Fortuny et al., 2008; Hof et al., 2018b). La expansión urbanística y el desarrollo del turismo, como principal motor económico del archipiélago, originó desde la segunda mitad del siglo XX una presión sobre sus recursos hídricos que, lógicamente, cuentan con una disponibilidad limitada (García y Servera, 2003). En tales circunstancias, para garantizar un acceso equitativo al agua en las Baleares es fundamental compaginar el desarrollo económico con el manejo sostenible. En consecuencia, es prioritario obtener los datos necesarios que faciliten el control del nivel de progreso de las acciones puestas en práctica, para lograr el uso racional. En esta línea, la aplicación de indicadores causa-efecto dentro del modelo Fuerzas Motrices-Presiones-Estado-Impactos-Respuestas (FPEIR) en el entorno de la cuenca hidrográfica facilita la toma de decisiones y mejora el proceso de gestión y planificación de los recursos hídricos (Mendes et al., 2022).

Torres et al. (2021) destacan en su estudio que, en las próximas décadas, en las Islas Baleares se prevé un incremento de la temperatura, la reducción de la precipitación media y, el aumento de la evapotranspiración y las sequías. Esta situación compromete el modelo turístico desarrollado hasta la fecha por su elevada fragilidad frente al CC (Kent et al., 2002). Por este motivo, las regiones con escasez de agua deben adoptar políticas y enfoques adaptativos sobre los ecosistemas, el recurso hídrico, la energía, la planificación urbana, la economía, la educación, etc. (Torres-Bagur et al., 2020).

De acuerdo con Hof et al. (2018a), las islas mediterráneas turísticas debido a su aislamiento geográfico y su pequeño tamaño, no tienen acceso a recursos hídricos naturales distanciados. Por esta razón, tienen una gran dependencia de los recursos hídricos naturales propios. No obstante, cada vez más, se está potenciando la producción de recursos

no convencionales como la generación de agua desalada o la reutilización de las aguas residuales. En este sentido, en las Baleares se ha optado por la producción de agua desalada (Torres et al., 2021). Sin embargo, en los periodos húmedos se reduce su abastecimiento, arriesgándose de esta manera, a no alcanzar un buen estado cuantitativo y cualitativo en los acuíferos (García y Rodríguez-Lozano, 2020). Ahora bien, tal como apuntan Morote et al. (2017), la producción de desaladas tiene ciertos aspectos negativos como son los costes energéticos y ambientales vinculados a su generación. En consecuencia, conviene investigar otras alternativas de recurso no convencional, para reducir la presión sobre las Masas de Agua Subterráneas (MASb). Tal como mencionan Lazarova et al. (2001) la reutilización de las aguas recicladas proporciona recurso alternativo confiable, reduce la contaminación, promueve el desarrollo sostenible y fomenta la GIRH. Por su parte, Melgarejo et al. (2023) apuntan que, en Europa, la reutilización de las aguas tratadas como recurso no convencional estratégico es primordial para maximizar el recurso disponible.

En relación a la anterior perspectiva, en último lugar, en la investigación se analiza la viabilidad económica y técnica del aprovechamiento, para usos no potables, del agua de lluvia y de las aguas grises tratadas en los edificios de un municipio turístico del Levante mallorquín. La implementación de estos sistemas descentralizados genera externalidades positivas (Oviedo-Ocaña, 2018; Leong et al., 2019): promueven la sostenibilidad del ciclo urbano del agua, reducen el consumo energético, mitigan la contaminación y restringen la emisión de los gases de efecto invernadero.

1.2. Objetivos de la tesis

El objetivo principal de la investigación es desarrollar, mediante un análisis de los recursos hídricos y su manejo en la Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares (DHIB), un modelo hacia la gestión sostenible e integrada del agua. Para lograr este objetivo se han marcado unos hitos intermedios:

- I. Evaluar si los objetivos medioambientales planteados de inicio por la DMA son factibles.
- II. Analizar las causas que han impedido lograr los objetivos de la DMA, hito propuesto para el año 2015.
- III. Proponer acciones de planificación y gestión del agua adaptadas a las características de cada territorio y a sus usos.

- IV. Reflexionar sobre la evolución socioeconómica en las Baleares desde la década de 1960 hasta la actualidad definiendo al territorio, su ordenación y la demanda de agua.
- V. Definir las principales presiones y el estado actual de las MA en la DHIB y, en segundo lugar, mostrar la estrategia ambiental adoptada.
- VI. Determinar el papel que tienen las inversiones en la planificación y la gestión del agua.
- VII. Cuantificar la reducción del volumen de extracción de recurso natural subterráneo tras la implementación de sistemas de reutilización de agua de lluvia y de grises tratadas en los edificios de una población del Levante mallorquín.
- VIII. Valorar la rentabilidad de estos sistemas de reutilización de agua en inmuebles diferenciados por usos y tipologías.
- IX. Aportar directrices para aproximarse al manejo sostenible del agua en la DHIB.

1.3. Metodología y estructura de la investigación

Para dar respuesta a los objetivos intermedios y al objetivo principal, la investigación analiza de mayor a menor rango la planificación del agua en la DHIB y los marcos legislativos que intervienen en su gestión: el europeo, el estatal, el autonómico y el local. En esta contextualización, más abajo, se describe la metodología utilizada en la investigación.

Para abordar los objetivos I, II y III encuadrados a nivel europeo y estatal, se ha realizado la consulta de distintas fuentes especializadas, tales como: artículos científicos, informes de la Comisión Europea (CE) el Libro Verde de la Gobernanza del Agua en España, bases de datos, etc. En esta parte del trabajo se ha utilizado la metodología de la revisión bibliográfica.

La recopilación, la organización y la interpretación de la información extraída del estado del arte de la literatura especializada, ha permitido fijar las causas que han obstaculizado el logro de los objetivos medioambientales propuestos por la DMA. Además, con este análisis, se han establecido estrategias de planificación y de gestión del agua adaptadas a las características de cada territorio y a los usos del recurso hídrico. Por su parte, los objetivos IV, V y VI se sitúan en la escala autonómica de la DHIB. En esta parte del trabajo, como enfoque metodológico, se han aplicado una selección de indicadores causa-efecto dentro del marco de referencia FPEIR. Los indicadores seleccionados de factor

determinante (demográficos, turísticos y económicos), junto a los indicadores de presión muestran la transformación socioeconómica ocurrida en la Baleares. Este aspecto refleja el cambio que se ha producido en los usos del agua desde la década de 1960 hasta la actualidad. Asimismo, los indicadores de estado facilitan el estudio de la procedencia, la disponibilidad y la calidad de los recursos hídricos en la DHIB. De la misma manera, los indicadores de respuesta muestran los avances logrados en el estado del agua tras implementar inversiones en la planificación y la gestión del recurso hídrico.

Por otro lado, para la consecución de los objetivos VII y VIII se ha aplicado la norma UNE-EN 16941-1 de sistemas in situ de agua no potable de la Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR, 2019). Inicialmente, se ha llevado a cabo un análisis geoespacial del entorno urbano del municipio de Son Servera (España) y la aplicación del modelo matemático hidráulico de la norma. Seguidamente, con datos hidráulicos, demográficos, catastrales, censales y turísticos se ha estimado la generación de aguas grises en la población. A continuación, se ha contrastado la producción de recurso hídrico alternativo con la demanda de agua no potable, y se ha determinado el ahorro de agua potable que implica la implantación de esta estrategia. Después, se ha utilizado la misma metodología en edificios concretos diferenciados por usos y tipologías. Los inmuebles seleccionados son los más representativos de la localidad. En último lugar, se ha calculado el periodo de recuperación de la inversión, con el fin de evaluar la rentabilidad de estos sistemas.

Finamente, para cumplir con el objetivo IX, se ha empleado la metodología de la revisión bibliográfica. El desempeño de este objetivo está vinculado, en cierta manera, con todas las referencias consultadas durante el desarrollo de la investigación.

1.4. Publicaciones que figuran en la tesis

La tesis se ha realizado por la modalidad de compendio de artículos. Los trabajos publicados han sido hitos particulares que, mediante su recopilación y compendio han dado respuesta al objetivo final de la investigación. La tesis se estructura a partir de tres publicaciones científicas. Todas las revistas cuentan con revisión externa por pares con sistema de doble ciego. Las tres revistas están indexadas en el Journal Citation Reports™ (JCR) y en SCOPUS de Elsevier.

El primer artículo se titula “Implementación de la Directiva Marco del Agua en España: perspectivas futuras. Revisión bibliográfica” y ha sido publicado en junio de 2022 en la

revista ITEA (Información Técnica Económica Agraria) 118-2 (318-338). El artículo cuenta con el siguiente doi <https://doi.org/10.12706/itea.2021.029>

La revista ITEA está incluida en el JCRTM en la edición “Science Citation Index Expanded” (SCIE) de Clarivate AnalyticsTM (Institute for Scientific Information, Philadelphia, PA, USA). ITEA contó, en el año 2021, con un factor de impacto de 0,630 en las categorías: “Agriculture, Dairy & Animal Science” y “Agronomy”. Por su parte, la publicación también está indexada en SCOPUS de Elsevier. En el año 2021 obtuvo un factor de impacto Scimago Journal Rank (SJR) de 0,17. Se ubicó en el cuarto cuartil del Scimago Journal and Country Rank en las categorías de “Agronomy and Crop Science” y “Horticulture”. Del mismo modo, se posicionó en el tercer cuartil de las categorías de “Economics, Econometrics and Finance (miscellaneous)” y “Veterinary (miscellaneous)”.

La segunda publicación titulada “Uso de indicadores causa-efecto para el diagnóstico de la sostenibilidad hídrica en las Islas Baleares (España)” se publicó en abril de 2020, en la revista Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles (BAGE), 85 y con doi: <https://doi.org/10.21138/bage.2833>

El BAGE está indexado en el JCRTM dentro de la edición “Social Sciences Citation Index” (SSCI). Su factor de impacto en el año 2020 fue de 1,182 y en el año 2021 de 1,748. El BAGE se posicionó, en el año 2020, en el cuarto cuartil en la categoría de “Geography”. Por su parte, en el año 2021, se ubicó en el tercer cuartil.

De la misma manera, la revista también cuenta con indexación en SCOPUS con un factor de impacto SJR de 0,35 en el año 2021. Concretamente se situó en el segundo cuartil del Scimago Journal and Country Rank dentro las categorías de “Earth-Surface Processes” y “Geography, Planning and Development”. Por otro lado, las categorías “Environmental Science (miscellaneous)” y “Urban Studies” estuvieron en el segundo cuartil. Respecto al año 2020, la categoría “Geography, Planning and Development” se situó en el segundo cuartil.

Por último, el tercer artículo con título “Ahorro hídrico y análisis económico del aprovechamiento del agua de lluvia y reutilización de aguas grises en edificios: estimación en una población del Levante mallorquín (España)” se publicó en el volumen 62 (2) de la revista Cuadernos Geográficos el 10 de mayo de 2023. El artículo cuenta con el siguiente doi: <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v62i2.26054>

La revista está indexada en el JCR™ en la edición “Emerging Sources Citation Index” (ESCI). El factor de impacto del año 2021 fue de 0,17. La publicación se ubicó en el tercer cuartil en ese mismo año dentro de la categoría de “Geography”. Del mismo modo, Cuadernos Geográficos está indexada en SCOPUS. En el año 2021 tuvo un factor de impacto SJR de 0,28 y estuvo en el tercer cuartil del Scimago Journal and Country Rank en las categorías “Earth-Surface Processes” y “Geography, Planning and Development”.

1.5. Referencias

Agudo, P. A., & Naredo, J. M. (1997). La gestión del agua en España y California (Vol. 3). Fundación Nueva Cultura del Agua.

Boeuf, B., & Fritsch, O. (2016). Studying the implementation of the Water Framework Directive in Europe: a meta-analysis of 89 journal articles. *Ecology and Society*, 21(2):19. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08411-210219>

Burak, S., & Margat, J. (2016). Water Management in the Mediterranean Region: Concepts and Policies. *Water Resources Management*, 30, 5779–5797. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1389-4>

Conselleria de Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2022). Esquema de temas importantes en materia de gestión de las aguas de la revisión del tercer ciclo (2022-2027) del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares. Recuperado de: https://www.caib.es/sites/agua/es/esquema_prov_temas_imp_ortantes_phib_2021_2027/

Del Moral, L. (2008). Nuevas tendencias en gestión del agua, ordenación del territorio e integración de políticas sectoriales. *Scripta Nova*, 285.

Ferreira, C., Walsh, R., & Ferreira, J.D. (2018). Degradation in urban áreas. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 19-25. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.04.001>

Fortuny, M., Soler, R., Cánovas, C., & Sánchez, A. (2008). Technical approach for a sustainable tourism development. Case study in the Balearic Islands. *Journal of cleaner production*, 16(7), 860-869. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.05.003>

Gaiser, T., Printz, A., Schwarz von Raumer, H.G., Götzinger, J., Dukhovny, V.A., Barthel, R., Sorokin, A., Tuchin, A., Kiourtsidis, C., Ganoulis, I., & Stahr, K. (2008)

Development of a regional model for integrated management of water resources at the basin scale, *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*. 33, 1–2. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2007.04.018>

García, C., & Servera, J. (2003). Impacts of tourism development on water demand and beach degradation on the island of Mallorca (Spain). *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 85(3-4), 287-300. <https://doi.org/10.1111/j.0435-3676.2003.00206.x>

García, C., & Rodríguez-Lozano, P. (2020). Cinco aspectos clave en la gestión del agua en las Islas Baleares. In: Santamarta, J.C., Rodríguez-Martín, J. (Eds.) *Los procesos de planificación hidrológica en la península ibérica e islas en un contexto de cambio climático*. Madrid: Colegio Oficial de Ingenieros de Montes. pp. 251-268. ISBN: 978-84-09-24957-2

Garrido, A., & Pérez-Pastor, A. (2019). *El regadío en el Mediterráneo español*. Cajamar Caja Rural.

Gil-Meseguer, E., Bernabé-Crespo, M.B. & Gómez-Espín, J.M (2019). Recycled Sewage - A Water Resource for Dry Regions of Southeastern Spain. *Water Resources Management*, 33, 725–737. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-2136-9>

Gómez-Gómez, C.M. (2009). La eficiencia en la asignación del agua: principios básicos y hechos estilizados en España. *Economía y medio ambiente*, 847, 23-39.

Hassing, J., Ipsen, N., Clausen, T. J., Larsen, H. & Lindgaard-Jørgensen, P. (2009). *Integrated Water Resources Management in Action*. UNESCO. Recuperado de: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000181891>

Hof, A., Blázquez-Salom, M. & Garau, J. M. (2018a). Domestic urban water rate structure and water prices in Mallorca, Balearic Islands. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 77, 52–79. <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2534>

Hof, A., Morán-Tejeda, E., Lorenzo-Lacruz, J., & Blázquez-Salom, M. (2018b). Swimming pool evaporative water loss and water use in the Balearic Islands (Spain). *Water*, 10(12), 1883. <https://doi.org/10.3390/w10121883>

Iglesias, A., Garrote, L., Flores, F., & Moneo, M. (2007). Retos para gestionar el riesgo de escasez de agua y cambio climático en el Mediterráneo. *Gestión de recursos de agua*, 21, 775–788. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9111-6>

Kent, M., Newnham, R., & Essex, S. (2002). Tourism and sustainable water supply in Mallorca: a geographical analysis. *Applied geography*, 22(4), 351-374. [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(02\)00050-4](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(02)00050-4)

La Calle, A. (2007). La adaptación española de la Directiva marco del agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas. Convenio Universidad de Sevilla-Ministerio de Medio Ambiente. Fundación nueva cultura del agua. Recuperado de: <https://fnca.eu/educacion-y-divulgacion>

La Roca, F. (2018). Do produtivismo à recuperação dos ecossistemas. A difícil transição da política da água na Espanha. *Revibec - Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 1617(1), 99–112. <https://redibec.org/ojs/index.php/revibec/article/view/219>

Lazarova, V., Levine, B., Sack, J., Cirelli, G., Jeffrey, P., Muntau, H., ... & Brissaud, F. (2001). Role of water reuse for enhancing integrated water management in Europe and Mediterranean countries. *Water Science and Technology*, 43(10), 25-33. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0571>

Leong, J. Y. C., Balan, P., Chong, M. N., & Poh, P. E. (2019). Life-cycle assessment and life-cycle cost analysis of decentralised rainwater harvesting, greywater recycling and hybrid rainwater-greywater systems. *Journal of Cleaner Production*, 229, 1211-1224. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.046>

Mendes, J. P., Ferreira, D.H.L., & Sugahara, C.R. (2022). Sustainability Indicators for Water Security Management in Watersheds. In: Iano, Y., Saotome, O., Kemper Vásquez, G.L., Cotrim Pezzuto, C., Arthur, R., Gomes de Oliveira, G. (eds) Proceedings of the 7th Brazilian Technology Symposium (BTSym'21). BTSym 2021. Smart Innovation, Systems and Technologies, vol 207. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-04435-9_18

Melgarejo, J., López, M. I., & Molina, A. (2023). La economía circular y el sector del agua en España. Análisis jurídico-económico. Valencia. España: Tirant lo Blanch.

Morote, Á. F., Rico, A. M., & Moltó, E. (2017). Critical review of desalination in Spain: A resource for the future?. *Geographical Research*, 55(4), 412-423. <https://doi.org/10.1111/1745-5871.12232>

Morote Seguido, A. F., Hernández Hernández, M., & Lois González, R. C. (2019). Propuestas al déficit hídrico en la provincia de Alicante: medidas desde la gestión de la

demanda y oferta de recursos hídricos. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 80, 2655, 1–48. <http://dx.doi.org/10.21138/bage.2655>

Moss, T., Bouleau, G., Albiac, J. & Slavíkova, L. (2020). The EU Water Framework Directive Twenty Years On: Introducing the Special Issue. *Water alternatives*, 13 (3): 446-457. <https://www.water-alternatives.org/>

Naredo, J. M. (1999). El agua y la solidaridad. *Boletín CF+S>11. Especial agua y la ciudad*. <http://habitat.aq.upm.es/boletin/n11/ajnar.html>

Noto, L.V., Cipolla, G., Pumo, D., & Francipane, A. (2023). Climate Change in the Mediterranean Basin (Part II): A Review of Challenges and Uncertainties in Climate Change Modeling and Impact Analyses. *Water Resources Management*. <https://doi.org/10.1007/s11269-023-03444-w>

Nunes-Correia, F. (2009). Water Resources in the Mediterranean Region. *Water International*, 24:1, 22-30. <https://doi.org/10.1080/02508069908692130>

Oviedo-Ocaña, E. R., Dominguez, I., Ward, S., Rivera-Sanchez, M. L., & Zaraza-Peña, J. M. (2018). Financial feasibility of end-user designed rainwater harvesting and greywater reuse systems for high water use households. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 19200-19216. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8710-5>

Ragab, R. & Prudhomme, C. (2002). SW—Soil and Water: Climate Change and Water Resources Management in Arid and Semi-arid Regions: Prospective and Challenges for the 21st Century. *Biosystems Engineering*. 81, 3-34. <https://doi.org/10.1006/bioe.2001.0013>

Richey, A. S., Thomas, B. F., Lo, M.-H., Reager, J. T., Famiglietti, J. S., Voss, K., Swenson, S., & Rodell, M. (2015), Quantifying renewable groundwater stress with GRACE. *Water Resources Research*, 51, 5217– 5238, <https://doi.org/10.1002/2015WR017349>

Salhi, A., Benabdelouahab, S., Mettouchi, M., Vila-Subirós, J., Bouchlouch, Z., Benabdelouahab, T., Mahjoub Himi, M., & Casas-Ponsati, M. (2023). Impact of massive development projects on ecosystem services in Mediterranean rural landscapes. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 29. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100880>

Solarek, K., Pudelko, A., Mierzwicki, K., Solarek, K., Bartosik, Z., & Pyjor, A. (2022). The potential of the research by design method in balancing water problems: An integrated water and space management program for a part of the Warsaw agglomeration. *Cities*, 121. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2021.103455>.

Torres, C., Jordà, G., de Vilchez, P., Vaquer-Sunyer, R., Rita, J., Canales, V., Cladera, A., Escalona, J.M., & Miranda, M.A. (2021). Climate change and its impacts in the Balearic Islands: a guide for policy design in Mediterranean regions. *Reg Environ Change*, 21, 107. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01810-1>

Torres-Bagur, M., Ribas, A., & Villa-Subirós, J. (2020). Comprender los factores clave que influyen en las prácticas eficientes de ahorro de agua entre los turistas: un estudio de caso mediterráneo. *Water*, 12 (8), 2083. <https://doi.org/10.3390/w12082083>

Tzanakakis, V.A., Paranychianakis, N.V., & Angelakis, A.N. (2020). Water Supply and Water Scarcity. *Water*, 12(9):2347. <https://doi.org/10.3390/w12092347>

Versini, P.A., Pouget, L., McEnnis, S., Custodio, E., & Escaler, I. (2016) Climate change impact on water resources availability: case study of the Llobregat River basin (Spain). *Hydrological Sciences Journal*, 61:14, 2496-2508. <https://doi.org/10.1080/02626667.2016.1154556>

Wiering, M., Liefferink, D., Boezeman, D., Kaufmann, M., Crabbé, A., & Kurstjens, N. (2020). The wicked problem the water framework directive cannot solve. The governance approach in dealing with pollution of nutrients in surface water in The Netherlands, Flanders, Lower Saxony, Denmark and Ireland. *Water*, 12(5), 1240. <https://doi.org/10.3390/w12051240>

Wuijts, S., Van Rijswick, H. F., Driessen, P. P., & Runhaar, H. A. (2023). Moving forward to achieve the ambitions of the European Water Framework Directive: Lessons learned from the Netherlands. *Journal of Environmental Management*, 333, 117424. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117424>

**CAPÍTULO 2. Implementación de la Directiva
Marco del Agua en España: perspectivas
futuras. Revisión bibliográfica**

CAPÍTULO 2

Implementación de la Directiva Marco del Agua en España: perspectivas futuras. Revisión bibliográfica

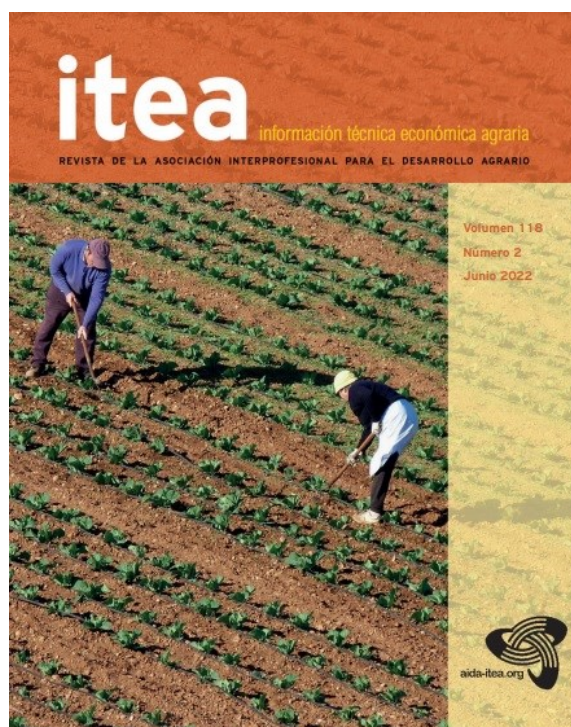
Autores: Sergio Navarro-Sousa, Vicente Estruch-Guitart

Publicado en: ITEA-Información Técnica Económica Agraria, 118(2)

Junio 2022

JCR: Q4 – SJR: Q3

DOI: <https://doi.org/10.12706/itea.2021.029>



Implementación de la Directiva Marco del Agua en España: perspectivas futuras. Revisión bibliográfica

Resumen

La entrada en vigor hace veinte años del nuevo marco comunitario de actuación en la política de aguas abrió un nuevo camino en los procesos de planificación hídrica. La Directiva Marco del Agua persigue el objetivo de satisfacer todas las demandas asegurando el buen estado de las masas de agua en las demarcaciones y de sus ecosistemas asociados. Para ello, integra mecanismos novedosos como: la racionalidad económica en la asignación y la participación pública en los procesos de planificación. No obstante, tras la aplicación de programas de medidas, en la actualidad, casi la mitad de las masas de agua del conjunto de la Unión Europea y la mitad de las españolas no han logrado alcanzar los objetivos ambientales recogidos en su artículo 4, hito propuesto para el año 2015. Frente a esta situación, algunos Estados miembros y sectores económicos abogan por su adaptación o modificación. Sin embargo, la Comisión Europea tras el proceso de revisión denominado “Fitness check” concluye que la Directiva es adecuada e insta a los Estados miembros a acelerar su implementación. La lenta mejoría del estado de las masas de agua españolas entre ciclos de planificación fundamenta que los objetivos de este artículo de revisión sean: a) evaluar si los objetivos de la Directiva son alcanzables e intentar determinar las causas que han motivado su incumplimiento y, b) tratar de identificar los retos futuros de la Directiva para conectar al recurso con el territorio, el desarrollo económico y la sostenibilidad.

Palabras clave: Buen estado, masas de agua, ecosistemas, “Fitness check”, gestión.

Implementation of the Water Framework Directive in Spain: future perspectives. Review

Abstract

The entry into force twenty years ago of the new community framework for action in the field of water policy opened a new path in water planning processes. The Water Framework Directive pursues the objective of meeting all demands by ensuring the good status of the water bodies of the demarcations and their associated ecosystems. To do this, it integrates novel mechanisms such as economic rationality in allocation and public participation in the planning processes. However, after the application of programmes of measures, at present, almost half of the water bodies in the European Union as a whole and half of the Spanish ones have not managed to achieve the environmental objectives set out in article 4, a proposed milestone for 2015. Faced with this situation, some Member States and economic sectors advocate its adaptation or modification. Nevertheless, the European Commission after the review process called “Fitness check” concludes that the Directive is adequate and urges the Member States to accelerate its implementation. The slow improvement in the state of the Spanish water bodies between planning cycles establishes that the objectives of this review article are: a) to assess whether the objectives of the Directive are achievable and attempt to identify the causes that have led to its non-compliance and, b) to try to identify the future challenges of the Directive in connecting the resource with territory, economic development and sustainability.

Keywords: Good status, water bodies, ecosystems, "Fitness check", management.

2.1. Introducción

Garantizar el suministro de agua de calidad y en cantidad suficiente es fundamental para la vida y el desarrollo económico de los pueblos. Factores antrópicos como el crecimiento de la población y, en algunos casos las malas prácticas agrarias, industriales o urbanas han provocado la degradación y la contaminación de determinadas MA. Por otra parte, aspectos naturales como la disminución de las recargas naturales en ciertos territorios o periodos de tiempo han agudizado su escasez e inseguridad al acceso de este recurso esencial.

Las políticas de agua en España desde una perspectiva histórica se han desarrollado bajo dos criterios principales. El primer planteamiento denominado productivista o “regeneracionista” y el segundo “ambientalista” (Vera, 2008). La visión economicista del agua considera al recurso disponible sin considerar sus costes y estima las demandas futuras en función del crecimiento económico (Delgado, 2015). El actual escenario de falta de agua en algunos territorios, aunado al incremento de la demanda y al aumento del coste del suministro, ha provocado que el uso racional del recurso sea la alternativa válida a la gestión productivista (Pulido-Velázquez et al., 2014). El planteamiento “ambientalista” marca una tendencia en la regulación desde una visión integrada del agua (Martínez y Villalejo, 2020), que incorpora herramientas como la gestión de la demanda y el uso de instrumentos económicos racionales (Rey et al., 2019).

España, al igual que el resto de los Estados miembros (EM) de la Unión Europea (UE) adaptó su legislación a los requerimientos impuestos por la Directiva Marco del Agua (DMA) (2000/60/CE) (Comisión Europea, 2000). El nuevo marco comunitario se marca como objetivo la protección y la mejora de las MA y la recuperación de sus ecosistemas asociados. Para tal fin promueve el uso sostenible del agua, la reducción de la contaminación y la mitigación de los efectos adversos que causan las sequías e inundaciones (Kortenkamp et al., 2019). Su adopción introdujo un enfoque novedoso basado en la planificación a escala de la cuenca hidrográfica y ha sido considerada como un ejemplo piloto para futuras regulaciones ambientales (Voulvoulis et al., 2017).

La DMA propuso el 22 de diciembre de 2015 como la fecha límite para lograr el cumplimiento de sus objetivos ambientales. Este hito coincidía con la publicación de los Planes Hidrológicos de Cuenca (PHC) del segundo ciclo. A pesar de su estricto cronograma, actualmente publicados los Esquemas de Temas Importantes (ETI) de los PHC del tercer ciclo (2021 -2027), la realidad es que la mejora del estado de las MA ha sido lenta entre

ciclos (Comisión Europea, 2019). No obstante, mediante una justificación adecuada en los PHC, la Directiva concede la aplicación de exenciones o prórrogas de plazo para lograr los objetivos.

La implementación de la Directiva ha contado con múltiples conflictos y problemas que han limitado sus resultados (Freyhof et al., 2019). Frente a esta situación, se han originado distintas posturas sobre su efectividad. Ciertos EM consideran que sus objetivos son inalcanzables y demandan reorientar el marco común o bien flexibilizar más los plazos, se incluyen: Alemania, Austria, Bulgaria, Dinamarca, Finlandia, Holanda, Italia, Luxemburgo y Malta. Los sectores agrario e hidroeléctrico también defienden su modificación (Martínez, 2019). Por su parte, los posicionamientos ecologistas propugnan su continuidad.

El artículo 19, apartado 2, de la DMA dispone que la Comisión Europea (CE) propondrá cualquier modificación de la misma, a más tardar, diecinueve años desde su entrada en vigor. Por consiguiente, en el año 2017 se inició un proceso de revisión conocido con el nombre de “Fitness check”, cuyo informe final fue publicado en noviembre del año 2019. La CE, tras el proceso de evaluación de la DMA, considera que la legislación es adecuada para su propósito (Vermeulen et al., 2019).

En esta contextualización, la investigación llevada a cabo pretende evaluar la efectividad de la DMA en la gestión del agua en España. El trabajo estructura y analiza las limitaciones de algunos de sus aspectos clave. Para tal fin muestra los resultados más relevantes de los ciclos de planificación hidrológicos españoles y del proceso de evaluación.

España, al contrario que otros EM con alta pluviometría, tiene la particularidad de contar con territorios secos que deben soportar altas demandas agrícolas y, en la vertiente mediterránea, también los usos turísticos. La necesidad de lograr una política de aguas integrada y sostenible argumenta que los objetivos del trabajo sean: a) tratar de evaluar si las pretensiones de la DMA son realistas y analizar los motivos que han impedido alcanzar un buen estado en todas las MA y, b) intentar proponer acciones futuras de planificación y gestión del recurso adaptadas a la especificidad de nuestros territorios y usos.

El enfoque metodológico utilizado se ha basado en la recopilación de información e interpretación de los resultados obtenidos de la literatura especializada: artículos científicos, trabajos referentes a la gobernanza del agua, informes publicados por la CE, trabajos realizados por distintos ministerios de la Nación, el Libro Verde de la Gobernanza del Agua en España del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

(MITECO) e información extraída de la base de datos del sistema Water Information System for Europe (WISE) de la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA).

El estudio desarrolla un proceso sintético de la gran amalgama de información consultada, con la finalidad de simplificarla, ordenarla, contrastarla e incorporarla a los resultados del estudio.

2.2. Planes hidrológicos de cuenca españoles

La gestión de las cuencas españolas lleva aplicándose desde los años veinte del siglo pasado (Estrela, 2007). La Ley de aguas de 1985 instauró una nueva conceptualización de la planificación hídrica en dos niveles: los PHC y el Plan Hidrológico Nacional. Este último, de mayor rango, cuenta con capacidad de modificar los PHC y decidir sobre aspectos que afecten a los territorios más allá de la cuenca. Dicho esquema de gestión aspira a satisfacer las demandas con agua de calidad asegurando la equidad regional y sectorial (MITECO, 2018b). Posteriormente, la adopción de la DMA supuso la introducción de un enfoque de gestión adaptativo. Los PHC analizan el estado de las MA de cada Demarcación Hidrográfica (DH) en ciclos de planificación sucesivos con una periodicidad de seis años. Los PHC hasta su aprobación pasan por varias fases documentales sometidas a consulta pública: los Documentos Iniciales (DI), el Esquema Provisional de Temas Importantes (EPTI), el ETI y la propuesta del PHC.

El Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, determina el territorio de cada DH, concepto entendido como la zona terrestre o marítima compuesta por una o varias cuencas hidrográficas vecinas y las aguas de transición, costeras o subterráneas asociadas a las cuencas. España, cuenta con 25 Demarcaciones Hidrográficas (DD.HH). Las internas o intracomunitarias transcurren totalmente en el ámbito de una única comunidad autónoma. Por su parte, las intercomunitarias exceden el ámbito territorial de una comunidad autónoma. La administración del agua se ordena en 11 cuencas intercomunitarias de competencia estatal, la DH del Cantábrico Oriental con competencia compartida (estatal y autonómica) y 13 demarcaciones intracomunitarias de competencia autonómica (MITECO, 2018b).

Los Organismos de Cuenca (OC) denominados Confederaciones Hidrográficas (CC.HH) establecen los PHC en las intercomunitarias. Análogamente las cuencas internas con administración hidráulica autonómica disponen de OC propios que elaboran los PHC. Dichos documentos, según establece la DMA describen el ámbito de la DH, los usos, las zonas protegidas y las presiones antrópicas. Igualmente, definen los objetivos ambientales, concretan medidas para alcanzarlos, analizan los resultados y, en función de los

logros, incorporan modificaciones en el siguiente ciclo de planificación (European Environment and Sustainable Development Advisory Councils) (EEAC, 2018).

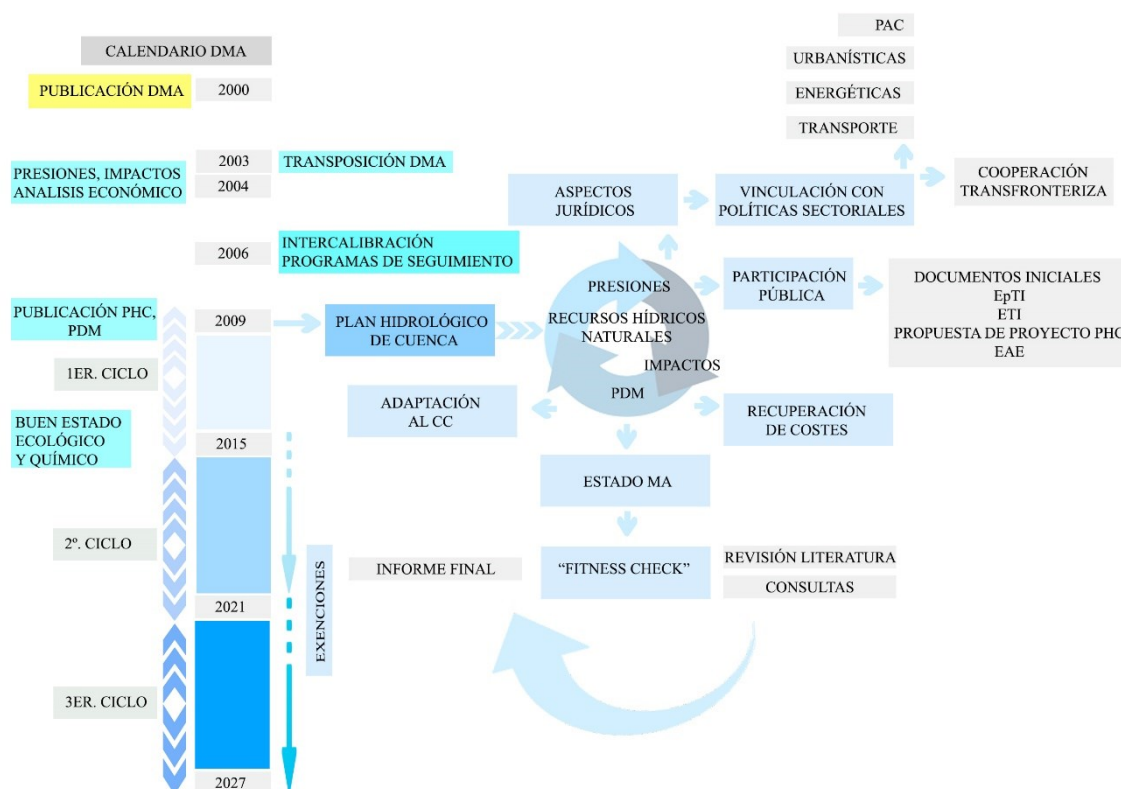
La componente adaptativa de la Directiva requiere comprender al ecosistema en su conjunto (Giakoumis y Voulvoulis, 2018). Por otro lado, resulta complejo adecuar un marco legislativo común dada la especificidad de cada EM (Maia, 2017), donde se produce una disposición desigual de recurso y una gran heterogeneidad de usos.

La CE emitió sendos informes sobre el resultado de la evaluación de los PHC españoles en 2015, respecto a los PHC del primer ciclo y la Directiva de Inundaciones (DI) (COM (2015) 120) (Comisión Europea, 2015) y, en 2019, en relación con los PHC del segundo ciclo y los primeros planes de gestión del riesgo de inundación (COM (2019) 95) (Comisión Europea, 2019). Ambos informes incorporaron una serie de recomendaciones en aquellas áreas susceptibles de mejora, a fin de evitar retrasos de cara a los PHC del siguiente ciclo, segundo y tercero respectivamente. A continuación, en los siguientes subapartados se desarrollan, amplían y complementan las principales reflexiones extraídas de ambos informes. La Figura 1 muestra el calendario y el esquema del proceso de planificación hidrológico de la DMA.

2.2.1. Aspectos jurídicos

El Observatorio de las Políticas del Agua (OPPA) de la Fundación Nueva Cultura del Agua (FNCA, 2014) indicó en su informe de evaluación de los PHC españoles del primer ciclo que, estos contaron con retrasos generalizados que limitaron la efectividad de los mismos. En este sentido, la Sentencia del Tribunal de Justicia de la Unión Europea (TJUE), de 4 de octubre de 2012, condenó a España por los retrasos en la aprobación de los PHC (asunto C-403/11). Asimismo, persistieron los retrasos en los PHC del segundo ciclo y la CE recomendó a España la adopción a tiempo de los PHC del tercer ciclo (Comisión Europea, 2019). Por otra parte, la Sentencia del TJUE, de 24 de octubre de 2013, dictaminó que la transposición de la DMA no fue íntegra en todas las DD.HH intracomunitarias españolas del primer ciclo (Meseguer, 2015). De igual modo, la CE recomendó colmar las brechas persistentes en la transposición del segundo ciclo, de cara a los PHC del tercer ciclo (Comisión Europea, 2019).

Figura 1. Calendario y esquema de la Directiva Marco del Agua (DMA)



Leyenda: MA: Masas de Agua. CC: Cambio Climático. PDM: Programas de Medida. PHC: Planes Hidrológicos de Cuenca.

Fuente: MITECO (2018b).

2.2.2. Coordinación interadministrativa y vinculación de las políticas sectoriales con la DMA

En España, la estructura organizativa y administrativa en materia hídrica presenta los retos específicos de un marco político descentralizado (Tamames y Aurín, 2015). Se producen ciertos solapes de competencias entre las distintas administraciones: europea, estatal, autonómica y local. El modelo actual cuenta con indefiniciones en la aplicación de competencias que deberían ser atribuidas por la vía legislativa (MITECO, 2020). Los Comités de Autoridades Competentes (CAC) se crearon para garantizar la cooperación interadministrativa en las DD.HH intercomunitarias. No obstante, no cuentan con los apoyos técnicos y las funciones reales que les doten de contenido y continuidad (MITECO, 2020). En el primer ciclo, las CC.HH realizaron las actuaciones, mientras que los CAC se limitaron a aprobar documentación de los OC, sin intervenir en la preparación y el seguimiento de los PHC (FNCA, 2014). Dicha descoordinación administrativa perduró en los PHC del segundo ciclo (La Roca, 2018).

El enfoque integral de la DMA y la necesaria adaptación de la gestión del recurso al Cambio Climático (CC) precisa, obligatoriamente, coordinar la Directiva con el resto de las políticas sectoriales que inciden sobre el recurso, tales como: la Política Agraria Común (PAC) (Comité des Organisations Professionnelles Agricoles-Comité Général de la Coopération Agricole de l'Union Européenne / Committee of Professional Agricultural Organisations-General Confederation of Agricultural Cooperatives) (COPA-COGECA, 2018; Del Moral, 2009), las políticas de ordenación territorial y urbanísticas, las políticas energéticas e industriales, las políticas de transporte, etc. (Carvalho et al., 2019; Hervás-Gámez y Delgado-Ramos, 2019). La incidencia a nivel cuantitativo del consumo de agua por parte del sector agrario hace imprescindible la coordinación y coherencia entre la PAC y la DMA. El futuro de la Directiva depende en gran medida de su integración con la PAC (Del Moral, 2009; La Roca, 2018). En este sentido, la PAC cuenta con dos tipos de instrumentos económicos integradores para compatibilizar los usos agrarios con la mejora de los ecosistemas acuáticos (Del Moral, 2006): la condicionalidad y el Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER). La condicionalidad es un mecanismo que vincula los pagos directos de la PAC con el cumplimiento de normas de carácter medioambiental, contribuyendo de esta manera, a que la agricultura europea sea más sostenible (Comisión Europea, 2020). A su vez, los FEADER aportan incentivos financieros o compensatorios cuando los agricultores llevan a cabo, de manera voluntaria, acciones que van más allá de la legislación de obligado cumplimiento (Tribunal de cuentas europeo, 2014). Sin embargo, pese a su utilización para la mejora de los resultados de la DMA, las asignaciones han sido modestas e ineficaces (EEAC, 2018).

2.2.3. Participación pública

La participación pública es relevante en el proceso de planificación hídrica. Las consultas, con un tiempo no inferior a seis meses, sirven para consolidar los DI de los PHC y del ETI en la gestión de la DH (MITECO, 2018b). En cumplimiento con el artículo 14 de la DMA, la CE destacó como punto fuerte de los PHC españoles, los esfuerzos realizados para el fomento de la participación activa de todas las partes interesadas en la elaboración, revisión y actualización de los PHC (Comisión Europea, 2015 y 2019). No obstante, en algunas DD.HH tales procesos no incidieron en cuestiones de calado. No aportaron información transparente sobre el estado ambiental de las MA, en el diseño y justificación de los Programas de Medidas (PDM) y en lo concerniente a la recuperación de costes (Lema-Blanco y García, 2013; Castro-Valdivia, 2015).

La DMA debe considerar las capacidades desiguales de las partes interesadas para vencer los obstáculos que supone su implementación (Cabello et al., 2018). De manera genérica, la problemática de los procesos participativos deriva de la inercia institucional que influye en las relaciones entre los OC y los usuarios finales del recurso. Cabe señalar, además, que la falta de articulación y la debilidad de los integrantes genera poca credibilidad en los resultados de estos procesos (Del Moral, 2017). Adicionalmente es necesario incidir en aspectos estructurales y en la mejora de la información para facilitar que el público general se implique de una manera más activa (La Roca, 2018).

2.2.4. Usos y demandas

Según la información de las DD.HH, en relación con las aportaciones totales anuales al régimen natural correspondientes al periodo 1940/41-2005/06, la media se cifró en 107.404 hm³/año (primer ciclo). En el periodo 1940/41-2011/12 la media ascendió a 109.233 hm³/año (segundo ciclo), ambos datos excluyen las descargas naturales directas al mar (MITECO, 2018b).

El Libro Blanco del Agua en España del Ministerio de Medio Ambiente (MMA, 2000), especifica que existe una carencia notable en las estadísticas sobre los usos y las demandas. Este aspecto, dificulta la previsión de las demandas futuras motivando grandes desviaciones entre las demandas previstas y las resultantes. De manera genérica, la información sobre los usos y las demandas de agua incorporada en los PHC se basa en estimaciones y dotaciones, no en datos reales de consumo. Obtener el consumo real es complejo dado que el uso de contadores no está generalizado, especialmente en la agricultura (Comisión Europea, 2015).

Conforme a las cifras presentadas en los PHC aprobados, la estimación de la demanda ascendió en el primer ciclo a 32.003 hm³/año, con el siguiente reparto (González, 2018): el 15,73 % para los usos urbanos, el 80,71 % correspondiente a los usos agrarios y el 3,57 % para los usos industriales no conectados a las redes urbanas. Por su parte, la estimación de la demanda en el segundo ciclo de planificación se situó en torno a los 31.043 hm³/año de los cuales (González, 2018): el 14,86 % fueron para los usos urbanos, el 81,31 % correspondieron a los usos agrarios y el 3,83 % para los usos industriales no conectados a las redes urbanas.

Los datos anteriores reflejan la gran demanda de agua del sector agrario. Consultada la Encuesta sobre Superficies y Rendimiento de Cultivos del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPAMA), en el año 2002 la superficie regada fue de

3.354.172 ha (MAPAMA, 2002) y en el año 2018 ascendió a 3.703.741 ha (MAPAMA, 2018). Pese al aumento de la superficie regada entre ciclos de planificación, la demanda se ha reducido en 588 hm³/año por la implementación de sistemas de riego más eficientes (González, 2018).

Si bien es cierto que, el incremento de la eficiencia no necesariamente reduce el consumo de agua a escala de cuenca al producirse el denominado “rebound effect” o paradoja de Jevons. Cuando el factor tierra no es limitante, el ahorro de agua puede originar un incremento de la superficie de cultivo y nuevas extracciones, es por ello que, la modernización del regadío debe implementarse junto a otros instrumentos como el precio del agua, para controlar la sobreexplotación (Berbel y Mateos, 2014).

Los DI de los PHC de tercer ciclo estiman la demanda en el periodo temporal 2027 en 31.879,70 hm³/año, valor levemente superior al 2º ciclo y con la siguiente distribución: 15,80 % usos urbanos, 80,06 % usos agrarios y 4,13 % usos industriales no conectados a las redes urbanas.

2.2.5. Presiones, impactos y evaluación del estado de las masas de agua

En España, los fuertes contrastes climáticos y geográficos condicionan la disponibilidad y la distribución de los recursos hídricos naturales en el tiempo y en el territorio (MMA, 2000). Esta irregularidad en las recargas naturales fundamenta el ineludible análisis de las presiones e impactos, con miras a evaluar la brecha entre el estado del agua y el objetivo ambiental planificado (MITECO, 2018b).

En los PHC del primer ciclo, en la mayoría de las MA, la relación entre estado-presiones-objetivos-medidas-resultados no aportó una definición correcta, ni tampoco se establecieron sus vinculaciones. De la misma manera, el riego agrícola no se incluyó como presión y los programas de modernización de riegos no cumplieron con los objetivos ambientales de la DMA (FNCA, 2014). Asimismo, en gran parte de las DD.HH la información relativa a las concesiones y las captaciones no fue transparente (Castro-Valdivia, 2015) y las mediciones no fueron exhaustivas (Comisión Europea, 2015). Este aspecto es de vital importancia en la planificación y la gestión de los recursos disponibles a nivel cuantitativo. En cuanto a los PHC del segundo ciclo, se produjeron progresos en el análisis de las presiones e impactos, no obstante, la CE recomendó a España seguir trabajando en su correcta vinculación de cara al diseño de los PDM (Comisión Europea, 2019).

Una MA es una parte diferenciada y representativa de agua superficial o de volumen aislado de un acuífero que, constituye el elemento básico de evaluación para analizar el

desarrollo de los objetivos ambientales (MITECO, 2018b). La DMA integra componentes económicos y ecológicos e incorpora, según su artículo 4, el cumplimiento de unos objetivos ambientales específicos. Su propósito es lograr un buen estado en las Masas de Agua Superficiales (MASp) (ríos, lagos, aguas de transición y costeras, masas de agua artificiales y muy modificadas) y en las Masas de Agua Subterráneas (MASb).

El logro de un buen estado en las MASp implica asegurar un buen estado ecológico y químico (artículo 2 (18), DMA). El estado ecológico se evalúa mediante la aplicación de indicadores de calidad biológicos (composición y abundancia de la flora acuática, etc.), hidromorfológicos (flujos de agua y su conectividad con las MASb, etc.) y físico-químicos (condiciones térmicas del agua, salinidad, concentración de nutrientes, etc.) (Anexo V.1, DMA). Por otra parte, el estado químico de las MASp refleja el grado de cumplimiento de las normas de calidad ambiental, de las sustancias prioritarias y de otros contaminantes (MITECO, 2018a). Las aguas modificadas y las artificiales se evalúan bajo criterios más flexibles. El buen estado de una MASb se obtiene cuando sus estados cuantitativo y químico son, al menos, buenos (artículo 2 (20), DMA).

La Directiva para clasificar la calidad de una MA aplica el principio eliminatorio denominado “one-out, all-out”. Este principio implica que, si un indicador de calidad está por debajo de los parámetros específicos de la norma, no puede considerarse que esté en buen estado, aunque su calidad haya mejorado. Este principio no está exento de polémica y pese a ser un principio con una base científica sólida (Vermeulen et al., 2019), numerosos actores implicados en la gestión y uso del recurso solicitan su modificación (Martínez, 2019). Demandan que las autoridades puedan comunicar los progresos realizados en una MA aportando información intermedia y su seguimiento hasta lograr un buen estado, para reflejar de esta manera, los logros de las medidas llevadas a cabo (Prato et al., 2014; Carvalho et al., 2019).

La CE tras evaluar los PHC del primer ciclo instó a España a finalizar con urgencia el marco de evaluación del estado de las MA y solicitó incidir en varios aspectos clave, como (Comisión Europea, 2015): categorizar el estado de las MA vinculando su calidad, aportar transparencia en los sistemas de evaluación utilizados y en los resultados del proceso de intercalibración e incorporar las aguas costeras y las de transición en la evaluación de las MASp. Dichas carencias, en gran medida, persistieron en los PHC del segundo ciclo. Los resultados de la intercalibración no proporcionaron información concisa sobre los métodos aplicados y no hubo concordancia en la evaluación del estado de las MA (Comisión Europea, 2019).

Sin embargo, España informó que en los PHC del segundo ciclo se había utilizado el principio eliminatorio en todas las DD.HH (Comisión Europea, 2019). Otro de los ejes fundamentales de la DMA para la protección del agua es el principio de “No Deterioro”. El artículo 1 (a) establece la obligatoriedad de prevenir todo deterioro adicional y, proteger y mejorar el estado de los ecosistemas acuáticos. La DMA incluye en el concepto de ecosistema acuático a las MASp y las MASb junto a sus ecosistemas asociados. El principio de “No Deterioro” choca con las premisas de las políticas hídricas tradicionales de la oferta, las cuales hacen inviable construir una política ambiental ya que, consideran a los medios acuáticos como simples depósitos de agua (Estevan y Naredo, 2004). La Tabla 1 muestra según los datos aportados por las DD.HH españolas al sistema WISE que, tras el primer ciclo de planificación, el 49,27 % de las MA inventariadas se encontraban en buen estado. Respecto al segundo ciclo, la mejora fue leve incrementándose hasta el 50,71 %. Realizado el mismo ejercicio, el 54,29 % de las MA del conjunto de los EM de la UE se categorizaron con un buen estado en el primer ciclo y el 54,34 % en el segundo. Factores como el deterioro del estado ecológico, la alteración de cauces, la extracción excesiva o la contaminación química, entre otros, ocasionaron la degradación o la no recuperación de la calidad de las aguas (Meseguer, 2015).

En los PHC del primer ciclo se reconocieron carencias en el establecimiento de umbrales. Además, faltó aplicar los indicadores adecuados para la estimación de los caudales ecológicos (FNCA, 2014). Estos se ajustaron a las necesidades de los usuarios y no se adaptó su justificación a las propuestas técnicas disponibles (Castro-Valdivia, 2015). De manera análoga, los PHC del segundo ciclo mostraron carencias en el seguimiento de los indicadores de calidad y su vigilancia. Se indicó que se estaba realizando el seguimiento de 221 contaminantes específicos, pero al no estar incluidos todos ellos en una norma de calidad medioambiental, no pudieron considerarse para evaluar el estado de algunas MA. Sin embargo, la evaluación y clasificación del estado ecológico fue más exhaustiva (Comisión Europea, 2019). La información que aporta el control, el seguimiento y la estandarización de los caudales ecológicos y el estado químico de una MASp, es crucial en el diseño de un PDM y para determinar su eficacia entre ciclos (Comisión Europea, 2015; Maia, 2017).

Otro aspecto a destacar en el primer ciclo fue la indefinición del estado de numerosas MA. Asimismo, las definidas no contaron con la correcta vinculación (Comisión Europea, 2015). Los datos reflejados en la Tabla 1 muestran los grandes esfuerzos realizados en la mejora del conocimiento al reducirse drásticamente las MA con un estado desconocido.

Respecto a los objetivos ambientales del primer ciclo, la mayoría de las DD.HH no concretaron objetivos para las zonas protegidas ni tampoco establecieron herramientas específicas para el control del avance de los PDM (FNCA, 2014). Cabe destacar, además, que no se incluyeron medidas apropiadas para la vigilancia de la contaminación difusa y las aguas residuales. Al mismo tiempo, las deposiciones atmosféricas no fueron incluidas como fuentes de contaminación química (Comisión Europea, 2015). Si bien los PHC del segundo ciclo arrojaron información más precisa del estado de las MA vinculadas a las zonas protegidas, según la definición del anexo IV de la DMA, sus programas de seguimiento fueron muy limitados (Comisión Europea, 2019). En referencia a los espacios incluidos en la red de protección Natura 2000, los progresos en la descripción de sus objetivos ambientales complementarios entre ciclos también fueron escasos (Comisión Europea, 2019).

Tabla 1. Evaluación del estado de las Masas de Agua (MA) en España (ES) y del conjunto de los Estados miembros de la UE.

1er. ciclo		Muy bueno	Bueno	Desconocido	Moderado	Deficiente	Malo
MASp estado ecológico (N.º)							
UE	127.779	8.606	41.012	19.397	39.609	13.711	5.444
ES	5.142	425	1.701	915	1.497	391	213
MASp estado químico (N.º)							
UE	127.779	-	46.886	51.424	-	29.469	-
ES	5.142	-	2.961	1.908	-	273	-
MASb estado cuantitativo (N.º)							
UE	13.962	-	12.133	857	-	-	972
ES	749	-	532	12	-	-	205
MASb estado químico (N.º)							
UE	13.962	-	11.287	534	-	-	2.141
ES	749	-	489	9	-	-	251
% MASp buen estado		% MASb buen estado		% Total MA buen estado			
UE	31,13	UE	62,83	UE		54,29	
ES	53,51	ES	47,97	ES		49,27	

2º. ciclo	Muy bueno	Bueno	Desconocido	Moderado	Deficiente	Malo	
MASp estado ecológico (N.º)							
UE	146.460	16.460	48.527	6.969	51.343	16.355	6.806
ES	5.162	657	2.212	107	1.499	481	206
MASp estado químico (N.º)							
UE	146.460	-	45.651	49.431	-	51.378	-
ES	5.162	-	4.516	317	-	329	-
MASb estado cuantitativo (N.º)							
UE	15.928	-	14.073	1.046	-	809	-
ES	762	-	577	-	-	185	-
MASb estado químico (N.º)							
UE	15.928	-	11.906	1.851	-	2.171	-
ES	762	-	494	1	-	267	-
% MASp buen estado		% MASb buen estado		% Total MA buen estado			
UE	28,63	UE	66,93	UE	54,34		
ES	52,75	ES	50,10	ES	50,71		
Programas de medidas por horizonte temporal. Inversión (M€)							
2009-2015		2016-2021		2022-2027		2028-2033	
58.064,49		22.595,42		13.432,35		11.710,18	

Leyenda: MASp: Masas de Agua Superficiales; MASb: Masas de Agua Subterráneas.

Fuente: elaboración propia a partir de los datos de WISE de la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA, 2018b; MITECO, 2018c y 2019c; González, 2018).

2.2.6. Exenciones

Para cumplir adecuadamente con la DMA, cualquier aplazamiento de los objetivos ambientales debe quedar debidamente justificado y documentado en los PHC. Según el artículo 4 (4) (c) dichas exenciones quedan limitadas a un máximo de dos ciclos adicionales o, dicho de otra manera, a dos nuevas actualizaciones de los PHC. El primer ciclo de planificación de 2015 a 2021 y el segundo ciclo de 2021 a 2027 a más tardar, excepto en aquellos casos en que las condiciones naturales sean tales que no permitan lograr los objetivos en ese periodo (AEMA, 2018a). La justificación de dichas exenciones responde a tres tipos: ampliaciones de plazo (artículo 4 (4), DMA), aplicación de objetivos ambientales menos rigurosos (artículo 4 (5), DMA) o nuevas modificaciones de las

características físicas de una MASp o MASb (artículo 4 (7), DMA). El aplazamiento se acredita cuando técnicamente o por las condiciones naturales no es viable el cumplimiento de los objetivos o, su cumplimiento conlleva costes desproporcionados o que exceden de la capacidad de pago.

Las exenciones aplicadas en los PHC del primer ciclo no fueron justificadas adecuadamente según los principios de la Directiva. Igualmente se incluyeron propuestas con aplazamientos hasta el tercer ciclo y estas se apoyaron en costes desproporcionados (FNCA, 2014; Comisión Europea, 2015).

2.2.7. Programas de medidas

Los PDM responden a las distintas acciones realizadas por las DD.HH con la finalidad de alcanzar los objetivos ambientales y socioeconómicos que exige la DMA. Dichas medidas se clasifican según su propósito y las inversiones inciden en distintos campos de actuación, tales como (MITECO, 2019b): las orientadas a la consecución de los objetivos ambientales, las dirigidas para satisfacer las demandas, las relativas a la mitigación de los fenómenos adversos (sequías e inundaciones), las concernientes a la gobernanza del agua y la mejora del conocimiento y, finalmente, otras medidas destinadas a otros usos ligados al agua.

Revisadas las estadísticas sobre las inversiones previstas en los PHC se extrae el siguiente reparto porcentual en el periodo temporal 2009-2015 (MITECO, 2018c): el 48,89 % para objetivos ambientales; el 26,57 % para satisfacer las demandas; el 7,77 % relativas a fenómenos extremos; el 4,07 % para la gobernanza y el conocimiento y el 12,70 % para otros usos. Respecto a los PHC de segundo ciclo, se produjo la siguiente estimación porcentual en el periodo temporal 2016-2033 (MITECO, 2019b): el 52,10 % para objetivos ambientales; el 20,90 % para la satisfacción de las demandas; el 5,20 % para la mitigación de fenómenos extremos; el 3,40 % para la gobernanza y el conocimiento y, por último, el 18,5 % para otras inversiones. Los datos anteriores corroboran la estrategia singular de la planificación hídrica española (MITECO, 2018b). Persisten las inercias de la gestión productivista del agua otorgando cierto peso a las inversiones concernientes a la mejora de la oferta (FNCA, 2014; Sampedro y Del Moral, 2014). Por otro lado, las obras hidráulicas planificadas se incluyeron en los PDM en lugar de tener consideración de presión sobre las MA, ya que inciden en el deterioro del recurso (FNCA, 2018).

Las inversiones realizadas en el conjunto de las DD.HH españolas se han ido reduciendo entre ciclos (MITECO, 2018c y 2019b; González, 2018): 58.064,49 millones de € (2009-

2015), 22.595,42 millones de € (2016-2021), 13.432,35 millones de € (2022-2027) y 11.710,18 millones de € (2028-2033) (Tabla 1).

Dentro de las inversiones programadas para el periodo temporal 2016-2033, son prioritarias las inversiones para cumplir con la recogida y el tratamiento de aguas residuales urbanas, particularmente en aquellos casos incluidos en procedimientos del TJUE (MITECO, 2018b; González, 2018).

En último lugar, los PDM del segundo ciclo se basan en actuaciones ya planificadas en el primer ciclo (Comisión Europea, 2019). De esta manera, no se ha considerado la situación actual de las MA en referencia a los parámetros de calidad o las presiones. En este sentido ha podido producirse un viraje de los objetivos ambientales a lograr y este aspecto no ha sido valorado.

2.2.8. Recuperación de costes

El estudio de la recuperación de costes de los servicios relacionados con el agua es uno de los pilares fundamentales de la DMA. Su artículo 9 fija que los EM aplicarán una política de precios del agua que, proporcione los incentivos adecuados para que los usuarios hagan un uso racional del recurso y, por tanto, contribuyan a la consecución de los objetivos ambientales.

Los PHC deben incorporar la siguiente información mínima (MITECO, 2019b): los costes de los servicios del agua, los costes ambientales y del propio recurso, los ingresos percibidos, el nivel de recuperación y la previsión de las inversiones para cada uno de los servicios. En el primer ciclo de planificación, los PHC no incorporaron los instrumentos adecuados para aplicar la recuperación (FNCA, 2014). Los costes ambientales y del recurso fueron elevados y estos no se incluyeron en la recuperación (Gómez-Limón y Martín-Ortega, 2013). Asimismo, la producción de energía no fue considerada como un servicio del agua (Comisión Europea, 2015).

A pesar de que los PHC del segundo ciclo emplearon una metodología genérica que armonizó los resultados de la recuperación, las CC.HH no contaron con los suficientes recursos para el control eficaz de los usos del agua en las DD.HH. Dicha metodología incrementó considerablemente los costes medioambientales respecto al primer ciclo, pero persistieron deficiencias en lo concerniente a la autocaptación y la contaminación difusa (Comisión Europea, 2019).

La organización World Wildlife Fund (WWF, 2019) apunta que la tarificación del agua no ha sido aplicada adecuadamente en todos los sectores, sino que se limita a incluir al

tratamiento de las aguas residuales y al suministro del agua potable. Alertan, adicionalmente, que existen mecanismos que permiten excluir a los usuarios más contaminantes (agricultura e industria) y, en consecuencia, son los hogares los que soportan una mayor carga. Se debe agregar que, no se ha expuesto de manera transparente la baja recuperación a fin de evitar la subida de tarifas especialmente en el regadío, sector beneficiario de subvenciones. Circunstancias análogas se han producido en las inversiones en infraestructuras hídricas (Reig, 2017). El sector agrario se queja constantemente que les acusen de un consumo de agua “subvencionado” ya que matizan que reciben compensaciones, no subvenciones (Simón et al., 2009).

El tercer ciclo de planificación ha de perfeccionar la situación actual avanzando en la definición y la metodología del cálculo de costes. En este sentido debe considerar la subestimación y el desequilibrio existente en el reparto entre usuarios y la desigual aplicación del principio de “quien contamina paga” (La Roca, 2018).

Coordinación y cooperación transfronteriza

Tras los planes del primer ciclo, la CE solicitó reforzar la cooperación de España con Portugal y Francia en las DD.HH transfronterizas (Comisión Europea, 2015). En los PHC del segundo ciclo se fortaleció la planificación conjunta entre España y Portugal según lo previsto en el Convenio de la Albufeira (Navarro, 2019). En relación a la coordinación con Francia únicamente se avanzó en algunos aspectos concretos, entre otros, en el intercambio de información (Comisión Europea, 2019).

2.2.9. Adaptación al cambio climático

En todos los PHC intercomunitarios del primer ciclo y en varios PHC intracomunitarios se consideró la influencia del CC en la disponibilidad del agua. De manera genérica, los PDM no incluyeron medidas específicas para la adaptación al CC y se limitaron a los estudios de la gestión de las sequías. Asimismo, no se efectuaron comprobaciones climáticas aparte de los balances hídricos y su correspondencia con las predicciones del CC (Comisión Europea, 2015). Respecto a los PHC del segundo ciclo, la CE destacó la fijación de objetivos y la selección de medidas en relación con las presiones climáticas directas e indirectas. No obstante, ninguna DD.HH utilizó medidas de adaptación al CC para hacer frente a las presiones significativas (Comisión Europea, 2019).

La previsible disminución de las recargas naturales motivadas por el efecto del CC, precisa una revisión a la baja de los recursos hídricos disponibles. Los cambios proyectados para España prevén una disminución de la precipitación del 2 % al 4 % para el 2010-2040

y del 7 % al 14 % para el 2070-2100 (Barranco et al., 2018). Esta situación requerirá gestionar las presiones priorizando la asignación del recurso entre los distintos usos consuntivos en competencia (La Roca, 2018). La realidad es que los impactos del CC en las cuencas españolas pueden ser mayores que los incluidos en los PHC. Estos aplican un coeficiente de reducción único en relación con las recargas y no contemplan la variabilidad espacial que se produce dentro de una DH (Marcos-García y Pulido-Velázquez, 2017).

2.3. Proceso de evaluación “Fitness check”

El artículo 19 (2) de la DMA dispone que la CE revisará la DMA a más tardar diecinueve años desde su entrada en vigor y propondrá cualquier modificación que resulte necesaria. Dicho plazo vencía el 22 de diciembre de 2019 y, en consecuencia, la CE realizó el proceso de revisión de la normativa comunitaria en materia de aguas denominado “Fitness check (Vermeulen et al., 2019). El objetivo de la revisión es determinar si las directivas son adecuadas para el propósito que fueron creadas o, contrariamente, deben ser modificadas o adaptadas. El proceso comenzó con la publicación de su hoja de ruta a finales del 2017 y culminó con la presentación del informe final en noviembre del 2019 (MITECO, 2019^a).

La evaluación se apoyó en una amplia gama de fuentes cualitativas y cuantitativas, incluyó la revisión de numerosa literatura especializada (Vermeulen et al., 2019) e incorporó un procedimiento de consulta pública para recabar la aportación de todos los agentes interesados y de la sociedad (MITECO, 2019^a).

Los distintos EM, los sectores económicos, las organizaciones ambientales, así como el resto de los usuarios del recurso han fijado sus posiciones sobre su posible modificación. Alemania, Austria, Bulgaria, Dinamarca, Finlandia, Holanda, Italia, Luxemburgo y Malta demandan un cambio. Abogan por la adaptación o la transformación de varios aspectos clave, tales como (Martínez, 2019): la reducción de los periodos de consulta pública, la supresión del principio eliminatorio, la modificación de los procesos de reporting, la incorporación de expertos en el CC para elaborar las directivas, la ampliación de los plazos más allá del 2027 y, por último, opinan que las numerosas sanciones dictaminadas generan una gran presión sobre los EM. Por su parte, la administración española ha jugado un papel neutral. Valora positivamente el progreso que ha supuesto la DMA en la gestión del recurso y considera que su futuro depende de su correcta implementación. El sector agrario También ha defendido su modificación. La principal organización agraria europea

(COPA-COGECA) publicó un informe en abril del 2018 destacando los siguientes aspectos (Martínez, 2019): demandan plazos más progresivos, la ampliación de las exenciones y la eliminación del principio “one-out, all-out”. Del mismo modo consideran que el cumplimiento de los objetivos de la DMA les origina unos costes elevados que ya están pagando y, por tanto, se oponen a cualquier incremento de costes por el uso del agua. Por lo que se refiere a las principales organizaciones ambientales europeas, defienden su continuidad (Martínez, 2019; WWF, 2019). La Tabla 2 muestra de manera esquemática los aspectos más relevantes del proceso y las principales conclusiones. La CE mantiene su apuesta por la DMA. Concluye que es adecuada para su propósito y el logro de los objetivos depende de su correcta implementación (Vermeulen et al., 2019).

Tabla 2. Proceso de evaluación “Fitness Check” de la Directiva Marco del Agua (DMA).

Directivas analizadas	
DMA (2000/60/CE)	
Directiva de aguas subterráneas (2006/118/CE)	
Directiva de inundaciones (2007/60/CE)	
Directiva de normas de calidad ambiental (2008/105/CE)	
Criterios de evaluación	
Eficacia:	¿En qué medida se han logrado los objetivos?
Eficiencia:	¿Los beneficios justifican los recursos utilizados?
Relevancia:	¿Los objetivos iniciales siguen siendo importantes?
Coherencia:	¿Es congruente la DMA con el resto de las políticas de la UE?
Valor añadido del marco europeo:	¿La legislación comunitaria ha sido beneficiosa para los Estados Miembros más allá de su propia legislación?
Temas más relevantes revisados	
Progreso lento de los objetivos	Principio “one-out, all-out”
Principio de “No Deterioro”	Adaptación al CC
Gobernanza del agua	Duración de los ciclos de planificación
Integración de la DMA con otras políticas	Cooperación internacional
Consulta pública	Uso de indicadores causa-efecto
Principio de “quien contamina paga”	Exenciones más allá del 2027
Definición e interrelación de los estados químicos y ecológicos	Cuantificación costes-beneficios Principio de la recuperación de costes

Aspectos positivos en la UE	Retos futuros en la UE
Mejoras entre ciclos de planificación	Principio “one-out, all-out”
Resultados del principio de “No Deterioro”	Conocimiento de los ecosistemas acuáticos
Progresos en la cooperación transfronteriza	Dependencia en la financiación
Modelo extrapolable a un nivel más global	Número de exenciones
Avance en los niveles de información	Avanzar en la recuperación de costes
Los beneficios justifican los costes	Consensuar medidas para mitigar el CC
Coherencia entre las directivas evaluadas	Mejorar el análisis coste-beneficio
Legislación adaptable a nuevas situaciones	Dotar de mayores recursos a los sistemas de monitoreo y control
	Solucionar el problema de la escasez
Aspectos positivos en España	Retos futuros en España
Avance en la restauración de ríos (Guadaluquivir, Júcar)	Alto coste en los programas de seguimiento
Incremento de la información	Incidir en la protección de los humedales (Doñana)
	Aplicación del principio de la recuperación de costes en las MASb
	Progresar en el análisis coste-beneficio
	Aplicar tarifas que fomenten el uso sostenible
Conclusiones	
La DMA es adecuada para su propósito y sus objetivos siguen siendo relevantes	
La adopción de las directivas ha incrementado la protección de las MA de la UE	
El avance lento de los objetivos se debe a una incorrecta implementación	

Leyenda: MA: Masas de Agua. MASb: Masas de Agua Subterráneas

Fuente: elaboración propia a partir de (Vermeulen et al., 2019; MITECO, 2019^a; Martínez, 2019; WWF, 2019).

2.4. Tercer ciclo de planificación

Las DD.HH tras los EPTI han publicado los ETI del tercer ciclo. Su objetivo es identificar, aportar alternativas y concretar acciones para solucionar los problemas a través de sus PHC. La FNCA publicó un informe con las principales conclusiones de los EPTI (FNCA, 2020). Destacan el gran esfuerzo de las DD.HH en mejorar la información y proponen avanzar en el análisis de los resultados de los PDM y en el diagnóstico de las causas que impiden alcanzar los objetivos. Para la elaboración de los EPTI los OC han trabajado sobre una plantilla común que agrega aspectos de la planificación desapercibidos en ciclos anteriores (FNCA, 2020). Las DD.HH españolas se marcan objetivos prioritarios y comunes para el tercer ciclo:

1. **Objetivos ambientales:** reducir la contaminación de origen agropecuario y de las aguas urbanas, moderar las alteraciones hidromorfológicas de las MASp, cumplir con el régimen de los caudales ecológicos y proteger los hábitats acuáticos.
2. **Sostenibilidad:** adaptar las previsiones por el CC en la asignación del recurso, moderar el regadío, reutilizar las aguas depuradas y optimizar los usos energéticos y recreativos del agua.
3. **Fenómenos extremos:** seguridad en la gestión del riesgo de inundación, sequías y otros fenómenos adversos.
4. **Conocimiento y gobernanza:** cumplir con la recuperación de costes, incrementar la financiación de los PDM, coordinar las administraciones, invertir en conocimiento, sensibilizar en la importancia de la participación pública, reducir los contaminantes emergentes, incrementar las redes de control, afianzar la ordenación del dominio público hidráulico y progresar en la coordinación transfronteriza.

2.5. Discusión

Los principales resultados obtenidos en el trabajo han sido:

1. El marco comunitario en materia de aguas responde a un planteamiento holístico (Simón et al., 2009) y complejo. Un modelo de gestión eficiente debe ser capaz de adaptarse a las distintas realidades hídricas que se producen en cada uno de los territorios, más allá de la aplicación genérica de un marco normativo común. La DH delimita un territorio donde debe existir un equilibrio entre el recurso y la demanda. La gestión del agua obliga a integrar en el análisis la planificación territorial para poder alcanzar un buen estado de las MA. Los altos consumos per cápita en zonas con alto estrés hídrico precisan un planteamiento de su modelo productivo y de desarrollo estrechamente ligado a los objetivos medioambientales de la DMA. La combinación de medidas como la tarificación, la sensibilización de la sociedad y el desarrollo tecnológico pueden ayudar a satisfacer las necesidades del recurso garantizando la equidad entre economía, medioambiente y bienestar social.
2. La disminución de las inversiones ha limitado las acciones de la administración del agua (MITECO, 2020): en la gestión y control del dominio público hidráulico, en la recuperación del buen estado de las MA, en el mantenimiento y la gestión de las infraestructuras hidráulicas, etc. Adicionalmente, los recortes presupuestarios han afectado a las funciones de los OC.

3. La actual política de precios no incentiva el uso racional del recurso, consecuentemente dicha herramienta se aleja del principio de la recuperación de costes y de los objetivos medioambientales. Al mismo tiempo, la DMA indica que se tenderá a la recuperación de costes, pero no obliga a una recuperación total, aspecto extremadamente complejo. Finalmente, las tarifas solo son aplicables a los usuarios directos de las infraestructuras hídricas de financiación pública. No existen mecanismos para financiar las tareas de gestión del dominio público hídrico de los usuarios de las aguas subterráneas (MITECO, 2020).
4. La gestión del agua depende en gran medida de la correcta coordinación con el resto de las políticas sectoriales.
5. El actual marco político descentralizado genera solape de competencias entre administraciones. Por esta razón es necesario organizar la acción de gobernanza estatal, autonómica y municipal. Como solución al problema, deben generarse interacciones multilaterales y multisectoriales coordinadas que homogenicen criterios. Además, en las cuencas transfronterizas se produce falta de información entre estados. Ante esta situación, se podrían plantear PHC internacionales.
6. La gestión del agua necesita de una participación más activa, directa y efectiva, de todos los usuarios del recurso. En tal sentido es necesario potenciar la transparencia en la información de los objetivos, de los PDM y su seguimiento.
7. Es necesario introducir en la DMA una estrategia realista y adaptativa a largo plazo respecto al reto del CC. Más aún en España, donde se producen fenómenos extremos y episodios de sequía en algunos territorios.
8. Por último, el proceso de revisión “Fitness check” ha fijado distintos posicionamientos sobre la DMA respondiendo a intereses particulares. La CE demanda a los EM a acelerar su implementación. Considera que el incumplimiento de los objetivos se debe a una baja financiación y a su incorrecta implementación (Vermeulen et al., 2019; WNE, 2019). Sin embargo, todo hace indicar que como mínimo, los hitos propuestos deberán flexibilizar sus plazos más allá del 2027.

2.6. Conclusiones

La DMA incorporó elementos muy innovadores y la adopción de un marco regulatorio progresivo. Es importante destacar que, a pesar de todo lo que queda por avanzar, las DD.HH españolas se han esforzado enormemente entre ciclos y que la calidad de las MA

ha mejorado desde su puesta en vigor. No obstante, sus aspiraciones iniciales no se han cumplido y pese a los avances su progreso ha sido lento.

La oportunidad que representa una DMA fuerte, depende en gran medida, de la adaptación de sus principios centrales sin mermar sus pretensiones ambientales. El marco normativo necesita ser lo suficientemente flexible para adaptarse a las circunstancias cambiantes que afecten al recurso. La legislación en materia de aguas requiere abordar los nuevos retos como el impacto del CC y, paralelamente, adecuarse a los cambios económicos, sociales y políticos.

Para anticiparse a las tendencias futuras de los fenómenos extremos y de la escasez por influencia del CC, es necesario potenciar ciertas iniciativas. En tal sentido se podrían reforzar acciones como: a) avanzar en la depuración y la reutilización de las aguas residuales; b) fomentar la desalinización; c) continuar modernizando los regadíos controlando el “rebound effect”; d) considerar los inventarios y los balances del recurso para otorgar asignaciones; e) construir infraestructuras de regulación a fin de prevenir los efectos negativos de las lluvias torrenciales; f) reducir la contaminación difusa; g) gestionar efectivamente las sequías; h) adaptar los consumos a los cambios de disponibilidad; i) establecer programas de seguimiento a nivel local y j) fomentar la investigación.

Se identifican las siguientes líneas de investigación futuras: a) cambio metodológico del principio eliminatorio y el de no deterioro; b) diseño de nuevos procesos tecnológicos de monitorización y reporting que mejoren la generación de información para la toma de decisiones y c) elaborar un sistema tarifario que potencie el uso racional del recurso, capaz de penalizar los consumos superiores a una dotación media en función del usuario.

2.7. Referencias bibliográficas

Agencia Europea de Medio Ambiente (2018a). European waters. Assessment of status and pressures 2018. Report N° 7/2018. Recuperado de: <https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-water>

Agencia Europea de Medio Ambiente (2018b). WISE Water Framework Directive (data viewer). Recuperado de: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/wise-wfd>

Barranco, L.M., Dimas, M., Jiménez, A., & Estrada, F. (2018). Nueva evaluación del impacto futuro del cambio climático en los recursos hídricos en España. *Revista Digital del Cedex*, 191, 34-55.

Berbel, J., & Mateos, L. (2014). Does investment in irrigation technology necessarily generate rebound effects? A simulation analysis based on an agro-economic model. *Agricultural Systems*, 128, 25-34. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.04.002>.

Cabello, V., Kovacic, Z., & Van Cauwenbergh, N. (2018). Unravelling narratives of water management: Reflections on epistemic uncertainty in the first cycle of implementation of the Water Framework Directive in southern Spain. *Environmental Science & Policy*, 85, 19-27. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.03.019>.

Carvalho, L., Mackay, E.B., Cardoso, A.C., Baattrup-Pedersen, A., Birk, S., Blackstock, K.L., Borics, G., Borja, A., Feld, C.K., Ferreira, M.T., Globevnik, L., Grizzetti, B., Hendry, S., Hering, D., Kelly, M., Langaas, S., Meissner, K., Panagopoulos, Y., Penning, E., Rouillard, J., Sabater, S., Schmedtje, U., Spears, B.M., Venohr, M., van de Bund, W., & Solheim, A.L. (2019). Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of The Total Environment*, 658, 1128-1238. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.255>.

Castro-Valdivia, M. (2015). Primer ciclo de planificación hidrológica en España en aplicación de la Directiva Marco del Agua. *Agua y Territorio*, 5, 134-142. <https://doi.org/10.17561/at.v0i5.2540>.

Comisión Europea (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, nº 327, de 22 de diciembre de 2000, pp.1-73.

Comisión Europea (2015). Informe sobre la aplicación de los Planes Hidrológicos de Cuenca de la Directiva Marco del Agua. Estado miembro: España. Acompaña al documento: Informe de la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo. La Directiva Marco del Agua y la Directiva sobre Inundaciones: medidas para lograr el “buen estado” de las aguas de la UE y para reducir los riesgos de inundación. COM (2015) 120 final. Comisión Europea, 106 pp.

Comisión Europea (2019). Segundos planes hidrológicos de cuenca. Estado miembro: España. Acompaña al documento: Informe de la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo. Sobre la aplicación de la Directiva marco del agua (2000/60/CE) y la Directiva sobre inundaciones (2007/60/CE). Segundos planes hidrológicos de cuenca. Primeros

planes de gestión del riesgo de la inundación. COM (2019) 95 final. Comisión Europea, 234 pp.

Comisión Europea (2020). Condicionalidad. Vincular las ayudas a la renta respeto de las normas de la Unión Europea. Recuperado de: https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-agricultural-policy/income-support/cross-compliance_es

COPA-COGECA (2018). Posición. Control de la adecuación de la Directiva Marco sobre el Agua (DMA). Recuperado de: <https://www.copa-cogeca.eu/Flexpage/Download-File?ID=13378416>

Delgado, W.G. (2015). Gestión y valor económico del recurso hídrico. *Revista Finanzas y Política Económica*, 7(2). 279-98. <http://dx.doi.org/10.14718/revfinanzpolitecon.2015.7.2.4>.

Del Moral, L. (2006). La Directiva Marco del Agua y la nueva política agraria. XII informe socioeconómico de la Agricultura en España, 44-51. Madrid: Fundación de Estudios Rurales. Recuperado de: https://upa.es/anuario_2006/pag_044-051_moral.pdf

Del Moral, L. (2009). Nuevas tendencias en gestión del agua, ordenación del territorio e integración de políticas sectoriales. *Scripta Nova*, 13, 281-309.

Del Moral, L. (2017). Balance de aplicación de la Directiva Marco del Agua y demandas actuales de los agentes sociales. XXI Jornadas derecho del agua: el futuro de los organismos de cuenca, 2-3 de marzo, Zaragoza, España. El futuro de los organismos de cuenca, Thomson Reuters/Aranzadi, Cizur Menor (Navarra) 175-196.

Estevan, A., & Naredo, J.M. (2004). Ideas y propuestas para una nueva política del agua en España. Ed. Bakeaz. España. 79 pp.

Estrela, A. (2007). El proceso de planificación en las demarcaciones hidrográficas españolas: una visión global. *Ingeniería y territorio*, 8, 12-17.

European Environment and Sustainable Development Advisory Councils (2018). The EU Water Framework Directive. Results to date and outlook for the future. Recuperado de: <https://eeac.eu/thematic-focus/fresh-water-affairs/>

Freyhof, J., Gessner, M., Grossart, H.P., Hilt, S., Jähnig, S., Köhler, J., Mehner, T., Pusch, M., Venohr, M., & Wolter, C. (2019). Strengths and weaknesses of the Water Framework

Directive (WFD): Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB) in the Forschungsverbund Berlin e.V. <http://dx.doi.org/10.4126/FRL01-006416917>

Fundación Nueva Cultura del Agua (2014). Evaluación del primer ciclo de planificación hidrológica en España en aplicación de la directiva marco del agua. Recuperado de: <https://fnca.eu/38-observatoriodma/observatorio-dma/483-informe-oppa-evaluador-del-primer-ciclo-planificacion>

Fundación Nueva Cultura del Agua (2018). La Revisión de los planes hidrológicos. ¿Cuáles son los temas importantes? Recuperado de: <https://fnca.eu/oppa/planificacion-hidrologica/2-ciclo-de-planificacion-2015-2021/documentos-2-ciclo>

Fundación Nueva Cultura del Agua (2020). Observaciones generales sobre los Esquemas Provisionales de Temas Importantes (EPTI) del tercer ciclo de planificación hidrológica. Recuperado de: <https://fnca.eu/oppa/planificacion-hidrologica/3-ciclo-de-planificacion-2021-2027/3-ciclo>

Giakoumis, T., & Voulvoulis, N. (2018). The transition of EU Water Policy Towards the Water Framework Directive's integrated river basin management paradigm. *Environmental Management*, 62, 819-831. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1080-z>.

Gómez-Limón, J.A., & Martín-Ortega, J. (2013). The economic analysis in the implementation of the Water-Framework Directive in Spain. *International Journal of River Basin Management*, 11(3), 301-310. <https://doi.org/10.1080/15715124.2013.823977>.

González, D. (2018). La gestión de las cuencas hidrográficas en España: avances y carencias del segundo ciclo de planificación. *Agua y Territorio*, 11, 123-136. <https://doi.org/10.17561/at.11.3027>.

Hervás-Gámez, C., & Delgado-Ramos, F. (2019). Drought Management Planning Policy: From Europe to Spain. *Sustainability*, 11(7), 1862. <https://doi.org/10.3390/su11071862>.

Kortenkamp, A., Faust, M., Backhaus, T., Altenburger, R., Scholze, M., Müller, C., Ermler, S., Posthuma, L., & Brack, W. (2019). Mixture risks threaten water quality: the European Collaborative Project SOLUTIONS recommends changes to the WFD and better coordination across all pieces of European chemicals legislation to improve protection from exposure of the aquatic environment to multiple pollutants. *Environ Sciences Europe*, 31-69. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0245-6>.

La Roca, F. (2018). La revisión de los planes hidrológicos. ¿Cuáles son los temas importantes?. Retos de la planificación y gestión del agua en España. Informe 2018, Observatorio de las Políticas del Agua (Ed. La Roca F, Martínez J), pp. 3-14. Fundación Nueva Cultura del Agua. Recuperado de: <https://fnca.eu/82-ultimas-noticias/1267-retos-de-la-planificacion-y-gestion-del-agua-en-espana-informe-oppa-2018>

Lema-Blanco, I., & García, R. (2013). Un análisis de los procesos participativos desarrollados sobre los planes hidrológicos de las cuencas gallegas. Administración & Ciudadanía. *Revista da Escola Galega de Administración Pública*, 8 (2), 9-24.

Maia, R. (2017). The WFD implementation in the European Member States. *Water Resources Management*, 31, 3043-3060. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1723-5>.

Marcos-Garcia, P., & Pulido-Velazquez, M. (2017). Cambio climático y planificación hidrológica: ¿es adecuado asumir un porcentaje único de reducción de aportaciones para toda la demarcación? *Ingeniería del Agua*, 21(1), 35-52. <https://doi.org/10.4995/ia.2017.6361>.

Martínez, J. (2019). El proceso de evaluación de la Directiva Marco del Agua. En: Retos de la planificación y gestión del agua en España. Informe 2018, Observatorio de las Políticas del Agua (Ed. La Roca F, Martínez J), pp. 14-21. Fundación Nueva Cultura del Agua. Recuperado de: <https://fnca.eu/82-ultimas-noticias/1267-retos-de-la-planificacion-y-gestion-del-agua-en-espana-informe-oppa-2018>

Martínez, Y., & Villalejo, V.M. (2020). Caudal ambiental: herramienta ecohidrológica en la gestión de los recursos hídricos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 41(1), 56-70.

Meseguer, M.J. (2015). Revisión de la planificación hidrológica: urgente necesidad de mejora. Recuperado de: <http://www.terraqui.com/blog/actualidad/valoracion-de-la-planificacion-hidrologica-correspondiente-al-ciclo-2015-2021-periodo-de-exposicion-publica-de-los-borradores-de-los-planes-hidrologicos-de-las-demarcaciones-espanolas-e-intercomunit/>.

Ministerio de Medio Ambiente (2000). Libro Blanco del Agua en España. Centro de Publicaciones, Secretaría general Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 620 pp.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2002). Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos. Dirección General de Planificación Económica y

Coordinación Institucional. Subdirección General de Estadísticas Agroalimentarias. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 195 pp.

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2018). Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos. Subsecretaría de Agricultura, Pesca y Alimentación. Subdirección General de Análisis, Coordinación y Estadística. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 178 pp.

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2018a). Evaluación del estado de las masas de agua. Recuperado de: <https://www.chcantabrico.es/gestion-cuenca/estado-calidad-aguas/evaluacion-del-estado-de-las-masas-de-agua>

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2018b). Síntesis de los planes hidrológicos españoles. Segundo ciclo de la DMA (2015-2021). Secretaria de Estado de Medio Ambiente. Dirección General del Agua. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 175 pp.

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2018c). Planes Hidrológicos y Programa de Medidas. Versión 1.3.1. Recuperado de: <https://servicio.mamapa.gob.es/pphh/>

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2019a). Proceso de revisión de la Directiva Marco del Agua. Recuperado de: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/planificacion-hidrologica/revisiendma.aspx>

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2019b). Informe de seguimiento de los planes hidrológicos de cuenca y de los recursos hídricos en España. Dirección General del Agua, Vicepresidencia cuarta del Gobierno. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 193 pp.

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2020). Libro Verde de la Gobernanza del Agua en España. Recuperado de: <http://www.librogobernanzagua.es/>

Navarro, T.M. (2019). Gestión compartida de recursos híbridos entre España y Portugal. Veinte años del Convenio de Albufeira. *Revista de Administración Pública*, 209, 391-427. <https://doi.org/10.18042/cepc/rap.209.12>.

Pulido-Velázquez, M., Cabrera, E., & Garrido, A. (2014). Economía del agua y gestión de recursos hídricos. *Ingeniería del Agua*, 18(1), 99-110. <https://doi.org/10.4995/ia.2014.3160>.

Prato, S., La Valle, P., De Luca, E., Lattanzi, L., Migliore, G., Morgana, J.G., Munari, C., Nicoletti, L., Izzo, G., & Mistri, M. (2014). The "one-out, all-out" principle entails the risk of imposing unnecessary restoration costs: A study case in two Mediterranean coastal lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 80(1-2), 30-40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.054>.

Reig, B. (2017). Recuperación de costes y los instrumentos económicos de la DMA. Fundación Fomento Y Gestión Del Agua. Recuperado de: <http://fundacionagua.org/?p=178>

Rey, D., Pérez-Blanco, C.D., Escrivá-Bou, A., Girard, C., & Veldkamp, T. (2019). Role of economic instruments in water allocation reform: lessons from Europe. *International Journal of Water Resources Development*, 35(2), 206-239. <https://doi.org/10.1080/07900627.2017.1422702>.

Sampedro, D., & Del Moral, L. (2014). Tres décadas de política de aguas en Andalucía. Análisis de procesos y perspectiva territorial. *Cuadernos Geográficos*, 53(1), 36-67.

Simón, A., Romeo, R., Cabezas, F., Bueno, F., & Aurín, R. (2009). Diálogo sobre la Directiva Marco del Agua. *Ingeniería y territorio*, 85, 84-95.

Tamames, R., & Aurín, R. (2015). Gobernanza y gestión del agua: modelos público y privado. Ed. Profit Editorial, España. 272 pp.

Tribunal de cuentas europeo (2014). La integración de los objetivos de la política del agua de la UE en la PAC: un éxito parcial. Recuperado de: <https://www.eca.europa.eu/es/Pages/ecadefault.aspx>

Vera, F. (2008). La gestión del agua en España. *Encuentros Multidisciplinares*, 29, 1-7. <http://hdl.handle.net/10486/679457>

Vermeulen, J., Whiteoak, K., Nicholls, G., Gerber, F., McAndrew, K., Cherrier, V., Cunningham, E., Kirhensteine, I., Wolters, H., Vermeij, W., & Schipper, P. (2019). Fitness Check Evaluation of the Water Framework Directive and the Floods Directive. Final evaluation report. European Commission, Directorate-General for Environment. Recuperado de: <https://edepot.wur.nl/509764>

Voulvoulis, N., Arpon, K.D., & Giakoumis, T. (2017). The EU Water Framework Directive: From great expectations to problems with implementation. *Science of The Total Environment*, 575, 358-366. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.228>.

Water News Europe (2019). Despite bad results European Commission wants to continue with Water Framework Directive. Recuperado de: <https://www.waternewseurope.com/despite-bad-results-european-commission-wants-to-continue-with-water-framework-directive/>

World Wildlife Fund (2019). European Comisión concludes EU water law is “fit for purpose”. Recuperado de: <https://www.wwf.eu/?uNewsID=357085>

2.8. ANEJO I: primera página del artículo publicado

Navarro-Sousa y Estruch-Guitart (2022). *ITEA-Inf. Tec. Econ. Agrar.* 118(2): 318-338



Implementación de la Directiva Marco del Agua en España: perspectivas futuras. Revisión bibliográfica

Sergio Navarro-Sousa* y Vicente Estruch-Guitart

Departamento de Economía y Ciencias Sociales, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n., 46022 Valencia, España

Resumen

La entrada en vigor hace veinte años del nuevo marco comunitario de actuación en la política de aguas abrió un nuevo camino en los procesos de planificación hídrica. La Directiva Marco del Agua persigue el objetivo de satisfacer todas las demandas asegurando el buen estado de las masas de agua en las demarcaciones y de sus ecosistemas asociados. Para ello, integra mecanismos novedosos como: la racionalidad económica en la asignación y la participación pública en los procesos de planificación. No obstante, tras la aplicación de programas de medidas, en la actualidad, casi la mitad de las masas de agua del conjunto de la Unión Europea y la mitad de las españolas no han logrado alcanzar los objetivos ambientales recogidos en su artículo 4, hito propuesto para el año 2015. Frente a esta situación, algunos Estados miembros y sectores económicos abogan por su adaptación o modificación. Sin embargo, la Comisión Europea tras el proceso de revisión denominado "Fitness check" concluye que la Directiva es adecuada e insta a los Estados miembros a acelerar su implementación. La lenta mejoría del estado de las masas de agua españolas entre ciclos de planificación fundamenta que los objetivos de este artículo de revisión sean: a) evaluar si los objetivos de la Directiva son alcanzables e intentar determinar las causas que han motivado su incumplimiento y, b) tratar de identificar los retos futuros de la Directiva para conectar al recurso con el territorio, el desarrollo económico y la sostenibilidad.

Palabras clave: Buen estado, masas de agua, ecosistemas, "Fitness check", gestión.

Implementation of the Water Framework Directive in Spain: future perspectives. Review

Abstract

The entry into force twenty years ago of the new community framework for action in the field of water policy opened a new path in water planning processes. The Water Framework Directive pursues the objective of meeting all demands by ensuring the good status of the water bodies of the demarcations and their associated ecosystems. To do this, it integrates novel mechanisms such as economic rationality in allocation and public participation in the planning processes. However, after the application of programmes of measures, at present, almost half of the water bodies in the European Union as a whole and half of the Spanish ones have not managed to achieve the environmental objectives set out in article 4, a proposed milestone for 2015. Faced with this situation, some Member States and economic sectors advocate its adaptation or modification. Nevertheless, the European Commission after the review

* Autor para correspondencia: sernasou@doctor.upv.es

Cita del artículo: Navarro-Sousa S, Estruch-Guitart V (2022). Implementación de la Directiva Marco del Agua en España: perspectivas futuras. Revisión bibliográfica. *ITEA-Información Técnica Económica Agraria* 118(2): 318-338. <https://doi.org/10.12706/itea.2021.029>

**CAPÍTULO 3. Uso de indicadores causa-efecto
para el diagnóstico de la sostenibilidad hídrica
en las Islas Baleares (España)**

CAPÍTULO 3

Uso de indicadores causa-efecto para el diagnóstico de la sostenibilidad hídrica en las Islas Baleares (España)

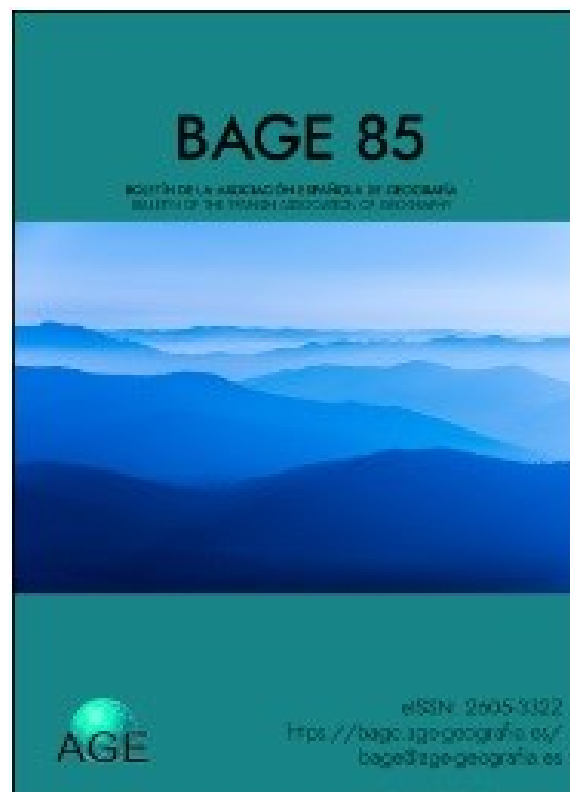
Autores: Sergio Navarro-Sousa, Vicente Estruch-Guitart, Celso García

Publicado en: BAGE- Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 85

Abril 2020

JCR: Q3 – SJR: Q2

DOI: <https://doi.org/10.21138/bage.2833>



Uso de indicadores causa-efecto para el diagnóstico de la sostenibilidad hídrica en las Islas Baleares (España)

Resumen

En las Islas Baleares, la expansión del turismo y el crecimiento urbanístico ha supuesto una transformación de los usos del agua incrementando las extracciones y las dotaciones medias urbanas. Este estudio pretende establecer en su Demarcación Hidrográfica un diagnóstico comparativo del uso del recurso con la sostenibilidad en el manejo. Para el análisis, se aplican un conjunto de indicadores causa-efecto siguiendo el marco de referencia Fuerzas Motrices-Presiones-Estado-Impactos-Respuestas (FPEIR). Una de las limitaciones detectadas es la dificultad en la recogida de datos dado el gran número de sistemas de explotación de aguas continentales de la Demarcación. Los resultados socioeconómicos evaluados indican la gran apuesta por una economía del sector servicios, que ha supuesto un aumento demográfico litoral y el abandono progresivo del sector agrícola. En todas las islas, aunque a niveles porcentuales distintos, se ha detectado sobreexplotación, salinización y contaminación de algunas de sus masas de agua. El actual modelo de desarrollo, para evitar riesgos sobre el recurso y garantizar la autonomía y seguridad en el abastecimiento, requiere adaptaciones medioplacistas desde un planteamiento de avance hacia la integración y la moderación en el crecimiento cumpliendo con los objetivos medioambientales propuestos por la Directiva Marco del Agua (DMA) en los plazos previstos.

Palabras clave: Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares; usos del agua; FPEIR; sostenibilidad; DMA.

Use of cause-effect indicators for the diagnosis of water sustainability in the Balearic Islands (Spain)

Abstract

In the Balearic Islands, the expansion of the tourism sector and the urban growth have meant a transformation of the uses of water increasing the extractions and the average provisioning in the urban supply. This study aims to establish in its Hydrographic Demarcation a comparative diagnosis of the use of the resource with sustainability in the management. For the analysis, a set of cause-effect indicators is applied following the framework of reference Drivers - Pressures- State- Impact and Response (DPSIR). One of the limitations detected is the difficulty in collecting data given the large number of continental water exploitation systems in the Demarcation. The socioeconomic results evaluated indicate the big bet for an economy of the service sector, which has meant a coastal population increase and the progressive abandonment of the agricultural sector. In all the islands, although at different percentage levels, there has been detected overexploitation, salinisation and contamination of some of their groundwater body masses. The current model of development, in order to avoid risks of the resource and guarantee autonomy and security in the supply, requires mid-scale adaptations from an approach of progress towards integration and moderation in growth, obeying the environmental objectives proposed by the Water Framework Directive (WFD) in the foreseen terms.

Keywords: Hydrographic Demarcation of the Balearic Islands; uses of water; DPSIR; sustainability; WFD.

3.1. Introducción

La administración del agua se marca como objetivo prioritario el garantizar todas las demandas futuras asegurando el desarrollo social y el crecimiento económico sin menoscabo del medio ambiente (Buccheri y Comellas, 2015). El crecimiento urbanístico y el avance del turismo acaecido en la segunda mitad del siglo XX en las Baleares han transformado los usos del suelo y del agua (García y Martorell, 2006). La priorización del consumo por actividades económicas altamente demandantes en los meses de menor disponibilidad ha agudizado la dificultad al acceso en los años secos (Horrach, 2016). La Demarcación cuenta con las características propias de las cuencas mediterráneas, registrando grandes fluctuaciones interanuales de disposición hídrica, debido a la irregularidad de precipitaciones (Rodríguez y Gelabert, 2006).

La presión demográfica presente en determinados territorios de Europa plantea un nuevo escenario. El reto de la planificación hídrica aborda la sostenibilidad en la explotación y la eficiencia en su uso cumpliendo con lo requerido por la DMA (Sotelo, 2014). Al igual que en la mayoría de las zonas costeras españolas, las Islas Baleares experimentaron transformaciones sociales, urbanísticas y económicas vinculadas al turismo (Rullán, 2010). El nuevo modelo productivo transitó desde una economía eminentemente agraria con bajas producciones en el sector industrial en favor cada vez más del sector terciario (Rullán, 2010). El crecimiento de las economías europeas, unido a los préstamos proporcionados en la década de 1960 por los tour operadores al empresariado local, propició que gran parte de la planta hotelera del archipiélago se construyera en ese periodo (Rullán, 2010). Las Baleares contaban con una serie de ventajas respecto a otros destinos con un producto turístico análogo que favorecieron el boom turístico. Como aspectos a remarcar, disponían de infraestructuras aeroportuarias y con una tradición turística que desde siglo XIX acogió a importantes artistas y políticos. Por otro lado, en 1905 se creó la entidad Foment del Turisme (García y Martorell, 2006).

En la España de los 60 predominó el modelo desarrollista que asociaba el consumo de agua con el desarrollo económico. Dicho modelo consideró el aumento de la demanda de agua como un indicador de progreso y calidad de vida (Juárez, 2008). Estas transformaciones no fueron ajenas en el resto del litoral mediterráneo español. En la Marina Baixa alicantina la expansión urbanística y el turismo iniciado en los 60 provocaron cambios demográficos y el incremento de la demanda de agua (Chirino et al., 2008). Procesos similares se produjeron en la Costa Blanca alicantina (Juárez, 2008), en la Demarcación

Hidrográfica del Segura (Carreño et al., 2008) y en el litoral catalán (Torres et al., 2015). En este contexto social, económico, medioambiental y paisajístico, el agua se erige como un factor restrictivo frente al desarrollo (Canales y Ponce, 2018). La competencia por un recurso vulnerable y en ocasiones escaso provoca presiones modificando el estado de su ciclo natural. Por consiguiente, es fundamental generar información expresada en indicadores a nivel de cuenca para incentivar la vigilancia, el control y el avance de los objetivos planteados (Buccheri y Comellas, 2015).

La Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) define un indicador como: “un parámetro o un valor derivado de parámetros, que proporciona información acerca de, o describe el estado de un fenómeno, el medio ambiente o un área, con un significado que se extiende más allá del valor del parámetro” (OCDE, 2003). Del mismo modo, la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) concreta que un indicador es una medida, normalmente cuantitativa, que puede emplearse para informar sobre fenómenos complejos de manera sencilla, introduciendo tendencias y avances (AEMA, 2006). En consecuencia, un indicador debe ser una medida sintética que informa sobre un sistema complejo y, por otra parte, debe estar vinculado a un valor objetivo o a unos umbrales para evaluar el cumplimiento de unas metas concretas (Simón et al., 2013). Los indicadores hídricos persiguen la finalidad de ayudar a los administradores del agua a la toma de decisiones a todos los niveles de gestión y en correspondencia al nuevo paradigma del desarrollo sostenible (UN-Water/WWAP, 2003).

Dentro de los indicadores medioambientales que evalúan la incidencia de las actividades socioeconómicas y el estado del recurso hídrico se encuentra la Huella Hídrica (HH) o del agua (Water Footprint). El concepto de HH propuesto por Hoekstra y Hung en el 2002 se define como; el volumen total de agua dulce utilizado para la producción de bienes y servicios o, consumidos (Sotelo, 2018). La HH se mide en términos de volúmenes consumidos y/o contaminados por unidad de tiempo. Para el cálculo de la HH es primordial el estudio de tres sumandos (Sotelo, 2018):

- El agua azul: como el agua que procede de los recursos hídricos naturales que utiliza la sociedad y no es devuelta, es decir; el agua de los lagos, ríos, acuíferos y embalses. Ahora bien, también existen otras acciones del ciclo hidrológico antropizado que influyen en su volumen: la reutilización, los trasvases y la desalinización (Pellicer, 2014).

- El agua verde: que procede de las precipitaciones que se almacena en capas superficiales del suelo permite la existencia de vegetación. Esta agua vuelve a evaporarse desde el suelo o por la transpiración de las plantas; no se pierde, alimenta a los recursos subterráneos y/o se almacena de manera temporal en la parte superior del suelo o de la vegetación.
- El agua gris: el volumen de agua necesario para diluir los contaminantes generados en los procesos de producción hasta que su concentración se mantenga en los estándares exigidos.

El resultado estimado de la HH en las Islas Baleares es de 2036,7 m³ por habitante y año, lo que se traduce en 5578 litros de agua al día por habitante. En términos absolutos la HH total de las Baleares es de 1790 hm³ que, comparativamente con sus recursos hídricos anuales empleados (569 hm³), hacen que la HH externa estimada sea del 68 % (1220 hm³ al año) (MARM, 2011).

Otro método de evaluación es el de la escasez hídrica. Este compara el uso consuntivo de agua azul asociado a las extracciones junto a las aportaciones naturales descontando los caudales ecológicos, esto es, los volúmenes de agua precisos para mantener un buen estado de los ecosistemas asociados. Se calcula como el cociente entre el consumo y la disponibilidad de agua azul de la cuenca. Los valores de escasez se clasifican (Hoekstra et al., 2012): reducida (<100 %), moderada (100-150 %), elevada (150-200 %) y severa (>200 %). Según la categorización anterior, en todas las islas, el factor de escasez es reducido (PHIB, 2015): Mallorca (23,92 %), Menorca (49,38 %), Ibiza (80,56 %) y Formentera (62,50 %). Esto significa que, la HH azul es inferior al 20 % de la recarga natural de la cuenca y no se excede la disponibilidad de agua azul, por consiguiente, los caudales ecológicos no se ven afectados (Hoekstra et al., 2012).

3.2. Objetivos

La investigación llevada a cabo pretende establecer un diagnóstico objetivo de los recursos hídricos en la Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares, a través del uso de indicadores dentro del marco de referencia Fuerzas Motrices-Presiones-Estado-Impactos-Respuestas (FPEIR) de la AEMA. El estudio determina si esta metodología de análisis causal permite comprender las relaciones que se producen entre las dinámicas socioeconómicas y la degradación del recurso. De la misma manera, se evalúa si el esquema aplicado a escala básica de la cuenca constituye una herramienta útil de apoyo en los procesos de planificación frente al reto de la gestión sostenible. La necesidad de alcanzar un

equilibrio entre desarrollo y el manejo sostenible del agua fundamenta que los objetivos sean los siguientes:

- a) Analizar las principales transformaciones socioeconómicas acaecidas en las Baleares desde la década de 1960 hasta nuestros días, caracterizando al territorio y a las demandas de agua de los distintos usos.
- b) Valorar la introducción de variables hidrológicas en la planificación y ordenación del territorio bajo la perspectiva del ciclo integral del agua.
- c) Realizar un diagnóstico del estado actual de las masas de agua en la Demarcación centrandó el análisis en las presiones ejercidas por las acciones antrópicas; el estado del recurso y las respuestas adoptadas por la sociedad para lograr una gestión integrada, adaptativa y sostenible del agua.
- d) Evaluar el papel que juegan las inversiones en los procesos de planificación y gestión del recurso.
- e) Establecer si la información proporcionada por los indicadores permite comprender las relaciones causales que se producen entre las respuestas políticas y sociales con la protección del agua.
- f) Aportar una reflexión sobre el modelo hídrico actual, fijando una serie de directrices acordes a la sostenibilidad en el manejo y en función de las necesidades y las prioridades de la Demarcación.

3.3. Método

El enfoque metodológico llevado a cabo es la aplicación de una serie de indicadores seleccionados dentro del marco FPEIR, cuyos resultados se exponen más adelante. Este proceso ha pretendido ser una herramienta adecuada, estructurada y aplicable en el tiempo, para mejorar la gobernanza del agua en la Demarcación analizada.

3.3.1. Los sistemas de indicadores

Los indicadores aportan una medida cuantitativa o cualitativa de la variable a analizar simplificando fenómenos complejos e identificando tendencias y avances (Polanco, 2006). Los marcos de referencia de inicio fueron causales y basados en un modelo causa-efecto. Estos evolucionaron hacia el marco de referencia Presión-Estado-Respuesta (PER) (Chirino et al., 2008). El marco PER se basa en la lógica de la causalidad y fue introducido por la OCDE en 1994 (UN-Water/WWAP, 2003). Las actividades humanas ejercen presiones sobre el ambiente que modifican la cantidad y calidad de los recursos

naturales, las cuales pueden provocar cambios en el estado del recurso. De este modo, la sociedad responde a estas alteraciones mediante la aplicación de políticas económicas, ambientales y/o sectoriales para mitigar las presiones y/o los daños al recurso (Vázquez y García, 2017).

El modelo PER presenta algunos puntos fuertes: la información que genera es fácilmente comparable y accesible; puede ser aplicado a una escala local, regional o internacional en un momento dado o en un período determinado (Henríquez, 2014); y proporciona al público en general y a los tomadores de decisiones una visión integrada del medio ambiente y de otros aspectos interconectados (Quevedo y Díaz, 2007). Sin embargo, cuenta con ciertas debilidades (Quevedo y Díaz, 2007): se limita al segmento ambiental del desarrollo sostenible; debido a su lógica causal y lineal, no es posible establecer relaciones entre distintos indicadores; y no puede ser utilizado en programas o políticas donde se aplique el principio de prevención, solo permite establecer un diagnóstico de la situación.

Posteriormente la AEMA amplió el modelo PER a finales de los años 90. Incorporó en la secuencia de pensamiento lógico lineal el impacto asociado al estado en el que se encuentra la variable evaluada. Según el Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE, 2008), el avance metodológico al esquema FPEIR persigue el objetivo de mejorar la calidad y fiabilidad de la información ayudando a otras iniciativas de generación de indicadores. El modelo FPEIR organiza a los indicadores según la siguiente clasificación:

- Fuerzas motrices: comprenden las condiciones climáticas que contribuyen en la captación de recursos hídricos naturales, así como, los condicionantes socioeconómicos que ejercen presión sobre el agua (AEMA, 2006).
- Presión: incluyen variables relacionadas con las actividades humanas y su vinculación con la modificación del estado del recurso.
- Estado: suministran información sobre el estado actual del recurso además de realizar previsiones, evaluaciones y seguimiento de las políticas adoptadas (OCDE, 2001).
- Impacto: informan sobre los cambios en el estado que han provocado las presiones sobre el medio acuático.
- Respuesta: muestran los esfuerzos realizados por la sociedad y las instituciones con el propósito de reducir o mitigar la degradación medioambiental (Sotelo et al., 2011).

Como puntos fuertes del modelo FPEIR destacan (Díaz, 2015): tiene capacidad de comunicar de manera sencilla a los factores incluidos dentro de una temática ambiental concreta; permite valorar cuantitativa y cualitativamente elementos intrínsecos de una determinada dinámica; y es una herramienta de sencilla implementación y eficaz en el reconocimiento de las relaciones causa-efecto que se producen entre factores vinculados en la gestión de áreas complejas.

Sus principales limitaciones son (Díaz, 2015): alto grado de subjetividad y complejidad en su enfoque; es un proceso muy dinámico en su conceptualización; depende en gran medida del punto de vista del investigador; cuenta con una fácil comunicación pero su comprensión puede ser compleja; presenta dificultades a la hora de clasificar o caracterizar las variables incluidas; y el hecho de que los mecanismos de retroalimentación no sean tomados en cuenta, representa una desventaja, puesto que, se trata de cadenas causales y no de un enfoque integral modelado y multidireccional.

“El agua no es un bien comercial sino un patrimonio que hay que proteger y defender” (Art. 1, Directiva 2000/60/CE). La gestión sostenible del agua establece la necesidad de introducir acciones coordinadas entre el estado, los usuarios y la sociedad. Promover la equidad en su asignación y fomentar la participación social en los procesos de decisión (Art. 14, Directiva 2000/60/CE) es tarea prioritaria en la gobernanza del agua. En este contexto, las funciones del agua deben ir más allá de la mera mercantilización estableciendo prioridades, derechos, criterios de gestión, principios éticos de equidad, cohesión social y gobernabilidad participativa y sostenible (Arrojo, 2006). En consecuencia, un análisis del uso del recurso debe introducir indicadores que diagnostiquen los objetivos sociales incorporando medidas como el acceso universal a las dotaciones básicas (Arrojo, 2006; Buccheri y Comellas, 2015).

3.3.2. Elección de indicadores

Los indicadores utilizados en el estudio son indicadores objetivos o denominados duros. Estos en el sentido teórico y de la obtención de datos, se fundamentan en evidencias externas independientemente del informante (Ibáñez, 2012). Los indicadores pueden ser utilizados para diversos objetivos, por tanto, es necesario describir los criterios de selección fundamentales para validar su elección (OCDE, 2003):

- a) Pertinencia política y utilidad para los usuarios: proveer una imagen representativa de las condiciones ambientales, sus presiones y respuestas sociales; ser

simples, de fácil interpretación y que permitan mostrar tendencias; ser sensibles a los cambios; servir de referencia para realizar comparaciones internacionales; tener alcance nacional o aplicables a aspectos ambientales regionales; y tener umbrales o valores de referencia para ser comparados.

- b) Solidez analítica: hallarse bien fundamentados desde el prisma técnico y científico; estar bajo estándares internacionales y por consensos; ser versátiles; y poderse asociar a modelos económicos, sistemas de información y de predicción.
- c) Medibles: deben poderse obtener con una relación coste/beneficio razonable; han de estar disponibles, actualizados y acompañados de documentación adecuada; y deben informar sobre su validez o representatividad.

El objetivo de la elección de los indicadores adecuados es sintetizar la información clave entre la gran amalgama de datos, a fin de realizar un diagnóstico del estado actual del agua. La Tabla 1 incluye a los indicadores seleccionados. El estudio utiliza indicadores hídricos incluidos dentro del Sistema de Indicadores del Agua (SIA) del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPAMA) y por el OSE (2008).

Tabla 1. Indicadores seleccionados

Tipo	Variable	(N.º) - Indicador (Ud. de medida)	Relevancia	Interacciones	FPEIR
Climáticos	Físicas y naturales	I.1 - Precipitación media (mm/año)	Indicador hidrológico clave (reservas naturales).	I4, I5, I8, I9, I10, I26 y I27	FD
		I.2 - Temperatura promedio (°C)	Indicador clave para el seguimiento de las emisiones de los Gases de Efecto Invernadero (GEI).	I3, I4, I7, I26 y I27	FD
		I.3 - Índice de evapotranspiración potencial media (mm/año)	Valor potencial sujeto a la disponibilidad de agua en el suelo.	I2, I4, I6, I7, I8, I10, I26 y I27	FD
		I.4 - Índice de humedad media (adimensional)	Refleja los impactos del cambio climático en el régimen de precipitaciones y temperaturas.	I1, I2 y I3	E
		I.5 - Anomalías de precipitación (%)	Indicador hidrológico clave (reservas naturales).	I1	E
		I.6 - Anomalías de temperatura (%)	Características climáticas.	I3	E
		I.7 - Anomalías de Evapotranspiración (ETP) (%)	Aporta información sobre la incidencia y la frecuencia de fenómenos climáticos extremos.	I2 y I3	E
		I.8 - Humedad del suelo (mm)	Regula el volumen de agua o excedente que acaba en escorrentía.	I1 y I3	E
		I.9 - Índice estandarizado de precipitación (SPI)	Mide la sequía y su impacto.	I1	I

Tipo	Variable	(N.º) - Indicador (Ud. de medida)	Relevancia	Interacciones	FPEIR
Climáticos	Físicas y naturales	I.10 - Superficie de aridez (% de superficie)	La aridez es una situación estructural natural característica de territorios con precipitaciones escasas.	I1 y I3	I
Demográficos	Demandas de agua y usos del suelo	I.11 - Densidad de población (hab/km ²)	Su dinámica determina la evolución de la demanda.	I23, I24, I25, I32 y I33	FD
Turísticos		I.12 - Concentración de la población (% respecto al total IB)	Analiza las presiones vinculadas con el desarrollo urbanístico y la ordenación del territorio.	I23, I24, I25, I32 y I33	FD
Agrarios		I.13 - N.º de pernoctaciones (año)	Relacionado con la concentración territorial y estacional de la población turística.	I23, I24, I25, I32 y I33	FD
		I.14 - Superficie de cultivos (ha)	Su dinámica constituye un elemento básico para comprender la evolución de la demanda.	I15, I16, I23, I32 y I33	FD
Ganaderos	Contaminación	I.15 - Consumo de fertilizantes (kg de compuesto)	Está directamente relacionado con la contaminación difusa, contaminación por nitratos y con los procesos de eutrofización de las aguas subterráneas.	I14, I32 y I33	P
Económicos		I.16 - Consumo de pesticidas (kg)	Relacionado con problemas asociados a la contaminación difusa, a la pérdida de biodiversidad y a problemas de salud.	I14, I32 y I33	P
		I.17 - N.º de cabezas de ganado (Ud).	Vinculado con la aportación de contaminantes y nutrientes a las masas de agua superficiales y subterráneas.	I23, I32 y I33	FD
Económicos	Gobernanza	I.18 - Valor Añadido Bruto (VAB) de la industria (millones €)	Directamente relacionado con la demanda de agua utilizada en los procesos industriales, así como, en volumen de vertidos.	I23, I24, I32 y I33	FD
		I.19 - Inversiones en programas de actuación (€)	Recursos públicos aportados para mejorar la gestión del agua.	I22, I23, I24, I27, I28, I30 y I31	R
		I.20 - Inversiones en infraestructuras hídricas (€)	Cuantifica los recursos públicos aportados para la ejecución de infraestructuras hídricas.	I22, I23, I24, I27, I28, I30 y I31	R
Técnicos	Redes	I.21 - Precio medio del agua para usos domésticos e industriales (€/m ³)	Importe que pagan los usuarios por el agua.	I22, I23, I24, I26, I30 y I31	R
Técnicos	Redes	I.22 - Pérdidas en las redes de abastecimiento urbano (%)	Refleja las pérdidas debidas a fugas y roturas en las redes de abastecimiento.	I19, I20, I21, I23 y I24	P
Hídricos	Consumos	I.23 - Agua distribuida por grupos de usuarios (hm ³ /año)	Mide la intensidad del uso del recurso.	I11, I12, I13, I14, I17, I18, I20, I21, I22, I25, I28, I30 y I31	P

Tipo	Variable	(N.º) - Indicador (Ud. de medida)	Relevancia	Interacciones	FPEIR	
Hídricos	Consumos	I.24 - Dotaciones en el abastecimiento urbano (l/hab./día)	Determina la demanda futura urbana.	I11, I12, I13, I18, I19, I20, I21 y I22	P	
		I.25 - Índice de explotación y consumo (adimensional)	Relación entre la demanda de agua (bruta) y los recursos hídricos naturales.	I11, I12, I13, I23 y I26	E	
	Recursos convencionales	Disponibilidad	I.26 - Recursos hídricos naturales (hm ³ /año)	Informa sobre la cantidad de los recursos hídricos disponibles en un espacio y periodo de tiempo determinado.	I1, I2, I3, I21, I25, I30 y I31	E
		Reservas	I.27 - Almacenamiento de embalses (miles hm ³)	Permite evaluar la existencia de reservas suficientes para garantizar el suministro.	I1, I2, I3, I19 y I20	E
			I.28 - Número de presas en activo (Ud)	Indicador que determina los esfuerzos realizados en el desarrollo de infraestructuras hidráulicas básicas.	I19, I20, I23 y I29	R
			I.29 - Capacidad de los embalses (hm ³ /año)	Mide los esfuerzos realizados en la regulación del agua.	I28	R
			Recursos no convencionales	I.30 - Volumen total de agua reutilizada (hm ³ /año)	Informa de la cantidad de agua depurada que es reutilizada.	I19, I20, I21, I23, I26 y I31
	I.31 - Volumen total de agua desalada (hm ³ /año)	Cuantifica la cantidad de agua marina o salobre que se desala para su posterior consumo.		I19, I20, I21, I23, I26 y I30	R	
	Calidad de las masas de agua	Físicas y químicas	I.32 - Estado de las masas de agua subterráneas (%)	Refleja las presiones ejercidas por las actividades antrópicas sobre la calidad de las aguas subterráneas.	I11, I12, I13, I14, I15, I16, I17, I18 y I34	E
			I.33 - Estado de las masas de agua superficiales (%)	Muestra las presiones ejercidas por las actividades antrópicas sobre la calidad de las aguas superficiales.	I11, I12, I13, I14, I15, I16, I17, I18 y I34	E
Ambientales	Zonas protegidas	I.34- Superficie del territorio incluida en la Red Natura 2000 (ha)	Incorpora a su red los lugares más destacados de Europa en cuando a biodiversidad.	I32 y I33	R	

Leyenda: FD: Factor Determinante; P: Presión; E: Estado; I: Impacto; R: Respuesta.

Fuente: SIA (MAPAMA) ;OSE

En la Tabla 2 se muestran los indicadores excluidos indicando cuales han sido los factores que han motivado su descarte.

Tabla 2. Indicadores excluidos

Tipo	Variable	(N.º) - Indicador (Ud. de medida)	Factores exclusión	FPEIR
Económicos	Contaminación	I.1.1 - VAB Industrias más contaminantes (€)	Poca incidencia de estas industrias en el entramado industrial de las Baleares.	FD
Hídricos	Recursos convencionales	I.2.1 - Reservas nivales (hm³)	Excluido debido a las condiciones climáticas del archipiélago.	E
		I.3.1 - Caudales en ríos (hm³/año)	Prácticamente la totalidad de los tramos fluviales existentes en el archipiélago son torrentes (ríos temporales).	E
		I.4.1 - Índice de Estado Hidrológico (adimensional)	En el estudio hemos utilizado el indicador de sequía denominado Índice estandarizado de precipitación (SPI) para extraer una distribución de la sequía meteorológica en una escala temporal determinada.	E

Leyenda: FD: Factor Determinante; E: Estado.

Fuente: SIA (MAPAMA) ; OSE

Las fuentes consultadas para la recopilación de la información principalmente han sido bases de datos de organismos oficiales y de información sectorial. Para alcanzar los objetivos propuestos se ha seguido el siguiente proceso metodológico: aplicación de los indicadores seleccionados en el área de estudio; captación de datos numéricos y descriptivos específicos; exploración, comparación e interpretación de la información; caracterización del territorio y análisis de las demandas; revisión del estado de los recursos naturales superficiales y subterráneos; evaluación de las respuestas adoptadas para mitigar los efectos negativos sobre el agua y las acciones recuperadoras llevadas a cabo; análisis de la previsión de inversiones en materia hídrica; y diagnóstico de la Demarcación y aportación de directrices que propicien la gestión sostenible. Para su aplicación se ha precisado de una sistematización de la información consultada en bases de diversa naturaleza: SIA, OSE, Servei d'Informació Territorial de les Illes Balears (SITIBSA), Infraestructura de Dades Espacials de les Illes Balears (IDEIB), Instituto Nacional de Estadística (INE); Portal del agua de les Illes Balears de la Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca de les Illes Balears (CMAAIP); Plan Hidrológico de les Illes Balears (PHIB); Institut d'Estadística de les Illes Balears (IBESTAT); Empresa municipal d'Aigües i

Clavegueram, S.A (EMAYA); Agència Balear de l’Aigua i la Qualitat Ambiental (ABAQUA); Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), etc.

3.3.3. Caracterización del área de estudio

La Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares tiene un carácter obviamente intracomunitario al situarse su totalidad en el ámbito territorial de la Comunidad Autónoma (C.A.). Tal como se muestra en la Figura 1, incluye a las tres islas mayores: Mallorca, Menorca e Ibiza; Formentera y el archipiélago de Cabrera. La suma total de la Demarcación es de 8725 km² (PHIB, 2019).

Figura 1. Demarcación de les Illes Balears



Fuente: IDEIB ; SITIBSA

Cada isla constituye una unidad independiente integrando los espacios geográficos homogéneos con los sistemas de explotación o, dicho de otra manera, se integra el origen del recurso con las demandas. La red hidrográfica es muy densa, dispone de un gran número de torrentes que drenan cuencas generalmente poco extensas y con cursos fluviales temporales (García et al., 2017). En este sentido, los recursos subterráneos proveen prácticamente la totalidad de los recursos convencionales del archipiélago (Rodríguez y Gelabert, 2006). En lo relativo a la evolución del turismo, las cifras mostradas en la Tabla 3 corroboran la ocurrencia de un auténtico boom turístico iniciado en los años 60 y continuado hasta la actualidad.

Tabla 3. Evolución del número de turistas en las Islas Baleares (1961-2016)

Año	1961	1971	1981	1991	2001	2012	2016
Nº de turistas llegados	400 000	2 900 000	3 900 000	6 000 000	9 700 000	10 400 000	15 395 718
% Incremento		625,00	34,48	53,85	61,67	7,22	48,04

Fuente: elaboración propia

En la Tabla 4 se resume la aportación porcentual de los diferentes sectores económicos al Producto Interior Bruto (PIB) de esta C.A. Los datos ratifican que el sector servicios se ha erigido como el sector económico clave y estratégico en sustitución del sector primario y secundario.

Tabla 4. Aportación porcentual al PIB de las Islas Baleares por sectores económicos (1955-2016)

%	1955	1962	1975	1985	1993	2003	2010	2016
Agricultura, ganadería y pesca	15,07	18,67	5,90	2,95	1,93	1,57	1,12	0,40
Industria y energía	32,82	23,24	25,70	11,37	8,78	7,35	6,32	6,80
Construcción	4,79	7,41	-	7,73	6,48	9,75	9,01	5,30
Servicios	47,32	50,68	68,40	77,95	82,81	81,34	83,55	87,50

Fuente: Bases per a la Gestió del Paisatge de la Serra de Tramuntana (2014) ; INE

3.4. Análisis de indicadores FPEIR

3.4.1. Indicadores de factor determinante

En la Tabla 5 se incluyen los indicadores de factor determinante asociados al estudio. El clima de las Baleares se caracteriza por presentar fluctuaciones anuales en temperatura y precipitación propias del clima mediterráneo marino. Los inviernos son templados y lluviosos, los veranos secos y calurosos, y los otoños y primaveras variables (Sotillo et al., 2003; Rodríguez y Gelabert, 2006). El indicador precipitación es clave, ya que analiza las aportaciones naturales al ciclo hidrológico. El balance pluviométrico anual medio del archipiélago, se destaca por las grandes divergencias entre las zonas húmedas y las secas (Picó, 2009).

La información demográfica plasma el significativo incremento de la densidad de la población en el periodo comprendido entre 1970 y 2017. El crecimiento urbanístico costero ha ocasionado un aumento de la concentración de la población (Forcades y Martorell, 2003). Se aprecia un aumento progresivo del indicador número de pernoctaciones

apuntando sobre la trascendencia del turismo. El indicador VAB de la industria refleja el descenso continuado del sector económico secundario. La agricultura balear ha padecido un abandono (Vázquez, 2017). Condicionantes como el alto precio de las tierras en competencia con la urbanización, el minifundismo, el bajo nivel de profesionalización y los altos costes de producción, han supuesto la descapitalización del sector (Conselleria d’Agricultura, Medi Ambient i Territori, 2012).

Tabla 5. Indicadores de factor determinante en las Islas Baleares

Indicador	Mallorca	Menorca	Ibiza	Formentera	IB.	Fuente
Climáticos						
Precipitación media, año medio (1985-2006) (mm)	610,40	543,30	451,30	364,40		(PHIB, 2015)
Precipitación media, año seco (1985-2006) (mm)	450,80	412,50	291,90	251,40		
Precipitación media, año húmedo (1985-2006) (mm)	798,50	714,70	604,50	484,00		
Temperatura promedio (2015) (°C)	16,76- Palma	17,1 – Mahón	17,37 – Eivissa	17,90		(PHIB, 2015) y Climate-Data.org
Índice de evapotranspiración potencial media (mm/año)	849,90	800-900	1057,62	900		IDEIB, Consell d’Eivissa y MAPAMA
Demográficos						
Densidad de población (hab/km²) (1970)	126,97	72,25	78,80	36,34	106,80	Propia a través de datos del IDEIB y Cuadernos de la fundación BBVA (2008)
Densidad de población (hab/km²) (2017)	239,77	131,17	251,49	147,95	232,00	Propia a través de datos del IDEIB
Concentración de la población (2008) (% respecto al total IB)	Palma de Mallorca (37)	Mahón (2,7)	Eivissa (4,4)			Cuadernos de la fundación BBVA (2008)
Turísticos (N.º/año)						
Pernoctaciones (2008)	39 016 093	3 469 985	7 147 196		49 633 274	IBESTAT
Pernoctaciones (2013)	42 314 155	3 575 456	8 515 924		54 405 535	
Pernoctaciones (2017)	45 614 559	4 543 178	9 218 203		59 375 940	
Económicos-Industria (millones €)						
AÑO	2000	2005	2010			
Valor Añadido Bruto (VAB) de la industria (IB)	1128	1056	952			IBESTAT

Agrícolas (2009) (ha)						
Tierras labradas	126 988	27 317	8 071	511	162 887	(PHIB, 2019)
Secano	116 488	26 144	7 082	505	150 219	
Regadío	10 500	1 173	989	6	12 668	
Pastos permanentes	15 989	3 165	237	44	19 435	
Otras tierras	55 918	15 337	6 323	326	77 905	
Totales					423 114	
Ganaderos (N.º de cabezas)						
AÑO	2004		2010			IBESTAT
Bovinas	28 446		26 772			
Ovinas	346 817		341 463			
Caprinas	11 378		14 212			
Porcinas	47 975		70 268			

Fuente: PHIB (2015, 2019); Climate Data; IDEIB; Consell d'Eivissa, MAPAMA; Fundación BBVA ; IBESTAT

3.4.2. Indicadores de presión

La Tabla 6 muestra el agua distribuida a los distintos grupos de usuarios en las Islas Baleares. El grupo más demandante pertenece a los usos urbanos, donde están incluidos los turísticos. Este grupo y su evolución juegan un papel fundamental en la presión a los sistemas naturales del archipiélago.

Tabla 6. Agua distribuida por grupos de usuarios en las Islas Baleares (hm³/año)

Usos	1996	2003	2006	2012	2015
Urbanos	111,33	138,54	138,533	131,29	125,37
Industria	0,70	2,72	3,20	2,72	7,37
Agricultura	174,53	65,84	65,84	66,11	35,96
Ganadería		2,42	2,42	2,42	0,44
Agrojardinería		35,06	35,059	32,74	33,18
Golf	3,74	8,32	8,32	8,32	9,25
Riego parques y jardines públicos					8,96
Totales	290,30	252,90	253,372	243,60	220,52

Fuente: PHIB (2013, 2015, 2019)

Los indicadores de presión que aparecen en la Tabla 7 confirman los cambios socioeconómicos producidos en las islas. La dotación media de abastecimiento a la población ha ido aumentando progresivamente. En el año 1998 la dotación media fue de 194,6 (l/hab/día) (Andreu et al., 2003) incrementando hasta los 296,79 (l/hab/día) del 2006 (PHIB, 2013) hasta situarse en los 302,13 (l/hab/día) del 2015 (PHIB, 2019). La media del estado sin tener en cuenta las pérdidas (reales y aparentes), los consumos municipales y ni los sectores económicos conectados a la red urbana se estableció en 132 (l/hab/día) en el 2014 y de 136 (l/hab/día) en el año 2016 (INE, 2016). La tendencia alcista de las

dotaciones medias se debe a diversos factores como: la proliferación urbanística de baja densidad, al comportamiento de los consumidores y a su nivel de ingresos; al crecimiento del turismo; y a la inclusión en los usos urbanos de la actividad turística hotelera y extrahotelera (Hof y Blázquez-Salom, 2015; Deyà-Tortella et al., 2017; Rico, 2007).

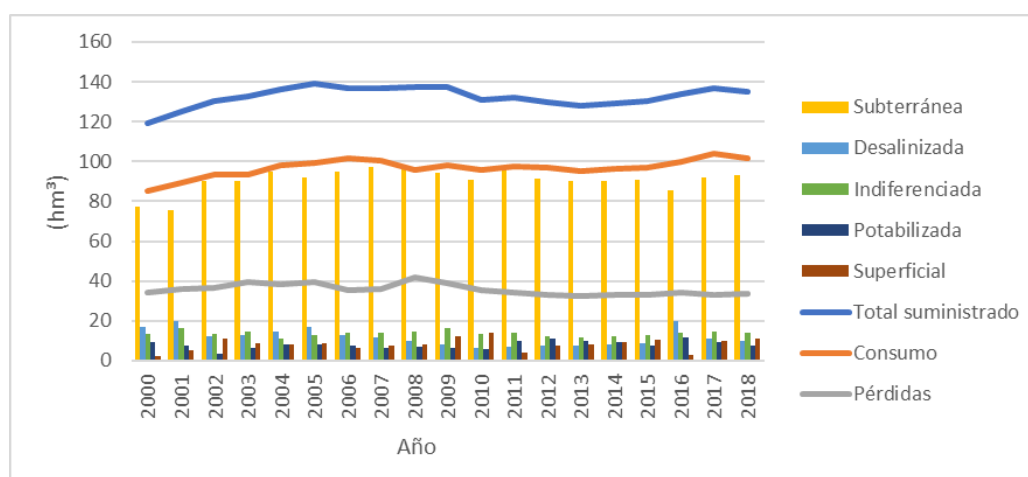
En la región mediterránea de Europa los recursos hídricos están sujetos a fuertes presiones. El suministro de agua para usos urbanos es muy vulnerable a los déficits de precipitación. En este contexto de escasez, las políticas desde el lado de la demanda aportan un equilibrio entre el consumo y la conservación del agua. En la ciudad de Barcelona, los factores demográficos expansivos de la población a la periferia han provocado la proliferación de viviendas unifamiliares con plantación de césped, una categoría de vivienda que demanda más cantidad de recurso. Las políticas de la demanda junto al comportamiento de los consumidores han conseguido retraer el consumo en las zonas densamente pobladas. No obstante, los ingresos de las familias influyen en menor medida que la tipología de la edificación (Domene y Sauri, 2006). La combinación de las políticas de precios, los subsidios al ahorro del agua y las campañas de concienciación no garantizan la reducción de la demanda en los hogares con un mayor poder adquisitivo (Sauri, 2013; Deyà-Tortella et al., 2017). En la ciudad de Alicante se han producido tendencias parecidas (Morote et al., 2016).

Revisadas las demandas de agua por islas y usos apreciamos leves diferencias en los datos incluidos en la memoria del PHIB del 2013 (derogado) respecto a los planes hidrológicos del 2015 (derogado) y del vigente del 2019. En el año 2015 el suministro total para el abastecimiento urbano en el conjunto de las islas fue de 132,738 hm³ de los cuales 100,623 hm³ fueron a consumo y 32,115 hm³ correspondieron a pérdidas (PHIB, 2019). La importante repercusión del sector turístico hace que la caracterización económica de los usos urbanos se realice teniendo en consideración el índice de presión humana (IPH). Este índice estima la carga demográfica real incorporando a la población residente y flotante que soporta un territorio en un periodo determinado (PHIB, 2019). El PHIB utiliza para el IPH una estimación del número de habitantes equivalentes. El IBESTAT dispone de estudios demográficos que aportan la cifra real del IPH diferenciado por año, isla y para el conjunto de la C.A. Al disponer de las demandas de abastecimiento a la población y de la cifra real del IPH se puede obtener el dato de la totalidad del suministro a la población incluyendo el consumo y las pérdidas acaecidas. Este método de cálculo refina los datos aportados por las dotaciones que no dejan de ser una estimación estadística

basada en la extrapolación de la población equivalente y que puede generar ciertas imprecisiones. La Tabla 7 muestra una dotación de 296,79 (l/hab/día) en el año 2006 (PHIB, 2013). Realizado el cálculo del abastecimiento a la población en función del IPH extraído del IBESTAT se obtienen 302,781 (l/hab/día). Respecto al año 2015 la dotación es de 302,13 (l/hab/día) (PHIB, 2019) y el cálculo de suministro a la población asciende a 304,635 (l/hab/día).

En la Figura 2 se incluyen los suministros urbanos en la totalidad de las islas. Comparados los suministros incluidos en el PHIB se aprecian diferencias al alza respecto a esta estimación. En el año 2003 el total suministrado fue de 102,81 hm³, en el año 2006 fueron 105,42 hm³, en el año 2012 se abastecieron 99,59 hm³ y en el año 2015 se suministraron 98,86 hm³. No obstante, se produjo un aumento de los consumos en el periodo 2014 a 2017.

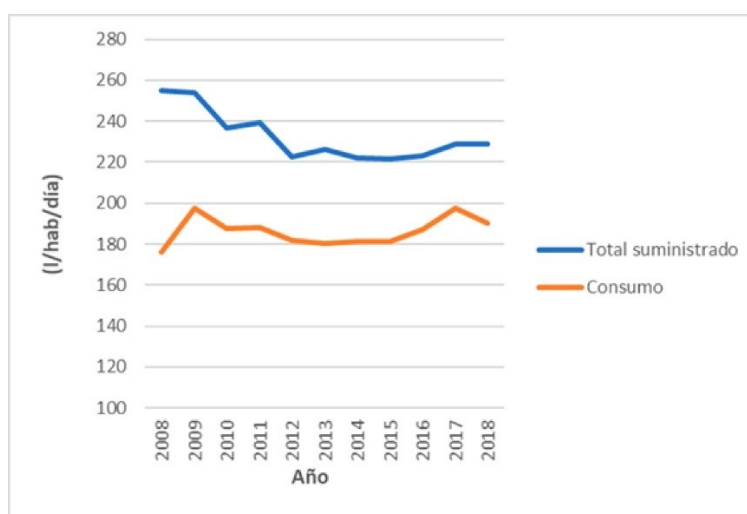
Figura 2. Abastecimiento urbano 2000-2018. Suministro, consumo y pérdidas en las Islas Baleares



Fuente: resumen anual de los datos de abastecimiento urbano de agua por islas (Dirección general de recursos hídricos, 2019)

La Figura 3 muestra el total suministrado y el consumo en el término municipal de Palma. En la gráfica se aprecia una disminución progresiva del total suministrado en los periodos 2008 – 2010 y 2013 – 2015, sin embargo, se produce una tendencia al alza en el ciclo 2015 -2018.

Figura 3. Abastecimiento urbano. Suministro y consumo en Palma



Fuente: resumen anual de los datos de abastecimiento urbano de agua en el municipio de Palma (Direcció general de recursos hídrics, 2019)

Las redes de distribución urbanas abastecen indistintamente a las viviendas de uso habitual, al turismo, a la industria y al resto de los usos urbanos. Para cuantificar el consumo hídrico turístico se deben identificar las diferentes tipologías de poblamiento del sector. Los niveles de consumo son distintos en los municipios con gran concentración de plazas hoteleras respecto a otras poblaciones que desarrollan un turismo residencial de baja densidad. Separar los volúmenes consumidos entre los distintos usos urbanos obliga a disponer de datos pormenorizados por unidades de consumo y sector (Rico, 2007; Deyà-Tortella et al., 2017). En los hoteles de Benidorm en el periodo 2005 a 2014, aquellos cuya capacidad alojativa era superior a las 500 plazas redujeron los consumos entre un 10 y 15 %, contrariamente, los de inferior capacidad incrementaron sus consumos en torno al 10 % (Olcina et al., 2016).

En la distribución en baja es importante identificar el régimen de explotación, el gasto anual y mensual para evaluar la estacionalidad, los volúmenes registrados y facturados, número de usuarios, tarificación, fuentes no convencionales y destino de estas. No es habitual que las suministradoras distingan con precisión el destino final del caudal suministrado. Por otro lado, una de las limitaciones en la cuantificación del consumo turístico es la identificación de la oferta extrahotelera, de los alojamientos de alquiler vacacional o de las viviendas de uso secundario (Rico, 2007). En los modelos concentrados las dotaciones son menores respecto a desarrollos extensivos de baja densidad residencial con predominio de la vivienda unifamiliar aislada con piscina y jardín privado (Hof y

Blázquez-Salom, 2015; Deyà -Tortella et al., 2017). El jardín privado mediterráneo puede llegar a consumir más del 50 % del total de agua de la vivienda (García, 2014). No obstante, en Alicante, en este tipo de vivienda se ha visto disminuido el consumo en alrededor de 400 litros por vivienda/día en una década. Este efecto tiene que ver con las medidas adoptadas por los propietarios (Morote et al., 2018).

Una de las medidas a acometer es la reducción en las pérdidas en las redes de abastecimiento urbano. El aumento demográfico en las poblaciones costeras supone acometer mejoras en las prestaciones de las redes de distribución, la falta de modernización de la red provoca que en horas punta no tenga la capacidad suficiente para abastecer a toda la demanda simultáneamente. Como medida paliativa, se opta por la construcción de depósitos domiciliarios a fin de laminar los picos (Cabrera, 2008). La Tabla 7 muestra las pérdidas con un máximo porcentual en la isla de Ibiza. No obstante, a nivel cuantitativo Mallorca es la isla con mayor volumen de pérdidas. Según datos de la Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento (AEAS) la media nacional en el año 2016 fue del 23 %.

Tabla 7. Indicadores de Presión en las Islas Baleares

Indicador	Mallorca	Menorca	Ibiza	Formentera	IB.	Fuente
Abastecimiento urbano (2006)						
Suministro urbano (hm ³ /año)	111,546	14,178	12,339	0,47	138,533	(PHIB, 2013)
Consumo disperso (hm ³ /año)	28,459	2,45	4,033	0,117	35,059	
Industria (hm ³ /año)	2,50	0,50	0,20		3,20	
Agua suministrada – uso industrial + consumo disperso (hm ³ /año)	109,046	13,678	16,172	0,587	139,483	
(IPH) acumulado año 2006 (Nº. habitantes residentes + flotantes)	352 798 593	43 396 246	64 478 036		460 672 875	IBESTAT
Consumo medio año 2006 (l/hab/día)	309,088	315,188	259,917		302,781	Elaboración propia
N.º de habitantes equivalentes	961 090	120 563	192 343	13 611	1 287 607	(PHIB, 2013)
Dotación (l/hab/día) (2006)	310,85	310,82	230,35	118,16	296,79	
Abastecimiento urbano (2015)						
Suministro urbano (hm ³ /año)	101,20	24,94	5,50	120,64	132,74	(PHIB, 2019)
Consumo disperso (hm ³ /año)	24,94	2,00	5,68	0,55	33,18	
Industria (hm ³ /año)	5,50	1,24	0,60	0,03	7,37	

Indicador	Mallorca	Menorca	Ibiza	Formentera	IB.	Fuente
Abastecimiento urbano (2015)						
Agua suministrada - uso industrial + Consumo disperso (hm ³ /año)	120,64	12,39	24,34	1,17	158,54	(PHIB, 2019)
(IPH) acumulado año 2015 (N.º habitantes residentes + flotantes)	394 919 119	45 748 500	79 758 208		520 425 827	IBESTAT
Consumo medio año 2015 (l/hab/día)	305,480	270,828	319,841		304,635	Elaboración propia
N.º de habitantes equivalentes	1 085 691	126 212	225 737		1 437 640	(PHIB, 2019)
Dotación (l/hab/día) (2015)	304,44	268,85	309,61		302,13	
Consumo de fertilizantes (2006)						
Ha regadas	15 324	1227	1884	6	18 441	(PHIB, 2015)
N(kg)	1 481 822	89 469	177 924	600	1 749 815	
P2O5 (Kg)	712 027	44 929	91 581	420	848 957	
K20 (Kg)	716 227	40 950	94 102	540	851 819	
Consumo agrícola de pesticidas (2013)						
Cantidad consumida (t)					770,70	IAEST
% consumido respecto al estado					0,80	
Pérdidas en redes de abastecimiento urbano 2015 (%)						
	22,22	27,38	32,96	14,06		(PHIB, 2015)

Leyenda: IAEST: Instituto Aragonés de Estadística.

Fuente: PHIB (2013, 2015, 2019), IBESTAT; elaboración propia a partir del Portal de l'Aigua de les Illes Balears e IBESTAT; e IAEST

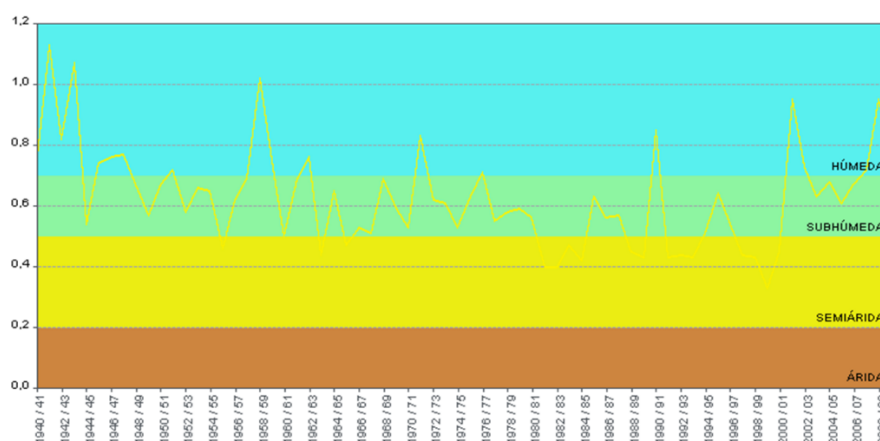
La demanda agrícola se concentra principalmente en la isla de Mallorca representando el 80,6 % de la totalidad del sector (PHIB, 2015). La disminución de la superficie cultivada se ha traducido en un descenso progresivo de los requerimientos, no obstante, la proliferación del turismo de golf y la agrojardinería frecuentemente ligados a procesos urbanísticos, representa un grupo significativo dentro de esta categorización, ya que su proliferación supone un incremento en el número de hectáreas regadas. Pese a la disminución significativa de la actividad agraria, la contaminación difusa por el aporte de nitrógeno y otros nutrientes procedentes de los usos agropecuarios es una de las principales presiones que se producen en las aguas subterráneas (Robledo et al., 2006).

3.4.3. Indicadores de estado

En la Figura 4 se muestra el índice de humedad media de la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). El indicador es una clasificación climática que expresa el cociente de la precipitación entre la evapotranspiración (MA-PAMA). Es adimensional y sigue la siguiente escala: (0,0–0,2) árida; (0,2–0,4) semiárida;

(0,4–0,6) subhúmeda y ($\geq 0,6$) húmeda. El índice de humedad media de la Demarcación de las Islas Baleares presentó valores máximos en los años: 1941 (1,13), 1943 (1,07), 1958 (1,02), 2001 (0,95) y 2008 (0,95). El valor medio en el periodo analizado se sitúa en 0,63 (MAPAMA).

Figura 4. Índice de humedad en las Islas Baleares



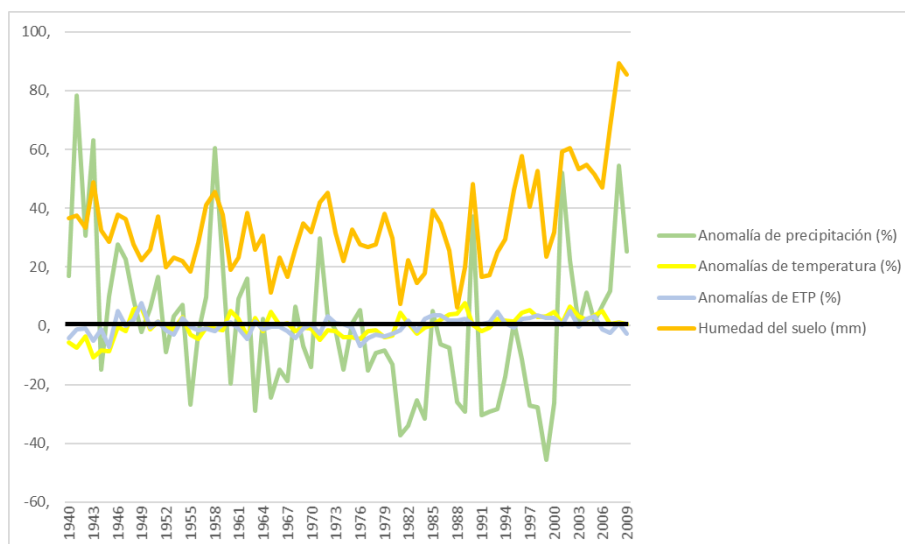
Fuente: SIA (MAPAMA)

La Figura 5 muestra los indicadores de estado: anomalías de precipitación (%), anomalías de temperatura (%), anomalías de ETP (%) y la humedad en el suelo (mm). Los tres primeros expresan la desviación del valor medio anual (precipitación, temperatura y ETP) de un año concreto respecto a la (precipitación, temperatura y ETP) media histórica de un periodo de referencia (MAPAMA). El indicador anomalías de la precipitación se utiliza en la gestión del recurso para localizar las secuencias de años húmedos, secos y los periodos en que las sequías pueden afectar en mayor grado en un territorio (MAPAMA). Los ciclos secos correspondieron a: (1965- 1967), (1977-1984), (1986-1989), (1991-1992) y (1996-2000). Los periodos húmedos se registraron en: (1940- 1943), (1945-1948), (1957-1959) y (2001-2009) (MAPAMA).

El indicador anomalías de temperatura no muestra anomalías significativas en el intervalo evaluado. Se observa una leve tendencia hacia el calentamiento en el periodo (1993-2009) (MAPAMA). Respecto al indicador anomalía de la ETP también se produjeron leves anomalías con mínimos en los ciclos: (1940-1945), (1955-1958), (1965-1969) y (1976-1981); los valores por encima de la media se registraron en (1948-1949), (1972-1974), (1984-1994), (1996-2002) y (2004-2005) (MAPAMA). El indicador humedad del suelo se

relaciona directamente con la precipitación media anual, los años hidrológicos más húmedos en las Baleares se registraron en el intervalo (2008-2009) (MAPAMA).

Figura 5. Indicadores de Estado

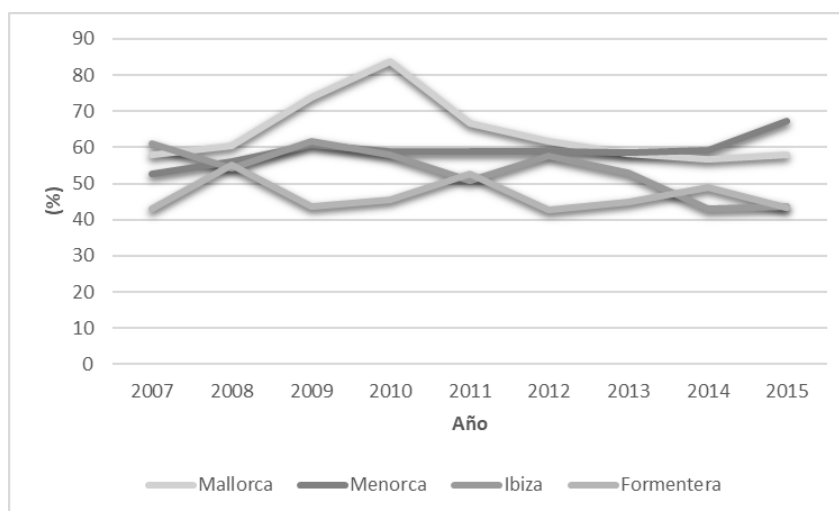


Fuente: SIA (MAPAMA)

La Figura 6 muestra el porcentaje de las reservas hídricas subterráneas en el periodo 2007 a 2015. Estas reservas son el producto de los aportes menos las extracciones, siendo los siguientes promedios para cada isla en el intervalo analizado: Mallorca 64,12 %, Menorca 59,01 %, Ibiza 50,13 %, Formentera 46,59 % y para la totalidad de las islas del 54,96 %.

Las Masas de Agua Subterránea (MAS) superan el 80 % del recurso potencial hídrico en las islas, un dato significativo es que, de las 87 MAS evaluadas en el año 2012, un 39,08 % de ellas sufrían sobreexplotación (Tabla 8), estando por tanto en mal estado cuantitativo (CMAAIP, 2016). Como análisis cualitativo, las principales vías de contaminación son la salinización por el incremento de cloruros y la contaminación por nitratos. Todas las masas con una concentración superior al umbral de 187,5 mg/l de cloruros están salinizadas tanto por la presión humana como por la propia naturaleza del acuífero (PHIB, 2015), en el 2012 un 40,22 % de las MAS estaban salinizadas (PHIB, 2015). Por otro lado, en el mismo año, la contaminación difusa por nitratos afectaba al 26,43 % de las MAS analizadas (CMAAIP, 2016). Otro tipo de contaminación es la generada puntualmente por los vertidos urbanos e industriales.

Figura 6. Reservas hídricas subterráneas en las Islas Baleares (%)



Fuente: Informe del estado del medioambiente en Baleares (Informe de coyuntura 2014-2015) (CMAAIP, 2016)

En la Tabla 8 se muestran los recursos hídricos naturales superficiales y subterráneos del año 2015. Los superficiales disponibles fueron 6,9 hm³/año y los subterráneos de 306,59 hm³/año (PHIB, 2019).

El indicador índice de explotación mide la relación entre la demanda bruta de agua y los recursos hídricos naturales, así mismo, el índice de consumo mide la relación entre la demanda consuntiva de agua y los recursos hídricos naturales. La diferencia entre ambos es el retorno de agua que se produce al medio y que depende del tipo de uso y de la eficiencia en la utilización (MAPAMA). Respecto a las masas de agua superficiales estudiadas en las islas en el año 2009. De las analizadas, presentaron un buen estado ecológico un 45,9 % de los torrentes, un 46,6 % de las zonas húmedas y un 76,67 % de las aguas en transición.

Tabla 8. Indicadores de Estado en las Islas Baleares

Indicador	Mallorca	Menorca	Ibiza	Formentera	IB.	Fuente
Recursos hídricos naturales (2015)						
Recursos superficiales naturales, aportaciones (hm³/año)						
Potenciales	95,00	18,00	8,00	0,00	121,00	(PHIB, 2019)
Disponibles	6,90	0,00	0,00	0,00	6,90	
Recursos hídricos naturales subterráneos (hm³/año)						
Potenciales	423,87	65,30	34,02	4,67	527,86	(PHIB, 2019)
Disponibles	267,50	18,68	20,01	0,40	306,59	

Indicador	Mallorca	Menorca	Ibiza	Formentera	IB.	Fuente
Almacenamiento de embalses (hm³/año)						
Gorg Blau	3,68				3,68	(PHIB, 2019)
Índices de explotación y consumo						
Índice de explotación					0,87578	(PHIB, 2019)
Índice de consumo					0,70344	
Estado de las masas de agua subterráneas (2012)						
MAS sobreexplotadas						
Nº de masas de agua	64,00	6,00	16,00	1,00	87,00	CMAAIP
Masas de agua con sobreexplotación	22,00	2,00	10,00	0,00	34,00	
% sobreexplotadas	34,375	33,333	62,500	0,000	39,08	
MAS salinizadas						
Nº de masas de agua	64,00	6,00	16,00	1,00	87,00	CMAAIP
Masas de agua con salinización	24,00	4,00	6,00	1,00	35,00	
% con salinización	37,500	66,666	37,500	100,000	40,22	
MAS contaminadas por nitratos						
Nº de masas de agua	64,00	6,00	16,00	1,00	87,00	CMAAIP
Contaminadas por nitratos	19,00	3,00	0,00	1,00	23,00	
% contaminadas por nitratos	29,69	50,00	0,00	100,00	26,43	
Estado de las masas de agua superficiales (2009)						
Torrentes						
Masas de agua estudiadas	45,00	12,00	4,00	-	61,00	CMAAIP
En buen estado o muy bueno	24,00	1,00	3,00	-	28,00	
% en buen estado o muy bueno	53,30	8,30	75,00	-	45,90	
Zonas húmedas						
Masas de agua estudiadas	30,00	17,00	5,00	8,00	60,00	CMAAIP
En buen estado o muy bueno	15,00	11,00	0,00	2,00	28,00	
% en buen estado o muy bueno	50,00	64,70	0,00	25,00	46,60	
Aguas de transición						
Masas de agua estudiadas	14,00	11,00	2,00	3,00	30,00	CMAAIP
En buen estado o muy bueno	11,00	10,00	-	2,00	23,00	
% en buen estado o muy bueno	78,57	90,91	0,00	66,67	76,67	

Fuente: PHIB (2019) e Informe del estado del medio ambiente en Baleares (Informe de coyuntura 2014–2015) (CMAAIP)

Evaluada la asignación y las reservas del recurso en el horizonte de los años 2021 al 2027 se prevé un crecimiento similar al actual en los abastecimientos urbanos e industriales y un estancamiento de las demandas agrícolas. Respecto a las aportaciones naturales al ciclo

hidrológico se estima una disminución del 3 % para cada periodo de 6 años por el efecto del cambio climático (PHIB,2015). El calentamiento global inducido por el hombre ha alcanzado en 2017 aproximadamente 1 °C sobre el nivel preindustrial. Este calentamiento se está incrementando en 0,2 °C por década debido a las emisiones pasadas y presentes de los GEI. Esta situación pone en riesgo a los sistemas naturales incluyendo al suministro del agua (IPCC, 2018). Se analizan dos previsiones de aumento de la demanda, una inicial de un 1 % anual y una segunda de un 2 % anual en el horizonte temporal planteado. La primera de ellas supondría que los recursos disponibles asumirían las demandas a excepción de Menorca; por el contrario, la segunda de las previsiones implicaría la insuficiencia en los recursos hídricos subterráneos (PHIB, 2015).

3.4.4. Indicadores de impacto

Dentro de esta categoría nos encontramos con el Índice Estandarizado de Precipitación (SPI). Fue desarrollado en 1993 por McKee, Doesken y Kleist. Define y cuantifica el déficit de precipitación en diferentes escalas temporales para poder medir la sequía y su impacto. El SPI refleja anomalías en la precipitación: los valores positivos indican una precipitación por encima de la media, mientras que los negativos reflejan un déficit de precipitaciones en un tiempo acotado (Poquet et al., 2008). El SPI para el periodo de un año se define como (CMAAIP, 2017):

$$SPI_i = \frac{(X_i - MX_i)}{S}$$

Donde:

SPI_i : Índice de precipitación anual estandarizado del año i , para $i = 1950/51, \dots, 2014/2015$

X_i : Precipitación anual del año i

MX_i : Media de la precipitación anual para el periodo estudiado (1950/51 a 2014/15)

S : Desviación típica o estándar de la serie de precipitación anual del periodo (1950/51 a 2014/15)

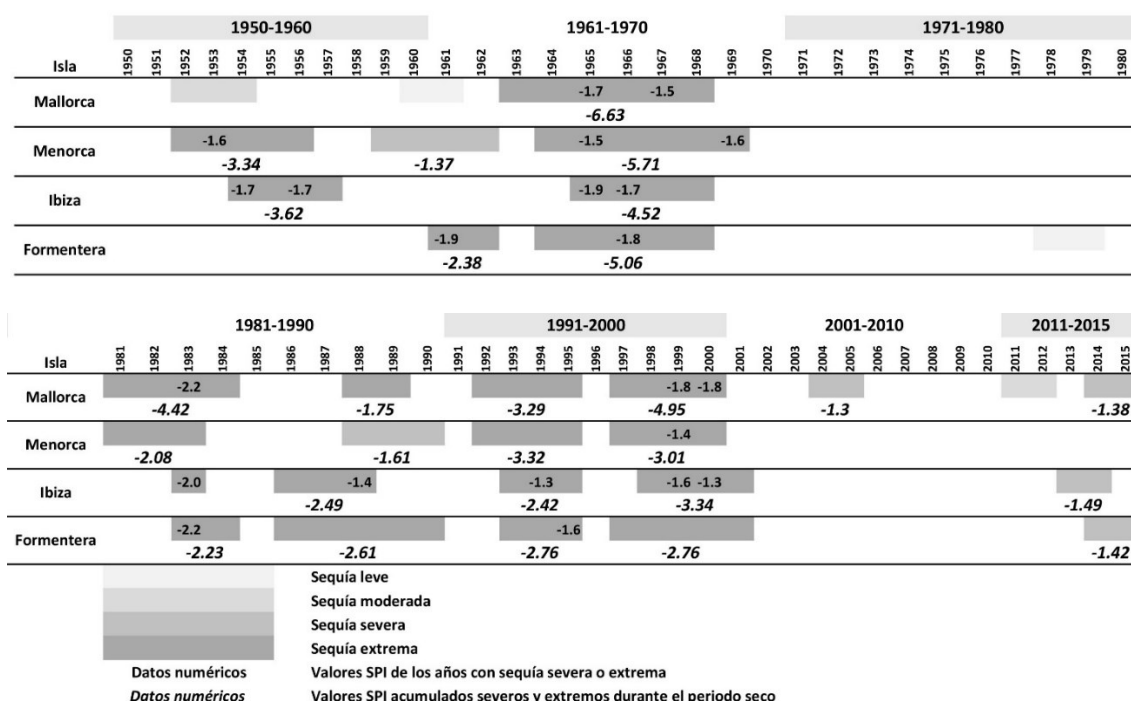
La clasificación de los umbrales de sequía fue revisada por Agnew en el año 1999 estableciendo los valores mostrados en la Tabla 9.

Tabla 9. Clasificación del SPI y probabilidad de ocurrencia de sequías meteorológicas

INTENSIDAD DE SEQUÍA	SPI	PROBABILIDAD DE OCURRENCIA EN 60 AÑOS
EXTREMA	< -1,65	< 5 % de los años
SEVERA	-1,28 a -1,65	< 10 %
MODERADA	-0,84 a -1,28	< 20 %
LEVE A INAPRECIABLE	0 a -0,84	20 % - 50 %

Fuente: Plan especial de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía de les Illes Balears (CMAAIP, 2017)

Figura 7. Distribución de la sequía meteorológica en las Islas Baleares (1950-2015).



Fuente: Plan especial de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía de les Illes Balears, elaborado a partir de datos de la AEMET (CMAAIP, 2017)

Un periodo seco se inicia cuando el valor SPI es inferior al umbral de sequía (-0,84) y finaliza cuando se supere. La magnitud de la sequía puede establecerse como la suma acumulada de los valores mensuales de todos los episodios secos (Jorge, 2017). Esta magnitud no es función únicamente de la desviación anual de la precipitación en un año determinado sobre la media del resto de la serie de años, sino que es necesario contemplar los años previos consecutivos con la misma situación. Aspecto de vital importancia sobre la influencia de la sequía meteorológica en la recarga de acuíferos (Lorenzo-Lacruz et al.,

2017). La Figura 7 aglutina los datos del SPI acumulados durante los periodos de sequía meteorológica en las distintas islas. Los datos numéricos reflejan el valor del SPI de los años con sequías severas o extremas, y el valor del SPI acumulado de los distintos periodos secos registrados.

Los registros históricos evidencian que las sequías son más duraderas e intensas en las Pitiusas. La modernización de las técnicas de perforación y bombeo junto al avance del sector servicios de la segunda mitad del siglo XX, supuso una extracción insostenible de recurso hídrico subterráneo (CMAAIP, 2017).

3.4.5. Indicadores de respuesta

Como respuesta para la mejora y el seguimiento del estado de las aguas de la Demarcación se prevén una serie de inversiones en programas de actuación. La información se ha obtenido de la Evaluación ambiental estratégica del Plan Hidrológico de las Islas Baleares (PHIB, 2015). El principal programa en el periodo 2022 a 2027 corresponde al programa en operaciones de redes de gestión, control y vigilancia y red operativa. Dicho programa con una inversión estimada del 32,04 % del total permite conocer el estado de las masas de agua para su seguimiento y poder anticiparse a posibles problemáticas. Por otra parte, el programa en prevención y defensa de avenidas aumenta del 19,52% (2016-2021) hasta el 29,66 % (2022-2027). Este programa aspira a reducir los riesgos asociados a las inundaciones. El programa en participación pública también incrementa del 6,70 % (2016-2021) hasta el 7,22 % (2022 a 2027). Contrariamente, se estima una disminución en las actuaciones encaminadas a la protección de la calidad de las aguas pasando del 8,91 % (2016-2021) hasta situarse en el 5,99 % (2022-2027).

Las campañas son un instrumento de difusión de hábitos y actitudes que buscan despertar la conciencia de que ahorrar agua es una tarea de todos (Ortega y Peña, 2016). Evaluar la efectividad de una campaña es una tarea compleja ya que depende de numerosos factores de difícil cuantificación. Como posibles mejoras (Rodríguez y UIB, 2008): especificar la situación de partida, hábitos y conductas sociales que se pretenden modificar o consolidar; analizar objetivos concretos; diseñar acciones parciales dirigidas a colectivos concretos dentro del conjunto de usuarios; trazar acciones formativas atractivas; organizar acciones progresivas antes que solucionar impactos; publicitar, ofrecer ayuda y asesoría a los usuarios; destacar la importancia de la participación; aportar información fácil y continuada ; y evaluar el resultado de las acciones, con el propósito de que los promotores consoliden sus métodos y que la sociedad perciba que sus acciones son importantes.

En relación a las inversiones en infraestructuras incluidas en el periodo 2022 a 2027, destaca la prevista en equipamientos de saneamiento y depuración de las aguas con un 43,03 % de la inversión. Por el contrario, los desembolsos relativos a la construcción de nuevas Instalaciones Desaladoras de Agua de Mar (IDAM) son algo modestos. Las acciones acordes a políticas de la demanda tendrán un peso importante con un 22,27 %.

La demanda para todos los grupos de usuarios en las Islas Baleares en el 2012 fue de 243,31 hm³/año y los recursos disponibles ascendieron a 368,69 hm³/año (PHIB, 2015). Respecto al año 2015 las demandas registradas fueron de 220,52 hm³/año y los recursos disponibles se encontraban en torno a 423,30 hm³/año (Anejo 3, PHIB, 2015). Los factores que explican la disminución de la demanda en este intervalo de tiempo se deben fundamentalmente al considerable descenso del uso de agua en el sector agrario (PHIB, 2015). La totalidad de la demanda del sector agrario en el 2012 fue de 101,27 hm³/año, mientras en el año 2015 disminuyó hasta los 69,58 hm³/año (Anexo 3, PHIB, 2015). En relación con el aumento de los recursos hídricos totales disponibles, en el año 2012 se registraron los siguientes (PHIB, 2015): recurso subterráneo (245,20 hm³/año), aguas superficiales (27,90 hm³/año), aguas desalinizadas (46,53 hm³/año) y aguas regeneradas (49,06 hm³/año). Comparativamente, los recursos hídricos totales disponibles del año 2015 fueron (Anejo 3, PHIB, 2015): aguas subterráneas (306,59 hm³/año), aguas superficiales (6,9 hm³/año), aguas desalinizadas (41,6 hm³/año) y aguas regeneradas (68,2 hm³/año). En base a los datos anteriores, se aprecia un importante incremento de recurso subterráneo, una disminución en las aguas superficiales, valores similares de aguas desalinizadas y un aumento en regeneradas. Los datos arrojan que en las islas pese a existir sobreexplotación, salinización y contaminación en algunas de sus masas no existe déficit hídrico. De la totalidad de recursos disponibles en el año 2012 el 82,69 % pertenecía a fuentes convencionales y el resto a no convencionales (PHIB, 2015).

La aplicación de estructuras de tarificación dentro de las medidas de gestión de la demanda promueve incentivos al uso sostenible y al ahorro. La dificultad para afrontar determinadas inversiones y cumplir con las disposiciones de la DMA, abre el camino de la tarificación como instrumento para el cumplimiento del principio de recuperación de costes (Martínez et al., 2009). Pese a la aplicación de estructuras de tarificación, el actual sistema español no es una herramienta eficaz para el control de la demanda de los usos urbanos. La falta de transparencia del sector enmascara que el bloque tarifario más bajo se está aplicando a buena parte de los usuarios, consecuentemente, no se está cumpliendo

con los objetivos de la recuperación de costes y la eficiencia en el uso (Sánchez y Blanco, 2012). La realidad del sistema de tarificación practicado es que, en la mayoría de los municipios españoles, la cuota fija de la factura representa un porcentaje tan alto que consecuentemente no se incentiva al usuario a la reducción del consumo. La Tabla 10 muestra que el coste unitario del agua para usos urbanos en las Baleares es superior a la media del estado (INE, 2016).

Tabla 10. Indicadores de Respuesta en las Islas Baleares

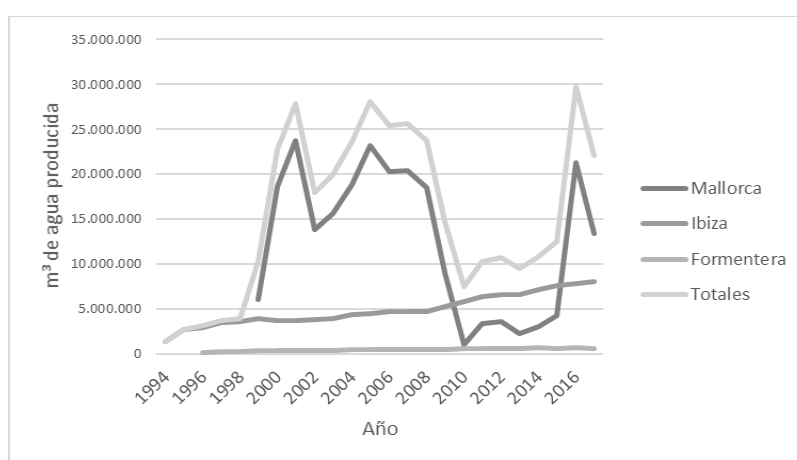
Indicador	Mallorca	Menorca	Ibiza	Formentera	IB.	Fuente
Presas en activo (N.º)						
Gorg Blau (1970) y Cúber (1971)	2,00				2,00	MAPAMA
Capacidad de embalses (hm³)						
Gorg Blau	7,36				7,36	EMAYA
Volumen de agua reutilizada (hm³/año) (2015)						
Campos de golf	7,93	0,22	0,58	-	8,73	(PHIB, 2015)
Regadíos	13,53	0,20	-	-	13,72	
Otros riegos agrícolas	0,79	0,81	-	-	1,60	
Jardines públicos	8,96	-	-	-	8,96	
Jardines privados	1,28	-	-	-	1,28	
Volumen total					34,29	
Recursos hídricos no convencionales (hm³/año)						
Aguas desaladas (2006)	20,25	0,00	4,74	0,47	25,46	ABAQUA
Aguas desaladas (2015)	42,77	0,00	7,63	0,63	12,54	
Aguas desaladas (2017)	133,76	0,00	8,05	0,63	22,06	
Aguas regeneradas (2006)	76,39	8,99	13,47	0,49	99,34	(PHIB, 2015)
Aguas regeneradas (2015)	56,10	4,50	7,10	0,50	68,20	(PHIB, 2019)
Aguas residuales tratadas (2006)					133,95	INE
Aguas residuales tratadas (2016)					114,33	
Aguas reutilizadas (2006)					48,09	
Aguas reutilizadas (2016)					37,75	
Recursos hídricos totales disponibles (2012)	316,19	19,24	31,43	1,82	368,69	(PHIB, 2015)
Recursos hídricos totales disponibles (2015)	361,00	23,20	36,90	2,20	423,30	(PHIB, 2019)
Precio del agua para uso doméstico (2013) (€/m³)						
Precio medio en España					1,51	Iagua
Abastecimiento en las IB					1,10	
Saneamiento en las IB					1,00	
Precio en las IB					2,10	

Fuente: MAPAMA; EMAYA; PHIB (2015, 2019); ABAQUA; INE ;Iagua

La Figura 8 muestra la producción total anual de agua desalada para el abastecimiento urbano en las Islas Baleares entre los años 1994 y 2017. La producción muestra una variación anual importante en el volumen de agua desalada.

Un estudio realizado en el municipio de Calvià (Mallorca) demuestra que el aumento de los precios del agua para usos domésticos necesariamente no reduce el consumo. La demanda del recurso es inelástica y depende de varios factores como la tipología de la vivienda. El estudio indica que las viviendas con tramos menores reducen su consumo al incrementar el precio, pero este se mantiene en los grandes consumidores (Deyà-Tortella et al., 2017). En el archipiélago balear, en el año 2008, un 44 % de su superficie estaba incluida dentro del territorio protegido por la Red Natura 2000 (CAIB, 2016).

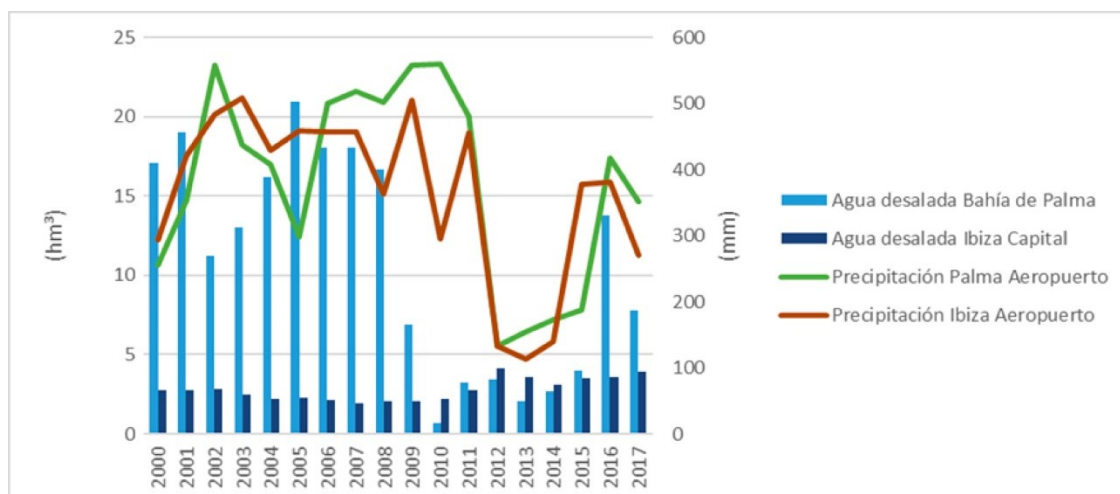
Figura 8. Producción anual de agua desalada para abastecimiento urbano en las Islas Baleares (1994-2017).



Fuente: ABAQUA

La Figura 9 expone la producción de la IDAM de la Bahía de Palma y en la IDAM de la ciudad de Ibiza junto a la precipitación registrada en el periodo 2000 -2017.

Figura 9. Agua desalada (hm³) en la IDAM de la bahía de Palma e Ibiza y precipitación total acumulada (mm) en las estaciones de los aeropuertos de Palma e Ibiza (2000 – 2017).



Fuente: elaboración propia a partir de ABAQUA y AEMET

La IDAM de Palma registró máximos de producción en los años: 2000 con 17,09 hm³/año; 2001 con 18,98 hm³/año; 2005 con 20,91 hm³/año; 2006 con 18,07 hm³/año y 2007 con 18,02 hm³/año. Respecto a la IDAM de Ibiza capital la producción se situó en torno a los 2,8 hm³/año en el periodo comprendido entre los años 2000 y 2002 reduciéndose posteriormente el volumen a valores próximos a los 2 hm³/año hasta el 2010. La instalación registró producciones máximas en los años 2012 y 2017 con 4,15 hm³/año y 3,92 hm³/año respectivamente. Comparada la producción de agua desalada con los registros de precipitación anual acumulada, se observa una controversia en la gestión. La producción de este recurso no convencional no es función del nivel de recarga natural por precipitación. La IDAM de Palma en los años más lluviosos ha mantenido la producción e incluso la ha disminuido. En la instalación de Ibiza el volumen producido ha sido más o menos constante independientemente de las precipitaciones a excepción de algunos años donde se ha aumentado la producción tras la disminución de las lluvias.

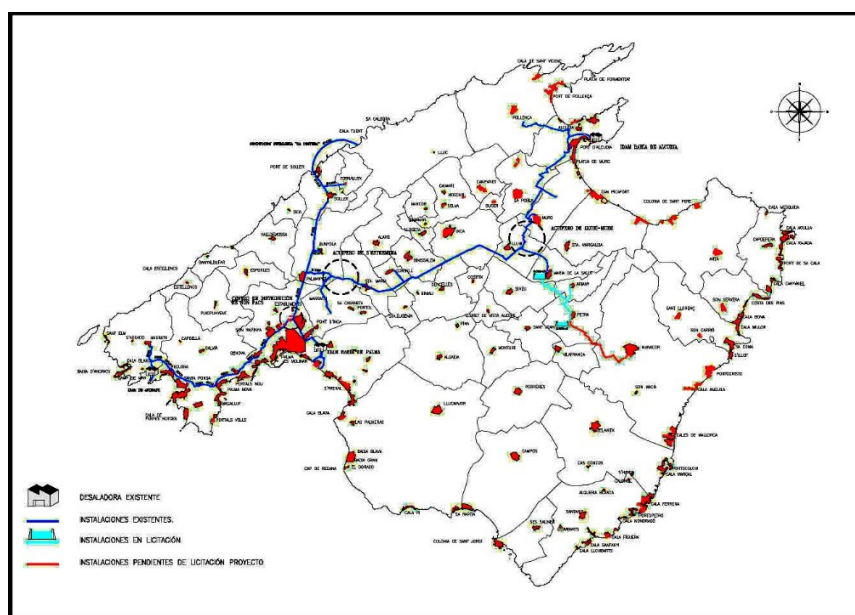
Los datos analizados muestran una mala planificación para afrontar situaciones de sequía e incumplimientos con la DMA y con las medidas establecidas en el Plan especial de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía de les Illes Balears. El Plan establece que, en estado de normalidad, se deben garantizar los objetivos de calidad fijados para las MAS mediante la producción de agua desalada (CMAAIP, 2017). La reducción de la producción de agua desalada en periodos con altas recargas naturales obedece a una

cuestión de costes y no de capacidad de las IDAM. En zonas turísticas el agua desalada abastece a las puntas de demanda estivales intentando evitar los efectos adversos de las sequías. El principal problema de la producción de desaladas, aparte del alto coste energético, es que para aplicar criterios de eficiencia en su producción el agua debe ser almacenada. Eso supone que la producción de agua desalada no debe estar relacionada con las puntas de demanda sino obedecer a las necesidades promedio del recurso (Rodríguez y Gelabert, 2006).

Otro de los problemas en el abastecimiento de agua desalada en la isla de Mallorca es el existente desequilibrio territorial. Las zonas del levante y en especial el sureste de la isla, donde se producen precipitaciones escasas e irregulares, no cuentan con la instalación de IDAM y las actuales (Palma, Andratx, y Alcúdia) no están conectadas. Esta situación genera que el alto impacto turístico provoque una sobreexplotación del recurso hídrico subterráneo y, consecuentemente, un grave deterioro de los acuíferos. El proceso de desalación tiene como ventajas: se nutre de una fuente casi inagotable, no está sujeta a variaciones climáticas y es un recurso estratégico (Cosín, 2017). No obstante, también tiene una serie de inconvenientes: consumo energético elevado entre 3,5 y 4 kWh/m³ (Cosín, 2017); alta emisión de GEI (Valderrama, 2018); coste elevado, ronda los 0,70 €/m³ (Valderrama, 2018); alta producción de salmuera con notables consecuencias sobre la biodiversidad marina (Marcabrera, 2016); elevada acidez y corrosión; y vida limitada de las instalaciones (Claver, 2015).

Una de las infraestructuras prioritarias a acometer en Mallorca para el abastecimiento de agua en el levante sería la construcción de un anillo que intercomunicara a toda la isla y especialmente al levante sur. La Figura 10 muestra las infraestructuras de agua potable de la isla. La CMAAIP ha licitado la construcción de una conducción que comunicará a las poblaciones de María de la Salut y Petra, y tiene previsto licitar la ampliación de la red hasta Manacor (CMAAIP, 2019). La construcción de estas infraestructuras es un comienzo, pero no garantizan, de momento, el abastecimiento a las poblaciones costeras. Las inversiones futuras planteadas tampoco incluyen la instalación de una nueva IDAM en el territorio.

Figura 10. Infraestructuras de agua potable en la isla de Mallorca.



Fuente: CMAAIP

3.5. Discusión

El análisis de los indicadores de factor determinante pone de manifiesto la transformación del modelo productivo en las islas. La agricultura balear ha padecido un gran retroceso desde el año 1960, dada la caracterización de las explotaciones esencialmente minifundistas y por el progreso del sector servicios altamente demandante en recursos humanos (Moll, 1991). El tejido industrial regional está muy por debajo respecto a la media del estado y ha ido en detrimento desde los años 50 hasta la actualidad. Igualmente, cabe señalar que la transformación socioeconómica propició que el grupo más demandante de recurso hídrico pasó a ser el de usos urbanos, donde está integrada la demanda turística. Los modelos económicos orientados a un turismo de verano tienen como consecuencia negativa el aumento de consumo en las épocas del año con menor aporte. Esta circunstancia puede contribuir a la degradación del recurso causando una modificación en términos de volumen, la sobreexplotación de las masas de agua y la degradación de las masas costeras por intrusión salina (García y Servera, 2003).

Los indicadores de presión reflejan que, a pesar de haberse producido una disminución del total de agua suministrada, la dotación media en el abastecimiento urbano ha ido aumentando gradualmente. Esta tendencia al alza es debida al desarrollo urbanístico de baja densidad y al crecimiento del sector turístico agregado a los usos urbanos. Por otra parte, se atisban imprecisiones en las estimaciones de las dotaciones del PHIB

comparativamente al cálculo empírico realizado con las cifras reales del IPH extraídas del IBESTAT. De la misma manera, se detectan diferencias en la estimación de los suministros urbanos totales realizada por el Servicio de Estudios y Planificación comparativamente con las cifras incluidas en el PHIB. Pese al descenso de la superficie cultivada, la contaminación difusa procedente de la actividad agropecuaria sigue siendo una de las principales presiones sobre las aguas subterráneas.

Un dato relevante de los indicadores de estado es que de las 87 MAS evaluadas en el año 2012 un 39,08 % sufrían sobreexplotación, el 40,22 % estaban salinizadas y el 26,43 % presentaban contaminación por nitratos.

Las precipitaciones que se producen en las Baleares son las propias del clima mediterráneo marino con inviernos lluviosos; veranos secos y primaveras y otoños variables, además de alternarse ciclos secos con húmedos. Dada la caracterización hidrológica de las islas, el aporte de recurso natural en forma de precipitaciones es clave para la recarga de las reservas subterráneas. En relación con los indicadores de impacto, aplicado el cálculo empírico del SPI en el intervalo de tiempo 1950 – 2015, se aprecian episodios de sequía extrema en todas las islas que conforman el archipiélago (CMAAIP, 2017).

Los resultados obtenidos tras el análisis de los indicadores de respuesta se pueden sintetizar en tres conclusiones principales:

- 1- Las inversiones en programas de actuación (2022-2027) dotan de gran relevancia a las acciones encaminadas a las redes de gestión, control y vigilancia y red operativa. De la misma manera, incrementa la inversión en el programa en prevención y defensa de avenidas, y en el de participación pública. No obstante, se estima una disminución en la protección de la calidad de las aguas. Con relación a las inversiones en infraestructuras (2022-2027) no está prevista la construcción de una nueva IDAM en el levante mallorquín, sin embargo, se prevé la ampliación de las redes de abastecimiento hasta Manacor en el futuro. También se mejorarán las redes de saneamiento y depuración de aguas (PHIB, 2015).
- 2- El análisis muestra la controversia existente en la gestión del recurso hídrico subterráneo y la planificación frente a situaciones de sequía. Revisadas las estadísticas de la producción de agua desalada, se concluye que, por una cuestión meramente de costes y no por capacidad de las IDAM, la producción de agua por esta fuente alternativa no mitiga el nivel de extracción de las reservas subterráneas naturales en los años de mayor recarga. Consecuentemente, se produce la

sobreexplotación de los acuíferos impidiendo su recuperación para afrontar situaciones de escasez. Esta práctica incumple con lo dispuesto por la DMA en lo relativo a la recuperación ecosistémica de los sistemas acuáticos por la importancia de las aguas subterráneas y su conexión con las superficiales. Por otro lado, se está incumpliendo con las medidas estratégicas del Plan especial de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía de les Illes Balears. Otra de las problemáticas identificadas es el desequilibrio territorial presente en el abastecimiento de agua desalada en el levante de Mallorca. Pese al alto impacto turístico que soporta la región, no cuenta con la instalación de desaladoras ni sus municipios o núcleos urbanos están conectados a las IDAM actuales.

- 3- Pese a que la DMA contempla la inserción de medidas desde el lado de la demanda, como la implantación de sistemas tarifarios que cumplan con el principio de la recuperación de los costes y fomenten el uso eficiente del recurso, el actual modelo tarifario español no es una herramienta útil para incentivar un consumo racional (Sánchez y Blanco, 2012). Los altos costes fijos de la factura aunado a que la mayoría de los usuarios abonan el bloque más bajo, redundan en que un aumento del precio en la parte variable no supone una retracción en el consumo.

Los indicadores seleccionados permiten caracterizar la gestión hídrica de la demarcación analizada. Incorporan las distintas dimensiones de la gestión integrada del recurso hídrico mediante el análisis de diversos aspectos: legales, técnicos, ambientales, económicos y sociales. Como valoración crítica a la obtención de datos e información para la aplicación de los indicadores existen debilidades a la hora de aplicarlos. La información oficial disponible es de alta periodicidad de producción y por tanto su frecuencia de actualización es baja. Por otro lado, se han detectado diferencias en algunos datos numéricos concretos entre las distintas versiones del PHIB, así como, discrepancias entre fuentes oficiales.

3.6. Conclusiones

El esquema FPEIR aplicado a escala básica de la demarcación se erige como un instrumento útil de apoyo en la gobernanza del agua. Las políticas públicas de gestión interpretan y aplican la información facilitada por los indicadores hídricos en una contextualización sectorial y espacial para contribuir a la mejora reconociendo las carencias, las debilidades y las fortalezas tanto desde el punto de vista del recurso como el de sus ecosistemas asociados. Valorar en el tiempo y en el espacio las demandas requeridas por los distintos usos consuntivos es una labor fundamental en la planificación hídrica. La

estimación de las previsiones futuras facilita el conocimiento de la demarcación hidrográfica y la mejora de la estrategia a seguir frente a posibles tendencias hídricas deficitarias.

- a) Los indicadores aplicados manifiestan un continuo incremento de la demanda ligado a los procesos de desarrollo urbanístico y turístico desde la década de 1960 hasta la actualidad. El modelo turístico de base hotelera y de segunda residencia establecido en las zonas costeras del mediterráneo español, supone el aumento puntual de la demanda en épocas de menor recarga natural. Este hecho, obliga a disponer de las reservas suficientes que satisfagan esos picos, o bien, debe proveerse recurso no convencional para evitar un estrés excesivo a las reservas hídricas naturales.

Los niveles de consumo urbano son distintos en función del desarrollo territorial (Juárez, 2008). Los municipios con un modelo urbano de la alta densidad presentan dotaciones menores respecto a las poblaciones de baja densidad residencial (Vera, 2006). En cualquier caso, cuantificar el consumo turístico es una tarea compleja al integrarse en el sector tanto la oferta hotelera como la extrahotelera (Rico, 2007).

- b) Es preciso incorporar variables hidrológicas para la toma de decisiones territoriales en las islas y con una perspectiva global basada en el ciclo integral del agua. Los indicadores aplicados pueden valorar los costes y los beneficios de los cambios de uso introducidos por las actividades económicas. La ordenación y la planificación territorial tienen en cuenta las limitaciones del crecimiento insular, así como, la restricción que supone la disponibilidad de agua (art. 3 LUIB 12/2017, de 29 de diciembre). La historia urbanística y territorial acaecida en las últimas décadas en la Islas Baleares ha evolucionado hacia el desarrollo costero con ocupación de suelo (Rullán, 2010). El PHIB prevé un crecimiento de la población residente y una estabilización de la población estacional en los próximos años. Estas variables demográficas son determinantes a la hora de prever los abastecimientos urbanos. Las grandes demandas se producen en verano, coincidiendo con la mayor ocupación y con la menor disponibilidad de agua. Pero tanto las infraestructuras como los sistemas de distribución están trabajando al máximo de sus posibilidades, en consecuencia, un modelo territorial de crecimiento ilimitado no es sostenible con relación a la disponibilidad de agua (PHIB, 2019). A la vista de

estas previsiones, la disponibilidad de recurso hídrico podría ser un freno para algunos planes urbanísticos y territoriales. Las políticas públicas de regulación, ordenación, ocupación y transformación de los usos del suelo tienen como finalidad el interés general y el uso sostenible de los recursos naturales (art. 3 LUIB 12/2017, de 29 de diciembre).

- c) El diagnóstico realizado indica que en las islas no existe déficit hídrico, pero si se han producido escenarios de escasez y sequía en algunos años secos con registros pluviométricos bajos. Los datos aportados por los indicadores muestran en distinto grado porcentual para cada una de las islas la existencia de masas de agua sobreexplotadas, salinizadas y contaminadas.

El sistema español de tarificación no fomenta el uso racional del recurso, por tanto, incumple con el principio de la recuperación de costes de la DMA. La solución radica en la implantación de sistemas tarifarios que apliquen precios progresivos más altos, con tarifas escalonadas que mantengan un precio accesible a los bajos consumos y, por otro lado, elevar el precio a los grandes consumidores como medida compensatoria al coste total del recurso (Deyà-Tortella et al., 2017). Para ello, es fundamental conocer en detalle el consumo en función de las tipologías de las viviendas y así poder aplicar las tarifas apropiadas; tarea a día de hoy muy compleja.

El nivel de producción de agua desalada no guarda vinculación con las recargas naturales por consiguiente, esta práctica no permite aliviar las presiones sobre las reservas subterráneas evitando de esta manera una recuperación adecuada de los acuíferos.

- d) El actual modelo de gestión prioriza a las inversiones directas frente a la inserción de medidas indirectas de carácter estratégico. Las inversiones en programas de planificación son escasas y se han reducido en los últimos años (CMAAIP, 2019).
- e) El empleo de indicadores en la Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares precisa mejorar y profundizar los datos disponibles para su óptima aplicación, puesto que, en muchos de los casos, resultan insuficientes o no están actualizados. La información proporcionada por los indicadores dentro del marco de referencia FPEIR permite comprender las relaciones causales entre el desarrollo, los aspectos medioambientales y paisajísticos, y los resultados de las políticas utilizadas siguiendo una secuencia lógica lineal. Sin embargo, el modelo presenta ciertas limitaciones al no poder reflejar las complejas cadenas causales resultantes de

dichas interacciones (Simón et al., 2013). Otra de las limitaciones del modelo se debe a que dada la multitud de sistemas que conforman una cuenca, el esquema no permite extrapolar la información de cada sistema a un nivel más global (Carrero et al., 2008). Aspectos como la variabilidad de las recargas naturales entre las zonas secas y las húmedas, el desigual desarrollo urbanístico entre los territorios de interior y los costeros junto a las particularidades hídricas de cada sistema, demandan evaluar la funcionalidad de cada uno para forjar conclusiones. Pese a los anteriores condicionantes, el empleo de indicadores proporciona variables numéricas descriptivas que arrojan información sólida y específica acotada a la unidad de gestión de la cuenca. En definitiva, su empleo se erige como una herramienta de apoyo frente a la toma de decisiones al cumplir con un doble propósito. En primer lugar, permiten evaluar el estado del recurso y, en segundo lugar, favorecen a la planificación.

- f) La autonomía y la seguridad en el suministro requiere de avances que integren la planificación territorial del recurso junto a la moderación del crecimiento en las zonas costeras mediterráneas. La persistencia de un modelo sin conciencia ambiental pondría en peligro la disponibilidad de agua de calidad para todos los usos consuntivos. En las Baleares es de vital importancia incurrir en la preservación de la principal fuente de abastecimiento optimizando el nivel de extracción de las reservas hídricas subterráneas y dando mayor peso a la producción de agua por fuentes no convencionales. Dicha planificación será necesaria para afrontar los periodos de escasez de recurso propios del clima mediterráneo.

La administración del agua al amparo de datos representativos y equiparando información temporal, numérica y cualitativa, debe anticiparse a la sobreexplotación, a la contaminación y a las tendencias de insostenibilidad en su utilización. Acciones como la mejora de las redes de distribución o la planificación de las campañas de educación y sensibilización sobre un consumo racional, necesitan ser medidas, estudiadas y mejoradas.

3.7. Bibliografía

Agencia Estatal de Meteorología (2015). Proyecciones Climáticas para el siglo XXI en España. Recuperado de: http://www.aemet.es/en/serviciosclimaticos/cambio_climat/result_graficos

Agencia Europea de Medio Ambiente (2006). Conjunto básico de indicadores de la AEMA. Ministerio de Medio Ambiente. Recuperado de: https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/ConjuntoBasicoIndicadores_tcm30-185692.pdf

Agnew, C.T. (1999). “Using the SPI to Identify Drought”. Drought Network News Vol 12, nº 1, winter 1999 – spring 2000, pp. 6-11.

Andreu, N., Blázquez, M., López, S., Mas, Ll., Mateu, J., Morell, F., ... & Truyols, G. (2003). La mesura de la sostenibilitat del turisme a les Illes Balears. Indicators de Sostenibilitat del Turisme a les Illes Balears. Centre d'Investigació i Tecnologies Turístiques de les Illes Balears (CITTIB). Recuperado de: https://ost.uib.cat/digitalAssets/517/517486_3.pdf

Arrojo, P. (2006). Los retos éticos de la nueva cultura del agua. *Polis, Revista Latinoamericana*, 14. Recuperado de: <http://journals.openedition.org/polis/5060>

Banco Bilbao Vizcaya Argentaria (2008). Cuadernos Fundación BBVA. La población de les Illes Balears. Recuperado de: https://www.fbbva.es/wp-content/uploads/2017/05/dat/cp_41_Illes%20Balears.pdf

Buccheri, M.J., & Comellas, E.A. (2015). Indicadores para el monitoreo y evaluación hacia la GIRH. *Estrucplan*. Recuperado de: <https://estrucplan.com.ar/articulos/indicadores-para-el-monitoreo-y-evaluacion-hacia-la-girh/>

Cabrera, E. (2008). El suministro de agua urbano en España. Fundación Nueva Cultura del Agua. Panel científico-técnico de seguimiento de la política de aguas. Convenio Universidad de Sevilla Ministerio de Medio Ambiente. Recuperado de: http://www.lis.edu.es/uploads/3b558454_a462_452a_beed_8802276add7c.pdf

CAIB (2016). La Unión Europea prepara un sello para los productos producidos dentro de Red Natura 2000. Recuperado de: <http://www.caib.es/govern/sac/fitxa.do?lang=es&codi=2579551&coduo=1>

Canales, G., & Ponce, M.D. (2018). Un aprovechamiento sostenible del agua: el eficiente sistema tradicional de riegos en la Huerta del Bajo Segura. In J. Melgarejo Moreno & R. Abadía Sánchez (Eds.), *Agroalimentación, agua y sostenibilidad* (pp. 171–191). Orihuela: Ayuntamiento; Alicante: Universidad. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10045/83951>

Carreño, M.F., Martínez, J., Miñano, J., Suárez, M.L., Robledano, F., Vidal-Abarca, M.R., ... & Esteve, M.A. (2008). Indicadores de Sostenibilidad del Agua: caso Cuenca del Segura. In Actas del 6º Congreso Ibérico: gestión y planificación del agua. Vitoria-Gateiz. Recuperado de: [https://www.researchgate.net/publication/233760854_Indicadores de Sostenibilidad del Agua caso Cuenca del Segura](https://www.researchgate.net/publication/233760854_Indicadores_de_Sostenibilidad_del_Agua_caso_Cuenca_del_Segura)

Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (2017). Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y sequías en España. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

Chirino, E., Abad, J., & Bellot, J.F. (2008). Uso de indicadores de Presión-Estado-Respuesta en el diagnóstico de la comarca de la Marina Baixa, SE, España. *Revista Ecosistemas*, 17, 107-114. <http://hdl.handle.net/10045/7628>

Claver, J.M. (2015). Traspase y desalación en la cuenca del Segura. *Iagua*. Recuperado de: <https://www.iagua.es/blogs/jose-manuel-claver/traspase-y-desalacion-cuenca-segura>

Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2012). La agricultura de las Islas Baleares en peligro de extinción. Palma. Recuperado de: http://www.upa.es/noticias/Baleares_informe_govern-per_insularitat-PAC.pdf

Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2015). Plan Hidrológico de las Illes Balears (2015-2021). Memoria. Palma. Recuperado de: http://www.caib.es/sites/aigua/ca/pla_hidrolagic_de_les_illes_balears/

Conselleria Medi Ambient, Agricultura i Pesca. Govern de les Illes Balears (2016). Análisis económico detallado del uso y de la recuperación de costes de los servicios del agua en la demarcación hidrográfica de las Islas Baleares en relación a la implementación de la Directiva 2000/60/CE de Aguas (Periodo 2014- 2015). Palma. Recuperado de: <http://www.caib.es/sacmicrofront/archivopub.do?ctrl=MCRST259ZI232158&id=232158>

Conselleria Medi Ambient, Agricultura i Pesca. Direcció General Educació Ambiental, Qualitat Ambiental i Residus de les Illes Balears. Govern de les Illes Balears (2016). Estado del Medio Ambiente en las Illes Balears (2014-2015). Informe de actualización de los indicadores. Palma. Recuperado de: http://www.caib.es/sites/informesmediambient/es/informe_2014-2015_coyuntura/

Conselleria Medi Ambient, Agricultura i Pesca. Direcció General de Recursos Hídrics. Govern de les Illes Balears (2017). Plan especial de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía de les Illes Balears. BOIB núm 155, de 19 de diciembre de 2017. Recuperado de: http://www.caib.es/sites/aigua/ca/pla_especial_dactuacio_en_situacions_da_lerta_i_eventual_sequera_-23087/

Conselleria Medi Ambient, Agricultura i Pesca de les Illes Balears. Govern de les Illes Balears (2019). El ITS contribuye con 14,7 millones de euros en la mejora de la red de abastecimiento en alta de Mallorca. Palma. Recuperado de: <http://www.caib.es/pi-dip2front/jsp/es/ficha-convocatoria/strongel-its-contribuye-con-147-millones-de-euros-en-la-mejora-de-la-red-de-abastecimiento-en-alta-de-mallorcastrong>

Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2019). Plan Hidrológico de las Baleares (2015-2021). Memoria. Palma. Recuperado de: http://www.caib.es/sites/aigua/ca/revisia_antecipada_del_pla_hidrolagic_de_les_illes_balears/

Cosín, C. (2017). El agua y el cambio climático. *Iagua*. Recuperado de: <https://www.ia-gua.es/blogs/carlos-cosin/agua-y-cambio-climatico>

Deyà-Tortella, B., Garcia, C., William, N., & Tirado, D. (2017). Analysis of Water Tariff Reform on Water Consumption in Different Housing Typologies in Calvià (Mallorca). *Water* 9(6), 425. <https://doi.org/10.3390/w9060425>

Díaz, D., (2015). Aplicación de las metodologías DPSIR, ANP y ARS en el manejo y conservación del Parque Nacional Waraira Repano, Venezuela (Doctoral dissertation, Universidad politécnica de Valencia, Spain). Recuperado de: <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/48804/D%C3%8DAZ%20-%20APLICACI%C3%93N%20DE%20LAS%20METODOLOGIAS%20DPSIR%2C%20ANP%20y%20ARS%20EN%20EL%20MANEJO%20Y%20CONSERVACION%20DEL%20PARQUE%20NAC....pdf?sequence=1>

Domene, E., & Saurí, D. (2006). Urbanisation and Water Consumption: Influencing Factors in the Metropolitan Region of Barcelona. *Urban Studies*. 43(9), 1605-1623. <https://doi.org/10.1080/00420980600749969>

España. Ley 12/2017, de 29 de diciembre, de urbanismo de las Illes Balears. Boletín Oficial del Estado, 23 de enero de 2018, núm 20, 8324-8456. Recuperado de: <https://www.boe.es/eli/es-ib/l/2017/12/29/12/con>

España. Ley 6/1999, de 3 de abril, de las Directrices de Ordenación Territorial de las Illes Balears y de Medidas Tributarias. Boletín Oficial del Estado, 25 de mayo de 1999, núm 124, 19633-19660. Recuperado de: <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-1999-11707>

Empresa municipal d'Aigües i Clavegueram, S.A. Embalse de Gorg Blau. Captación Recuperado de: <https://www.emaya.es/ciclo-agua/ciclo-integral-del-agua/captacion/gorg-blau/>

Forcades, A., & Martorell, O. (2003). Situación actual y perspectivas del turismo en las Illes Balears. Bases para una contribución a la reflexión sobre su futuro. Cercle d'Economía de Mallorca. Recuperado de: http://www.cambramallorca.com/documentos/Desp_324.pdf

Fundación Nueva Cultura del Agua. (2015). Recomendaciones de la Comisión Europea al Gobierno de España para el segundo ciclo de planificación. Recuperado de: <https://fnca.eu/38-observatoriodma/observatorio-dma/483-informe-oppa-evaluador-del-primer-ciclo-planificacion>

García, X. (2014). Jardines privados y consumo de agua en las periferias urbanas de la comarca de la Selva (Girona). *Investigaciones geográficas*, 61, 55 -69. <https://doi.org/10.14198/INGEO2014.61.04>

Garcia, C., Amengual, A., Homar, V., & Zamora, A. (2017). Losing water in temporary streams on a Mediterranean island: effects of climate and land-cover changes. *Global and Planetary Change*, 148, 139-152.

García, M.A., & Martorell, O. (2006). Una reflexión sobre el modelo turístico de las Illes Balears. In Asociación Europea de Dirección y Economía de Empresa. XX Congreso anual de AEDEM, Vol. 1, pág. 76. Palma de Mallorca. Recuperado de: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2487711>

Garcia, C., & Servera, J. (2003). Impacts of Tourism Development on Water Demand and Beach Degradation on the Island of Mallorca (Spain). *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*. 85, 287–300. Recuperado de: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1111/j.0435-3676.2003.00206.x>

Henríquez, C. (2014). Modelando el crecimiento de ciudades medias: Hacia un desarrollo urbano sustentable. Ediciones UC.

Hoekstra, A. Y., & Hung, P. Q. (2002). Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. (Value of water research report.11). UNESCO-IHE.

Hoekstra, A. Y., Mekonnen, M.M., Chapagain, A.K., Mathews, R.E., & Richter, B.D. (2012). Global Monthly Water Scarcity: Blue Water Footprints versus Blue Water Availability. *PLoS ONE* 7(2): e32688. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032688>

Hof, A., & Blázquez-Salom, M. (2015). Changing tourism patterns, capital accumulation, and urban water consumption in Mallorca, Spain: A sustainability fix? *Journal of Sustainable Tourism*, 23, 770–796. <https://doi.org/10.1080/09669582.2014.991397>

Horrach, J.M. (2016). La sequía en Baleares. *Iagua*. Recuperado de: <https://www.iagua.es/blogs/juan-mateo-horrach/sequia-baleares>

Iagua. La web del sector del agua (2019). El precio del agua en España. Recuperado de: <https://www.iagua.es/noticias/locken/precio-agua-espana>

Ibáñez, R. M., (2012). Indicadores de sustentabilidad: utilidad y limitaciones. *Teoría y praxis*, 8, 102 -126. Recuperado de: <http://www.teoriaypraxis.uqroo.mx/doctos/Numero11/Ibanez.pdf>

Instituto Nacional de Estadística (2016). Estadística sobre el Suministro y Saneamiento del Agua Año 2016. Madrid: INE. Recuperado de: https://www.ine.es/prensa/essa_2016.pdf

Jorge, P. (2017). Clasificación regional de los periodos de sequía en la Comunidad Valenciana. (Master Thesis, Universitat Politècnica de València, Spain). Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10251/88428>

Juárez, C. (2008). Indicadores hídricos de sostenibilidad y desarrollo turístico y residencial en la Costa Blanca (Alicante). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 47, 213-243. Recuperado de: <https://www.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/view/2037>

Lorenzo-Lacruz, J., Garcia, C., & Morán-Tejeda, E. (2017). Groundwater level responses to precipitation variability in Mediterranean insular aquifers. *Journal of Hydrology* 552, 516-531. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.07.011>

Marcabrera (2016). Desaladoras en Mallorca. Recuperado de: <https://www.marcabrera.com/en/newsitem/desaladoras-en-mallorca>

Martínez, A., Albiol, C., & Masana, J. (2009). La Financiación del ciclo del Agua en España. Problemática y retos de futuro. *Presupuesto y gasto público*, 57, 51-75. Recuperado de: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3219252>

Mckee, T.B., Doeksen, N.J., & Kleist, J. (1993): The relationship of drought frequency and duration to time scales. In *American Meteorological Society* (pp. 179-184). Preprints 8Th Conference on Applied Climatology. Anaheim (California, United States), January 17-22. Recuperado de: http://www.droughtmanagement.info/literature/AMS_Relationship_Drought_Frequency_Duration_Time_Scales_1993.pdf

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2008). Sistemas de Indicadores del Agua (SIA). Madrid: MAPAMA. Recuperado de: <https://servicio.mapama.gob.es/sia/indicadores/home.jsp>

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (2011). Sostenibilidad y territorio. Huella hídrica de España. Recuperado de: <https://www.chj.es/Descargas/ProyectosOPH/Consulta%20publica/PHC-2015-2021/ReferenciasBibliograficas/UsosdelAgua/MARM,2011c.Huella%20hidrica%20de%20Espana%5B1%5D.pdf>

Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2015). Real Decreto 701/2015, de 17 de julio, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears. BOE núm. 171 de 17 de julio de 2015. Recuperado de: <https://www.boe.es/boe/dias/2015/07/18/pdfs/BOE-A-2015-8045.pdf>

Ministerio para la Transición Ecológica (2019). Real Decreto 51/2019, de 8 de febrero, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears. BOE núm. 47 de 23 de febrero de 2019. Recuperado de: <https://www.boe.es/boe/dias/2019/02/23/pdfs/BOE-A-2019-2556.pdf>

Moll, I. (1991). Los estudios de Historia Agraria en Mallorca. *Historia Agraria*. Recuperado de: <http://www.historiaagraria.com/es/numeros/isabel-moll-blanes-los-estudios-de-historia-agraria-en-mallorca>

Morote, A. F., Hernández, M., & Rico, A.M. (2016). Causes of Domestic Water Consumption Trends in the City of Alicante: Exploring the Links between the Housing Bubble, the Types of Housing and the Socio-Economic Factors. *Water*, 8(9), 374. <http://dx.doi.org/10.3390/w8090374>

Morote, A.F., Hernández, M., & Rico, A.M. (2018). Patrones de consumo de agua en usos turístico-residenciales en la costa de Alicante (España) (2005-2015). Una tendencia desigual influida por la tipología urbana y grado de ocupación. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 3 (2), 357- 383. <http://dx.doi.org/10.5209/AGUC.62484>

Observatorio de la Sostenibilidad en España (2008). Agua y sostenibilidad: Funcionalidad de las cuencas. *Hispagua*. Recuperado de: <http://hispagua.cedex.es/documentacion/documento/32746>

Olcina, J., Baños, C.J., & Rico, A.M. (2016). Medidas de adaptación al riesgo de sequía en el sector hotelero de Benidorm (Alicante, España). *Revista de Geografía Norte Grande*, 65, 129-153. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10045/61510>

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (1993). OECD core set of indicators for Environmental performance reviews. Paris: OECD. Recuperado de: [http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=OCDE/GD\(93\)179&docLanguage=En](http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=OCDE/GD(93)179&docLanguage=En)

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (2001). Indicadores medioambientales para la agricultura métodos y resultados, Vol.3. Recuperado de: <https://www.oecd.org/env/consumption-innovation/1960514.pdf>

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (2003). OECD environmental indicators development, measurement and use. Paris: OECD. Recuperado de: <http://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf>

Ortega, D., & Peña, A. (2016). Análisis crítico de las campañas de comunicación para fomentar la “cultura del agua” en México. *Nueva época*, 26, 223-246. Recuperado de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0188-252X2016000200223&script=sci_abstract

Pellicer, F. (2014). Huella Hídrica y Planificación Hidrológica: Aplicación en la Demarcación Hidrográfica del Segura (Doctoral dissertation, Universidad de Murcia, Facultad de Biología, Spain).

Picó, M.J. (2009). Las Baleares: del clima mediterráneo marítimo al subtropical. *Levante. El mercantil valenciano*. Recuperado de: <http://www.levante-emv.com/opinion/2009/08/05/baleares-clima-mediterraneo-maritimo-subtropical/618376.html>

- Polanco, C. (2006). Indicadores ambientales y modelos internacionales para toma de decisiones. *Gestión y Ambiente*, 9, 27- 41. Recuperado de: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/52056/0>
- Poquet, D., Belda, F., & García-Haro, F.J. (2008). Seguimiento y regionalización de la sequía en la Península Ibérica mediante SPI y técnicas de teledetección. In L. Hernández & J.M Parreño (Eds.), *Tecnologías de la Información Geográfica para el Desarrollo Territorial*. Servicio de Publicaciones y Difusión Científica de la ULPGC. XIII Congreso Nacional de Tecnologías de la información geográfica. Tecnologías de la información geográfica para el desarrollo territorial. Las Palmas de Gran Canaria, September 15-19. Recuperado de: <http://www.age-geografia.es/tig/congresos/grancanaria08.html>
- Quevedo, Y., & Díaz, C. (2007). Medición del desarrollo sostenible mediante los indicadores Presión-Estado- Respuestas (PER). *Monografías.com*. Recuperado de: <https://www.monografias.com/trabajos57/medicion-desarrollo-sostenible/medicion-desarrollo-sostenible2.shtml>
- Rico, A.M. (2007). Tipologías de consumo de agua en abastecimientos urbano-turísticos de la Comunidad Valenciana. *Investigaciones Geográficas*, 42, 5- 34. <http://dx.doi.org/10.14198/INGEO2007.42.01>
- Robledo, P.A., Mateos, R.M., & Lopez, J.M. (2006). Contaminación por nitratos de origen agrícola en el llano de Sa Pobla (Mallorca). Factores que controlan su distribución espacial y temporal. *Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España*, 17, 109-113. Recuperado de: <http://info.igme.es/ConsultaSID/presentacion.asp?Id=131574>
- Rodríguez, A., & Gelabert, B. (2006). La Gestión Integrada de los Recursos Hídricos en las Islas Baleares. *Investigaciones Geográficas*, 41, 49-64. <https://doi.org/10.14198/INGEO2006.41.04>
- Rodríguez, A., & Fundación Ecología y Desarrollo y Universidad de las Islas Baleares (2008). Campañas de ahorro de agua: lecciones aprendidas. Documentos del 9º Congreso Nacional del Medio Ambiente (Madrid). Recuperado de: http://www.conama9.conama.org/conama9/download/files/GTs/GT_AHA//AHA_final.pdf
- Rullán, O. (2010). Los efectos territoriales de las dinámicas globales en unas islas turísticas mediterráneas: las Baleares. *El Periplo Sustentable*, 18, 119-160. Recuperado de: <https://rperiplo.uaemex.mx/article/view/5032>

- Rullán, O. (2010). Las políticas territoriales en las Islas Baleares. *Cuadernos Geográficos*, 47 (2010 -2), 403-428. Recuperado de: <https://revistaseug.ugr.es/index.php/cuadgeo/article/view/614>
- Sauri, D., (2013). Water conservation: Theory and evidence in urban areas of the developed world. *Annual Review of Environment and Resources*, 38, 227-248. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-013113-142651>
- Sánchez, V.E., & Blanco, F.J. (2012). El uso sostenible del agua en núcleos urbanos: las tarifas como herramienta de control del consumo. *Observatorio Medioambiental*, 15, 35-59. Recuperado de: <https://revistas.ucm.es/index.php/OBMD/article/view/40331>
- Servei d'Informació Territorial de les Illes Balears (2014). Detalles geoestadística. *SITIBSA*. Recuperado de: <https://www.caib.es/sacmicrofront/noticia.do?idsite=5505&cont=86279&lang=es>
- Simón, J.C., García, R., del Barrio, G., Ruiz, A., Márquez, S., & Sanjuán, M.E. (2013). Diseño de una metodología para la aplicación de indicadores del estado de conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Recuperado de: https://www.miteco.gob.es/en/biodiversidad/publicaciones/indicadores_tcm38-197157.pdf
- Sotelo, M. (2014). Planificación y gestión del agua en España, en la actualidad. *Observatorio medioambiental*, 17, 375-408. https://doi.org/10.5209/rev_OBMD.2014.v17.47201
- Sotelo, J.A., Tolón, A., & Lastra, X. (2011). Indicadores por y para el desarrollo sostenible, un estudio de caso. *Estudios Geográficos*, 271, 611-654. <https://doi.org/10.3989/est-geogr.201124>
- Sotelo, M. (2018). Aspectos económicos, sociales y territoriales de la huella hídrica española (Doctoral dissertation, Universidad Complutense de Madrid, Spain). Retrieved from: <http://eprints.ucm.es/47991/1/T40003.pdf>
- Sotillo, M.G., Ramis, C., Romero, R., Alonso, S., & Homar, V. (2003). Role of orography in the spatial distribution of precipitation over the Spanish Mediterranean zone. *Climate Research*, 23, 247-261. <http://hdl.handle.net/10261/88265>
- The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2018). Informe de evaluación. Recuperado de: <https://www.ipcc.ch/sr15/>

Torres, T., Sala, M., & Farré, M. (2015). Grado de sostenibilidad de los ámbitos turísticos catalanes. *Revista de Turismos y Patrimonio Cultural*, 13, 1451- 1462. <https://doi.org/10.25145/j.pasos.2015.13.101>

Unión Europea. Directiva (UE) 2000/60/CE del Parlamento europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 327, 22 de diciembre de 2000, pp. 1-72.

Universitat Autònoma de Barcelona (2014). Bases per a la Gestió del Paisatge de la Serra de Tramuntana: 13 propostes i 55 projectes. Recuperado de: <https://ddd.uab.cat/record/115814>

UN-Water/WWAP. (2003). Agua para todos, agua para la vida: Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo. Recuperado de: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000149406>

Valderrama, J.M. (2018). Desalar agua, una solución prometedora con algunos inconvenientes. Recuperado de: <http://forodelaeconomiadelagua.org/desalar-agua-una-solucion-prometedora-con-algunos-inconvenientes/>

Vázquez, R.A., & García, R.M. (2017). Indicadores PER y FPEIR para el análisis de la sustentabilidad en el municipio de Cihuatlán, Jalisco, México. *Revista de Ciencias Sociales y Humanidades*, 27(53-1). <http://dx.doi.org/10.20983/noesis.2018.3.1>

Vázquez, P. (2017). Evaluación del impacto del Programa de Desarrollo Rural 2007-2013 (PDR) sobre el sector agrario de las Islas Baleares. UIB. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/11201/146439>

Vera, J.F. (2006). Agua y modelo de desarrollo turístico: la necesidad de nuevos criterios para la gestión de los recursos. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 42, 155-178. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10045/15502>

World Commission on Environment And Development (WCED) (1987). *Our Common Future* (Brundtland Report). United Nations.

3.8. ANEJO I: primera página del artículo publicado

Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 85
eISSN: 2605-3322

Cómo citar este trabajo: Navarro, Sousa, S., Estruch-Guitart, V., & García, C. (2020). Use of cause-effect indicators for the diagnosis of water sustainability in the Balearic Islands (Spain). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 85, 2833, 1–48. <https://doi.org/10.21138/bage.2833>

Uso de indicadores causa-efecto para el diagnóstico de la sostenibilidad hídrica en las Islas Baleares (España)

Use of cause-effect indicators for the diagnosis of water sustainability
in the Balearic Islands (Spain)

Sergio Navarro Sousa 

sernasou@doctor.upv.es

Vicente Estruch-Guitart 

vestruch@upv.es

Departamento de Economía y Ciencias Sociales

Universitat Politècnica de València (España)

Celso García 

celso.garcia@uib.es

Departamento de Geografía

Universitat de les Illes Balears (España)

Resumen

En las Islas Baleares, la expansión del turismo y el crecimiento urbanístico ha supuesto una transformación de los usos del agua incrementando las extracciones y las dotaciones medias urbanas. Este estudio pretende establecer en su Demarcación Hidrográfica un diagnóstico comparativo del uso del recurso con la sostenibilidad en el manejo. Para el análisis, se aplican un conjunto de indicadores causa-efecto siguiendo el marco de referencia Fuerzas Motrices-

Recepción: 11.07.2019

Aceptación: 16.01.2020

Publicación: 01.04.2020

 Este trabajo se publica bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial 4.0 Internacional.

CAPÍTULO 4. Ahorro hídrico y análisis económico del aprovechamiento del agua de lluvia y reutilización de aguas grises en edificios: estimación en una población del Levante mallorquín (España)

CAPÍTULO 4

Ahorro hídrico y análisis económico del aprovechamiento del agua de lluvia y reutilización de aguas grises en edificios: estimación en una población del Levante mallorquín (España)

Autores: Sergio Navarro-Sousa, Vicente Estruch-Guitart

Publicado en: Cuadernos Geográficos

Mayo 2023

JCR: Q3 – SJR: Q3

DOI: <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v62i2.26054>

eug EDITORIAL
UNIVERSIDAD
DE GRANADA

Revistas de la Universidad de Granada



Inicio / Números / Equipo editorial / Avisos / Evaluadores Externos / Indexaciones / Acerca de -

Inicio / Archivos / Vol. 62 Núm. 2 (2023) / Artículos

Ahorro hídrico y análisis económico del aprovechamiento del agua de lluvia y reutilización de aguas grises en edificios: estimación en una población del Levante mallorquín (España)

PDF
Publicado: May 10, 2023

Autores/as

- Sergio Navarro-Sousa Universitat Politècnica de València <https://orcid.org/0000-0003-2044-047X>
- Vicente Estruch-Guitart Departament de Economia i Ciències Socials, Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n., 46102 Valencia, España <https://orcid.org/0000-0002-7838-8699>

Vol. 62 Núm. 2 (2023); Artículos, Páginas 5-29
DOI: <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v62i2.26054>
Recibido: Sep 1, 2022 Aceptado: Apr 25, 2023 Publicado: May 10, 2023

Registrar Entrar

Idioma

English
Español (España)
Français (Canada)

Información

Para lectores/as
Para autores/as
Para bibliotecarios/as

OPEN ACCESS
EMERGING

Ahorro hídrico y análisis económico del aprovechamiento del agua de lluvia y reutilización de aguas grises en edificios: estimación en una población del Levante mallorquín (España)

Resumen

Las Islas Baleares se caracterizan por tener grandes fluctuaciones de precipitación entre el invierno y el verano. El incremento de la demanda por el turismo en la época de menor recarga origina presión sobre el recurso hídrico natural. En esta contextualización es importante establecer alternativas que reduzcan la extracción en los acuíferos, favoreciendo la sostenibilidad del ciclo urbano del agua. Por tanto, el objetivo de la investigación es determinar el ahorro de agua que supone la reutilización, para usos no potables, del agua de lluvia y las grises recicladas en los edificios de Son Servera (España). Para ello, inicialmente se ha realizado un análisis geoespacial y aplicado la metodología de las normas UNE-EN 16941-1 y 2. En segundo lugar se ha valorado la rentabilidad económica de estos sistemas. Los resultados confirman diferentes reducciones de la extracción de agua potable en función del uso y la tipología del edificio. Así mismo, en las unifamiliares evaluadas no se produce la recuperación de la inversión, al contrario que en las plurifamiliares y hoteles. Cuando el municipio cuente con el suministro de agua desalada, esta estrategia reduciría su producción y, en particular, en aquellos periodos de escasez de recurso hídrico subterráneo.

Palabras clave: turismo; sostenibilidad; ciclo urbano del agua; reutilización; recuperación de la inversión.

Water saving and economic analysis of the use of rainwater and reuse of grey water in buildings: estimation in a town of the Mallorcan Levante (Spain)

Abstract

The Balearic Islands are characterized by large fluctuations in precipitation between winter and summer. The increase in demand by the tourism sector at the time of least recharge causes pressure on the natural water resource. In this context, it is important to establish alternatives that reduce extraction in aquifers, favouring the sustainability of the urban water cycle. Therefore, the objective of the research is to determine the water savings involved in the reuse, for non-drinking water uses, of rainwater and recycled grey water in the buildings of Son Servera (Spain). To do this, initially a geospatial analysis has been carried out and the methodology of the UNE-EN 16941-1 and 2 standards has been applied. Secondly, the economic profitability of these systems has been assessed. The results confirm different reductions in drinking water extraction depending on the use and type of building. Likewise, the single-family houses evaluated do not produce the payback on the investment, unlike in the multi-family houses and hotels. When the municipality has a supply of desalinated water, this strategy would reduce its production, particularly, in those periods of groundwater scarcity.

Keywords: tourism; sustainability; urban water cycle; reuse; payback.

4.1. Introducción

El agua es un recurso determinante para el desarrollo económico y social, además es una pieza fundamental en la preservación del medio ambiente. El incremento de su demanda por las acciones antrópicas junto a la reducción de recurso natural disponible ocasiona su degradación. Teniendo en cuenta el anterior contexto surge el enfoque de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), para abordar los desafíos del agua actuales y los futuros, de manera eficiente y sostenible. Según el Global Water Partnership (2004), la GIRH tiene como objetivo abordar de manera integral los desafíos y los problemas relacionados con el agua. Este enfoque considera aspectos sociales, económicos y ambientales y, busca garantizar la equidad y la participación activa de todas las partes involucradas en la gestión del agua.

Allan et al. (2013) señalan que, la disminución de las precipitaciones en algunas áreas y el aumento de eventos climáticos extremos han afectado a la disponibilidad y a la calidad del agua. La estrategia de la gestión adaptativa implica acciones flexibles y alineadas con los cambios ambientales que afectan al recurso. El uso adecuado de infraestructuras verdes, como los sistemas urbanos de drenaje sostenible (Grupo TRAGSA, 2015), y el tratamiento de las aguas residuales (Capodaglio, 2021), mejora la sostenibilidad y la disponibilidad del agua. Este enfoque adaptativo precisa de la colaboración entre las diferentes administraciones que gestionan el recurso, además de la sociedad, para abordar conjuntamente los desafíos causados por el Cambio Climático (CC) y, garantizar la seguridad hídrica. Van Begin (2011) menciona que, un enfoque integrado de reutilización debe reconocer la interconexión entre las aguas residuales, el ciclo urbano del agua y el desarrollo de la ciudad en su conjunto. En definitiva, la gestión integral del ciclo urbano del agua, como indica Lara (2018) debe minimizar la demanda de agua potable y sus costos energéticos asociados, asegurar la eficiencia del consumo y aumentar la producción de recursos hídricos alternativos. Capodaglio (2021) alude que es importante superar las barreras regulatorias, institucionales y de aceptación pública, para promover una mayor adopción de la reutilización del agua. Esta práctica puede ayudar a desarrollar sistemas de gestión más eficientes y sostenibles, en consonancia con la tendencia actual de la economía circular.

Según la Ley de Aguas (RD 1/2001), la planificación hidrológica tiene entre sus objetivos conseguir un buen estado cuantitativo y cualitativo de las masas de agua, satisfacer las demandas, armonizar el desarrollo regional y sectorial, y garantizar un uso racional en

equilibrio con el medio ambiente. La gestión sostenible de los recursos, incluidos sus ecosistemas asociados, es un factor clave en cualquier destino turístico. Esta actividad económica necesita agua tanto para los usos consuntivos como para los no consuntivos (Deyà y Tirado, 2011). Campisano et al. (2017) señalan que las poblaciones costeras del Mediterráneo, tras la explosión del turismo, han experimentado un crecimiento exponencial de la demanda de agua que, junto al periodo seco estival, típico del clima mediterráneo, ha producido que las extracciones fueran mayores que las entradas generando la sobreexplotación de los recursos hídricos naturales. Por esta razón, las islas del Mediterráneo están inmersas en la búsqueda de alternativas y en la implementación de medidas para hacer frente a la escasez de agua (Ghafourian et al., 2022; Kakoulas et al., 2022). Por su parte, Garcia et al. (2022) concluyen que, tras las medidas de confinamiento y la reducción de la movilidad, provocadas por la pandemia del COVID-19 en el año 2020, se produjo un descenso del consumo de agua en el conjunto de las Islas Baleares del 24,20 % respecto al año anterior, consumo directamente vinculado a la actividad turística.

El uso de los recursos hídricos no convencionales como la reutilización de las aguas depuradas, la infiltración de las aguas regeneradas o la desalación juegan, cada vez más, un papel importante en España (Olcina y Moltó, 2010). El alto coste de la desalación sigue siendo el principal obstáculo para lograr todo su potencial (Navarro, 2018). No obstante, su coste no es tan determinante cuando se garantiza el suministro de agua de calidad a actividades económicas con un alto valor añadido, como el turismo o la industria (Baltanás, 2014). Desde el enfoque económico, la reutilización del agua es más costosa que la extracción de los acuíferos, pero más económica que la desalación (Capodaglio, 2021).

En las Baleares se ha apostado por la desalación como medida paliativa frente a los periodos secos (Gómez-González, 2022). Aun así, en los periodos húmedos, se reduce la producción y, por tanto, se corre el riesgo de no alcanzar un buen estado en las Masas de Agua Subterráneas (MASb) (Garcia y Rodríguez-Lozano, 2020; Navarro-Sousa et al., 2020). La extracción en las MASb no debe rebasar los flujos medioambientales, según la Directiva Marco del Agua (DMA) (2000/60/CE). El agua subterránea disponible es la tasa de recarga o recurso renovable (infiltración de la lluvia, retorno del regadío y transferencias de otras MASb menos el volumen necesario para lograr los objetivos medioambientales) (Custodio, 2022). De modo que, una extracción mayor a los niveles piezométricos establecidos, debería ser atendida con recurso no convencional. Es imprescindible asegurar el suministro de agua, pero a su vez, su consumo debe ser racional. En este

sentido, aplicar estrategias que reduzcan las extracciones y penalicen el uso insostenible deben minimizar el riesgo de la sobreexplotación.

La implementación de sistemas que utilizan fuentes de agua alternativas (pluvial y grises tratadas) se está acelerando en todo el mundo. El impacto del CC, el desarrollo urbanístico y la escasez de recurso en algunos territorios han incrementado su interés (Kilinc et al., 2023). Los sistemas descentralizados en entornos urbanos favorecen la sostenibilidad del ciclo urbano del agua (Campisano et al., 2017), reducen el consumo energético del bombeo y transporte de los sistemas centralizados, disminuyen el coste de los tratamientos, atenúan los contaminantes que llegan a las cuencas receptoras y mitigan la emisión de gases de efecto invernadero (Capodaglio, 2021). La descentralización se puede desarrollar a escala de edificio (Loux et al., 2012; Rosa y Ghisi, 2021; Stec y Słyś, 2022) o englobar a varios (Farreny et al., 2011). La elección de la estrategia centralizada o descentralizada va a depender de factores económicos, sociales, urbanísticos y ambientales. A su vez, las instalaciones que engloban a varios inmuebles, en áreas con alta densidad de población, generan economías de escala al optimizar sus costes (Farreny et al., 2011). Los sistemas descentralizados más utilizados permiten: aprovechar el agua de lluvia (Domènech y Saurí, 2011; Farreny et al., 2011; Campisano et al., 2017; Abdulla, 2019; Rashid et al., 2021; Kakoulas et al., 2022), reutilizar las aguas grises recicladas (Zadeh et al., 2012) o, bien, combinar ambas tecnologías (Ramonell, 2007; Loux et al., 2012; Domènech y Vallès, 2014; Vallès-Casas et al., 2016; Yip et al., 2019; Rosa y Ghisi, 2021; Ghafourian et al., 2022; Stec y Słyś, 2022; Kilinc et al., 2023).

La estrategia de uso de recurso hídrico alternativo genera externalidades positivas. Reduce el volumen y la contaminación del agua a tratar en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) (Grupo TRAGSA, 2015; Lara, 2018; Saurí y Garcia-Acosta, 2020), disminuye la escorrentía superficial y, favorece la laminación de los picos de precipitación que causan inundaciones (Hernández-Hernández et al., 2020; Jamali et al., 2020). Además, es energéticamente eficiente al aminorar la producción de agua desalada (Domènech y Vallès, 2014) y reducir el volumen de bombeo del abastecimiento disperso (Loux et al., 2012; Ghafourian et al., 2022). En pocas palabras, la reutilización alivia la extracción de agua natural, atenúa el estrés hídrico y favorece el mantenimiento de los caudales ecológicos. Los sistemas descentralizados en contraste con los centralizados otorgan autonomía al usuario y le permiten el control directo de parte de su demanda hídrica. Ellos mismos son los productores y los consumidores (Vallès-Casas et al., 2016),

costean las instalaciones, administran el sistema y controlan la calidad del agua (Domènech y Saurí, 2011; Domènech y Vallès, 2014). Sin embargo, también presentan algunas desventajas, tales como los costes de instalación, mantenimiento y operación. (Loux et al., 2012; Vallès-Casas et al., 2016; Rosa y Ghisi, 2021). Además, los edificios necesitan tener suficiente espacio para los depósitos (Kakoulas et al., 2022) y los equipos de tratamiento (Loux et al., 2012). Aspecto que, en las edificaciones existentes requiere realizar un estudio técnico detallado y acometer las inversiones adecuadas. Tanto el agua de lluvia captada (Aqua España, 2016a) como el agua gris tratada (Aqua España, 2016b) deben someterse a los tratamientos adecuados. Los sistemas de producción y consumo han de cumplir con normas sanitarias, de calidad, de gestión de residuos y de planificación urbana (Cobacho et al., 2012). Conforme a Capodaglio (2021) la sostenibilidad ambiental en la gestión del ciclo urbano del agua debe ser el resultado de la combinación adecuada de soluciones descentralizadas con las infraestructuras centralizadas.

4.1.1. Captación y aprovechamiento de agua de lluvia

El uso de agua pluvial es una práctica tradicional históricamente arraigada en el Mediterráneo y en otros territorios semiáridos (Hernández-Hernández et al., 2020; Kilinc et al., 2023). Su empleo se está convirtiendo en un enfoque de gestión cada vez más prominente en los entornos urbanos con escasez de agua (Hernández-Hernández et al., 2020). En estos sistemas, el volumen idóneo del tanque de almacenamiento se establece en función del número de usuarios, la demanda de agua no potable, la pluviometría y la superficie de captación. (Kakoulas et al., 2022). Asimismo, en términos económicos, dimensionar adecuadamente las instalaciones condiciona el período de recuperación de la inversión (Farrreny et al., 2011; Campisano et al., 2017; Abdulla, 2019; Rashid et al., 2021). Según Domènech y Saurí (2011), en su estudio realizado en Sant Cugat del Vallès (España), una regulación adecuada y la provisión de subvenciones mejoran la aceptación por parte de los usuarios y, por lo tanto, la expansión de esta tecnología.

4.1.2. Sistemas combinados de agua de lluvia y de reutilización de aguas grises

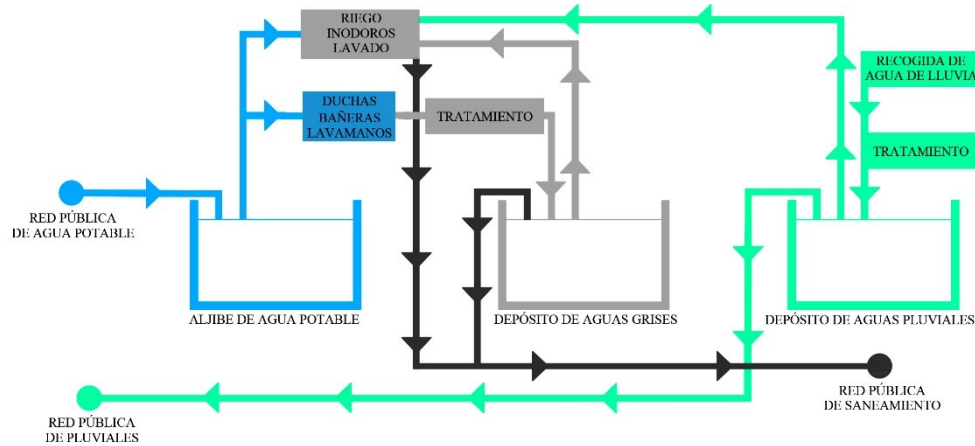
Los sistemas combinados descentralizados pueden implementarse en edificios con independencia a su uso y tipología: en unifamiliares (Loux et al., 2012; Rosa y Ghisi, 2021; Stec y Słyś, 2022), en plurifamiliares (Loux et al., 2012), en hoteles (Ramonell, 2007; Ghafourian et al., 2022; Kilinc et al., 2023), entre otros. Estos sistemas tienen la ventaja

respecto a los de aprovechamiento de agua de lluvia de poder reutilizar el agua gris, al margen de la pluviometría (Rosa y Ghisi, 2021). Domènech y Vallès (2014) afirman que, la introducción de esta tecnología ha provocado cambios tanto sociales como en el ciclo hídrico en sí mismo. Por otro lado, Vallès-Casas et al. (2016) indican que, el manejo directo por parte de los usuarios de parte de su demanda de agua mejora la conciencia ambiental y la participación ciudadana en los procesos de gestión del recurso. Sin embargo, algunos usuarios expresan su preocupación en lo que respecta al control y la calidad del agua. Yip et al. (2019) resaltan que, en los edificios de uso residencial, los sistemas combinados son los que ofrecen mayores beneficios ambientales, seguidos por los sistemas de captación de agua de lluvia y, en último lugar, los de reciclaje de aguas grises. Asimismo, en términos económicos, los sistemas combinados son los más rentables a largo plazo. Capodaglio (2021) concluye que, la reutilización del agua reciclada puede ser una solución importante para hacer frente a la escasez de agua. No obstante, un tratamiento inadecuado puede generar problemas de salud pública.

4.1.3. Sistemas combinados descentralizados

La Figura 1 ilustra el esquema básico de su funcionamiento. De acuerdo con Aqua España (2016a), el agua de lluvia tiene diversos usos no potables en las viviendas residenciales, tales como: la recarga de cisternas de inodoros, el lavado de suelos, el uso en lavadoras (con un tratamiento complementario), el riego. En la industria y en los hoteles se puede aprovechar en la limpieza, el riego o, en el sistema de extinción del contraincendios. Es necesario contar con un sistema de primer lavado o "first flush". Este tiene el objetivo de descartar las primeras aguas recolectadas después de períodos prolongados sin lluvia, ya que suelen contener una mayor cantidad de contaminantes o suciedad acumulada en las cubiertas y tuberías (Aqua España, 2016a). Asimismo, antes de que el agua ingrese al tanque debe ser filtrada para evitar la entrada de suciedad que pueda causar averías. A parte del proceso de filtrado, se puede realizar la desinfección del agua almacenada añadiendo la dosificación adecuada de cloro, para proteger su calidad y eliminar contaminantes.

Figura 1. Esquema de una instalación combinada descentralizada



Fuente: elaboración propia

Por su parte, los consumos más habituales de las aguas grises recicladas son (Aqua España, 2016b): la recarga de cisternas, el riego y el baldeo de pavimentos. Su reciclaje incluye varias etapas (Aqua España, 2016b): captación, tratamiento y almacenamiento. Los tratamientos pueden ser físicos, físico-químicos o biológicos. Los físicos: flotación de aceites y grasas, decantación de partículas sólidas en suspensión y filtración. Los físico-químicos: prefiltro para eliminar partículas, dosificación de coagulantes y floculantes, filtración y desinfección (evitar la proliferación de microorganismos mediante hipoclorito sódico o luz ultravioleta). Los biológicos: reactores secuenciales (fangos activos), reactores biológicos de membrana (microfiltración o ultrafiltración) y sistemas biológicos naturalizados (fitodepuración). Las aguas grises tratadas deben cumplir con unos requisitos mínimos de calidad. En los usos residenciales (Aqua España, 2016 b): turbidez (NTU) menor a 5, E.Coli (UCF/100 ml) ausente, si se adiciona cloro (Cl_2 mg/l) el cloro residual libre debe estar entre 0,5 -2,0 y el PH entre 7,8 – 8,0. En edificios del sector servicios: turbidez (NTU) menor a 10, E.Coli (UCF/100 ml) < 200 y los mismos valores de cloro libre y PH que en los usos residenciales.

4.1.4. Marco Normativo

El uso del agua de lluvia y de las grises recicladas se encuentra regulado por normativas europeas, nacionales, autonómicas y locales. En la Unión Europea, la Directiva 2000/60/CE, de 23 de octubre, establece un marco comunitario de actuación en la política de aguas, para contribuir con la planificación y el uso racional del recurso hídrico.

A nivel estatal, el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. También, el Real Decreto (RD) 865/2003, de 4 de

julio, por el que se establecen los criterios higiénico-sanitarios para la prevención y control de la legionelosis. Por otro lado, el RD 314/2006, de 17 de marzo, por el que se aprueba el Código Técnico de la Edificación. Así mismo, el RD 1620/2007, de 7 de diciembre, determina el régimen jurídico y los criterios técnicos sanitarios de la reutilización de las aguas depuradas. Cobacho et al. (2012) afirman que, pese a que esta norma está pensada para grandes depuradoras, al no existir regulación específica para pequeños sistemas, tanto fabricantes como algunas normativas locales hacen referencia a ella. Por su parte, el RD 3/2023, de 10 de enero, por el que se establecen los criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo, su control y suministro. Por último, el RD 49/2023, de 24 de febrero, aprueba el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears (PHIB) de tercer ciclo de planificación (2022-2027).

El marco autonómico dispone del Decreto-ley 1/2015, de 10 de abril, por el que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de las Illes Balears. En su caso, el Decreto 54/2017, de 15 de diciembre aprueba el Plan especial de actuaciones en situación de alerta y eventual sequía en las Illes Balears.

En España, a nivel local, en los últimos años, se han implementado ordenanzas municipales con criterios para el ahorro y la gestión sostenible del agua. El municipio objeto de la investigación, Son Servera, no cuenta con una ordenanza de uso eficiente de agua. Sin embargo, sus Normas Subsidiarias (NN.SS) obligan, en las nuevas construcciones o de reforma integral, al aprovechamiento del agua de lluvia. Por otro lado, en los edificios de más de doce unidades se deben acondicionar y tratar las aguas grises. El resto de los inmuebles deben contar con una preinstalación separativa de las redes de las aguas grises y las aguas negras. La finalidad es potenciar la eficiencia del uso del agua como plan de acción del manejo del recurso en un contexto de CC. La población objeto de la investigación se ha seleccionado por su mayor demanda de agua en verano y la baja pluviometría en esta época del año. Además, por no contar hasta la fecha, con abastecimiento de aguas desaladas. En tales circunstancias, cualquier alternativa que reduzca la extracción en los acuíferos favorecerá la sostenibilidad del recurso hídrico y, en particular, en los periodos secos.

La aplicación de estos sistemas de reutilización de agua en Son Servera debe reducir los costes en términos de sostenibilidad y ahorro energético, comparativamente al suministro

de agua por otras fuentes no convencionales como la desalación. Más aún, para cubrir aquellos usos no potables que no requieran agua con la calidad de las desaladas. Por consiguiente, el estudio persigue los siguientes objetivos: a) cuantificar la reducción potencial del volumen de extracción procedente desde las MASb, al implantar a largo plazo sistemas combinados descentralizados en todos los edificios de Son Servera y, b) evaluar su rentabilidad, en función de la tipología del edificio, en un territorio con características físicas, climáticas y económicas propias de una isla del Mediterráneo.

4.2. Área de estudio

4.2.1. Características de la zona de estudio

El municipio de Son Servera está ubicado en el noreste de la isla de Mallorca en la comarca del Llevant (Figura 2). El término municipal tiene una orografía compuesta por colinas y una franja costera de unos 7 km de longitud. Según los datos del padrón obtenidos en el Institut d'Estadística de les Illes Balears (IBESTAT, 2021a), en el año 2021, contaba con una población residente de 11 835 habitantes.

Figura 2. Ubicación geográfica del municipio de Son Servera (España)

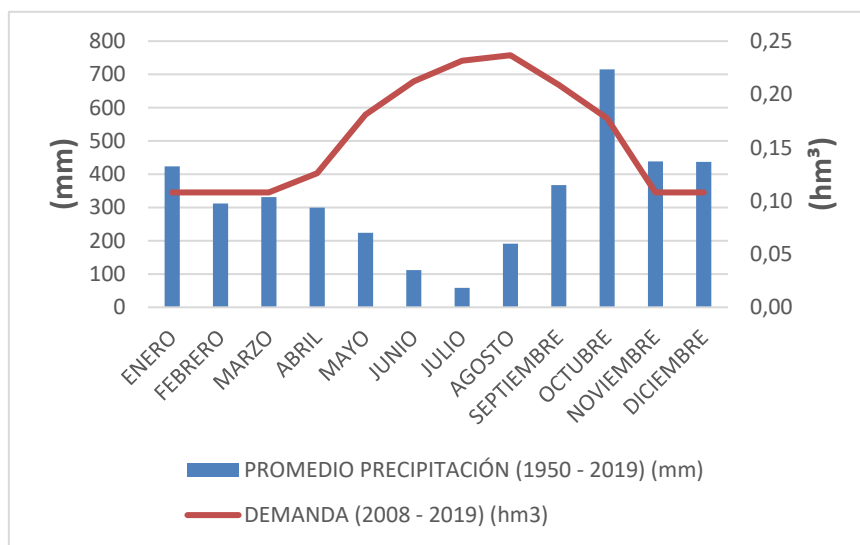


Fuente: Google© Earth; Infraestructura de dades espacials de les Illes Balears

La Figura 3 muestra conjuntamente los datos mensuales promedio de la precipitación mm, junto a la demanda urbana de agua hm³. La pluviometría integra la serie temporal de los años 1950 al 2019 de la estación meteorológica B494 de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). La información de la demanda de agua contiene los volúmenes del abastecimiento urbano del año 2008 al año 2019 (Portal de l'Aigua de les Illes Balears de la Conselleria de Medi Ambient i Territori (CMAIT, 2023b)). La precipitación es irregular entre meses. Los registros mínimos se producen en junio y julio y, los máximos en octubre, noviembre y diciembre. La pluviometría media anual de la serie evaluada se sitúa en 325,75 mm. Para calcular la demanda urbana, se han usado los datos del padrón hab.

excluyendo la población diseminada, al no disponer de información específica de los usos del agua (domésticos o agrarios) extraída en los pozos privados en rústico, ni tampoco, del detalle de la ocupación del turismo rural. A los datos del padrón se le han añadido las pernoctaciones en los establecimientos urbanos del municipio (hoteles y apartamentos turísticos) (IBESTAT, 2022). Con la carga demográfica anterior y con los valores del agua urbana suministrada hm^3 (CMAIT, 2023b) se ha obtenido la demanda promedio por meses. La demanda urbana anual del municipio en promedio, del periodo de tiempo evaluado ha sido de $1,931 \text{ hm}^3/\text{año}$. Según información del PHIB (CMAIT, 2023a), actualmente en el tercer ciclo de planificación (2022-2027), en las MASb de Son Servera, se dispone de $3,269 \text{ hm}^3/\text{año}$, de los cuales, se extrajeron $3,180 \text{ hm}^3/\text{año}$ (2013-2018). Teniendo en cuenta la información anterior, alrededor $1,249 \text{ hm}^3/\text{año}$ se consumen en terreno rústico. Como Son Servera no dispone de red en alta hasta la fecha, las extracciones suponen prácticamente la totalidad del volumen disponible (CMAIT, 2023a).

Figura 3. Precipitación promedio y demanda de agua urbana (Son Servera)

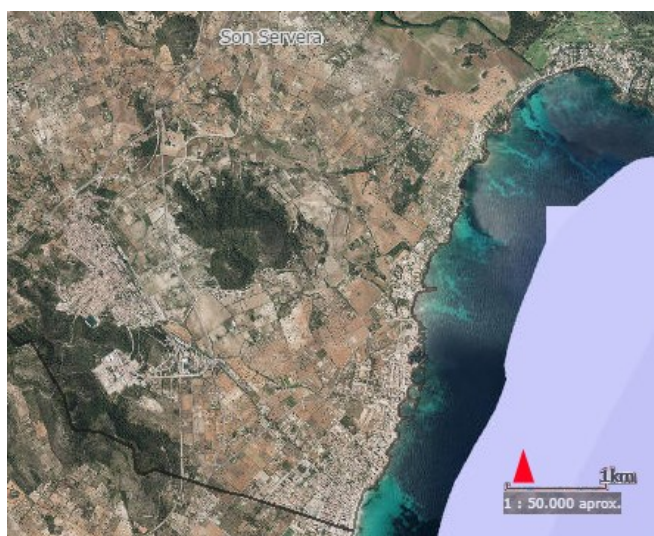


Fuente: AEMET (OpenData); IBESTAT; CMAIT (2023b)

La hidrología superficial de Son Servera se particulariza por tener torrentes y avenidas de régimen irregular, con episodios de máximo caudal en otoño y la ausencia de agua en el periodo estival. Prácticamente todos sus torrentes desembocan hacia la vertiente del litoral sudeste de la isla (Ajuntament de Son Servera, 2020). Según el PHIB (CMAIT, 2023a), el agua consumida en el municipio procede de las reservas propias de la MASb ES110MSBT1817M2 que pertenece a la Unidad Hidrogeológica de Artà (UH 1817). La explotación y la distribución del agua la realizan empresas concesionarias. Además,

existen otras pequeñas captaciones particulares en rústico, como son los 475 pozos privados de abastecimiento para uso doméstico o agrario (Ajuntament de Son Servera, 2011). La población dispone desde el año 1980 de una EDAR gestionada por la Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (ABAQUA). Las aguas residuales vertidas desde el núcleo urbano llegan por gravedad a la EDAR, en cambio, las aguas de la zona costera deben bombearse. La EDAR cuenta con tratamiento primario y secundario. En el año 2019 depuró un caudal total de 1,67 hm³ y sus vertidos fueron para riego o directamente al emisario (Vaquer et al., 2021). Del total de las aguas depuradas: 0,50 hm³/año se reutilizan en el riego del campo de golf y 0,09 hm³/año en el plan de regadíos (CMAIT, 2023a).

El desarrollo económico depende fundamentalmente del sector servicios, por la alta incidencia del turismo de sol y playa. Según datos del IBESTAT (2021b), en el año 2021, el municipio contaba con 11 797 plazas turísticas repartidas de la siguiente manera: 9524 en hoteles, 1797 en apartamentos turísticos, 315 en hostales y pensiones y, 161 en hoteles rurales y agroturismos. En el año 2019, en Son Servera, se registró un número total anual de pernoctaciones de 2 115 582. Esta cifra incluye las estancias hoteleras y de los apartamentos turísticos. Se excluyen las pernoctaciones en la zona rural (IBESTAT, 2022). Con el número de pernoctaciones anterior y, con las cifras oficiales del padrón (IBESTAT, 2021a), se produjo una carga demográfica anual o Indicador de Presión Humana (IPH), en la zona urbana del municipio, de 6 116 347 personas. En la Figura 4 se muestra el mapa de la localidad. Su urbanismo está compuesto de zonas intensivas de alta densidad mayormente plurifamiliares y hoteleras, el casco urbano intensivo de densidad media y, zonas extensivas de menor densidad con vivienda unifamiliar. Dado el urbanismo del municipio y las directrices de sus NN.SS, en el estudio, se ha optado por analizar sistemas descentralizados combinados.

Figura 4. Mapa de Son Servera (España)

Fuente: Infraestructura de dades espacials de les Illes Balears

4.3. Metodología

El trabajo se divide en dos partes. En la primera parte, se evalúa el enfoque integral de la implementación de sistemas combinados descentralizados en todos los edificios urbanos de Son Servera. Para ello, se realiza un análisis geoespacial para determinar la superficie de captación en cubiertas y calcular la producción de agua de lluvia. Luego, con apoyo de información demográfica, datos turísticos y fórmulas hidráulicas, se cuantifica la generación de aguas grises. Finalmente, se compara el volumen potencial de recurso alternativo producido con los niveles de suministro de agua potable. En la segunda parte de la investigación, se realizan cálculos hidráulicos y económicos en edificios específicos de nueva construcción, diferenciados por uso y tipología.

4.3.1. *Obtención de datos espaciales*

La medición de las superficies de captación de las cubiertas es necesaria para calcular la oferta de agua pluvial (Aqua España, 2016a; Campisano et al., 2017). En el estudio se han medido las cubiertas de los edificios ubicados en suelo urbano a través del plano de descarga masiva del Catastro en formato DXF (Drawing Exchange Format) (Catastro, 2020). Posteriormente, con la ayuda del software AutoCAD® de Autodesk® versión educativa 2020, se ha efectuado un mapeo generando capas en función de la información obtenida del visor de Catastro y de la ortofoto del año 2018. Por último, mediante la aplicación de una rutina LISP se han sumado las superficies de las cubiertas filtrando la selección por tipo de material. Dicha información se ha utilizado posteriormente en los cálculos del volumen de captación de agua pluvial. En el análisis, no se han descartado

aquellas viviendas que puedan encontrarse deshabitadas. Por otra parte, se han excluido las viviendas ubicadas en terreno rústico. En la segunda fase del trabajo, en los cálculos, se han insertado las superficies de las cubiertas de cada uno de los edificios evaluados.

4.3.2. *Sistemas de aprovechamiento de agua de lluvia en edificios*

Una vez dimensionada la superficie de captación, se ha calculado el volumen de producción de agua de lluvia. Con este fin, se ha aplicado el modelo matemático hidráulico de la norma UNE-EN 16941-1 de sistemas in situ de agua no potable (Parte 1: sistemas para la utilización de agua de lluvia) de la Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR, 2019). En la evaluación a escala municipal se ha dimensionado la oferta potencial de agua de lluvia recolectada, en el supuesto de implementar sistemas en todos los edificios en suelo urbano del municipio. La recolección depende de varios aspectos (Aqua España, 2016a; Kakoulas et al., 2022; Kilinc et al., 2023): del área de captación, de la pluviometría, del coeficiente de rendimiento de la superficie y del coeficiente del tratamiento hidráulico. El aprovechamiento es función del volumen recolectado, de la capacidad de almacenamiento y de la demanda de agua no potable (Jamali et al., 2020).

Aplicando la ecuación 1 se obtiene el volumen de recolección de agua de lluvia en una frecuencia temporal (t) de diferentes áreas (i). Para realizar los cálculos del estudio se ha utilizado la hoja de cálculo del programa Libre Office versión 7.4.

$$Y_R = \sum A_i \times h_i \times e_i \times \eta_i \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde: Y_R = es la producción de agua de lluvia por frecuencia temporal (t) (l); A = es la proyección horizontal de la superficie de recogida (m^2); h = es la precipitación total para una frecuencia temporal dada (t) (mm); e = es el Coeficiente de rendimiento de la superficie: (Cubierta inclinada de superficie suave = 0,9. Cubierta inclinada rugosa = 0,8. Cubierta plana, sin grava = 0,7. Cubierta plana con grava = 0,7. Cubierta vegetal intensiva = 0,3. Cubierta vegetal extensiva = 0,5. Áreas selladas = 0,8. Áreas no selladas = 0,5); η = es el Coeficiente de eficacia del tratamiento hidráulico (depende del sistema y los materiales de fabricación. Puede usarse el valor de 0,9 en los sistemas sin tratamientos adicionales) (AENOR, 2019)

En la segunda parte del trabajo donde se analizan edificios de distintos usos y tipologías se ha utilizado, en el cálculo del volumen de almacenamiento, el enfoque detallado de la norma UNE-EN 16941-1. Este enfoque proporciona una mayor precisión en sistemas con

demanda irregular. En este sentido, se genera un modelo de rendimiento y demanda diaria, a partir de los registros pluviométricos y la demanda de agua de lluvia (AENOR, 2019). Los datos de la precipitación diaria deben ser de como mínimo 5 años. En la investigación, se han integrado los datos pluviométricos diarios de la estación B494 (AEMET), entre el año 2008 y el año 2019. En los equipos evaluados no se consideran tratamientos adicionales. Por tanto, se utiliza un coeficiente de eficacia del tratamiento de 0,9.

La ecuación 2 y la ecuación 3 describen el comportamiento del uso de agua de lluvia y del sistema de recolección, en función de los valores diarios de entrada de agua, de la salida por la demanda y de la capacidad nominal del depósito (AENOR, 2019). Si el volumen de agua al final del día anterior, más la entrada del día, menos la salida del día rebasa la capacidad nominal del tanque, se producirá un rebose. En el supuesto que, el volumen máximo del tanque sea superior al volumen almacenado el día anterior, más las entradas, menos la demanda, el volumen restante se almacenará para el día siguiente. Por el contrario, si las demandas son superiores al agua almacenada el día anterior más las entradas, el depósito quedará vacío al final del día.

$$S_{rd} = \min \left\{ \begin{matrix} D_d \\ V_{r(d-1)} \end{matrix} \right\} \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde: S_{rd} = es la extracción diaria de agua no potable del almacenamiento (l/d); D_d = es la demanda de agua no potable por día d (l/d); $V_{r(d-1)}$ = es el volumen de agua de lluvia en el dispositivo de almacenamiento al final del día d-1 (l)

$$V_{rd} = \min \left\{ \begin{matrix} V_{r(d-1)} + R_{rhd} - S_{rd} \\ V - S_{rd} \end{matrix} \right\} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde: V_{rd} = es el volumen de agua de lluvia en el dispositivo de almacenamiento al final del día d (l); $V_{r(d-1)}$ es el volumen de agua de lluvia en el dispositivo de almacenamiento al final del día (d-1) (l); R_{rhd} = recarga diaria de agua de lluvia (l); S_{rd} = es la extracción de agua no potable del almacenamiento (l); V = es la capacidad nominal del depósito de almacenamiento (l)

El parámetro de cálculo más importante en este tipo de instalaciones es el diseño de la capacidad del depósito de almacenamiento (Campisano et al., 2017; Abdulla, 2019). El balance hídrico aplicado correlaciona el agua de lluvia captada, su demanda no potable, la capacidad óptima de almacenamiento y, por último, el cómputo de ahorro de agua

potable (Kakoulas et al., 2022). Con la ecuación 4 se obtiene el volumen útil del dispositivo de almacenamiento (V). El algoritmo aplicado a la serie de datos de precipitación describe una curva que se utiliza para definir (V), según el índice de cobertura de la demanda $C_r(V)$. Dicho índice determina el volumen óptimo del depósito de almacenamiento, a partir del nivel de satisfacción de la demanda de agua de lluvia, en un periodo de tiempo determinado. Una cobertura de la demanda no potable inferior al 100 % implica que, el resto de la demanda deba cubrirse, en los sistemas combinados, con aguas grises recicladas que requieren mayores tratamientos (Loux et al., 2012) o, bien, con agua potable, si el recurso alternativo no satisface la demanda no potable.

$$C_r(V) = \frac{\sum_d S_{rd}}{\sum_d D_d} \quad (\text{Ec. 4})$$

Respecto al agua de lluvia almacenada en los depósitos, se aplica una disminución del 5 % del volumen captado, derivado del descarte del sistema “first flush” (Kakoulas et al., 2022). De manera análoga, según Aqua España (2016b), el volumen de agua que entra en el depósito de recogida depende de la eficiencia del sistema de filtrado. Se reduce el volumen captado en otro 20 %. Por último, se adoptan unas pérdidas del 10 % por fugas, derrames y evaporación en las cubiertas (Jing et al., 2017). Se estima, por tanto, una disminución total de un 35 %.

4.3.3. Sistemas de reutilización de las aguas grises tratadas

La Tabla 1 muestra los valores de la producción de agua gris, en el uso doméstico y hotelero. En el caso de los edificios residenciales se ha diferenciado la producción por tipología. En relación a los hoteles, tal como indica Murat (2017), la producción y la demanda depende de aspectos como el tamaño del establecimiento, sus servicios (piscina, jacuzzi, golf) y tipo de instalaciones (jardines), etc. La producción de agua gris procede de los lavabos y grifos. Se deben excluir las aguas de cocinas, inodoros, lavavajillas, lavadoras por su índice de contaminación y, elevado número de agentes patógenos o restos fecales (Aqua España, 2016b).

Tabla 1. Promedio diario de producción de aguas grises l/persona/día

Unifamiliares		Plurifamiliares	
Duchas	30,10	22,50	Cubillo et al. (2008)
Grifos	46,80	30,10	Cubillo et al. (2008)
TOTAL	76,90	52,60	
Hoteles (total)			
50 - 150		Aqua-Riba (2015)	
50 - 150		Aqua España (2016b)	
80 - 140		Hotel 1, 5* (resort) (Murat, 2017)	
120 - 170		Hotel 2, 5 * (ciudad) (Murat, 2017)	

Según los datos de Catastro (2022), Son Servera cuenta con 1527 inmuebles unifamiliares y 4720 viviendas en edificios plurifamiliares. Por su parte, según el IBESTAT (2021b), el municipio tiene los siguientes establecimientos turísticos: 22 apartamentos turísticos, 5 hostales, 14 apartoteles, 4 hoteles de 3 estrellas, 9 hoteles de 4 estrellas y 1 hotel de 5 estrellas. Por otro lado, la distribución del número de personas por hogar tiene los siguientes porcentajes (IBESTAT, 2011): 1 persona el 20,36 %, 2 personas el 40,43 %, 3 personas el 18,46 %, 4 personas el 20,75 % y, 5 personas o más, no se dispone de información.

Dada la categoría, las características de la planta hotelera del municipio y sus servicios se ha considerado una producción promedio de agua gris de 100 l/huésped/día. Para estimar la producción total de las aguas grises en las viviendas ubicadas en el suelo urbano del municipio, se han aplicado los valores de producción de la Tabla 1 a la carga demográfica obtenida por años. Para ello, se han extrapolado los datos del padrón (IBESTAT, 2021a) y aplicado los porcentajes de personas residentes por hogar (IBESTAT, 2011). Al resultado logrado se le han aplicado los porcentajes del número de viviendas por tipología (Catastro, 2022). Por su parte, la generación de agua gris de los usos turísticos se ha extraído a partir del número de pernoctaciones urbanas y multiplicado el valor de generación promedio de 100 l/huésped/día. Al volumen total calculado, se le ha descontado las pérdidas en el sistema que, Zadeh et al. (2012) estiman en los sistemas descentralizados de reutilización de aguas grises en un 10%. Las pérdidas se originan en los procesos de tratamiento y filtrado del agua.

4.3.4. Demanda de agua no potable

La Tabla 2 muestra los valores de la demanda de agua no potable por persona, uso y tipología de vivienda. Se han tenido en cuenta los usos para la recarga de cisternas y el

riego de jardines (Loux et al., 2012). Las recargas de las cisternas se han considerado constantes durante todo el año. Por su parte, el consumo de agua de riego depende de las necesidades hídricas de las especies que, varían en función de la época del año (Aqua España, 2016b). En los cálculos, se han aplicado los valores de Domènech y Saurí (2011).

Tabla 2. Demanda de agua no potable

Aplicación	Unifamiliares	Plurifamiliares y hoteles	Referencia
Recarga de cisternas de inodoro	27 l/persona/día	30 l/persona/día	Domènech y Saurí (2011) Kilinc et al., (2023)
Riego de jardines	2-6 l/m ² /día		Aqua España (2016 b)
	Invierno = 0,230 l/m ² /día Primavera = 0,730 l/m ² /día Verano = 2,645 l/m ² /día Invierno = 0,115 l/m ² /día		Domènech y Saurí (2011)

4.3.5. Análisis económico

Por último, en el trabajo se realiza el cálculo del periodo de recuperación de la inversión o payback (ecuación 5). Este indicador cuantifica el tiempo en que se tarda en recuperar una inversión, con los flujos de caja generados en el futuro por la misma (Rosa y Ghisi, 2021). Los gastos de construcción, la puesta en funcionamiento, los costes energéticos y el mantenimiento deben ser compensados con el ahorro de agua según el coste de la factura en un periodo de tiempo determinado (Domènech y Saurí, 2011; Ghafourian et al., 2022).

$$\sum_{j=0}^{T_p} \frac{F_j}{(1+i)^n} = 0 \quad (\text{Ec. 5})$$

Donde: T_p = es el periodo de recuperación o tiempo de pago de la inversión (años); F_j = es el flujo neto en el periodo j (€); i = es el valor de la inversión inicial (€); n = es el horizonte de evaluación (años)

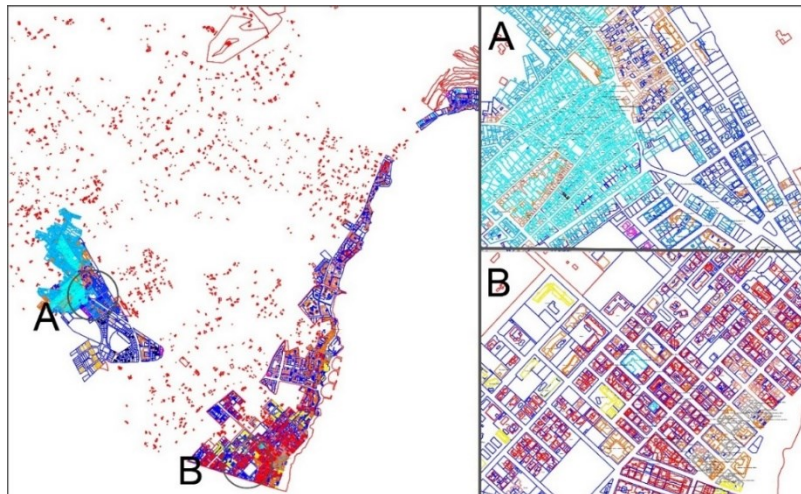
4.4. Resultados y discusión

4.4.1. *Recolección de agua de lluvia y producción de aguas grises recicladas*

En la Figura 5 se ven diferenciadas por colores las distintas capas generadas en el plano de Catastro. Del análisis geoespacial se ha obtenido una superficie total de recogida en las cubiertas de las edificaciones en suelo urbano de 626 755,77 m². Cabe mencionar que se han excluido las pequeñas superficies de recolección, tales como: cobertizos, centros de transformación eléctricos, etc.

La Tabla 3 muestra la disminución potencial de la extracción de agua desde las MASb, que supondría la puesta en marcha de los sistemas combinados descentralizados en todos los edificios del municipio ubicados en suelo urbano. El objetivo es fijar un punto de partida, para valorar las posibilidades de este planteamiento de gestión del agua a largo plazo (Kim et al, 2022). No obstante, es importante considerar que, en algunos inmuebles existentes, la adaptación de esta tecnología entraña ciertos problemas como disponer de espacio para los depósitos y, los equipos de filtración y tratamiento. Además, de los costes de reposición de revestimientos y pavimentos al acometer una red secundaria de tuberías. No obstante, existen diversas formas de abordar estos desafíos, los cuales pueden ser subsanables si se realizan las inversiones adecuadas. Una opción es aprovechar los espacios inutilizados en los edificios, para instalar los depósitos y los equipos. Del mismo modo, en algunos casos es posible integrar estas instalaciones a las infraestructuras existentes y, también, emplear equipos de tratamiento compactos. Asimismo, como anuncian Domènech y Saurí (2011) y, Saurí y Garcia-Acosta (2020), en instalaciones de aprovechamiento de aguas pluviales otorgar subvenciones puede incentivar su expansión. En Son Servera, las directrices de las NN.SS son dotar de estas instalaciones a los edificios de reforma integral y a los nuevos proyectos, para fijar un cambio en la gestión del agua.

Figura 5. Distribución espacial de las cubiertas (captación del agua de lluvia)



Fuente: elaboración propia a partir del plano de Catastro y la ortofoto del año 2018 (Catastro, 2020)

El clima en Son Servera es mediterráneo. En el periodo de tiempo entre el año 2008 y el año 2019 se han producido años secos y otros años húmedos, aspecto que influye en la captación de agua pluvial. Por su parte, la carga demográfica por años se ha calculado a partir de los datos del padrón y la población flotante (IBESTAT, 2021a, 2022). El IPH anual en Son Servera se mantuvo constante en ese periodo de tiempo con leves diferencias entre años. Según los datos extraídos de la CMAIT (2023b), el suministro (incluyendo las pérdidas de las redes de abastecimiento) mantuvo cierta continuidad entre los años 2011 al 2015. Posteriormente se redujo hasta el año 2018 y, por el incremento del IPH anual del año 2019, se produjo un leve repunte en ese mismo año. Respecto a las dotaciones de suministro urbano se observa una tendencia a la baja a partir del año 2016, situándose en el año 2019 en 291,298 l/hab./día. En cuanto a la dotación del consumo urbano (excluyendo las pérdidas de las redes de abastecimiento) para ese mismo año se situó en 239,207 l/hab./día. El cálculo de las dotaciones se ha obtenido a partir de la carga demográfica anual (padrón más pernoctaciones en establecimientos hoteleros y apartamentos turísticos) y los datos de consumo urbano, donde están incluidos los consumos domésticos y los turísticos. Es importante mencionar que, existen diferencias significativas entre los consumos residenciales y el de los hoteles. Según el estudio realizado en la costa de Alicante por Morote et al. (2018), la media de consumo en el año 2015, en los hoteles de Alicante (desde 1 estrella a 5 estrellas) se situó en 214 l/plaza/día. Se registró un máximo de 338 l/plaza/día (5 estrellas) y, un mínimo de 143 l/plaza/día (1 estrella). Por su parte, en Benidorm, la media en el año 2015 se ubicó en 416 l/plaza/día. El máximo fue de 520

l/plaza/día (5 estrellas) y el mínimo 287 l/plaza/día (1 estrella). La diferencia del consumo de agua entre los hoteles analizados de las dos poblaciones se vincula a la categoría (servicios disponibles), al tamaño de los establecimientos y a la ocupación anual (Murat, 2017; Morote et al., 2018).

Tabla 3. Demanda de agua urbana, producción de agua pluvial y grises recicladas en Son Servera

Año	P. Med. mm	IPH N.º personas	S. hm³	C. hm³	P. %	Dot. S. l/hab./ día	Dot. C. l/hab./ día	Dot. P. l/hab./ día	Y_R hm³	Y_G hm³	$Y_R + Y_G$ hm³	$Y_R + Y_G$ S. %	$Y_R + Y_G$ C. %
2008	635,00	5 833 451	2,001	1,605	19,81	343,022	275,137	67,953	0,241	0,406	0,647	32,332	40,309
2009	453,90	5 873 188	1,986	1,586	20,18	338,147	270,041	68,238	0,172	0,405	0,577	29,047	36,373
2010	702,50	5 986 999	1,982	1,580	20,26	331,051	263,905	67,071	0,267	0,412	0,679	34,245	42,958
2011	340,00	5 867 386	2,024	1,602	20,85	344,958	273,035	71,924	0,129	0,402	0,531	26,219	33,126
2012	390,70	5 932 069	2,036	1,612	20,85	343,219	271,743	71,561	0,148	0,415	0,564	27,681	34,961
2013	317,70	5 812 268	2,049	1,621	20,85	352,530	278,893	73,503	0,120	0,409	0,529	25,836	32,658
2014	293,20	5 914 123	2,061	1,631	20,85	348,488	275,781	72,660	0,111	0,413	0,525	25,455	32,166
2015	352,70	6 024 846	2,073	1,641	20,85	344,075	272,372	71,740	0,134	0,418	0,552	26,617	33,624
2016	184,20	6 010 691	1,731	1,445	16,52	287,987	240,405	47,575	0,070	0,421	0,491	28,353	33,964
2017	289,40	5 924 369	1,711	1,466	14,31	288,807	247,453	41,575	0,110	0,415	0,525	30,663	35,787
2018	510,40	5 985 067	1,740	1,432	17,70	290,724	239,262	51,458	0,194	0,420	0,614	35,284	42,873
2019	210,70	6 116 347	1,782	1,463	17,88	291,298	239,207	52,091	0,080	0,432	0,512	28,754	35,016

Leyenda: P. Med.: Precipitación Media acumulada; IPH: Indicador de Presión Humana anual; S: Suministro; C: Consumo; P: Pérdidas; Dot. S.: Dotación Suministro; Dot. C.: Dotación Consumo; Dot. P.: Dotación Pérdidas; Y_R : Producción de agua de lluvia por frecuencia temporal; Y_G : Producción de aguas grises; $Y_R + Y_G$ S. (%): Porcentaje de agua producida (pluviales + grises) respecto a la suministrada; $Y_R + Y_G$ C. (%): Porcentaje de agua producida (pluviales + grises) respecto a la consumida

Fuente: AEMET; Catastro (2020); CMAIT (2023b)

Por su parte, en los usos residenciales, el estudio realizado por Cubillo et al. (2008) en la Comunidad de Madrid, en el año 2006 estimaron la dotación en plurifamiliares de 125 l/hab./día y en 206 l/hab./día en las viviendas unifamiliares. Hof y Schmitt (2011) en su trabajo de estimación de patrones de consumo de agua en suelo urbano y turístico de Mallorca establecieron consumos de 188 l/hab./día en el Toro (zona residencial de alta densidad con el 96 % de vivienda unifamiliar). A su vez, en Santa Ponsa, la dotación la calcularon en 210 l/hab./día (desarrollo urbanístico extensivo con prevalencia de vivienda unifamiliar con jardín). La media nacional de consumo doméstico se fijó en el año 2021 en 132 l/hab./día, por la Asociación Española de Abastecimiento de Agua y Saneamiento

(AEAS) y la Asociación Española de Empresas Gestoras de los Servicios de Agua a Poblaciones (AGA) (AEAS-AGA, 2021). Hof y Schmitt (2011) en su estudio concluyen que, el tamaño de las parcelas y los usos en exteriores (piscina y jardín) condicionan los patrones de consumo residencial.

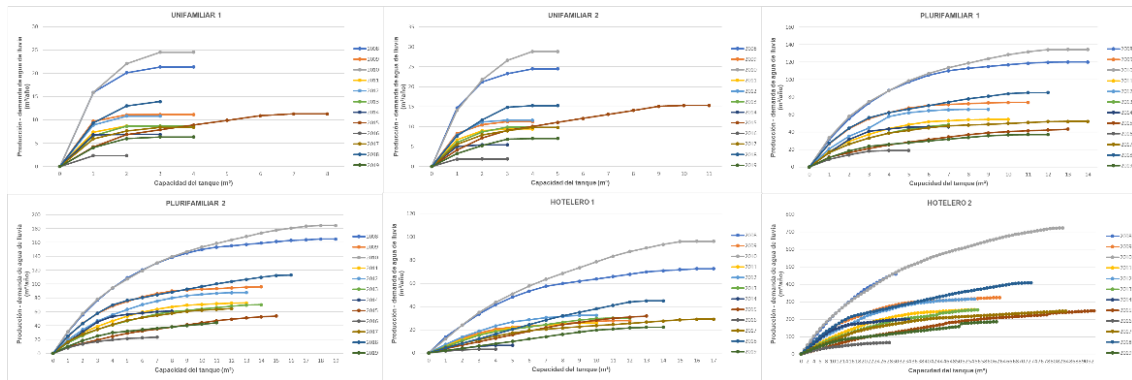
Respecto a la oferta de agua de lluvia se ha obtenido un valor mínimo de 0,070 hm³/año, un valor máximo de 0,267 hm³/año y un promedio de 0,148 hm³/año. Por su parte, para calcular la producción de las aguas grises se han aplicado los valores de la Tabla 1, en función del número de residentes por tipología de vivienda. En los hoteles se ha aplicado al número de pernoctaciones urbanas el valor promedio de 100 l/huésped/día. Los resultados arrojan un valor mínimo de 0,402 hm³/año, un valor máximo de 0,432 hm³/año y un promedio de 0,414 hm³/año. La combinación de ambos sistemas de reutilización ha supuesto un mínimo de 0,491 hm³/año, un máximo de 0,679 hm³/año y un promedio de 0,562 hm³/año. Realizados los cálculos en la serie temporal entre los años 2008 al 2019, los resultados muestran el potencial de la estrategia en el entorno urbano. Si comparamos la oferta producida de recurso alternativo con el suministro de agua potable, en promedio, asciende al 29,21 %. Respecto al consumo (excluyendo pérdidas en las redes) el promedio se incrementa hasta el 36,15 %. En este resultado se incluyen todas las viviendas en suelo urbano de la población sin excluir a las viviendas vacías.

Seguidamente, en la segunda parte del trabajo se evalúa la puesta en marcha de sistemas combinados descentralizados en inmuebles de nueva construcción, de uso doméstico y hotelero. De manera similar al trabajo de Kilinc et al. (2023), se han elegido las tipologías más representativas en el suelo urbano del municipio. Los cálculos integran a dos inmuebles por tipología: unifamiliar, plurifamiliar y hotelera. En relación a los hoteles, se han examinado dos establecimientos con una categoría de 4 estrellas. El Hotel 1 cuenta con 160 habitaciones y 312 plazas. Por su parte, el Hotel 2 alberga 397 habitaciones y 794 plazas totales. En los edificios residenciales se ha considerado un uso constante durante todo el año. En los hoteles, se ha tenido en cuenta una temporalidad de siete meses, de abril a octubre. Los datos de la ocupación hotelera del municipio se han extraído de las estadísticas oficiales (IBESTAT, 2021c). La máxima ocupación se ha dado en los meses de verano. En promedio, en el periodo entre el año 2008 y el año 2019, la ocupación ha sido del 72,78 %. El máximo se produjo en el año 2013 (77,80 %) y, el mínimo, en el año 2011 (66,33 %).

Las gráficas de la Figura 6 muestran, para cada inmueble, la capacidad idónea del tanque de almacenamiento de agua pluvial, según el índice de cobertura de la demanda de agua de lluvia (Ec. 4) (Domènech y Saurí, 2011; Campisano et al., 2017; Stec y Słyś, 2022), entre el año 2008 y el año 2019. La capacidad del tanque se ha dimensionado como un sistema aislado, para cubrir la máxima demanda de agua no potable, debido a su mejor calidad y menores tratamientos, comparativamente con las aguas grises (Loux et al., 2012; Vallès-Casas et al., 2016). Para su cálculo, se estima diariamente la producción que entra en el depósito (Ec.1). A este valor, se le resta la demanda diaria (Ec.2) y, se obtiene el agua almacenada en el tanque al final del día (Ec.3). A continuación, en función del nivel de reservas del día anterior, se efectúa la misma operación con los datos diarios de entrada y salida. El tanque tendrá días sin recarga que, junto al consumo ocasionará que esté vacío. Por el contrario, habrá días que, el volumen de agua en el tanque al final del día más la recarga menos la demanda sea superior a la capacidad máxima del tanque y, por tanto, se producirá un rebose. Definitivamente, el volumen del tanque óptimo es aquel que proporciona un mayor índice de cobertura (Ec.4) promedio minimizando los reboses. La oferta de agua y la demanda en cada edificio analizado condicionan el volumen adecuado del depósito. Se deben evitar tanques pequeños que generen muchos reboses o, tanques sobredimensionados que estén con poca agua en periodos de tiempo prolongados.

En la Tabla 4 aparecen los datos hidráulicos de los edificios estudiados diferenciados por uso y tipología, en el periodo temporal del año 2008 al año 2019. Para dimensionar la producción de agua de lluvia en los hoteles, se ha considerado la pluviometría registrada a hotel abierto, de abril a octubre. Por su parte, el número de residentes en los edificios residenciales se ha seleccionado a partir de los datos más representativos de la distribución de personas por hogar del IBESTAT (2011). El número de huéspedes se ha calculado a partir de las plazas de cada establecimiento y de la ocupación promedio del municipio (IBESTAT, 2022).

Figura 6. Capacidad óptima del tanque de agua pluvial



Fuente: elaboración propia a partir de la Norma UNE-EN 16941-1 (AENOR, 2019)

Tabla 4. Indicadores hidráulicos por tipología de edificación (2008-2019)

Variables	Unifamiliar 1	Unifamiliar 2	Plurifamiliar 1	Plurifamiliar 2	Hotelero 1	Hotelero 2
Precipitación mm/año (AEMET)	388,08	388,08	388,08	388,08	173,54	173,54
Superficie de la cubierta m ²	100,00	150,00	400,00	600,00	700,00	3000,00
N.º de residentes, plazas promedio (IBESTAT, 2011, 2022)	2,00	4,00	30,00	60,00	232,81	592,46
Coefficiente de eficacia de tratamiento hidráulico (e)	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
Capacidad óptima del depósito de pluviales m ³ (Figura 6)	4,00	5,00	11,00	15,00	13,00	60,00
Agua de lluvia captada m ³ /año (Ec.1)	31,20	46,80	124,79	187,19	219,51	935,96
Reboses m ³ /año	0,69	0,00	1,89	3,26	3,23	24,98
Pérdidas en los sistemas de pluviales % (Kakoulas et al., 2022; Aqua España, 2016b; Jing et al., 2017)	35,00	35,00	35,00	35,00	35,00	35,00
Volumen de agua pluvial para su aprovechamiento m ³ /año	19,83	30,42	79,89	119,56	140,58	592,14
Capacidad del depósito de aguas grises tratadas m ³ (Aqua España, 2016b)	0,50	1,00	2,00	3,00	9,00	36,00
Producción de aguas grises tratadas m ³ /año (Tabla 1)	56,14	112,27	557,97	1151,94	4888,94	12 441,42
Pérdidas en el sistema de aguas grises % (Zadeh et al., 2012)	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00	10,00
Producción de aguas grises tratadas – pérdidas m ³ /año	50,52	101,05	518,37	1036,75	4400,04	11 197,55
Producción de agua de lluvia y grises tratadas m ³ /año	70,35	131,47	598,26	1156,30	4540,63	11 789,69
Demanda de recarga de cisternas de inodoro m ³ /año (Domènech y Saurí, 2011; Kilinc et al., 2023)	19,71	43,80	328,50	657,00	1466,68	3732,52
Superficie de jardín regable m ²	50,00	100,00	200,00	300,00	500,00	800,00
Demanda de agua en jardines m ³ /año (Aqua España, 2016 b)	16,74	33,48	66,96	100,44	167,40	267,84
Demanda de agua no potable m ³ /año (Tabla 2)	36,45	77,28	395,46	757,44	1634,08	4000,36
Agua no potable consumida respecto a la producida %	51,81	58,78	66,10	65,51	35,99	33,93
Consumo diario de agua potable l/hab./día (Hof y Schmitt, 2011; Cubillo et al., 2008; Morote et al., 2018)	210,00	210,00	125,00	125,00	329,00	329,00
Consumo anual de agua potable m ³ /día (Cubillo et al., 2008; Morote et al., 2018)	153,30	306,60	1368,75	2737,50	16 084,61	40 933,27

Variables	Unifamiliar 1	Unifamiliar 2	Plurifamiliar 1	Plurifamiliar 2	Hotelero 1	Hotelero 2
Demanda de agua no potable respecto al agua potable consumida %	23,78	25,21	28,89	27,67	10,16	9,77

Fuente: elaboración propia

En la instalación de aprovechamiento de agua de lluvia, se han incluido los volúmenes óptimos de los depósitos de cada edificio (Figura 6). Con la información anterior, se ha contabilizado la oferta disponible de agua de lluvia (Ec.1; Ec.2; Ec.3). Seguidamente, se han cuantificado las producciones de las aguas grises (Tabla 1) y las demandas de agua no potable (Tabla 2). Con la suma de ambos volúmenes se ha cuantificado el volumen total de recurso alternativo generado disponible para su uso. A continuación, con las dotaciones diarias de agua, en función de la tipología del edificio (Cubillo et al., 2008; Hof y Schmitt, 2011; Morote et al., 2018) se ha calculado el consumo anual de agua potable. Finalmente, se ha comparado porcentualmente, la demanda de agua no potable, con el consumo de agua potable. En el análisis llevado a cabo se observa que la producción de recurso alternativo excede a la necesidad de agua no potable en todos los edificios.

4.4.2. Cálculos económicos

A continuación, se cuantifica el coste de las instalaciones descentralizadas combinadas de cada inmueble (Tabla 5). Los costes integran tanto la construcción como la explotación y el mantenimiento de las mismas. Los precios aplicados son del Generador de precios de la construcción de España (CYPE Ingenieros S.A., 2021). Los equipos del sistema de aprovechamiento de agua de lluvia realizan un filtrado del agua antes de su entrada en el depósito de almacenamiento (Aqua España, 2016a). Por su parte, para las aguas grises tratadas, se ha optado por equipos con tratamiento biológico y ultrafiltración. La tecnología seleccionada, en sus reactores biológicos realizan un proceso aerobio para descomponer la materia orgánica. Posteriormente, el agua es ultrafiltrada, para separar los sólidos en suspensión y los coloides (Aqua España, 2016b). Estos equipos minimizan los malos olores respecto a los procesos físicos y fisico-químicos y, reducen el coste de la aplicación de productos químicos (Domènech y Vallès, 2014).

Tabla 5. Coste de las infraestructuras en nuevas edificaciones

Variables	Unifamiliar 1 (€)	Unifamiliar 2 (€)	Plurifamiliar 1 (€)	Plurifamiliar 2 (€)	Hotelero 1 (€)	Hotelero 2 (€)
AGUAS PLUVIALES						
RECOLECCIÓN	812,46	1033,80	2322,70	3216,37	3669,89	10 720,15
TRATAMIENTO	542,52	542,52	671,00	671,00	1149,28	2712,60
ALMACENAMIENTO	3543,19	4428,99	9743,77	13 286,96	11 515,36	53 147,83
DISTRIBUCIÓN Y CONTROL	551,40	663,38	2656,95	3051,07	3288,79	16 866,49
TOTAL PLUVIALES	5449,57	6668,69	15 394,42	20 225,40	19 623,32	83 447,07
MANTENIMIENTO, EXPLOTACIÓN €/año	95,98	103,96	247,10	288,80	589,00	990,60
AGUAS GRISAS RECICLADAS						
PRODUCCIÓN	242,52	376,10	1126,26	1738,29	2940,77	6444,58
TRATAMIENTO	4630,51	6810,93	19 798,89	22 417,80	36 179,06	90 662,28
ALMACENAMIENTO	311,36	622,72	1245,43	1868,15	5604,45	22 417,82
DISTRIBUCIÓN Y CONTROL	470,70	501,98	2387,95	2513,07	7930,76	15 252,49
TOTAL GRISAS RECICLADAS	5655,09	8311,73	24 558,53	28 537,31	52 665,04	134 777,17
MANTENIMIENTO, EXPLOTACIÓN €/año	163,25	181,61	453,33	549,24	1124,70	2048,38
TOTAL INFRAESTRUCTURA	11 104,66	14 980,42	39 952,95	48 762,71	72 288,36	218 224,24

Fuente: elaboración propia a partir de CYPE Ingenieros S.A. (2021)

La Tabla 6 muestra el precio del agua del municipio, compuesto por una cuota tributaria municipal de consumo (Artículo 6º, Ordenanza N.º 23) (Ajuntament de Son Servera, 2002) y el canon balear fijo y variable de la Agència Tributària de les Illes Balears (AT, 2021). El coste del agua subterránea es muy variable, depende del coste de la energía para su extracción que, lógicamente, penaliza a los niveles del agua más profundos (Custodio, 2022). Por otro lado, en la Tabla 7 se ven los precios del agua obtenidos en los edificios evaluados. El estudio de la AEAS-AGA (2019) fijó el precio medio en las Islas Baleares en 2,39 €/m³ para uso doméstico y 3,38 €/m³ ponderados todos los usos. Por su parte, la media del estado se ubicó en 1,88 €/m³ y 2,04 €/m³ respectivamente. Las Islas Baleares se encuentra entre las comunidades con mayor precio de abastecimiento del agua, muy lejos de comunidades como Castilla León que tiene el menor precio del Estado con 1,17 €/m³ y 1,28 €/m³ (AEAS-AGA, 2019). Los cálculos en los hoteles se realizan a hotel abierto. Se aprecia en los precios resultantes la influencia de los bloques de consumo crecientes. Al mismo tiempo en los hoteles, la repercusión del canon variable por plaza hotelera, aunado a una alta demanda incrementan el precio del m³.

Tabla 6. Precio del agua por bloques en Son Servera

Cuota consumo de agua m ³ /mes. Tarifa municipal	Tasas €/m ³	Servicio €/mes	Mantenimiento €/mes
Bloque 0 (< 5 m ³ /mes)	0,13	1,29	0,33
Bloque 1 (5 a 12 m ³ /mes)	0,40	1,29	0,33
Bloque 2 (12 a 25 m ³ /mes)	0,81	3,23	0,52
Bloque 3 (25 a 50 m ³ /mes)	1,21	6,47	0,74
Bloque 4 (> 50 m ³ /mes)	1,61	10,66	1,71

Canon balear, cuota variable	(m ³)	(€)
Cuota variable con carácter general	1,00	0,294
Bloque 1 (0 a 6 m ³ /mes)	1,00	0,285
Bloque 2 (6 a 10 m ³ /mes)	1,00	0,428
Bloque 3 (10 a 20 m ³ /mes)	1,00	0,571
Bloque 4 (20 a 40 m ³ /mes)	1,00	1,143
Bloque 5 (> 40 m ³ /mes)	1,00	1,714

Canon balear, cuota fija	(Ud.)	(€)
Tarifa doméstica por cada vivienda (Ud.,)	1,00	3,998
Por cada plaza en establecimiento hotelero de 5 estrellas	1,00	3,998
Por cada plaza en establecimiento hotelero de 4 estrellas	1,00	2,992
Por cada plaza en establecimiento hotelero de 3 estrellas	1,00	2,003
Por cada plaza en establecimiento hotelero de 2 estrellas	1,00	1,500
Por cada plaza en establecimiento hotelero de 1 estrella	1,00	0,997

Fuente: Ajuntament de Son Servera (2002) ; Agència Tributària de les Illes Balears (2021)

En el análisis económico se han considerado los periodos de amortización de la tabla de la AT, siendo los siguientes: 18 años (bombas, filtros y equipos de tratamiento), 30 años (depósitos) y 40 años (redes de distribución). Para calcular el periodo de retorno (Ec. 5) se estima el tiempo en que los beneficios compensan los costes de inversión y explotación de los sistemas descentralizados de reutilización. El beneficio se refiere al ahorro en la factura del suministro de agua potable que se logra al reemplazarla por recurso alternativo, para usos no potables (Rosa y Ghisi, 2021). No obstante, en entornos mediterráneos, la rentabilidad difiere entre los sistemas de aprovechamiento de agua de lluvia, los de grises tratadas y los combinados, siendo estos últimos los más rentables (Ramonell, 2007; Yip et al., 2019). En los inmuebles unifamiliares, en términos estrictamente económicos, la implementación de las instalaciones combinadas no llega a recuperar los costes de inversión, de explotación y de mantenimiento. Por su parte, en los edificios plurifamiliares los sistemas descentralizados se consideran de gestión comunitaria. Al aunar los costes de las facturas de todas las viviendas se producen los siguientes periodos de recuperación: 16,01 años en la Plurifamiliar 1 y 35,05 años en la Plurifamiliar 2. Por su parte, en el Hotel 1 se necesitan 15,08 años y en el Hotel 2 se retorna en 26,00 años.

Tabla 7. Precios del agua resultantes en los edificios evaluados

	Unifamiliar 1	Unifamiliar 2	Plurifamiliar 1	Plurifamiliar 2	Hotelero 1	Hotelero 2
N.º Viviendas	1,00	1,00	8,00	22,00	1,00	1,00
N.º Residentes	2,00	4,00	30,00	60,00	232,81	592,46
N.º Residentes/vivienda	2,00	4,00	3,75	2,72	232,81	592,46
Bloque municipio (€/mes)	10,348	30,916	11,549	4,148	3699,46	9414,65
Mantenimiento municipio (€/mes)	0,520	0,740	0,52	0,33	1,710	1,710
Servicio municipio (€/mes)	3,230	6,470	3,230	1,290	10,660	10,660
Canon fijo balear (€)	3,999	3,999	3,999	3,999	696,568	1 772,871
Canon variable balear (€)	7,295	29,204	8,141	5,921	3938,431	10 025,820
Total (€/mes)	25,391	71,328	27,439	15,687	8346,829	21 225,712
Consumo (m³/mes)	12,775	25,550	14,258	10,369	2 297,801	5 847,609
Total (€/m³)	1,987	2,791	1,924	1,512	3,632	3,629

Fuente: elaboración propia

En España, la producción de agua desalada marina tiene un precio medio entre los 0,6 y 1 €/m³ (Zarzo, 2020). De acuerdo con Gómez-González (2022) la ABAQUA ha propuesto la aplicación de una tarifa única en Mallorca para el agua desalada. Esta armonización de precios premiará a los municipios que cuiden su consumo y asegurará el buen funcionamiento de la red en alta. La tarifa se divide en una parte fija y una variable. La cuota fija corresponde a la cuota de conexión para el mantenimiento del sistema, por otro lado, la variable se establecería según un acuerdo de compra anual con una tarifa progresiva que penaliza las desviaciones respecto a las cantidades acordadas de inicio. En cualquier caso, la inversión para que el Levante cuente con producción de desaladas o transporte en alta será elevada, al no disponer actualmente de ninguna planta ni anillo de conexión con las existentes. De igual manera, las plantas desalinizadoras demandan mucha energía y producen subproductos como la salmuera que causan un impacto al medioambiente (Moossa et al., 2022). Las políticas de la gestión de la demanda inciden en el manejo del recurso para paliar los periodos secos. Es decir, ponen en marcha acciones que repercuten directamente en el precio del agua o bien, acciones no tarifarias (Tortajada et al., 2019). Las segundas promueven tecnologías para el ahorro, la reparación de fugas, el diseño de campañas de sensibilización (Stec y Słyś, 2022) y el fomento de la xerojardinería (Domènech y Saurí, 2011), entre otras.

4.5. Conclusiones

Los resultados de la investigación ratifican que, la implementación de sistemas combinados descentralizados en los edificios de Son Servera mejoraría la gestión sostenible del recurso hídrico y optimizaría el ciclo urbano del agua. En el periodo comprendido entre

el año 2008 y el año 2019, en promedio, la oferta potencial de recurso hídrico alternativo asciende a 0,562 hm³/año. Esto supone un valor del 29,21 % del agua potable suministrada y el 36,15 % del volumen consumido. Es importante remarcar que estos resultados son con miras al futuro, ya que se incluyen a todas las viviendas de la población en suelo urbano. Esta estrategia presenta limitaciones técnicas y económicas derivadas de la implantación de los sistemas híbridos en las edificaciones existentes. No obstante, con un nivel de inversión adecuada estos obstáculos pueden ser franqueados.

Examinados distintos inmuebles de nueva construcción, en usos hoteleros y residenciales se obtiene que, en las unifamiliares evaluadas, la demanda de agua potable se reduce en torno al 25 %, en las plurifamiliares en un 27 % y, en los hoteles en un 10 %. Los porcentajes obtenidos son alentadores, incluso en un territorio de clima mediterráneo de baja pluviometría. En relación a la inversión en las viviendas unifamiliares no llega a recuperarse. Por su parte, en la Plurifamiliar 1 se recupera en 16,01 años y en la Plurifamiliar 2 en 35,05 años. A su vez, en el Hotel 1 en 15,08 años y el Hotel 2 en 26,00 años.

El planteamiento de manejo de agua analizado desde el lado de la demanda no debe considerarse exclusivamente bajo el prisma económico. La reutilización fomenta la recuperación del buen estado químico y cuantitativo de las MASb, según dicta la DMA. Asimismo, puede complementar al abastecimiento de agua desalinizada cuando el municipio cuente con ella. Su uso puede satisfacer a los picos de demanda y reducir la extracción en los acuíferos que producen su sobreexplotación. Por último, remarcar las externalidades positivas que generan en el contexto actual de CC y en un territorio con periodos con escasez de agua. Como nuevas vías de investigación se propone extrapolar la investigación a otras poblaciones vecinas, para determinar la disminución del nivel de extracción de agua subterránea, con el fin de aliviar la presión sobre los acuíferos del Levante mallorquín.

4.6. Bibliografía

Abdulla, F. (2019). Rainwater harvesting in Jordan: potencial water saving, optimal tank sizing and economic análisis. *Urban Water Journal*, 17(2020), 446-456. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2019.1648530>

AEAS-AGA (2019). *Precio de los servicios de abastecimiento y saneamiento en España*. Recuperado de: <https://www.aeas.es/component/content/article/53-estudios/estudios-tarifas/82-estudio-de-tarifas-2019?Itemid=101>

AEAS-AGA (2021). *XVI Estudio Nacional*. Recuperado de: <https://www.aeas.es/>

AENOR (2019). *Sistemas in situ de agua no potable. Parte 1: Sistemas para la utilización de agua de lluvia*. UNE-EN 16941-1. Asociación Española de Normalización y Certificación. Madrid. España.

AENOR (2021). *Sistemas in situ de agua no potable. Parte 2: Sistemas para la utilización de aguas grises tratadas*. UNE-EN 16941-2. Asociación Española de Normalización y Certificación. Madrid. España.

Agencia Estatal de Meteorología (2022). *Open data*. Recuperado de: https://www.aemet.es/es/datos_abiertos/AEMET_OpenData

Agència Tributària de les Illes Balears (2021). *Canon de saneamiento de aguas*. Recuperado de: <https://www.atib.es/TA/contenido.aspx?Id=9858&lang=es>

Allan, C., Xia, J., & Wostl, C.P. (2013). Climate change and water security: challenges for adaptive water management. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 5 (6), 625-632. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.09.004>

Aqua España (2016a). Asociación Española de Empresas de Tratamiento y Control de Aguas. *Guía Técnica de aprovechamiento de aguas pluviales en edificios*.

Aqua España (2016b). Asociación Española de Empresas de Tratamiento y Control de Aguas. *Guía Técnica de recomendaciones para el reciclaje de aguas grises en edificios*.

Baltanás, A. (2014). Algunas consideraciones sobre la desalación en España. En *Iagua*. Recuperado de: <https://www.iagua.es/blogs/adrian-baltanas/algunas-consideraciones-sobre-la-desalacion-en-espana>

Campisano, A., Giuseppe A., & Carlo, M. (2017). Water Saving and Cost Analysis of Large-Scale Implementation of Domestic Rain Water Harvesting in Minor Mediterranean Islands. *Water*, 9 (12), 916. <https://doi.org/10.3390/w9120916>

Capodaglio, A.G. (2021). Fit-for-purpose urban wastewater reuse: Analysis of issues and available technologies for sustainable multiple barrier approaches. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 51, 1619-1666. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1763231>

Catastro (2020). Sede Electrónica del Catastro. Consulta masiva. Recuperado de: <https://www.sedecatastro.gob.es/>

Catastro (2022). Estadística del Catastro Inmobiliario Urbano. Recuperado de: http://www.catastro.minhap.gob.es/esp/estadistica_4.asp

Cobacho, R.; Martín, M.; Palmero, C.; Cabrera, E. (2012). Key points in the practical implementation of greywater recycling systems. The Spanish situation in the global context. Water Science & Technology: Water Supply. IWA Publishing.

Comunidad Autónoma de las Illes Balears. Decreto-ley 1/2015, de 10 de abril, por el que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica para la demarcación hidrográfica intracomunitaria de Las Illes Balears.. Boletín Oficial del Estado, 18 de agosto de 2015, no. 197, p. 74853 a 74999. <https://www.boe.es/eli/es-ib/dl/2015/04/10/1>

Comunidad Autónoma de las Illes Balears. Decreto 54/2017, de 15 de diciembre, por el que se aprueba el Plan especial de actuaciones en situación de alerta y eventual sequía en las Illes Balears.. Boletín Oficial de les Illes Balears, 19 de diciembre de 2017, no. 155. <https://www.caib.es/eboibfront/eli/es-ib/d/2017/12/15/54/dof/cat/html>

Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2023a). Propuesta de proyecto del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrológica de las Illes Balears (tercer ciclo 2022-2027) y de su Estudio Ambiental Estratégico. Recuperado de: https://www.caib.es/sites/aigua/es/proposta_projecte/

Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2023b). Portal de l'Aigua de les Illes Balears. Consumo urbano de agua. Recuperado de: https://www.caib.es/sites/aigua/es/consumo_agua/

Cubillo, F., Ortega, S., Moreno, T. (2008). Cuaderno 04 de I+D+i. Microcomponentes y factores explicativos del consumo doméstico de agua en la Comunidad de Madrid. Colección: Canal de Isabel II. Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Agricultura - Canal de Isabel II

Custodio, E. (2022). Consideraciones sobre el pasado, presente y futuro de las aguas subterráneas en España. *Ingeniería del agua*, 26(1), 1-17. <https://doi.org/10.4995/Ia.2022.16245>

CYPE Ingenieros, S.A. (2021). Generador de precios de la construcción. España. Recuperado de: <http://www.generadordeprecios.info/>

Deyà, B., & Tirado, D. (2011). El consum d'aigua del sector turístic en les destinacions costaneres. Una aplicació a la planta hotelera de les Illes Balears. *Estudis d'història agrària*, 23 (2010-2011), 195-208. <https://doi.org/10.1344/eha.2010.23.195-208>

Domènech, L., & Saurí, D. (2011). A comparative appraisal of the use of rainwater harvesting in single and multifamily buildings of the Metropolitan Area of Barcelona (Spain): social experience, drinking water savings and economic costs. *Journal of Cleaner Production*, (19), 598-608. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.11.010>

Domènech, L., & Vallès, M. (2014). Local regulations on alternative water sources: grey-water and rainwater use in the Metropolitan Region of Barcelona. *Investigaciones Geográficas*, 2014, 61: 87-96. <http://dx.doi.org/10.14198/INGEO2014.61.06>

Farreny, R., Gabarell, X., & Rieradevall, J. (2011). Cost-efficiency of rainwater harvesting strategies in dense Mediterranean neighbourhoods. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(2011), 686-694. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.01.008>

Garcia, C., Deyà-Tortella, B., Lorenzo-Lacruz, J., Morán-Tejeda, E., Rodríguez-Lozano, P., & Tirado, D. (2022). Zero tourism due to COVID-19: an opportunity to assess water consumption associated to tourism, *Journal of Sustainable Tourism*. <https://doi.org/10.1080/09669582.2022.2079652>

Garcia, C., Rodríguez-Lozano, P. (2020). Cinco aspectos clave en la gestión del agua en las Islas Baleares. In: Santamarta, J.C., Rodríguez-Martín, J. (Eds.) *Los procesos de planificación hidrológica en la península ibérica e islas en un contexto de cambio climático*. Madrid: Colegio Oficial de Ingenieros de Montes. pp. 251-268. ISBN: 978-84-09-24957-2

Ghafourian, M., Nika, C. E., Mousavi, A., Mino, E., Al-Salehi, M., & Katsou, E. (2022). Economic impact assessment indicators of circular economy in a decentralised circular water system — Case of eco-touristic facility. *Science of The Total Environment*, 822 (2022), 153602. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153602>

Global Water Partnership (2004). *Catalyzing Change: A handbook for developing integrated water resources management (IWRM) and water efficiency strategies*. Produced

by the Global Water Partnership (GWP) Technical Committee with support from Norway's Ministry of Foreign Affairs. Stockholm, Sweden: Global Water Partnership.

Grupo TRAGSA (2015). La Gestión Integral del Agua de Lluvia en Entornos Edificados.

España. Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. Boletín Oficial del Estado, 24 de julio de 2001, no. 176. <https://www.boe.es/eli/es/rdlg/2001/07/20/1/con>

España. Real Decreto 865/2003, de 4 de julio, por el que se establecen los criterios higiénico sanitarios para la prevención y control de la legionelosis. Boletín Oficial del Estado, 18 de julio de 2003, no. 171, p. 28055 a 28069. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2003/07/04/865>

España. Real Decreto 314/2006, de 17 de marzo, por el que se aprueba el Código Técnico de la Edificación. Boletín Oficial del Estado, 28 de marzo de 2006, no.74, p. 11816 a 11831. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2006/03/17/314>

España. Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el regimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Boletín Oficial del Estado, 8 de diciembre de 2007, no. 294, p. 50639 a 50661. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2007/12/07/1620>

España. Real Decreto 3/2023, de 10 de enero, por el que se establecen los criterios técnico-sanitarios de la calidad del agua de consumo, su control y suministro. Boletín Oficial del Estado, 11 de enero de 2023, no. 9, p. 4253 a 4354. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2023/01/10/3>

España. Real Decreto 49/2023, de 24 de enero, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Illes Balears.. Boletín Oficial del Estado, 10 de febrero de 2023, no. 35, p. 21621 a 21624. https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2023-3608

Gómez-González, J. M. (2022). Derecho y políticas ambientales en las Islas Baleares (Primer semestre 2022). *Revista Catalana De Dret Ambiental*, 13(1). <https://doi.org/10.17345/rcda3362>

Hernández-Hernández, M., Olcina, J., & Morote A.F. (2020). Urban Stormwater Management, a Tool for Adapting to Climate Change: From Risk to Resource. *Water*, 12(9), 2616. <https://doi.org/10.3390/w12092616>

Hof, A., & Schitt, T (2011). Urban and tourist land use patterns and water consumption: Evidence from Mallorca, Balearic Islands. *Land Use Policy*. 28, 792-804. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.01.007>

Institut d'Estadística de les Illes Balears. (2011). Hogares por municipio, distrito y tamaño del hogar. Recuperado de: https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/9cc677ad-ced2-475a-9e57-e0193466a532/2115f8a1-1307-4497-86d9-07d4c288d9c0/es/I101004_ho32.px

Institut d'Estadística de les Illes Balears. (2021a). Padrón (cifras de población): indicadores. Recuperado de: <https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/poblacio/padro/2acef6cf-175a-4826-b71e-8302b13c1262>

Institut d'Estadística de les Illes Balears. (2021b). Alojamientos turísticos por isla y municipio, tipo y categoría y año. Recuperado de: <https://www.caib.es/ibestat/estadistiques/economia/turisme/allotjaments-turistics/06f4cf63-e3a8-4d01-bf9a-32dd529b96b9>

Institut d'Estadística de les Illes Balears. (2021c). Ocupación de la oferta turística Recuperado de: <https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/economia/turisme/ocupacio-ofertaturistica-hotels/614884d6-737a-401d-a8c3-a35519b8fec9>

Institut d'Estadística de les Illes Balears. (2022). Pernoctaciones de los viajeros por periodo, municipio turístico y país de residencia. Recuperado de: <https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/economia/turisme/ocupacio-oferta-turistica-hotels/614884d6-737a-401d-a8c3-a35519b8fec9>

Jamali, B., Bach, P.M., & Deletic, A. (2020). Rainwater harvesting for urban flood management – An integrated modelling framework. *Water Research*, 171. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115372>

Jing, X., Zhang, S., Zhang, J., Wang, Y., & Wang, Y (2017). Assessing efficiency and economic viability of rainwater harvesting systems for meeting non-potable water demands in four climatic zones of China. *Resources, Conservation and Recycling*. 126, 74-85. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.07.027>

Kakoulas D.A., Golfinopoulos, S.K., Koumparou, D., & Alexakis, D.E. (2022). The Effectiveness of Rainwater Harvesting Infrastructure in a Mediterranean Island. *Water*, 14(5),716. <https://doi.org/10.3390/w14050716>

Kilinc, E.A., Tanik, A., Hanedar, A., & Gorgun, E. (2023), Climate change adaptation exertions on the use of alternative water resources in Antalya, Türkiye. *Frontiers in Environmental Science*. 10:1080092. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1080092>

Kim, J.E., Humphrey, D., & Hofman, J. (2022). Evaluation of Harvesting Urban Water Resources for Sustainable Water Management: Case Study in Filton Airfield, UK. *Journal of Environmental Management*, 2022. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1080092>

Lara García, A. (2018). Agua y espacio habitado. Propuestas para la construcción de ciudades sensibles al agua. Editorial Universidad de Sevilla.

Loux, J., Winer-Skonovd, R., & Gellerman, E. (2012). Evaluation of Combined Rainwater and Greywater for Multiple Development Types in Mediterranean climates. *Journal of Water Sustainability*, 2(1): 55–77.

Moossa, B., Trivedi, P., Saleem, H., & Zaidi, S.J. (2022). Desalination in the GCC countries- a review. *Journal of Cleaner Production*, 357. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131717>

Moral Ituarte, del L., Lara García, A., Otero Monrosi, L., Navarro Casas, J., Prieto Thomas, A., Lebrato Martínez, J., Pozo Morales, L., López Peña, M., Jiménez Talavera, A., Moreno Mejías, A., Navarro, L. (2015): Aqua-Riba. Guía para la incorporación de la gestión sostenible del agua en áreas urbanas. Aplicación a la rehabilitación de barriadas en Andalucía. Consejería de Fomento y Vivienda de la Junta de Andalucía. Disponible en: <https://hdl.handle.net/11441/132601>

Morote Seguido Álvaro F., Hernández Hernández M. & Rico Amorós A. M. (2018). Patrones de consumo de agua en usos turístico-residenciales en la costa de Alicante (España) (2005-2015). Una tendencia desigual influida por la tipología urbana y grado de ocupación. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 38(2), 357-383. <https://doi.org/10.5209/AGUC.62484>

Murat, S. (2017). Evaluations of on-site wastewater reuse alternatives for hotels through water balance. *Resources, Conservation and Recycling*, 122: 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.022>

Navarro, T. (2018). Water reuse and desalination in Spain – challenges and opportunities”. *Journal of Water Reuse and Desalination*, (2018) 8 (2): 153-168. <https://doi.org/10.2166/wrd.2018.043>

Navarro-Sousa, S., Estruch-Guitart, V., & Garcia, C. (2020). Uso de indicadores causa-efecto para el diagnóstico de la sostenibilidad hídrica en las Islas Baleares (España). *Boletín De La Asociación De Geógrafos Españoles*, (85). <https://doi.org/10.21138/bage.2833>

Olcina, J., & Moltó, E. (2010). Recursos de agua no convencionales en España: Estado de la cuestión, 2010. *Investigaciones geográficas*, 51 (2010), 131-163. <https://doi.org/10.14198/INGEO2010.51.06>

Ramonell, P. (2007). *Diseño de un sistema integrado de aprovechamiento de aguas grises y pluviales en el hotel rural de Son Xotano (Sencelles, Mallorca)* (Trabajo final de carrera). Universitat Politècnica De Catalunya, Barcelona.

Rashid, A.R.M., Bhuiyan, M.A., Pramanik, B.K., & Jayasuriya, N. (2021). Life cycle assessment of rainwater harvesting system components – To determine environmentally sustainable design. *Journal of Cleaner Production*, 326. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129286>

Rosa, G., & Ghisi, E. (2021). Water Quality and Financial Analysis of a System Combining Rainwater and Greywater in a House. *Water*, 13(7), 930. <https://doi.org/10.3390/w13070930>

Saurí, D., & Garcia-Acosta, X. (2020). Non-conventional resources for the coming drought: the development of rainwater harvesting systems in a Mediterranean suburban area. *Water International*, 1-17. <https://doi.org/10.1080/02508060.2020.1725957>

Son Servera, Ajuntament. (2002). *Ordenanza N.º 23 que regula la tasa por el servicio municipal del suministro de agua*. Recuperado de: https://www.sonservera.es/portal/RecursosWeb/DOCUMENTOS/1/5_265_1.pdf

Son Servera, Ajuntament. (2011). *Diagnosi ambiental*. Recuperado de: <https://www.son-servera.es/>

Son Servera, Ajuntament. (2020). *Pla d'Acció per l'energia sostenible i el clima*. Recuperado de: <https://www.sonservera.es/>

Stec A., & Słyś D. (2022). Financial and Social Factors Influencing the Use of Unconventional Water Systems in Single-Family Houses in Eight European Countries. *Resources*, 11(2), 16. <https://doi.org/10.3390/resources11020016>

Tirado, D., Nilsson, W., Deyà-Tortella, B., García, C. (2019). Implementación de Water-Saving Measures en Hoteles en Mallorca. *Sustainability*, 2019 (11), 6880. <https://doi.org/10.3390/su11236880>

Tortajada, C., González-Gómez, F., Biswas, A.K., & Buurman, J. (2019). Water demand management strategies for water-scarce cities: The case of Spain. *Sustainable Cities and Society*, 45, 649-656. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.11.044>

Unión Europea. (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas [Marco de referencia en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de la Unión Europea, L 327/1-L 327/72. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A02000L0060-20141120>

Vallès-Casas, M., March, H., & Saurí, D. (2016). Decentralized and User-Led Approaches to Rainwater Harvesting and Greywater Recycling: The Case of Sant Cugat del Vallès, Barcelona, Spain. *Built Environment*, 42 (2), 243-257. <https://doi.org/10.2148/benv.42.2.243>

Van Begin, G. (Coord.) (2011): Kit de Capacitación SWITCH. Gestión integral del agua urbana para la ciudad del futuro. ICLEI European Secretariat. Friburgo (Alemania).

Vaquer-Sunyer, R., Barrientos, N., Calvo, J., ABAQUA., EMAYA., & Calvià 2000. (2021). *Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR)*. En: Vaquer-Sunyer, R.; Barrientos, N. (ed.). Informe Mar Balear 2021. Recuperado de: <https://www.informemar-balear.org>

Yip, J., Leong, C., Balan, P., Chong, M. N., & Poh, P, E. (2019). Life-cycle assessment and life-cycle cost analysis of decentralised rainwater harvesting, greywater recycling and hybrid rainwater-greywater systems, *Journal of Cleaner Production*, 229, 1211-1224. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.046>

Zadeh, S., Lombardi, R., Hunt, D.. & Rogers, C. (2012). Greywater Recycling Systems in Urban Mixed-Use Regeneration Areas: Economic Analysis and Water Saving Potential. 2nd World Sustainability Forum. 1-30 November 2012. <https://mdpi-foundation.org/>

Zarzo, D. (2020). *La Desalación del Agua en España*. Estudios sobre la Economía Española -2020/22. FEDEA. Recuperado de: <https://documentos.fedea.net/pubs/eee/eee2020-22.pdf>

4.7. ANEJO I: primera página del artículo publicado

Artículo original
Original Article*Cuadernos Geográficos* 62(2), 5-29
DOI: <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v62i2.26054>

5

Ahorro hídrico y análisis económico del aprovechamiento del agua de lluvia y reutilización de aguas grises en edificios: estimación en una población del Levante mallorquín (España)

Water saving and economic analysis of the use of rainwater and reuse of grey water in buildings: estimation in a town of the Mallorcan Levante (Spain)

SERGIO NAVARRO-SOUSA¹  0000-0003-2644-047XVICENTE ESTRUCH-GUITART¹  0000-0002-7838-8899¹ Departamento de Economía y Ciencias Sociales, Universitat Politècnica de València. España.

Resumen

Las Islas Baleares se caracterizan por tener grandes fluctuaciones de precipitación entre el invierno y el verano. El incremento de la demanda por el turismo en la época de menor recarga origina presión sobre el recurso hídrico natural. En esta contextualización es importante establecer alternativas que reduzcan la extracción en los acuíferos, favoreciendo la sostenibilidad del ciclo urbano del agua. Por tanto, el objetivo de la investigación es determinar el ahorro de agua que supone la reutilización, para usos no potables, del agua de lluvia y las grises recicladas en los edificios de Son Servera (España). Para ello, inicialmente se ha realizado un análisis geoespacial y aplicado la metodología de las normas UNE-EN 16941-1 y 2. En segundo lugar se ha valorado la rentabilidad económica de estos sistemas. Los resultados confirman diferentes reducciones de la extracción de agua potable en función del uso y la tipología del edificio. Así mismo, en las unifamiliares evaluadas no se produce la recuperación de la inversión, al contrario que en las plurifamiliares y hoteles. Cuando el municipio cuente con el suministro de agua desalada, esta estrategia reduciría su producción y, en particular, en aquellos periodos de escasez de recurso hídrico subterráneo.

Palabras clave: turismo; sostenibilidad; ciclo urbano del agua; reutilización; recuperación de la inversión.

Fechas • Dates

Recibido: 2022.09.01

Aceptado: 2023.04.25

Publicado: 2023.05.10

Autor/a para correspondencia Corresponding Author

Sergio Navarro-Sousa
semasou@doctor.upv.es

Creative Commons Reconocimiento-No Comercial 3.0

e-ISSN 2340-0129

CAPÍTULO 5. Conclusiones

CAPÍTULO 5.

Conclusiones

5.1. Discusión general y resultados

La tesis se marca varios propósitos. En primer lugar, analizar los puntos fuertes y los débiles del marco normativo vigente. En segundo lugar, evaluar la gestión y la planificación de los recursos hídricos de la DHIB caracterizando el estado actual de las MA. En tercer lugar, aportar directrices cuya finalidad sea garantizar el uso sostenible del recurso. Desde esta óptica, en la investigación se fijan acciones, para asegurar el suministro de suficiente agua de calidad sin degradar al recurso hídrico natural ni mermar el desarrollo social y económico del archipiélago balear.

A continuación, se da respuesta a cada uno de los objetivos propuestos en la investigación, a partir de los resultados obtenidos en los trabajos publicados que integran la tesis.

Objetivo I. Evaluar si los objetivos medioambientales planteados de inicio por la DMA son factibles.

Transcurridos veintitrés años desde la transposición de la DMA a las legislaciones nacionales de los EM de la UE e, inmersos en el tercer ciclo de planificación (2021-2027) podemos concluir que, sus objetivos ambientales todavía no se han logrado (Weisner et al., 2022), hito propuesto para el año 2015. En este sentido, cuando finalizó el periodo del segundo ciclo de planificación (2015 – 2021), aproximadamente la mitad de la MA de la UE no alcanzaron un buen estado (Abily et al., 2022), según lo dispuesto en el artículo 4 de la DMA en relación a los objetivos medioambientales.

La categorización del buen estado de una Masa de Agua Superficial (MASp) implica que cuente con un buen estado ecológico y químico. Por su parte, en las MASb se evalúa su estado cuantitativo y químico. La DMA adopta el principio eliminatorio “one-out, all-out”. Este principio sigue el criterio de, si un parámetro no cumple con la norma, no puede considerarse que la MA esté en buen estado y, por tanto, en algunos casos no se evidencian las mejoras logradas en otras variables. La organización agraria europea COPA-COGECA (Comité des Organisations Professionnelles Agricoles-Comité Général de la Coopération Agricole de l'Union Européenne / Committee of Professional Agricultural

Organisations-General Confederation of Agricultural Cooperatives) solicita la eliminación del principio eliminatorio y flexibilizar los plazos de los ciclos de planificación. Análogamente, algunos sectores económicos como el energético y varios EM (Alemania, Austria, Bulgaria, Dinamarca, Finlandia, Holanda, Italia, Luxemburgo y Malta) abogan por la modificar la DMA. Consideran que sus objetivos no son alcanzables. Pese a todo y de manera generalizada, las Demarcaciones Hidrográficas (DD.HH) han realizado grandes esfuerzos para mejorar el estado de las MA, pero su avance entre ciclos de planificación ha sido lento. Por consiguiente, los objetivos medioambientales marcados por la Directiva no han sido factibles en el calendario propuesto y, se han tenido que aplicar exenciones de plazo. Todavía está por determinar si estas prórrogas deberán concederse más allá del tercer ciclo de planificación o, en otras palabras, más allá del año 2027 (Nadir y Ahmed, 2023).

Objetivo II. Analizar las causas que han impedido lograr los objetivos de la DMA, hito propuesto para el año 2015.

En el estudio observamos que, la inversión insuficiente en acciones concretas para el manejo y la planificación del recurso ha lastrado las intenciones de la DMA, por ejemplo: en el control de las aguas, en la recuperación y la persistencia del buen estado de las MA, en el mantenimiento y la explotación de las infraestructuras hidráulicas y, en la función efectiva de los Organismos de Cuenca (OC). Del mismo modo, las tarifas de bloques crecientes no han logrado su propósito de aliviar la demanda (García-López y Montano, 2020). Otra problemática a destacar es la descentralización administrativa de la gobernanza del agua. El actual modelo de gobernanza territorial multinivel ha generado conflictos entre las administraciones encargadas del recurso (municipal, autonómica y estatal) por el solape de competencias (Sánchez-Martínez et al., 2012). Por otro lado, la Directiva debe contar con la adecuada adaptación, coordinación y coherencia con el resto de las políticas sectoriales con una repercusión directa sobre el uso del agua. Como son las políticas de la ordenación territorial o urbanística, las políticas energéticas, la PAC, etc. (Venghaus y Hake, 2018).

Por último, una vez realizado el proceso de revisión de la DMA la CE apuesta por su continuidad (Hervé-Fournereau, 2020). Considera que el logro de los objetivos depende fundamentalmente de su correcta implementación. En definitiva, los condicionantes económicos y los político-administrativos señalados han obstaculizado la consecución de los ambiciosos objetivos medioambientales perseguidos por la DMA.

Objetivo III. Proponer acciones de planificación y gestión del agua adaptadas a las características de cada territorio y a sus usos.

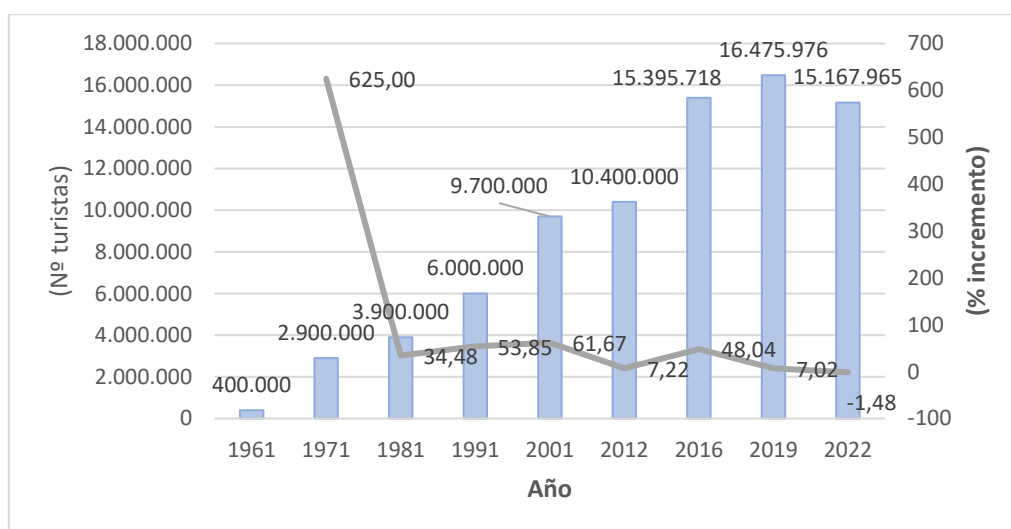
Los resultados de la investigación indican que, una legislación eficaz en materia de aguas debe ser flexible y capaz de adecuarse a la situación particular del recurso en cada una de las cuencas, más allá de un marco normativo común (Green et al., 2013). Asimismo, en el territorio que limita una Demarcación Hidrográfica (DH) debe procurarse un equilibrio entre la oferta y la demanda de agua (Boithias et al., 2014).

Por su parte, en las regiones caracterizadas por una escasez de agua y una alta demanda requieren adaptar sus usos y procesos productivos a la disposición de recurso (Fleskens et al., 2013). En este sentido, para mantener el buen estado de las MA se debe abastecer con recurso no convencional aquellos picos de consumo que puedan alterar los caudales ecológicos del recurso hídrico natural (Estrela y Vargas, 2012; Francés et al., 2017; Ru-pérez-Moreno et al., 2017)

Objetivo IV. Reflexionar sobre la evolución socioeconómica en las Baleares desde la década de 1960 hasta la actualidad definiendo al territorio, su ordenación y la demanda de agua.

Según Blázquez y Murray (2010), la economía balear experimentó un cambio en su modelo productivo a partir de mediados del siglo XX. Sectores como la agricultura y la industria disminuyeron su actividad en favor, cada vez más, del turismo y el desarrollo inmobiliario. La Figura 1 muestra el número de turistas llegados a las Islas Baleares desde el año 1961, junto a los porcentajes de diferencia por periodo temporal. En la gráfica se puede apreciar el aumento significativo del número de turistas que han visitado el archipiélago. Los datos corroboran la importancia que ha alcanzado el sector servicios en la economía del archipiélago.

Figura 1. Número de turistas llegados a las Islas Baleares



Fuente: (Colom, 2014); (IBESTAT, 2022a)

La nueva economía condicionada por la insularidad y la estacionalidad sufrió cambios territoriales, sociales y medioambientales. En otras palabras, la proliferación del urbanismo difuso y el desarrollo de infraestructuras en las islas elevaron la presión sobre los recursos naturales. Dicha transformación socioeconómica propició que la máxima demanda de agua pasara a ser el abastecimiento urbano, donde está incluido el consumo turístico (Hof y Wolf, 2014).

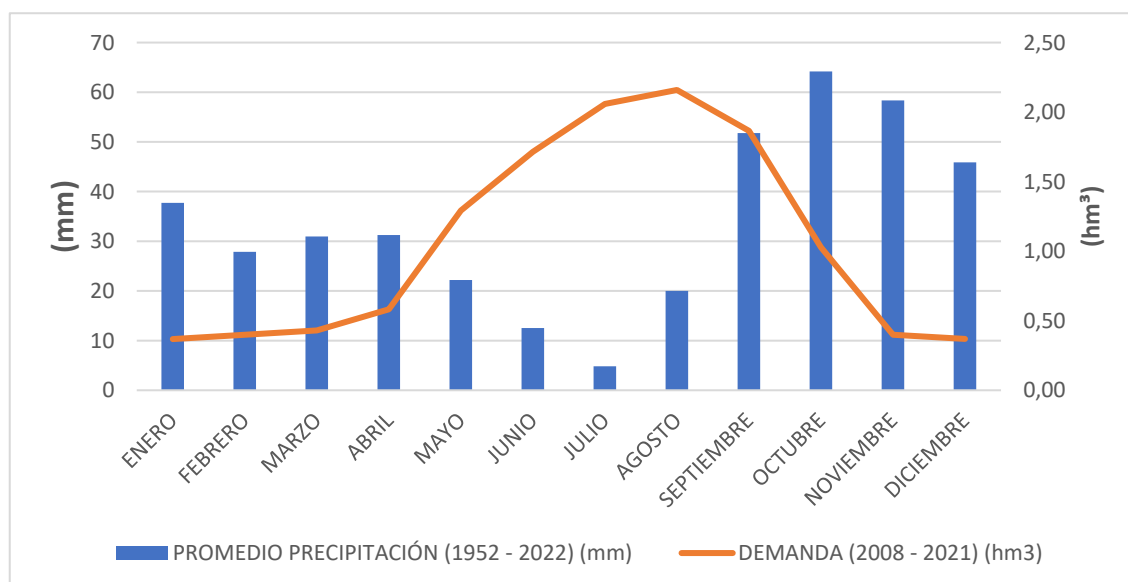
Al igual que en muchas poblaciones de la cuenca mediterránea, las buenas condiciones climáticas de las Baleares han favorecido que el producto turístico predominante sea el turismo de temporada de sol y playa. En consecuencia, el máximo consumo de agua se produce en verano (Collet et al., 2015), al registrarse el mayor Índice de Presión Humana (IPH) por el incremento de la población flotante. Dicha temporalidad veraniega provoca una tensión sobre el recurso hídrico, debido a que es el periodo del año con la pluviosidad más baja.

Las Figuras 2, 3 y 4 muestran esta circunstancia en los municipios de Ibiza, Palma y Mahón. En las gráficas se aprecia de manera visual el nivel de precipitaciones contrastado con la demanda urbana de agua por meses. Para calcular la demanda urbana, se han utilizado los datos del padrón excluyendo la población diseminada, según la información del Institut d'Estadística de les Illes Balears (IBESTAT, 2022b). Al dato demográfico anterior, se le ha añadido el número de pernoctaciones de los establecimientos urbanos (IBESTAT, 2023). Una vez obtenida la carga demográfica o IPH anual y, junto a los valores

del agua urbana suministrada en hm³ extraídos del Portal de l'Aigua de les Illes Balears de la Conselleria de Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (CMAIT, 2021), se ha calculado la demanda de agua urbana, acotando los volúmenes por meses.

En la Figura 2 se muestran los resultados del municipio de Ibiza. La gráfica incluye por un lado la demanda de agua urbana en hm³, entre el año 2008 y el año 2021, junto a la precipitación promedio contabilizada por meses entre el año 1952 y el año 2022. La información pluviométrica corresponde a los registros extraídos de la estación B454 del aeropuerto de Ibiza de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET, 2022).

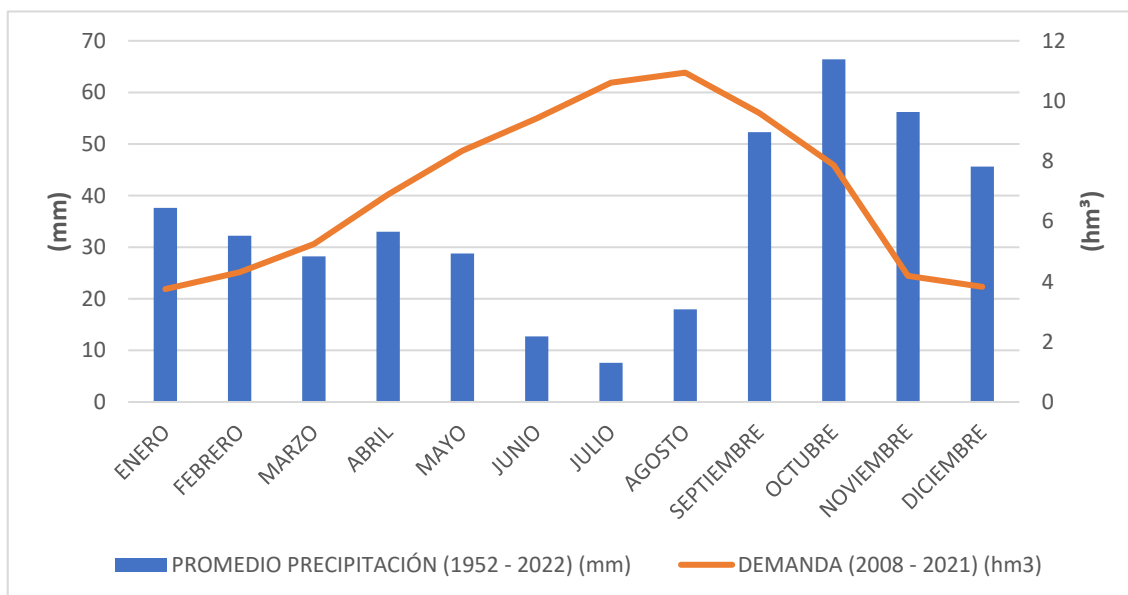
Figura 2. Demanda de agua urbana Ibiza (hm³) (2008 -2021) y promedio de precipitación B454 (aeropuerto - Ibiza) (1952 – 2022)



Fuente: AEMET OpenData (2022); IBESTAT (2022b y 2023); (CMAIT, 2021)

De manera análoga, en el mismo periodo de tiempo, la Figura 3 compara los datos de la demanda urbana de la población de Palma con el promedio de la precipitación registrada en la estación B278 del aeropuerto de Palma (AEMET, 2022).

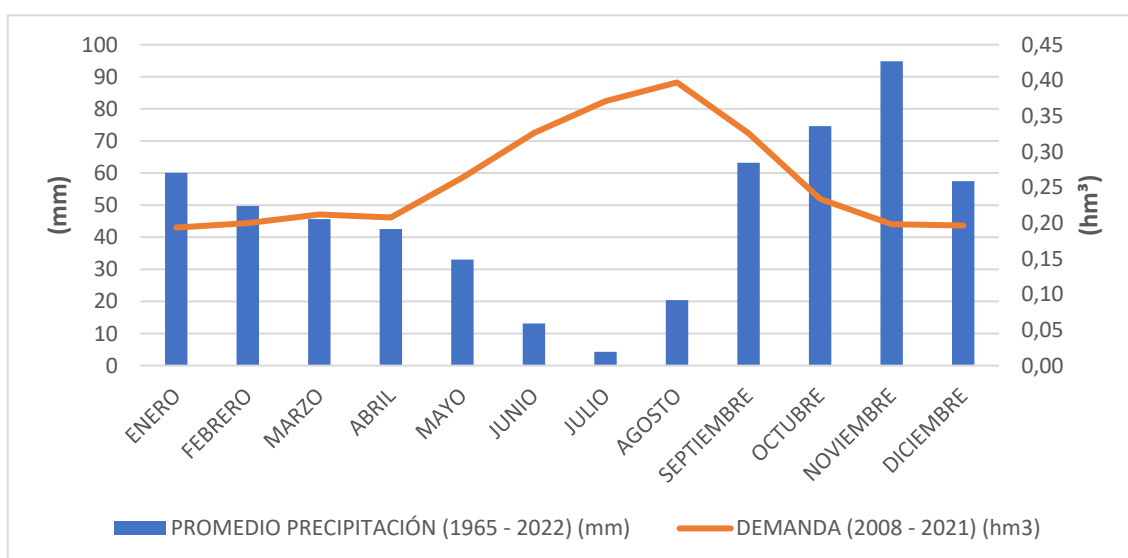
Figura 3. Demanda de agua urbana Palma (hm³) (2008 -2021) y promedio de precipitación B278 (aeropuerto - Palma) (1952 – 2022)



Fuente: AEMET OpenData (2022); IBESTAT (2022b y 2023); (CMAIT, 2021)

En último lugar, la Figura 4 plasma la información de la demanda en el municipio de Mahón comparada con la precipitación registrada en la estación meteorológica B893 del aeropuerto de Mahón (AEMET, 2022) entre el año 1965 y el año 2022.

Figura 4. Demanda de agua urbana Mahón (hm³) (2008 -2021) y promedio de precipitación B893 (aeropuerto - Mahón) (1965 – 2022)

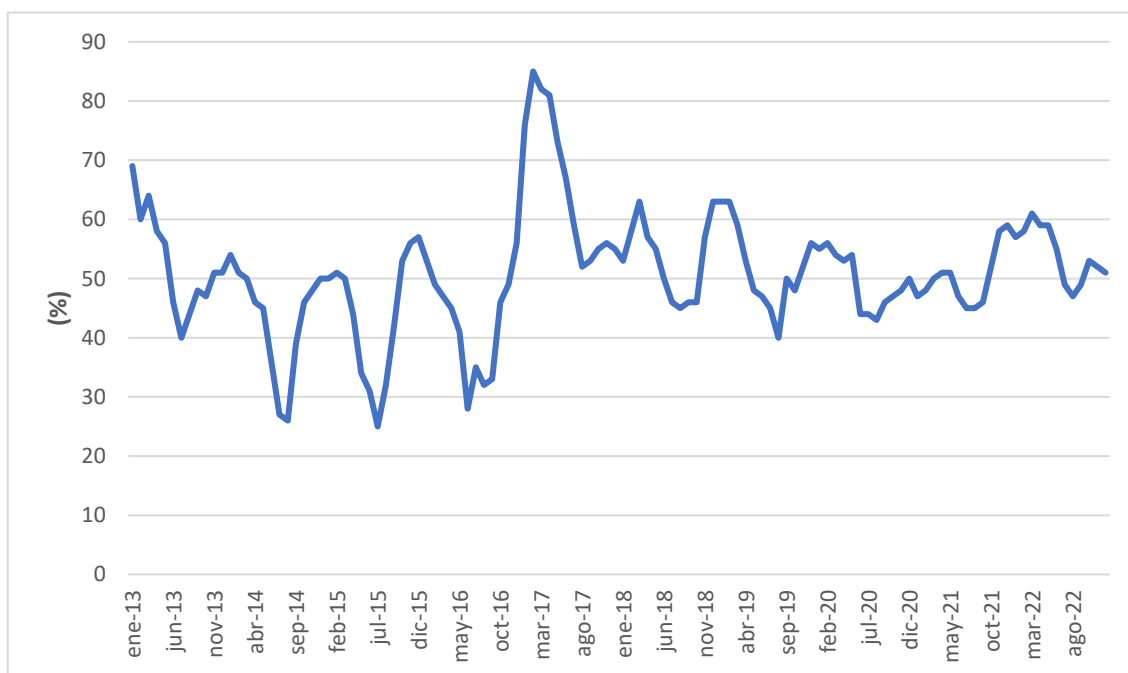


Fuente: AEMET OpenData (2022); IBESTAT (2022b y 2023); (CMAIT, 2021)

El clima mediterráneo se caracteriza por concentrar un periodo de lluvias en los meses de invierno y contar con una estación seca en verano. Esta fluctuación interanual condiciona

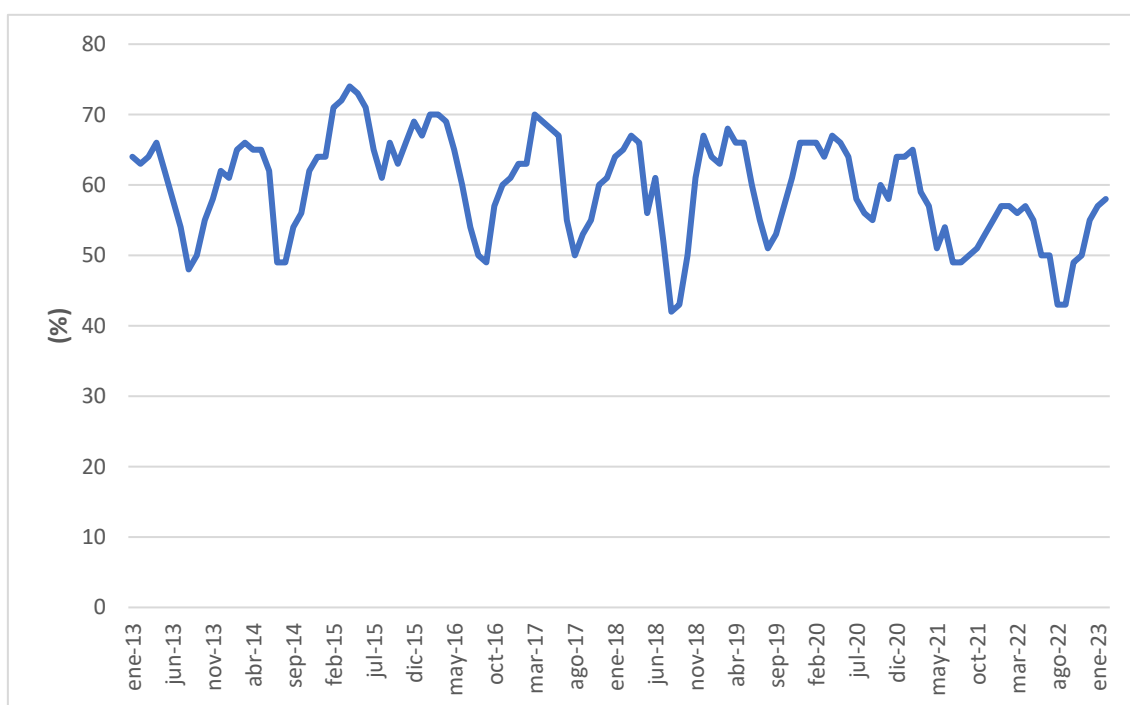
el nivel de reservas de recurso hídrico natural reduciéndose, lógicamente, en los meses de verano. Las Figuras 5, 6 y 7 ilustran este fenómeno. Muestran entre el enero de 2013 y el enero de 2023 el porcentaje de las reservas hídricas ponderadas en las islas de Ibiza, Menorca y Mallorca (CMAIT, 2023).

Figura 5. Reservas hídricas ponderadas (%) en Ibiza (enero 2013 – enero 2023)



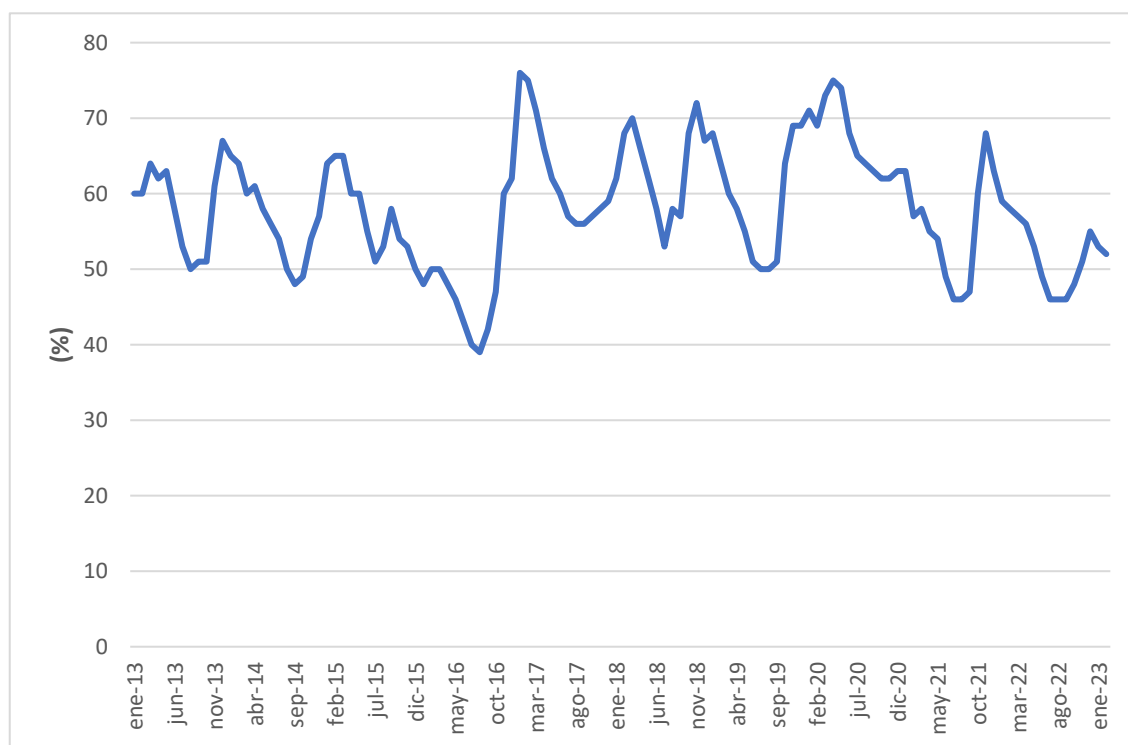
Fuente: (CMAIT, 2023)

Figura 6. Reservas hídricas ponderadas (%) en Menorca (enero 2013 – enero 2023)



Fuente: (CMAIT, 2023)

Figura 7. Reservas hídricas ponderadas (%) en Mallorca (enero 2013 – enero 2023)



Fuente: (CMAIT, 2023)

A la vista de la relación entre los picos de demanda y la captación de recurso hídrico natural, el actual modelo turístico desarrollado en las Baleares puede verse comprometido por factores como la escasez del agua y la influencia del CC (Essex et al., 2010). La actividad turística tiene un impacto directo e indirecto sobre el agua (Mazzoni et al., 2022). Para garantizar el consumo directo en la época estival, sin degradar los recursos hídricos naturales debe producirse recurso no convencional (González-Pérez et al., 2020). Por su parte, el consumo indirecto se relaciona con la huella hídrica que es el volumen de agua potable consumida para producir los bienes y servicios que necesitan las actividades económicas, para su normal desarrollo (Cruz-Pérez et al., 2022).

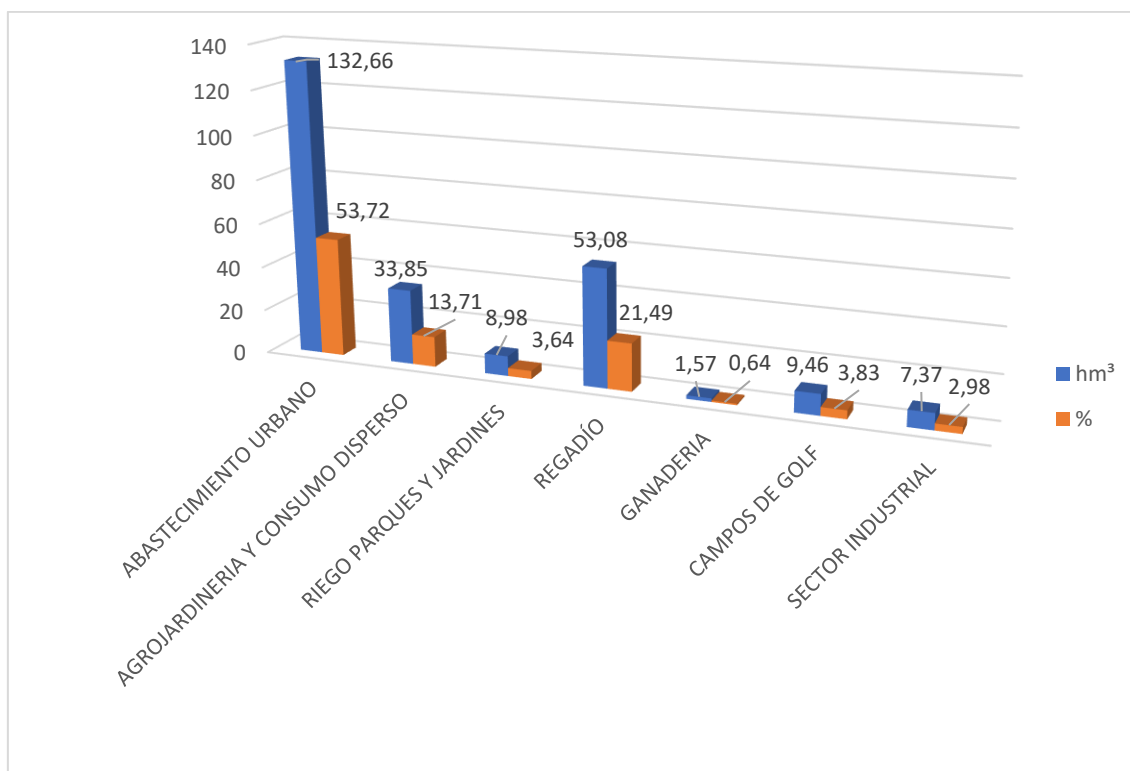
Objetivo V. Definir las principales presiones y el estado actual de las MA en la DHIB y, en segundo lugar, mostrar la estrategia ambiental adoptada.

Los datos aportados en los distintos Planes Hidrológicos de la Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares (PHIB) confirman la reducción de la demanda de recurso hídrico por parte del sector agrario. Según información del PHIB (2015) (CMAIT, 2015), en 1996 la combinación de la agricultura, la ganadería y la agrojardinería demandaron 174,53 hm³/año que, supuso el 60,12 % del total consumido que ascendió a 290,30 hm³/año. Por su parte, en el periodo entre los años 2013 a 2018, las actividades agrarias redujeron la

demanda hasta los 53,08 hm³/año y supuso el 21,49 % de los 246,98 hm³/año consumidos. Contrariamente a la agricultura, la demanda urbana, donde se encuentra la turística pasó a ser la principal fuente de presión sobre el agua. En el año 1996 representó el 38,34 % con 111,33 hm³/año consumidos (PHIB, 2015) (CMAIT, 2015). En cambio, en el periodo entre los años 2013 a 2018 ascendió la demanda hasta el 53,72 % con 132,66 hm³/año (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d).

En la Figura 8 se representan los consumos de agua por usos entre el año 2013 y el año 2018 (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d). En la gráfica puede verse el peso de la demanda urbana y el menor impacto causado por los usos agrarios y ganaderos.

Figura 8. Consumos de agua por usos (2013 – 2018)



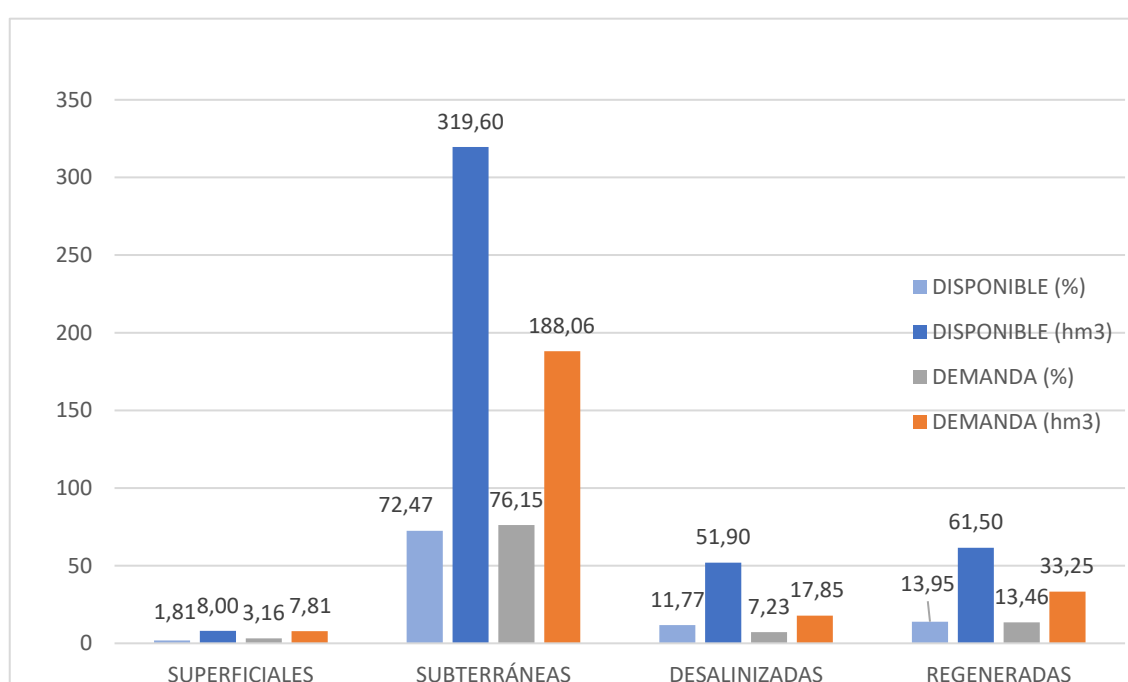
Fuente: (PHIB, 2022) ; (CMAIT, 2022d)

Según la información incorporada en los PHIB (2015, 2019 y 2022) (CMAIT 2015, 2019 y 2022), los datos de consumo total han sufrido variaciones registrándose los siguientes volúmenes por año: 290,30 hm³/año (1996), 252,90 hm³/año (2003), 253,372 hm³/año (2006), 246,60 hm³/año (2012), 220,52 hm³/año (2015) y 246,97 hm³/año (2018). De la misma manera, según los PHIB (2015, 2019 y 2022) (CMAIT 2015, 2019 y 2022), los recursos hídricos totales disponibles en las Baleares han sido: 423,30 hm³/año (2015) y 440,70 hm³/año (2022). Estos volúmenes incorporan recurso natural superficial y

subterráneo y, por otra parte, los volúmenes de agua desalinizada y regenerada. Evaluadas las cifras facilitadas en los PHIB, observamos que el recurso hídrico disponible supera al volumen consumido. No obstante, conviene subrayar que, al agua consumida debe incrementarse el volumen de pérdidas para obtener el total de agua suministrada.

En la Figura 9 se puede ver la importancia que tiene en las Islas Baleares el recurso hídrico subterráneo (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d). Este recurso natural representa el 72,47 % de los recursos hídricos totales disponibles y, el 76,15 % de la demanda es satisfecha desde los acuíferos.

Figura 9. Procedencia de los recursos hídricos disponibles y su demanda (2021)



Fuente: PHIB (2022) ; (CMAIT, 2022d)

Por otro lado, de los resultados relativos a la aplicación de indicadores causa – efecto del modelo FPEIR, podemos observar que, los valores de las dotaciones de agua para consumo humano en las Baleares han tenido una tendencia al alza: en el 2006 se situaron en 296,79 (l/hab./día) (PHIB, 2015) (CMAIT, 2015), en el año 2015 en 302,13 (l/hab./día) (PHIB, 2019) (CMAIT, 2019) y en el periodo comprendido entre los años 2015 al 2018 en 302,88 (l/hab./día) (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d).

Por su parte, respecto al caudal total suministrado de abastecimiento urbano, apreciamos discrepancias en los valores numéricos mostrados en los diferentes PHIB. Según los datos del PHIB (2022) de tercer ciclo, actualmente en vigencia (CMAIT, 2022d), el caudal total suministrado ha sufrido variaciones condicionadas por el IPH. En el año 2000 fue de

119,189 hm³. Posteriormente, se produjo una fase ascendente hasta el año 2005 donde se registraron 138,985 hm³. Seguidamente, se mantuvo cierta constancia hasta el año 2009 con 137,159 hm³. Después, se redujo en los años siguientes hasta el año 2014 con 129,029 hm³. Más adelante, entre los años 2015 y 2019 se produjo un incremento gradual hasta alcanzar los 138,597 hm³. Finalmente, en los años 2020 y 2021, consecuencia de la reducción de la población flotante por la pandemia de la COVID-19, se rebajó hasta 122,151 hm³ y 127,952 hm³, respectivamente.

Las pérdidas en las redes de abastecimiento se establecen como la diferencia entre el agua suministrada en alta y baja respecto a la registrada en los contadores de los usuarios. Estas se diferencian entre las pérdidas reales y las aparentes. Las primeras se producen por averías o fugas y las segundas se relacionan a errores de medida, consumos no autorizados, etc. (Couce, 2022; Hastie et al., 2020).

Según la información mostrada en el PHIB (2022) (CMAIT, 2022d), el porcentaje de pérdidas en las redes de abastecimiento ha estado por encima del 25 %, en el conjunto de las islas y en el periodo de tiempo comprendido entre el año 2000 y 2021. Únicamente se registraron valores inferiores en el año 2017 y 2018 con pérdidas del 24,08 % y 24,50 %, respectivamente. Por su parte, los valores máximos se dieron en los años 2003 con 29,58 % y 2008 con 30,45 %. El PHIB (2022) (CMAIT, 2022d) se marca como objetivo unas pérdidas máximas en los abastecimientos urbanos del 25 %, en el momento de la aprobación del plan del tercer ciclo (Acuerdo del Consell de Govern de 22 de agosto de 2022) y, del 17 % en el año 2027.

En relación al estado de las MASp de la DHIB, según datos del PHIB (2022) (CMAIT, 2022d), de las 70 categorizadas como ríos un 40,0 % se encuentran en buen estado o mejor, el 47,1 % en un estado peor que bueno y un 12,9 % no se dispone de datos. Respecto a las 30 MASp de transición en estado natural evaluadas, el 46,7 % está en un estado bueno o mejor y el 53,3 % está en un estado peor que bueno. Por su parte, de las 36 MASp costeras analizadas únicamente el 16,67 % no alcanzan el buen estado.

A su vez, de las 87 MASb examinadas el 33,3 % están en mal estado cuantitativo y el 66,7 % en buen estado. De la misma manera, el 44,8 % están en mal estado químico y el 55,2 % en buen estado. Por consiguiente, el 49,4 % del total de las MASb evaluadas se encuentra en buen estado cuantitativo y cualitativo. El estado de las MA en el tercer ciclo de planificación (2022-2027) en la DHIB corrobora el incumplimiento de los objetivos

medioambientales de la DMA. En la DHIB se ha requerido aplicar exenciones de plazo amparadas por el artículo 4.4 de la Directiva. Dichas prórrogas, para lograr los objetivos medioambientales se conceden por los siguientes motivos: imposibilidad técnica, costes desproporcionados y por las condiciones naturales de la MA. Las exenciones están limitadas al tercer ciclo de planificación (2027), exceptuado aquellas MA que, por sus condiciones naturales, no permitan alcanzar un buen estado.

Para revertir esta situación y cumplir con los objetivos medioambientales, en las Islas Baleares se ha apostado por la producción de recurso hídrico no convencional. El abastecimiento urbano mediante agua desalada de mar y, para los usos no potables como el riego con agua regenerada. De este modo, se pretende evitar el deterioro del recurso y cumplir con los caudales y volúmenes ecológicos.

En relación con el agua desalada, de acuerdo con la información del PHIB (2022) (CMAIT, 2022d), se han producido los siguientes volúmenes en el conjunto de las Baleares: 9,48 hm³ en el año 2013, 10,81 hm³ en el 2014, 12,54 hm³ en el 2015, 29,78 hm³ en el 2016, 22,07 hm³ en el 2017, 17,02 hm³ en el 2018 y 26,97 hm³ en el 2019. Cotejadas las cifras de producción de agua desalada con los registros pluviométricos de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET, 2022) se observa que, en la Instalación Desaladora de Agua de Mar (IDAM) de Palma, en los años húmedos, la producción se ha reducido. Por su parte, la IDAM de Andratx, tras 6 años parada reanudó su actividad en el año 2016. Su producción fue constante hasta el año 2019 y en los años 2020 y 2021 se redujo a consecuencia de la COVID-19. Paralelamente, la generación en la IDAM de Ibiza y la IDAM de Sant Antoni han incrementado su producción en los años secos.

Las cifras anteriores ponen de manifiesto que la producción de agua desalada presenta fluctuaciones en función del nivel de recarga natural. La producción disminuye en los años húmedos (Cruz et al., 2020). El agua desalada no debe surgir como una respuesta adaptativa para paliar los periodos secos y, cubrir de esta manera, las puntas de demanda. El abastecimiento de recurso no convencional debe favorecer la recarga de las MA (Arahuetes et al., 2018). De esta manera, se podrá afrontar con garantías los periodos secos sin sobreexplotar las reservas naturales o alterar a sus ecosistemas asociados. Por decirlo de otro modo, se cumplirá con el principio de “no deterioro” al asegurar el equilibrio entre las entradas y las salidas preservando a los caudales ecológicos (Tzanakakis et al., 2020).

Se indica a continuación el origen del agua suministrada para el abastecimiento urbano entre los años 2000 y 2021 en el conjunto del archipiélago (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d): 67,979 % con recurso subterráneo, 8,950 % con agua desalinizada, 10,635 % con aguas indiferenciadas (mezcla de agua subterránea y desalinizada y, en algunos casos, agua de embalses), 6,169 % con agua potabilizada (recurso subterráneo tratado por su alto contenido salino) y, 6,253 % con agua superficial. Estos resultados reflejan la dependencia en las islas de las MASb y, por tanto, la importancia de su preservación.

Otra fuente de recurso no convencional, para usos no potables, es la reutilización de las aguas regeneradas. En el año 2015 se reutilizaron 34,29 hm³/año (PHIB, 2015) (CMAIT, 2015) y, 34,03 hm³/año en el año 2018 (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d). El agua reciclada se asignó para el riego de los campos de golf, el agrícola, el de parques y jardines públicos y, el baldeo de calles. También contó con un pequeño caudal para otros usos privados. El consumo de esta agua supuso en el año 2015 el 15,54 % del total de agua suministrada en las Baleares y el 39,05 % del total de la demanda de riego (PHIB, 2015) (CMAIT, 2015). Por su parte, en el año 2018 cubrió el 13,77 % del suministro total y el 46,55 % del riego (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d).

Objetivo VI. Determinar el papel que tienen las inversiones en la planificación y la gestión del agua.

De acuerdo a Pérez et al. (2019) la inversión en infraestructuras hidráulicas responde a los siguientes condicionantes: cumplir con las exigencias legales, lograr el buen estado de las MA y garantizar el abastecimiento. En España, el desequilibrio espacial y temporal entre la disponibilidad y la demanda de agua ha forzado al desarrollo de infraestructuras hidráulicas (Pulido-Velázquez et al., 2020). Los planes hidrológicos de cuenca incorporan un Programa de Medidas (PDM) en actuaciones e infraestructuras. En ellos, se detallan las acciones a acometer en las demarcaciones, para avanzar hacia la consecución de los objetivos medioambientales de la DMA. Las inversiones en materia hídrica deben integrar al territorio y procurar la vertebración de la sociedad y su economía. En definitiva, las inversiones incorporadas en los PDM son fundamentales, puesto que, trazan los avances de las medidas de gestión y la planificación futura del recurso hídrico.

Revisado el PDM (Anexo 9) (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d), las inversiones ejecutadas en el conjunto del archipiélago balear, en el primer ciclo de planificación (2009 -2015) ascendieron a 162 949 355 €. Respecto al segundo ciclo (2016-2021) se invirtieron 533

701 054 €. Por último, las inversiones previstas para el tercer ciclo (2022-2027) se cifran en 1 477 890 873 €. Si se cumple este nivel de inversión en el tercer ciclo, la tendencia ha sido alcista.

El conjunto de medidas, en virtud de la tipología u objetivo, se categorizan de la siguiente manera (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d): en la gobernanza y el conocimiento, en la satisfacción de la demanda, en los objetivos medioambientales u otros usos. Analizadas las inversiones por tipología, en el primer ciclo, persistieron las políticas de la oferta al otorgarse un 55,33 % en la satisfacción de las demandas y un 37,73 % en los objetivos medioambientales. En relación al segundo ciclo, el 57,08 % se invirtió en la gobernanza y el conocimiento y el 36,18 % en los objetivos medioambientales. Por último, la previsión en el tercer ciclo apunta a un 51,71 % del total de la inversión en los objetivos medioambientales y el 22,23 % en la gobernanza y el conocimiento.

Si realizamos el mismo análisis, pero esta vez, considerando los objetivos o las medidas concretas, las mayores cuantías en el primer ciclo fueron (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d): el 41,52 % del total se destinaron a las infraestructuras hidráulicas de regadío y de reutilización, el 19,76 % al saneamiento y la depuración y el 15,99 % a la prevención de la contaminación. Por su parte, en el segundo ciclo: el 51,39 % en la protección de la calidad de las aguas, el 28,80 % en el saneamiento y la depuración y, el 4,97 % en la prevención de la contaminación. Finalmente, en relación al tercer ciclo, si se cumplen las previsiones, se aprecia la gran apuesta de la DHIB por la inversión en saneamiento y depuración con el 46,89 % del total de las inversiones planificadas. Análogamente se destinará el 20,86 % en la protección de la calidad de las aguas y el 8,38 % en la interconexión de infraestructuras.

En conclusión, la inversión en infraestructuras hídricas y en las actuaciones necesarias para alcanzar los objetivos medioambientales de la DMA son el factor clave de la gestión y la planificación del agua. El correcto dimensionado y el diseño estratégico de los PDM posibilita a los gestores anticiparse a futuros escenarios de degradación de las MA (Gómez-Limón y Martín-Ortega, 2011). En consecuencia, el futuro sostenible del recurso pasa por desarrollar unos PDM eficientes y acordes a la realidad.

Objetivo VII. Cuantificar la reducción del volumen de extracción de recurso natural subterráneo tras la implementación de sistemas de reutilización de agua de lluvia y de grises tratadas en los edificios de una población del Levante mallorquín.

Los resultados del estudio confirman que, en el municipio de Son Servera, la implementación de sistemas descentralizados en los edificios residenciales y turísticos ubicados en suelo urbano, tendrían una producción potencial de recurso alternativo del 29,21 % del agua potable consumida. Este análisis se ha realizado con la información pluviométrica y demográfica del periodo comprendido entre el año 2008 y el año 2019. Ahora bien, el volumen producido se incrementa hasta el 36,15 % si equiparamos el recurso alternativo generado con el agua urbana suministrada. No obstante, cabe señalar que, para obtener estas cifras, se han incluido a todas las viviendas de la población sin excluir aquellos edificios que puedan encontrarse deshabitados. Del mismo modo, no se han considerado las limitaciones técnicas y económicas asociadas a la implementación de estos sistemas en los edificios ya construidos. En cualquier caso, estos obstáculos son subsanables realizando las inversiones adecuadas.

En la segunda parte del artículo, se ha aplicado la metodología a edificios concretos de nueva construcción diferenciados por uso y tipología. Se han evaluado dos edificios unifamiliares, dos plurifamiliares y dos hoteleros. Como resultado, se han obtenido los siguientes porcentajes de ahorro en relación al consumo de agua potable: un 25 % en las unifamiliares, un 27 % en las plurifamiliares y un 10 % en los hoteleros.

En conclusión, los resultados del estudio corroboran que, la implementación de sistemas descentralizados de aprovechamiento de agua de lluvia y de reutilización de las aguas grises tratadas en Son Servera contribuiría a la optimización del ciclo urbano del agua y, por tanto, a la disminución de la extracción de recurso natural procedente desde las MASb de la población.

Objetivo VIII. Valorar la rentabilidad de estos sistemas de reutilización de agua en inmuebles diferenciados por usos y tipologías.

Los resultados de la investigación confirman que, este tipo de sistemas de reutilización desde el punto de vista estrictamente económico, en las viviendas unifamiliares evaluadas, el ahorro de agua obtenido comparativamente al precio de la factura no llega a compensar la inversión inicial y, los costes de mantenimiento y explotación de la instalación.

Por su parte, al realizar una gestión comunitaria de la instalación descentralizada en los edificios plurifamiliares estudiados, la inversión y los gastos de explotación y mantenimiento se compensarían en 16,01 años en la Plurifamiliar 1. Respecto a la Plurifamiliar 2 el periodo se demoraría hasta los 35,05 años. Respecto a los edificios hoteleros, el Hotel 1 se recuperaría en 15,08 años y el Hotel 2 en 26,00 años.

Objetivo IX. Aportar directrices para aproximarse al manejo sostenible del agua en la DHIB.

En la Cumbre para el Desarrollo Sostenible celebrada en el año 2015, los EM de la Organización de las Naciones Unidas (ONU) aprobaron la Agenda 2030. El Objetivo número 6, de los 17 propuestos, aspira a garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y, proveer de red de saneamiento en todo el mundo (ONU, 2015). El objetivo 6.4 especifica la necesidad del uso eficiente de los recursos hídricos por parte de todos los sectores y, la obligatoriedad de la extracción sostenible de recurso hídrico natural. Por otra parte, el artículo 6.5 obliga a implementar la gestión integrada del agua a todos los niveles y la cooperación transfronteriza. De la misma manera, el objetivo 6.a destaca el requisito de incorporar programas de saneamiento, captación de aguas, desalinización, uso eficiente, tratamiento de aguas residuales, reciclado y tecnologías de reutilización. En definitiva, el manejo sostenible e integrado del agua supone: legislar adecuadamente, disponer de datos suficientes y de calidad, planificar y administrar eficazmente, invertir lo suficiente, optimizar los consumos, reducir la contaminación, determinar los tratamientos adecuados, maximizar la regeneración y la reutilización del agua, elevar la producción de desaladas según requerimientos y donde sea posible, implementar la tecnología existente, digitalizar el ciclo integral del agua y avanzar en el conocimiento.

Pese a los grandes esfuerzos realizados en materia hídrica, en las Islas Baleares, queda camino por recorrer, para lograr los objetivos medioambientales de la DMA antes de finalizar el tercer ciclo de planificación en el año 2027. La CE, tras el proceso de revisión de la DMA instó a los EM a su cumplimiento. Defienden que para lograr sus objetivos se debe incrementar la financiación de los PDM e implementar correctamente la legislación (Vermeulen et al., 2019). No obstante, vista la mejoría de las MA europeas entre ciclos de planificación, todo apunta a que, el plazo deberá prorrogarse más allá del 2027 (Nadir y Ahmed, 2023).

En las Islas Baleares, el 76,15 % del total de agua suministrada procede de las MASb (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d). Por tanto, el manejo sostenible del recurso depende fundamentalmente de la preservación de los acuíferos. La gestión eficiente pasa por otorgar mayor relevancia al consumo de recurso no convencional en cualquier época del año, con independencia del IPH y de la pluviometría. Este planteamiento de gestión es necesario para poder afrontar los periodos de escasez de agua típicos del clima mediterráneo, más aún, cuando estos coinciden con la época de mayor demanda en las zonas turísticas.

El abastecimiento de agua y el tratamiento de las aguas residuales es de competencia municipal. Por ello, algunos ayuntamientos de las Islas Baleares han legislado para promover el uso sostenible en el ciclo urbano del agua. La regulación se ha efectuado vía ordenanza municipal a través de sus reglamentos del servicio de abastecimiento, o bien, incorporando artículos específicos en sus Normas Subsidiarias (NN.SS). No obstante, algunos municipios tienen pendiente realizar acciones en este sentido. El objetivo prioritario de la reglamentación municipal, en cuanto a la gestión hídrica sostenible es incorporar acciones que fomenten el ahorro y la reducción de la demanda. Al mismo tiempo, evitar la contaminación procedente de los consumidores privados o de los equipamientos públicos. Los ayuntamientos regulan acciones como: 1) la localización de los consumos de agua no registrados; 2) la instalación obligatoria de contadores individuales; 3) el montaje de aireadores, de reductores de caudal, de reguladores de presión, de temporizadores, etc.; 4) la regeneración y la reutilización no potable del agua de lluvia, las grises tratadas y los sobrantes de las piscinas; 5) la reducción de las fugas y las averías en la red de abastecimiento y saneamiento; 6) la instalación de sistemas autónomos de depuración de aguas residuales en aquellas edificaciones sin conexión al alcantarillado público; 7) el uso de la xerojardinería; 8) la implantación de sistemas eficientes de riego; 9) la organización de campañas de concienciación de consumo racional de agua a los usuarios, entre otras acciones. Su ámbito de aplicación recae fundamentalmente en las construcciones nuevas y las de reforma integral, con independencia de su uso. De la misma manera, en aquellos casos cuya aplicación sea obligatoria, su incumplimiento constituye una infracción que acarrea sanciones.

Otra alternativa son las soluciones técnicas recogidas en el proyecto europeo Horizon 2020, denominado NICE (Innovative And Enhanced Nature-Based Solutions For Sustainable Urban Water Cycle) (Community Research and Development Information Service (CORDIS, 2021)). Dicho proyecto promueve innovaciones circulares basadas en la

naturaleza para ampliar la disponibilidad de agua en el ciclo urbano. El NICE analiza los beneficios asociados de la instalación urbana de tecnologías, tales como: los muros verdes, las cubiertas vegetales, los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS) o los humedales subsuperficiales híbridos. Una vez implantados estos sistemas se evaluará el logro de diversas mejoras ambientales, tales como (CORDIS, 2021): la reducción de la contaminación, el control de la temperatura en las ciudades, la mejora de la calidad del aire o el incremento de especies vegetales en los entornos urbanos.

Habitualmente, para retraer el consumo de agua en las áreas metropolitanas se aplican tarifas progresivas. Esta estrategia impone a los grandes consumidores un precio unitario mayor de la unidad de consumo con el objetivo de incentivar su uso racional. El sistema tarifario de bloques crecientes está dividido en una cuota fija y una variable que es función directa del consumo. No obstante, en España, este sistema no ha sido efectivo. Según Sotelo et al. (2021) la tarifa urbana del agua está altamente subsidiada, aspecto que provoca que, en numerosas ocasiones, no se fomenta la reducción del consumo. En las Islas Baleares, su aplicación en los grandes consumidores residenciales y, en la actividad hotelera o de servicios, la penalización que supone en cierta manera, la adopción de los bloques tarifarios altos, no reduce la demanda. Bien por el alto poder adquisitivo de los primeros y, por el pequeño porcentaje que representa el coste del agua respecto al total de los costes operativos de los hoteles (Deyà-Tortella et al., 2016).

Por otra parte, generalmente la progresividad entre los bloques es muy baja y se establece un bloque máximo sin límite de consumo (Hof et al., 2018). Esta situación ocasiona que los consumos por encima del tope no sufren un escalonamiento de la tarifa de manera exponencial. Otra cuestión importante es la falta de comprensión de los usuarios de los diferentes conceptos facturados. Esta falta de conocimiento, por la complejidad de interpretación de la factura puede estar limitando su efectividad (Suárez-Varela, 2020). En definitiva, la pedagogía y la divulgación es necesaria. Si los consumidores contaran con información comprensible de cada concepto que integra la factura y su repercusión en la recuperación de los costes, sin duda, tomarían conciencia sobre el impacto que genera un consumo por encima de sus necesidades.

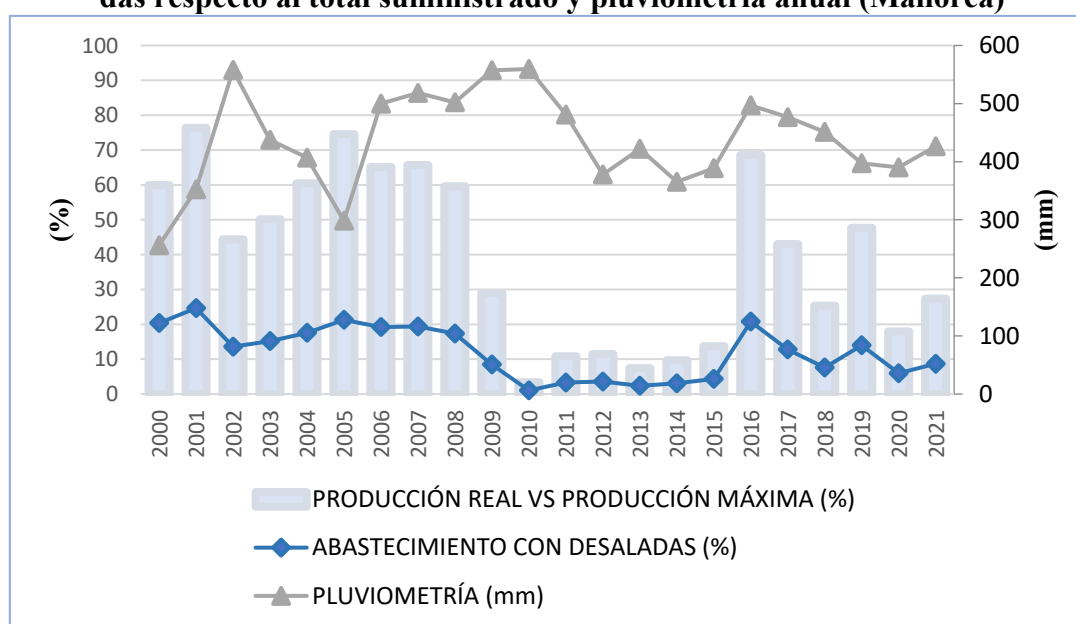
En relación al fomento del uso de recurso no convencional, en el PDM del tercer ciclo, respecto a las infraestructuras para la producción de agua desalinizada o potabilizada, se prevé una inversión del 4,83 % del total planificado que supone 71 518 328 € (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d). Las infraestructuras a acometer consisten en la renovación de la

IDAM de Palma (Mallorca). No obstante, según notifica la Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (ABAQUA) su remodelación no incrementará su capacidad de producción, fijada en 21,71 hm³/año (ABAQUA, 2022). De la misma manera, están planificadas las ampliaciones de las IDAM mallorquinas de Andratx y Alcúdia que, cada una, tiene actualmente una producción máxima de 4,69 hm³/año. Adicionalmente está planificada la ampliación de la IDAM de Santa Eulària des Riu (Ibiza). Su producción máxima actual es de 5,03 hm³/año (ABAQUA, 2022). Del mismo modo, está previsto la construcción de una planta de desnitrificación en Sa Pobla (Mallorca).

La Figura 10 y la Figura 11 ilustran la producción de agua desalada comparada con la capacidad de generación de las IDAM de las islas de Mallorca e Ibiza (ABAQUA, 2022; CMAIT, 2022d). Del mismo modo, en las gráficas, se expone el porcentaje de abastecimiento de agua desalada respecto al total suministrado y, también, aparece la precipitación anual (mm).

Los resultados en Mallorca (Figura 10) reflejan que, las IDAM de la isla han estado trabajando por debajo de su capacidad, a excepción de ciertos años que han alcanzado valores por encima del 60 %, 70 %. Así mismo, la producción entre años ha sido irregular y no guarda relación con la pluviometría.

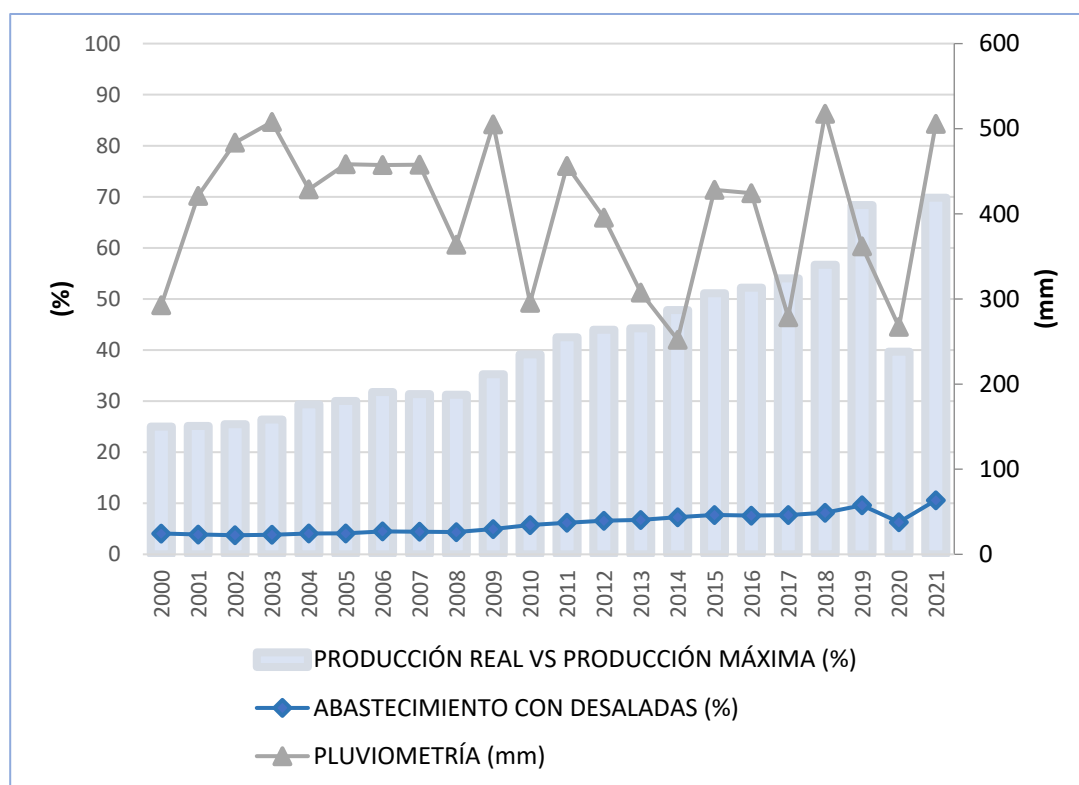
Figura 10. Producción de agua desalada y capacidad. Abastecimiento con desaladas respecto al total suministrado y pluviometría anual (Mallorca)



Fuente: elaboración propia a partir de (ABAQUA, 2022) y Portal de l'Aigua de les Illes Balears (CMAIT, 2022a)

Por su parte, la Figura 11 incorpora los datos de las IDAM de Ibiza. Estas también trabajaron por debajo de su potencial excepto en los años 2019 y 2021 con producciones cercanas al 70 % de su capacidad. En referencia a la producción ha mantenido cierta constancia y, al igual que en Mallorca, no se vincula con la pluviometría.

Figura 11. Producción de agua desalada y capacidad. Abastecimiento con desaladas respecto al total suministrado y pluviometría anual (Ibiza)



Fuente: elaboración propia a partir de (ABAQUA, 2022) y Portal de l'Aigua de les Illes Balears (CMAIT, 2022a)

Pese al alto impacto turístico que se produce en la zona del Levante mallorquín, según información del PHIB (2022) (CMAIT, 2022d), no está prevista la construcción de IDAM en la región. Para paliar esta carencia de suministro de desaladas, se prevé en el tercer ciclo de planificación, la ejecución de conducciones de red en alta junto a la construcción de depósitos reguladores, para abastecer en alta a los municipios de la zona desde las IDAM actuales. Por el contrario, en algunas poblaciones de las comarcas del Pla de Mallorca y del Migjorn, en el tercer ciclo de planificación, no se prevé la conexión con el anillo de la red en alta. En cuanto a la isla de Menorca está programado ejecutar un depósito y la red en alta de conexión con la IDAM de Ciutadella. Por su parte, en la isla de Ibiza se espera la construcción de varios depósitos distribuidos en varios puntos de la red en alta existente.

En relación con la reutilización de agua a nivel municipal, de acuerdo con Europa Press (2022), uno de los principales problemas en la actualidad es la alta salinidad de las aguas que llegan a las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR). Este problema se incrementa en las zonas costeras. La causa principal es la intrusión de agua salina a las conducciones que están en mal estado. Según la información aportada por la ABAQUA (2020), prácticamente la mitad de las aguas municipales que llegan a las EDAR de las Islas Baleares superan el límite fijado para su reutilización en el riego agrícola. En el PHIB (2022) (CMAIT, 2022d), su Anexo 3 indica que, las infraestructuras en funcionamiento han permitido en el periodo comprendido entre el año 2013 y el año 2018 reutilizar 33,25 hm³/año para riego. Los volúmenes resultantes se han distribuido en los siguientes usos: 8,98 hm³/año en el riego de parques y jardines públicos, 15,33 hm³/año en el riego agrícola y 8,94 hm³/año para los campos de golf. Esta cifra representa el 13,46 % del total consumido que asciende a 246,97 hm³/año. Hay que mencionar, además que, las EDAR existentes y futuras deben estar dimensionadas adecuadamente de acuerdo a la población y los usos a los que dan servicio. Por consiguiente, resulta indispensable ampliar la capacidad de las instalaciones cuando sea necesario.

Otra estrategia de gestión sostenible es la recarga artificial controlada de los acuíferos. Esta técnica consiste en infiltrar agua regenerada a las MASb. La recarga artificial tiene varios beneficios, como (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO, 2008)): incrementar y estabilizar el nivel piezométrico de las MASb, impedir o reducir la intrusión marina, aminorar la contaminación y reducir las pérdidas por evaporación o escorrentía superficial, etc. Este punto está incorporado dentro del Programa 7 del PDM y contó con una inversión un tanto modesta y enfocada a estudios piloto de almacenamiento y recuperación. Los montantes han sido en el segundo ciclo de 334 799 € y en el tercer ciclo de 208 998 € (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d).

En este sentido, los SUDS también son un factor destacado en la estrategia sostenible del ciclo urbano del agua. Estos elementos superficiales infiltran o acumulan el agua pluvial o el agua de escorrentía precipitada por las lluvias. Los SUDS reducen la contaminación por el desbordamiento de la red de pluviales y disminuyen el volumen a tratar en las EDAR. Aspecto muy importante desde la perspectiva de la demanda energética (MITECO, 2022). Del mismo modo, atenúan las inundaciones y sus efectos negativos. Las administraciones municipales son las que cuentan con competencias para dotar a sus municipios de este tipo de infraestructuras.

Según información de la CMAIT (2021), en el periodo comprendido entre el año 2000 y el año 2021, se han registrado los siguientes porcentajes de fugas en las redes de abastecimiento urbano: en Mallorca un 26,44 %, en Menorca un 27,67 %, en Ibiza un 30,42 % y en Formentera un 14,44 %. Para el conjunto de las islas el porcentaje de fugas asciende al 27,03 %.

El desarrollo de la gestión integrada de los recursos hídricos a nivel de cuenca necesita generar datos válidos y de calidad, para tomar decisiones en la planificación del recurso. A pesar de que muchas administraciones e instituciones de las Islas Baleares generan información y la monitorean, la realidad es que, se encuentra desagregada. Tal como apunta Garcia (2022), en muchas ocasiones, la información del agua no está en abierto, para su uso por parte de cualquier ciudadano o institución que la requiera.

Otro criterio de uso racional del agua es el diseño e implementación de campañas de concienciación sobre el ahorro a los usuarios. Estas campañas promovidas por las administraciones competentes u otras organizaciones se difunden en los medios de comunicación. Dichas iniciativas pretenden sensibilizar sobre la responsabilidad conjunta que tenemos del buen uso de un recurso cada vez más limitado. Las campañas fomentan algunos cambios en nuestros hábitos, para realizar un consumo responsable. En el PDM del tercer ciclo, en la DHIB está previsto realizar campañas de comunicación ambiental y campañas educativas en centros escolares. Estas actuaciones cuentan con una previsión de coste de 120 000 € (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d).

Finalmente, el futuro de la gestión del agua pasa por la digitalización del sector. Para lograr esta transformación y su impulso, en nuestro país, se ha aprobado el Proyecto Estratégico para la Recuperación y Transformación Económica (PERTE). Su objetivo es cambiar y modernizar los sistemas de gestión del recurso incorporando las nuevas tecnologías de la información en el ciclo integral del agua. Este instrumento se aplica tanto en los entornos urbanos, como para los usos industriales o el riego agrícola. Según el Gobierno de España (2022) su puesta en funcionamiento facilitará la gestión del agua, aumentará la eficiencia en los sistemas, se reducirán las pérdidas en las redes de suministro y se avanzará en el cumplimiento de los objetivos medioambientales según la normativa vigente.

El PERTE movilizará más de 3 000 millones de euros procedentes de fondos públicos y privados. Sus objetivos estratégicos son los siguientes (Gobierno de España, 2022): 1)

garantizar la conectividad para todos reduciendo la actual brecha digital entre las zonas rurales y las urbanas y entre las empresas grandes y pequeñas; 2) fomentar el uso y la apertura de datos desde las administraciones, en el sector privado y en el ámbito de la investigación; 3) impulsar nuevos modelos de negocio relacionados con las nuevas tecnologías. De la misma manera, el PERTE cuenta con los siguientes objetivos específicos (Gobierno de España, 2022): a) mejorar el conocimiento de los usos del agua para garantizar la gestión integrada; b) garantizar la transparencia de la información. c) contribuir a la consecución de los objetivos medioambientales; d) generar empleo de alta capacidad.

En último lugar, también remarcar que, se ha aprobado la financiación de proyectos estratégicos para el fomento de las energías renovables y la eficiencia energética. En estas bases presupuestarias está incluida la demanda energética del ciclo urbano del agua.

5.2. Conclusiones

La presión antrópica ejercida sobre las MA de la UE motivó el nacimiento de un marco normativo común con el objetivo de proteger el agua y garantizar su gestión sostenible. La DMA incorporó aspectos medioambientales muy novedosos, sin embargo, sus objetivos propuestos para el año 2015 todavía no se han logrado. A pesar de los esfuerzos de las DD.HH españolas, la mejoría del estado de las MA ha sido lenta entre ciclos de planificación. En el caso de la DHIB, ya inmersos en el tercer ciclo, del total de las 194 MA evaluadas, el 54,64 % se encuentran en muy buen estado o en buen estado (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d).

El éxito del marco comunitario en materia de aguas se sustenta principalmente en la materialización de sus objetivos medioambientales. Ahora bien, su planteamiento holístico (Hernández-Hernández y Guaran, 2009) debe ser capaz de adecuarse a las distintas realidades del recurso en cada demarcación considerando sus especificidades físicas, medioambientales, territoriales, sociales y económicas. Más aún, frente al gran reto que supone la mitigación de los efectos del CC.

Pese a que la CE reclama a los EM acelerar la implementación de la DMA, finalizado el proceso de revisión denominado “Fitness check”, todo apunta a que, sus objetivos medioambientales no se lograrán en este tercer ciclo. Parece que será necesario la aplicación de exenciones más allá del año 2027. Estas deberán justificarse adecuadamente según especifica la Directiva. A su vez, algunas voces claman la modificación metodológica del principio eliminatorio y el de no deterioro. Consideran que, estos principios enmascaran

las medidas realizadas y los avances intermedios logrados en las MA hasta alcanzar su buen estado.

Por otro lado, los resultados obtenidos revelan que el uso de indicadores causa-efecto dentro de la metodología FPEIR, aplicados a la escala de la DH se muestra como una herramienta eficiente para el apoyo de la planificación y la gobernanza del agua. Además, aportan información que mejora el conocimiento tanto del recurso como de sus ecosistemas asociados.

Los indicadores utilizados en el estudio ponen de manifiesto que, en las Islas Baleares, se produjo un crecimiento continuado de la demanda de agua tras la explosión del turismo a partir de la década de 1960 hasta nuestros días. El modelo económico eminentemente turístico, junto al desarrollo urbanístico costero ha supuesto el incremento de la demanda en el período estival. Esta situación implica que, los máximos consumos se produzcan en la estación de menor recarga de recurso natural. En esta contextualización, para recuperar el buen estado en los acuíferos y evitar la sobreexplotación, se debe cubrir con recurso no convencional los picos de demanda que no garanticen los caudales ecológicos.

Según datos del PHIB (2022) (CMAIT, 2022d) de las 87 MASb evaluadas, el 44,8 % se encuentran en mal estado químico y el 33,3 % en mal estado cuantitativo. La información anterior corrobora la importancia del manejo del recurso no convencional, para lograr un buen estado en los acuíferos. En contraste con lo anterior, hemos observado que las IDAM de Palma e Ibiza trabajan por debajo de su capacidad de producción y, por otro lado, la generación de agua desalada no es función directa de la precipitación. Por consiguiente, este planteamiento de gestión no permite la recuperación natural de las MASb. Ahora bien, debe priorizarse la introducción de medidas de contención de la demanda y la reutilización del agua regenerada más que, la administración de una política expansiva desarrollista de la oferta basada en el abastecimiento de agua desalada. No obstante, en las Islas Baleares deben generarse siempre que sea necesario independientemente de su coste. Se debe agregar que, la producción de desaladas debe hacerse bajo parámetros de eficiencia energética utilizando energías renovables, reduciendo al máximo la huella de carbono y gestionando adecuadamente las salmueras. Es decir que los vertidos de la salmuera, no pueden incrementar la conductividad de las MA naturales ni tampoco aumentar la salinidad de las aguas residuales a tratar.

De acuerdo con la información aportada por el PHIB (2022) (CMAIT, 2022d), en el año 2021 se suministró al conjunto de las islas un total de 246,97 hm³/año de los cuales: el 76,15 % procedió de las MASb, el 3,16 % de las MASp, el 7,23 % con agua desalinizada y el 13,46 % con agua regenerada para riego. Los datos anteriores indican que, del total de agua consumida, el 79,31 % se nutre con recurso natural y el 20,69 % restante de consumo se realiza con recurso no convencional. Las cifras anteriores confirman la enorme dependencia que tienen las Islas Baleares en sus acuíferos y, por ahora, el bajo porcentaje que representa el abastecimiento con recurso no convencional.

Adicionalmente, la reutilización de las aguas residuales es un aspecto clave dentro de la economía circular y cobra mayor relevancia frente al actual escenario de CC (Bernabé-Crespo, 2022). En el tercer ciclo de planificación, en la DHIB, si las previsiones son satisfechas, se espera realizar importantes inversiones en la gestión y la reutilización de las aguas residuales. No obstante, el éxito de esta estrategia pasa por una depuración adecuada según los parámetros de calidad establecidos en la normativa vigente. Además, es fundamental actuar en aquellas infraestructuras existentes que por falta de impermeabilización, fugas o vertidos directos originen contaminaciones puntuales que alteren a las MA o a sus ecosistemas asociados. Asimismo, es importante controlar la contaminación por nitratos de origen agrario o la procedente desde las fosas sépticas de la urbanización dispersa.

Por otro lado, hay que mencionar que, la tesis incluye el estudio de una medida directa de gestión de la demanda como es la reutilización, para usos no potables, del agua de lluvia y las grises tratadas en edificios. El trabajo se ha desarrollado en el municipio de Son Servera (España) y los resultados revelan la utilidad de estos sistemas descentralizados. Analizado el periodo temporal entre los años 2008 al 2019 se produce una oferta potencial de recurso alternativo de 0,562 hm³/año. Este volumen asciende al 29,21 % del total de agua potable suministrada al municipio y del 36,15 % del agua consumida (incluyendo las pérdidas en las redes de abastecimiento). Estas cifras se logran incluyendo la captación, el tratamiento, el almacenamiento y la reutilización en todos los edificios en zona urbana de la población. Cabe destacar que, la estrategia entraña ciertas limitaciones técnicas en los inmuebles existentes. No obstante, pueden subsanarse con un nivel de inversión adecuado. En la segunda parte del trabajo se efectúa una mayor aproximación. Para ello, se han realizado los cálculos en seis edificios específicos diferenciados por uso y tipología, las más representativas del municipio. Los resultados son esperanzadores ya

que, muestran en promedio, un ahorro del consumo de agua potable en torno al 20 %. Desde el punto de vista económico, algunos factores condicionan el periodo de recuperación de la inversión. Aspectos como: una mayor superficie de captación y de almacenamiento de agua, el número de usuarios y el bloque de la factura. Otra opción es la construcción de instalaciones de almacenamiento, tratamiento y distribución comunes que engloben a varios inmuebles, para generar economías de escala en la construcción y explotación del sistema.

Tomando en cuenta los resultados obtenidos del porcentaje de reducción de la extracción de recurso hídrico natural, se concluye que, la puesta en marcha de estos sistemas descentralizados de aprovechamiento beneficia significativamente la sostenibilidad del ciclo urbano del agua. En consecuencia, en los municipios costeros turísticos de las Baleares esta estrategia debe impulsarse, por las características de su demanda de agua.

Las administraciones públicas pueden conceder recursos económicos dirigidos a los usuarios en forma de ayudas directas para la ejecución de instalaciones de reutilización de agua, como en el caso de Sant Cugat del Vallès (España). Su ayuntamiento concede ayudas para implementar equipos de tratamiento de aguas grises en edificios plurifamiliares existentes. Subvencionan la instalación de equipos de monitoreo, de control de rendimiento y de análisis de la calidad del agua tratada, etc. Por otro lado, también conceden ayudas por la instalación de depósitos de agua de lluvia, de contadores volumétricos y de reguladores de presión, etc. (Ajuntament de Sant Cugat, 2022). En el resto de los EM de la UE, se han producido estrategias similares como en Rotterdam (Países Bajos) y Hamburgo (Alemania). Según indica Qtaishat et al. (2022), en estas poblaciones, se han otorgado ayudas directas para la generación de recurso alternativo en edificios. Por su parte, los resultados de la investigación de Stec (2022) confirman que recibir una subvención, anima a los propietarios de viviendas unifamiliares a implementar sistemas descentralizados en sus casas.

Además, cabe mencionar que, la disposición del recurso hídrico en las Islas Baleares debe condicionar la ordenación y la planificación territorial. Un modelo de crecimiento ilimitado es inviable, desde la perspectiva de la disponibilidad de agua y su explotación sostenible. La planificación de nuevos desarrollos urbanísticos ha de supeditarse a la disposición de infraestructuras que garanticen la sostenibilidad del ciclo urbano del agua. Para su cumplimiento, los usos no potables deben cubrirse con recurso alternativo (pluviales y grises tratadas) siempre que sea posible. Bien procedente de una infraestructura pública

(centralizada), o bien, tratados a escala de edificio (descentralizada). Aun así, siempre cumpliendo con los parámetros de calidad según la normativa vigente y evitando la contaminación. Del mismo modo, la planificación del recurso ha de integrar el abastecimiento de agua desalada, para anticiparse al deterioro de las MA y, como medida adaptativa a la oferta de agua en el tiempo. En cualquier caso, el PHIB (2022) (CMAIT, 2022d) destaca que, la dotación máxima no podrá superar los 250 l/hab./día.

Dado el porcentaje de las pérdidas actuales, otra acción importante a acometer es la reducción de las fugas en las redes de abastecimiento. Así como, en las redes de saneamiento, para reducir los niveles de salinización de las aguas a tratar en las EDAR y poder reutilizarla en el riego. Tal como se incluye en el PHIB (2022) (CMAIT, 2022d), el objetivo es reducir las fugas en el abastecimiento hasta el 25 % en el año 2025 y al 17 % en el año 2027. Por tanto, los municipios con mayores porcentajes de pérdidas deben acometer una inversión importante, para cumplir con estos límites, especialmente en aquellos municipios medianos o pequeños que cuenten con poca capacidad técnica y económica. No obstante, según (Barón, 2022) es importante realizar auditorías, para cuantificar cuál es el porcentaje de pérdidas físicas o reales y cuál es el porcentaje de agua no contabilizada o de pérdidas aparentes y, por tanto, no abonada. Esta situación puede provocar que en algunos municipios con falta de información se realicen inversiones en sus redes con un nivel de pérdidas físicas inferiores a las esperadas. De la misma manera, en los Esquemas de Temas Importantes (ETI) del PHIB (2022) (CMAIT, 2022d) se recalca la necesidad de establecer un sistema de penalizaciones para los casos de superación de los límites de fugas impuestos por la normativa (CMAIT, 2022b).

Con respecto a la mejora del conocimiento en el PHIB (2022), la previsión en el tercer ciclo asciende a 328 534 996 €, lo que supone el 22,23 % del total de la inversión prevista. Se realizarán actuaciones como (PHIB, 2022) (CMAIT, 2022d): en la caracterización de las MASb, en las características hidráulicas y la recarga de los acuíferos, en los planes de gestión y prevención del riesgo de inundaciones, en la implementación de infraestructuras para el conocimiento del dominio público hidráulico (redes meteorológicas, foronómicas y piezómetros), en sondeos en las zonas húmedas, en sondeos para el control de la contaminación, en la instalación de contadores, etc. En los ETI del tercer ciclo del PHIB se destaca la falta de transparencia y la dificultad de acceso a la información. Se propone mejorar los flujos de datos entre las administraciones e incluso penalizar a aquellas administraciones o entidades que no faciliten la información (CMAIT, 2022b).

Finalmente, destacar que el manejo sostenible del agua es una tarea muy compleja donde intervienen múltiples factores relacionados entre sí, que deben administrarse de manera efectiva. Para ello, los planificadores y los gestores del recurso han de contar con datos e información válida como soporte a la toma de decisiones y para la mejora del conocimiento. En este sentido, la transformación digital del ciclo del agua será una revolución del sector que incrementará de manera considerable la generación de información. La disposición de datos, su análisis y procesamiento mediante el big data es capaz de relacionar las variables climáticas y las demandas como soporte al manejo del abastecimiento sostenible (Adedeji et al., 2022). Estas herramientas van a ayudar a afrontar importantes desafíos, tales como (Gobierno de España, 2022): la mejora de la información sobre el agua, el estudio de la disponibilidad y la demanda, el control de los vertidos y la calidad de las aguas, la estimación de las pérdidas, la gestión óptima de las infraestructuras, la optimización de los procesos de gobernanza y el control de los usos del recurso. Por otra parte, la digitalización del ciclo del agua reducirá fallas humanas en las interpretaciones de la planificación del agua.

En conclusión, en la DHIB se han realizado grandes esfuerzos entre ciclos de planificación. Sin embargo, los objetivos medioambientales hasta la fecha no se han cumplido. Por este motivo es necesario establecer un equilibrio entre la disponibilidad del recurso y el desarrollo urbanístico y económico en las islas. Por otro lado, se señala que independientemente del precio es necesario apostar por la producción de desaladas y materializar la estrategia iniciada de la reutilización de regeneradas. Adicionalmente, para conocer el ciclo del agua es conveniente generar información transparente y útil e integrarla en la digitalización del ciclo del agua. Por último, el éxito de las directrices marcadas pasa por dotar de recursos económicos suficientes a través de la financiación de todas las medidas apuntadas, para cumplir con garantías la gestión y la explotación sostenible del agua en las Islas Baleares.

5.3. Implicaciones del estudio

Los resultados obtenidos en la investigación contribuyen al fomento de la gestión sostenible del agua en las Islas Baleares. El estudio aporta medidas, iniciativas y estrategias para recuperar y conservar el buen estado de las MA.

En la tesis se evalúan los principales retos a los que se enfrenta la gobernanza del agua en la DHIB. Aporta una reflexión, herramientas y acciones adaptativas, para garantizar la

seguridad hídrica logrando los objetivos medioambientales y sociales del desarrollo sostenible.

En España, la gobernanza del agua cuenta con un marco político descentralizado que ocasiona un solape de competencias entre las distintas administraciones encargadas de su gestión. Por este motivo, debe producirse una coordinación adecuada entre ellas homogenizando criterios. En este sentido, los OC deben ser efectivos y se pueden incorporar otros programas de intermediación entre administraciones como las mancomunidades entre ayuntamientos.

De igual modo, la tesis pone de manifiesto la urgente necesidad de incrementar el abastecimiento de recurso no convencional. Este planteamiento posibilitará la recuperación y la preservación del buen estado ecológico del recurso hídrico natural. Asimismo, en el trabajo se concluye que, el sistema tarifario de bloques crecientes debe modificarse y penalizar de manera efectiva a los altos consumos. Al mismo tiempo, como medida pedagógica, los usuarios deben disponer de información clara y precisa de los conceptos incluidos en su factura y como repercuten estos en la recuperación de los costes.

Respecto a la tercera publicación que compone la tesis, hasta la fecha, no hemos encontrado referencias de estudios sobre la reutilización de las aguas pluviales y las grises recicladas en los edificios de un municipio de las Islas Baleares. Por este motivo, entendemos que la investigación es novedosa a nivel geográfico. Queremos poner de relieve los prometedores resultados obtenidos y la trascendencia que puede suponer la implementación de estos sistemas de reutilización de aguas en la reducción de la extracción en las MASb de las Islas Baleares.

Por otra parte, a nivel metodológico, los indicadores causa-efecto aplicados en la segunda publicación pueden ser extrapolables a otras cuencas. Su aplicación permite realizar un diagnóstico del estado del recurso y como se está realizando su manejo. Análogamente, el enfoque metodológico de la tercera publicación posibilita su aplicación en otros municipios.

Finalmente, como punto imprescindible, destacamos en la investigación la urgente necesidad de generar información multinivel y multisectorial con datos efectivos, realistas y accesibles. La obtención de datos y la digitalización del ciclo del agua refuerza los procesos de observación, de planificación y de administración del agua. Sin ellos, las

medidas adoptadas en forma de inversiones pueden ser erróneas y, por tanto, pueden alejarnos de los objetivos perseguidos malgastando recursos útiles.

5.4. Limitaciones de la investigación

Una vez establecidas las conclusiones de la investigación, son varias las limitaciones detectadas que, una vez subsanadas, afinarían los resultados logrados principalmente en la segunda y la tercera publicación de la tesis. Como se ha dicho con anterioridad, para elaborar dichas publicaciones hemos tenido cierta dificultad en el acceso a los datos. La información en ocasiones es contradictoria según la fuente consultada y algunos datos se encuentran desactualizados. Esta problemática se intensifica en los municipios que cuentan con un servicio de aguas concesionado donde la información no es del todo accesible (García, 2022). Para conocer los procesos de gestión y administración del agua se debe disponer de referencias fiables y en abierto. Cabe señalar que, la información aportada por las distintas administraciones y entidades involucradas en la gestión del agua debería estar auditada externamente. Adicionalmente, el marco legislativo ha de poder aplicar sanciones en aquellos casos en los que se produzcan incumplimientos en la obtención de información o por falta de colaboración o transparencia (CMAIT, 2022b). Con el propósito de solucionar esta problemática, el PERTE de la digitalización del agua tiene prevista una inversión de más de 3 000 millones de euros (Gobierno de España, 2022).

Del mismo modo hay que reconocer que, para materializar los prometedores resultados de la puesta en marcha de los sistemas descentralizados de reutilización de agua de lluvia y de las grises tratadas en los edificios, se necesita acometer una importante inversión. Bien por parte de las administraciones públicas, por parte de los usuarios del recurso o a través de un sistema de financiación mixto. A su vez, en los inmuebles existentes pueden presentarse limitaciones técnicas que dificulten su ejecución. En definitiva, esta estrategia de gestión de la demanda y su puesta en marcha en cualquier población estaría planteada para el medio o largo plazo. No obstante, según Zafeirakou et al. (2022) la reutilización del agua es uno de los pilares clave de la economía circular y de la planificación sostenible del agua.

5.5. Nuevas vías de investigación

Una vez realizado el estudio, se han identificado nuevas posibles líneas de investigación. En relación a la gobernanza del agua y la DMA, se podría profundizar en la transformación metodológica del principio eliminatorio denominado “one-out, all-out”. Es decir,

indagar sobre nuevos procedimientos que informen de los progresos intermedios alcanzados en las MA hasta lograr el buen estado (Prato *et al.*, 2014; Carvalho *et al.*, 2019).

Por otro lado, en la tesis se destaca la necesidad de generar información útil y accesible sobre el recurso hídrico para posibilitar su gestión sostenible. A este respecto, la digitalización del ciclo del agua con la puesta en marcha del programa PERTE mejorará los flujos de información. En cualquier caso, en el medio plazo deberá determinarse en la DHIB su repercusión, eficacia, las limitaciones de esta innovación y, si ha supuesto, un cambio de paradigma en la gestión del agua. Asimismo, se deberán estudiar nuevas alternativas al sistema tarifario por bloques crecientes ya que, en las Islas Baleares no resulta efectivo. Es decir, trabajar en el diseño y la fijación de un sistema de precios que favorezca realmente el consumo responsable y razonable. Además, el coste del agua ha de garantizar la recuperación de costes, tanto de los servicios del agua como de los medioambientales (artículo 9 de la DMA). Desde esta perspectiva, se puede profundizar sobre la repercusión que supondría para las MASb implantar dotaciones límite. En el PHIB (2022) (CMAIT, 2022d) se propone un máximo de 250 l/hab./día, para el abastecimiento humano. Los consumos que sobrepasen dicho límite deberían penalizarse económicamente para cumplir con el principio de quien contamina paga.

Como indicamos en la tercera publicación de la tesis se podría ampliar la escala de la investigación extrapolando el modelo a otros municipios del Levante mallorquín para reducir la presión sobre las MASb. Análogamente, la metodología aplicada es válida para otras poblaciones. En este sentido, la reutilización del agua retrae la generación de desaladas y, por tanto, se reduce el requerimiento energético y el volumen de salmueras.

Por último, en algunos países como en Australia (Radcliffe, 2020) o Singapur (Cui *et al.*, 2021) aplican la estrategia de la reutilización potable indirecta de las aguas regeneradas. En el caso de Singapur, a través de su programa denominado NEWater el agua regenerada se reutiliza para usos industriales y, en los meses secos se vierte en los embalses, para su posterior uso como agua potable y siempre cumpliendo con los estándares de calidad exigidos en su legislación (Cui *et al.*, 2021). En el caso de Australia el agua regenerada se usa para la recarga de los acuíferos (Radcliffe, 2020). En las Islas Baleares se ha puesto en marcha un proyecto piloto de la recarga del acuífero de Sant Lluís (Menorca) con agua regenerada. La prueba infiltrará durante un año el agua tratada en la planta de ósmosis inversa de la población que cuenta con una capacidad diaria de entre 100 m³ y 200 m³. Los resultados de esta experiencia determinarán la viabilidad de la medida y su puesta en

práctica en otros acuíferos de las islas (CMAIT, 2022c). En vista de los resultados que se obtengan en la prueba piloto, se podría extrapolar el modelo a otras poblaciones de las Baleares. Para acabar, otra posible vía de investigación es analizar en los entornos urbanos de las Baleares, la viabilidad técnica y económica de las estrategias que fomenta el proyecto europeo NICE.

5.6. Referencias

Abily, M., Acuña, V., Gernjak, W., Rodriguez-Roda, I., Poch-Espallargas, M., & Corominas, L. (2022). Assessment of Spanish Rivers Current and Future Ecological Status Using Urban Wastewater Dilution Factor. In: Gourbesville, P., Caignaert, G. (eds) *Advances in Hydroinformatics*. Springer Water. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-19-1600-7_69

Adedeji, K, B., Ponnle, A, A., Abu-Mahfuz, A. M., & Kurien, A, M. (2022). Towards Digitalization of Water Supply Systems for Sustainable Smart City Development. *Water* 12, 9174. <https://doi.org/10.3390/app12189174>

Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (2020). Informe Sanejament i Depuració 2020. Recuperado de: https://www.caib.es/sites/aigua/ca/depuracio_aigues_residuals/

Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (2022). Red de infraestructuras de abastecimiento y desalación. Recuperado de: <https://abaqua.cat/es/seccio/xarxa-dinfraestructures-dabastament-i-dessalacio/>

Agencia Estatal de Meteorología (2022). Open data. Recuperado de: https://www.aemet.es/es/datos_abiertos/AEMET_OpenData

Ajuntament de Sant Cugat (2022). Subvencions adreçades al foment de projectes, activitats i serveis d'utilitat pública: Emergència climàtica. Recuperado de: <https://seu.santcugat.cat/seu/ProcedimientoTabs.aspx?tab=3&idProc=164&idnct=1312&x=Ix7PP%2F8K424ibB+Ollab5g>

Arahuetes, A., Hernández, M., & Rico, A. M. (2018). Adaptation strategies of the hydro-social cycles in the Mediterranean region. *Water*, 10(6), 790. <https://doi.org/10.3390/w10060790>

Barón, A. (20-21 de octubre de 2022). El ciclo urbano del agua ante los retos globales en zonas turísticas. Foro del agua. Fundación Nueva Cultura del Agua. Col. Oficial de arquitectos, Palma, España.

Bernabé-Crespo, M.B., Olcina, J., & Lahora, A. (2022). “Examining the implementation of potable water reuse in sewersheds of Southeastern Spain”. *Urban Water Journal*, 19, 6. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2022.2069043>

Blázquez, M., & Murray, I. (2010). Una geohistoria de la turistización de las islas Baleares. *El Periplo Sustentable. Turismo y Desarrollo*. Universidad Autónoma del Estado de México. 18, 69-118.

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. *Science of the Total Environment*, 470, 567-577. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.003>

Carvalho, L., Mackay, E.B., Cardoso, A.C., Baattrup-Pedersen, A., Birk, S., Blackstock, K.L., Borics, G., Borja, A., Feld, C.K., Ferreira, M.T., Globevnik, L., Grizzetti, B., Hendry, S., Hering, D., Kelly, M., Langaas, S., Meissner, K., Panagopoulos, Y., Penning, E., Rouillard, J., Sabater, S., Schmedtje, U., Spears, B.M., Venohr, M., van de Bund, W., & Solheim, A.L. (2019). Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. *Science of The Total Environment*, 658, 1128-1238. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.255>.

Collet, L., Ruelland, D., Borrell-Estupina, V., Dezetter, A., & Servat, E. (2015). Water supply sustainability and adaptation strategies under anthropogenic and climatic changes of a meso-scale Mediterranean catchment. *Science of The Total Environment*, 536, 589-602. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.093>

Colom, F. (2014). Las primeras fases del turismo de masas: el caso de Baleares 1955-1975. Universitat de les Illes Balears. Departamento de Economía Aplicada. <http://hdl.handle.net/11201/3052>

Community Research and Development Information Service (2021). Promover y respaldar la integración de soluciones hídricas urbanas basadas en la naturaleza.

Conselleria de Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2015). Plan Hidrológico de las Illes Balears (2015–2021). Memoria. Palma. Recuperado de: http://www.caib.es/sites/aigua/ca/pla_hidrolagic_de_les_illes_balears/

Conselleria de Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2019). Plan Hidrológico de las Baleares (2015–2021). Anexo 3. Memoria. Palma. Recuperado de: http://www.caib.es/sites/aigua/ca/revisia_anticipada_del_pla_hidrolagic_de_les_illes_balears/

Conselleria de Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2021). Portal de l'Aigua de les Illes Balears. Datos disponibles. Consumos de agua. Recuperado de: https://www.caib.es/sites/aigua/es/consumo_agua/

Conselleria de Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2022a). Portal de l'Aigua de les Illes Balears Recuperado de: https://www.caib.es/sites/aigua/es/pagina_de_inicio-6476/?campa=yes

Conselleria de Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2022b). Esquema de temas importantes en materia de gestión de las aguas de la revisión del tercer ciclo (2022-2027) del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Islas Baleares. Recuperado de: https://www.caib.es/sites/aigua/es/esquema_prov_temas_importantes_phib_2021_2027/

Conselleria de Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2022c). Sala de prensa. Un proyecto pionero en las Illes Balears permitirá estudiar la viabilidad de recuperar acuíferos con agua regenerada. Recuperado de: <https://www.caib.es/pidip2front/jsp/es/ficha-convocatoria/9947480>

Conselleria de Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2022d). Plan Hidrológico de las Baleares. Revisión del tercer ciclo (2022–2027). Anexo 3. Consumo de agua y asignaciones. Palma. Recuperado de: http://www.caib.es/sites/aigua/es/propuesta_proyecto/

Conselleria de Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (2023). Portal de l'Aigua de les Illes Balears. Evolución de las reservas hídricas e Índice de Sequía. Recuperado de: https://www.caib.es/sites/aigua/es/evolucion_de_las_reservas_hidricas_e_indice_de_sequia-22867/

Couce, L.A (2022). El problema del deterioro de la red de abastecimiento de agua actual. *Iagua*. Recuperado de: <https://www.iagua.es/blogs/alberto-luis-couce-diaz/problema-de-deterioro-red-abastecimiento-agua-actual>

Cruz, N., Rodríguez, J., Ioras, F., García, C., & Santamarta, J. C. (2020). Impacto del cambio climático en los recursos hídricos de España. Congreso Internacional sobre gestión y Tratamiento Integral del Agua (8°. 2020). Recuperado de: <https://portalcien-cia.ull.es/documentos/6099051e0c9b862d32a5a83a>

Cruz-Pérez, N., Santamarta, J.C., García-Gil, A., Rodríguez-Martín, J., Miralles-Wilhelm, F., Hernández-Alemán, A., & Aldaya, M.M. (2022). “Water Footprint of the Water Cycle of Gran Canaria and Tenerife (Canary Islands, Spain)”. *Water*, 14, 934. <https://doi.org/10.3390/w14060934>

Cui, M., Ferreira, F. Fung, T.K., & Matos, J.S. (2021). Tale of Two Cities: How Nature-Based Solutions Help Create Adaptive and Resilient Urban Water Management Practices in Singapore and Lisbon. *Sustainability*, 13, 10427. <https://doi.org/10.3390/su131810427>

Deyà-Tortella, B., Garcia, C., Nilsson, W., & Tirado, D. (2016). The effect of the water tariff structures on the water consumption in Mallorcan hotels. *Water Resources Research*, 52, 6386–6403. <https://doi.org/10.1002/2016WR018621>

Essex, S., Kent, M., & Newnham, R. (2010). Tourism Development in Mallorca: Is Water Supply a Constraint?. *Journal of Sustainable Tourism*, 12:1, 4-28. <https://doi.org/10.1080/09669580408667222>

Estrela, T., & Vargas, E. (2012). Drought management plans in the European Union. The case of Spain. *Water resources management*, 26(6), 1537-1553. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9971-2>

Europa Press (2022). La salinización es uno de los principales obstáculos para reutilizar el agua. *Ultima hora*. Recuperado de: <https://www.ultimahora.es/noticias/local/2022/10/20/1813859/salinizacion-uno-principales-obstaculos-para-reutilizar-agua.html>

Fleskens, L., Nainggolan, D., Termansen, M., Hubacek, K., & Reed, M. S. (2013). Regional consequences of the way land users respond to future water availability in Murcia, Spain. *Regional Environmental Change*, 13, 615-632. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0283-8>

Francés, G. E., Quevauviller, P., González, E. S. M., & Amelin, E. V. (2017). Climate change policy and water resources in the EU and Spain. A closer look into the Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy*, 69, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.12.006>

García, C. (20-21 de octubre de 2022). El ciclo urbano del agua ante los retos globales en zonas turísticas. Foro del agua. Fundación Nueva Cultura del Agua. Col. Oficial de arquitectos, Palma, España.

García-López, M., & Montano, B. (2020). Water price effects on consumption and territorial imbalances in Spain in the context of the water framework directive. *Water*, 12(6), 1604. <https://doi.org/10.3390/w12061604>

Gobierno de España (2022). Plan de recuperación, Transformación y Resiliencia. PERTE de digitalización del ciclo del agua. Recuperado de: <https://planderecuperacion.gob.es/como-acceder-a-los-fondos/pertes/perte-de-digitalizacion-del-ciclo-del-agua>

Gómez-Limón, J. A., & Martín-Ortega, J. (2011). Agua, economía y territorio: nuevos enfoques de la Directiva Marco del Agua para la gestión del recurso. *Studies of Applied Economics*, 29(1), 65-94. <https://doi.org/10.25115/eea.v29i1.3932>

González-Pérez, D. M., Martín-Martín, J. M., Guaita-Martínez, J. M., & Sáez-Fernández, F. J. (2020). An analysis of the cost of water supply linked to the tourism industry. An application to the case of the Island of Ibiza in Spain. *Water*, 12(7), 2006. <https://doi.org/10.3390/w12072006>

Green, O. O., Garmestani, A. S., van Rijswijk, H. F., & Keessen, A. M. (2013). EU water governance: Striking the right balance between regulatory flexibility and enforcement?. *Ecology and Society*, 18(2). <https://www.jstor.org/stable/26269294>

Hastie, A.G., Chini, C.M & Stillwell. A.S (2020). A mass balance approach to urban water analysis using multi-resolution data. *Journal of Industrial Ecology*. 26 (1), 213-224. <https://doi.org/10.1111/jiec.12995>

Hernández-Hernández, M., & Guaran, A. (2009). La implementación de la Directiva Marco del Agua en las regiones del Friuli Venezia Giulia y la Comunidad Valenciana: estado de la cuestión. *Investigaciones Geográficas*, 48, 161-187. <https://doi.org/10.14198/INGEO2009.48.06>

Hervé-Fournereau, N. (2020). Beyond the 2019 Fitness Check of the Water Framework Directive: Designing the Future of European Water Law. *Research Handbook on EU Environmental Law* (pp. 280-295). Edward Elgar Publishing. <https://doi.org/10.4337/9781788970679.00029>

Hof, A., & Wolf, N. (2014). Estimating potential outdoor water consumption in private urban landscapes by coupling high-resolution image analysis, irrigation water needs and evaporation estimation in Spain. *Landscape and Urban Planning*, 123, 61-72. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.12.010>

Hof, A., Salom, M. B., & Muntaner, J. M. G. (2018). Domestic urban water rate structure and water prices in Mallorca, Balearic Islands. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (77), 52-79. <https://doi.org/10.21138/bage.2534>

Institut d'Estadística de les Illes Balears (2022a). Flujo de turistas (FRONTUR). Recuperado de: <https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/economia/turisme/fluxe-turistes-frontur/043d7774-cd6c-4363-929a-703aaa0cb9e0>

Institut d'Estadística de les Illes Balears (2022b). Padrón (cifras de población). Datos anuales, 2022. Población por municipio, distrito de residencia, sexo y gran grupo de edad. Recuperado de: https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/933ae75d-c922-494f-bc1a-04341d1f13a9/68c9d629-cb45-4216-a0ce-985e458bcdb9/es/pad_t1c6_22.px

Institut d'Estadística de les Illes Balears (2023). Ocupación de la oferta turística. Pernoc-taciones de los viajeros por periodo, municipio turístico y país de residencia (5). Recuperado de: https://ibestat.caib.es/ibestat/estadistiques/614884d6-737a-401d-a8c3-a35519b8fec9/4936f974-752a-4136-9116-8437b768d659/es/l208013_m040.px

Mazzoni, F., Marsili, V., Alvisi, S., & Franchini, M. (2022). Exploring the impacts of tourism and weather on water consumption at different spatiotemporal scales: evidence from a coastal area on the Adriatic Sea (northern Italy). *Environmental research* 2,2. <https://doi.org/10.1088/2634-4505/ac611f>

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2008). Inventario de tecnologías disponibles en España para la lucha contra la desertificación. Gestión de la recarga de acuíferos: su implicación en la lucha contra la desertificación. Tipologías y dispositivos de recarga artificial. Recuperado de: <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/desertificacion-restauracion.html>

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2022). Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS). Recuperado de: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/concesiones-y-autorizaciones.html>

Nadir, H. M., & Ahmed, A. (2023). The Critical Review of the Performance of the EU Water Framework Directive in Improving the Rivers' Water Quality and the Impediments in its Implementation. *Novel Research in Science*, 14(4), 1-7. <https://doi.org/10.31031/NRS.2023.14.000843>

Organización de las Naciones Unidas (2015). La Asamblea General adopta la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. Recuperado de: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/2015/09/la-asamblea-general-adopta-la-agenda-2030-para-el-desarrollo-sostenible/>

Pérez, A., Gracia de Rentería, P., Ballesteros, M., Pérez, A., Ezbakhe, F., & Guerra-Librero, A. (2019). Análisis de las necesidades de inversión en renovación de las infraestructuras del ciclo urbano del agua. Universidad Nacional de Educación a Distancia (España). Editorial, 2019.

Pulido-Velázquez, M., Macián-Sorribes, H., & Escrivá-Bou, A. (2020). Balance hídrico actual y futuro en las cuencas en España. Presupuesto y Gasto Público 101/2020: 19-42 Secretaría de Estado de Presupuestos y Gastos. Recuperado de: <https://www.ief.es/docs/destacados/publicaciones/revistas/pgp/101.pdf>

Prato S, La Valle P, De Luca E, Lattanzi L, Migliore G, Morgana JG, Munari C, Nicoletti L, Izzo G, Mistri M (2014). The "one-out, all-out" principle entails the risk of imposing unnecessary restoration costs: A study case in two Mediterranean coastal lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 80(1-2): 30-40. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.054>

Qtaishat, Y., Hofman, J., & Adeyeye, K. (2022). Circular Water Economy in the EU: Findings from Demonstrator Projects. *Clean Technol*, 4, 865-892. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol4030054>

Radcliffe, J.C., & Page, D. (2020). Water reuse and recycling in Australia — history, current situation and future perspectives. *Water Cycle*. 1, 19-40. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.05.005>

Rupérez-Moreno, C., Senent-Aparicio, J., Martínez-Vicente, D., García-Aróstegui, J. L., Calvo-Rubio, F. C., & Pérez-Sánchez, J. (2017). Sustainability of irrigated agriculture

with overexploited aquifers: The case of Segura basin (SE, Spain). *Agricultural Water Management*, 182, 67-76. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.12.008>

Sánchez-Martínez, M. T., Salas-Velasco, M., & Rodríguez-Ferrero, N. (2012). Who manages Spain's water resources? The political and administrative division of water management. *International Journal of Water Resources Development*, 28(1), 27-42. <https://doi.org/10.1080/07900627.2012.640610>

Sotelo-Pérez, M., Sotelo-Pérez I., & Galvani A. (2021). Una aproximación a las Políticas del Agua en España: gestión y planificación de los recursos hídricos. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 41(1), 217-264. <https://doi.org/10.5209/aguc.76730>

Stec A., & Slyś, D. (2022). Financial and Social Factors Influencing the Use of Unconventional Water Systems in Single-Family Houses in Eight European Countries. *Resources*, 11(2):16. <https://doi.org/10.3390/resources11020016>

Suárez-Varela, M. (2020). Las políticas de tarifas urbanas del agua en España. *Estudios sobre la Economía Española*. (Universidad Autónoma de Madrid), FEDEA. Recuperado de: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7789247>

Tzanakakis, V. A., Angelakis, A. N., Paranychianakis, N. V., Dialynas, Y. G., & Tchobanoglous, G. (2020). Challenges and opportunities for sustainable management of water resources in the island of Crete, Greece. *Water*, 12(6), 1538. <https://doi.org/10.3390/w12061538>

Venghaus, S., & Hake, J. F. (2018). Nexus thinking in current EU policies—The interdependencies among food, energy and water resources. *Environmental Science & Policy*, 90, 183-192. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.12.014>

Vermeulen, J., Whiteoak, K., Nicholls, G., Gerber, F., McAndrew, K., Cherrier, V., Cunningham, E., Kirhensteine, I., Wolters, H., Vermeij, W., & Schipper, P. (2019). Fitness Check Evaluation of the Water Framework Directive and the Floods Directive. Final evaluation report. European Commission, Directorate-General for Environment. Recuperado de: <https://edepot.wur.nl/509764>

Weisner, O., Arle, J., Liebmann, L., Link, M., Schäfer, R.B., Schneeweiss, A., Schreiner, V.C., Vormeier, P., & Liess, M. (2022) Three reasons why the Water Framework Directive (WFD) fails to identify pesticide risks. *Water Research*, 208. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117848>

Zafeirakou, A., Karavi, A., Katsoulea, A., Zorpas, A., & Papamichael, L. (2022). Water resources management in the framework of the circular economy for touristic areas in the Mediterranean: case study of Sifnos Island in Greece. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 347–360. <https://doi.org/10.1007/s41207-022-00319-1>

SERGIO NAVARRO SOUSA
DR. VICENTE ARTURO ESTRUCH GUITART

Valencia, septiembre de 2023



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA