



TESIS DOCTORAL

**CONTRIBUCIÓN DE LA FOTOGRAMETRÍA Y DE LA
MODELIZACIÓN NUMÉRICA A LA GESTIÓN CONJUNTA
AGUA SUPERFICIAL/SUBTERRÁNEA. APLICACIÓN A
CUENCAS DE LA PROVINCIA DE CÁDIZ.**

CÁDIZ, 2019

**Universidad de Cádiz
Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales**

Departamento de Ciencias de la Tierra

Autora: Verónica Ruiz Ortiz

Director: Santiago García López

**Verónica Ruiz Ortiz
Cádiz, 2019**



Universidad de Cádiz

Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales

Departamento de Ciencias de la Tierra

**CONTRIBUCIÓN DE LA FOTOGRAMETRÍA Y DE LA MODELIZACIÓN
NUMÉRICA A LA GESTIÓN CONJUNTA AGUA
SUPERFICIAL/SUBTERRÁNEA. APLICACIÓN A CUENCAS DE LA
PROVINCIA DE CÁDIZ.**

Memoria presentada por la ingeniera **Dña. Verónica Ruiz Ortiz**
para optar al Grado de **Doctor por la Universidad de Cádiz.**

Fdo: Verónica Ruiz Ortiz

EL DIRECTOR:

Fdo: Dr. D. Santiago García López
Profesor Titular
Ciencias de la Tierra

Dr. D. SANTIAGO GARCÍA LÓPEZ, Profesor Titular del Departamento de Ciencias de la Tierra de la Universidad de Cádiz,

CERTIFICA:

Que la presente memoria titulada: **“Contribución de la fotogrametría y de la modelización numérica a la gestión conjunta agua superficial/subterránea. Aplicación a cuencas de la provincia de Cádiz”** que presenta **Dña. Verónica Ruiz Ortiz** para optar al grado de *Doctor por la Universidad de Cádiz*, ha sido realizada bajo su dirección y autoriza su presentación y defensa.

Y para que así conste y surta los efectos oportunos, firmo el presente en,

Puerto Real, a

Fdo: Dr. D. Santiago García López
Profesor Titular del
Departamento de Ciencias de la Tierra

ÍNDICE

RESUMEN	15
ABSTRACT	17
LISTADO DE SÍMBOLOS Y ACRÓNIMOS	19
1. INTRODUCCIÓN, ANTECEDENTES Y OBJETIVOS	23
1.1. Introducción general	23
1.2. Antecedentes bibliográficos	28
1.3. Hipótesis y objetivos	36
1.4. Descripción de los casos de estudio	40
1.5. Organización y estructura de la memoria	61
2. MATERIALES Y MÉTODOS	65
2.1. Métodos de campo	65
2.2. Recursos disponibles	68
2.3. Metodología	77
2.3.1. Fotogrametría terrestre de bajo coste	77
2.3.2. Fotogrametría desde vehículos aéreos no tripulados ...	84
2.3.3. Modelización numérica	88

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	101
3.1. Fotogrametría time-lapse para la monitorización de fugas en embalses (presa de Montejaque, Andalucía, España).....	101
3.2. Fotogrametría desde vehículos aéreos no tripulados como contribución al balance hídrico de humedales: Caso de estudio en el Parque Natural Bahía de Cádiz (España).....	115
3.3. Contribución de los sistemas soporte a la decisión para mejorar la gestión de recursos hídricos a través del uso conjunto, en cuencas con una elevada evaporación en climas mediterráneos (Cuenca del río Barbate, España).....	135
4. CONCLUSIONES.....	171
5. LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURAS.....	179
BIBLIOGRAFÍA	183

RESUMEN

Para la correcta gestión de los recursos hídricos, de vital importancia para el desarrollo humano, es necesario un conocimiento profundo y exhaustivo del funcionamiento del ciclo hidrológico y de los diferentes elementos que lo constituyen, así como de los componentes físicos que intervienen en el almacenamiento y distribución del recurso. La investigación desarrollada en esta Tesis Doctoral, se centra en dos líneas de investigación principales: i) ajuste de modelos de balance apoyados en técnicas fotogramétricas no convencionales y, ii) implementación de modelos numéricos de optimización para la definición de estrategias de gestión en el uso conjunto de agua superficial/subterránea.

Respecto a la primera línea de investigación, se plantea el uso de técnicas basadas en el procesamiento y explotación de imágenes fotográficas, tales como fotogrametría terrestre de bajo coste y fotogrametría basada en algoritmos SfM (Structure from Motion). En el primer caso se ha hecho uso de cámaras time-lapse y en el segundo caso, las imágenes han sido obtenidas desde vehículos aéreos no tripulados (UAS). Paralelamente y como segunda línea de investigación, se ha explorado el empleo de los Sistemas de Soporte a la Decisión (SSD), en concreto AQUATOOL-SIMGES, para identificar las singularidades en la gestión de una cuenca y para definir y simular estrategias de gestión encaminadas a la optimización de recursos hídricos.

Para la aplicación de las metodologías propuestas se han seleccionado casos de estudio idóneos para su implementación,

calibración y puesta a punto. El uso de fotogrametría terrestre de bajo coste, se ha desarrollado en el embalse de Montejaque (Cuenca del río Guadares, España). El empleo de técnicas fotogramétricas desde vehículos aéreos no tripulados (UAS) se ha aplicado en la laguna de La Vega, en el Parque Metropolitano de los Toruños (Cádiz, España). Finalmente, la modelización numérica se ha llevado a cabo en la cuenca del río Barbate (Cádiz, España).

El objetivo principal de los estudios desarrollados ha sido poner en práctica metodologías novedosas, de bajo coste y de fácil aplicación para la mejora del conocimiento y la gestión de recursos hídricos y que puedan ser aplicables a distintas cuencas o subsistemas hidrológicos, bajo contextos ambientales semejantes. Estas metodologías han permitido, cuantificar infiltraciones en embalses, relacionar los caudales infiltrados con los niveles de almacenamiento, obtener datos para el completado de hidrogramas históricos, definir cartografías 3D de alta resolución, establecer relaciones humedal/río-acuífero, identificar las características singulares de una cuenca en relación a la gestión y a la disponibilidad de recursos hídricos, estimar valores de evaporación y además, definir y simular diferentes estrategias de gestión centradas en la optimización de recursos hídricos.

ABSTRACT

For the proper management of water resources—of vital importance for human development—a thorough, comprehensive knowledge of the hydrologic cycle’s operation and the different elements constituting it is necessary. It is also crucial to know the physical components involved in the storage and distribution of these resources. The research undertaken in this doctoral thesis focused on two main lines of inquiry: i) the adjustment of balance models supported in non-conventional photogrammetric techniques and; ii) the implementation of numerical models of optimization for the definition of management strategies in the conjunctive use of surface water/groundwater.

The first line of research used techniques based on the processing and exploitation of photographic images, such as low-cost terrestrial photogrammetry and photogrammetry based on SfM (Structure from Motion) applied to images obtained from unmanned aerial systems (UAS). In the second line of research, the use of decision support systems (DSS) was explored. Specifically, the AQUATOOL-SIMGES was used to identify peculiarities in the management of a certain basin and to define and simulate management strategies aimed at optimizing water resources.

For the application of the proposed methodologies, suitable case studies were selected for their implementation, calibration and set-up. Low-cost terrestrial photogrammetry was used at the Montejaque Dam (Guadares River basin, Spain). The use of photogrammetric techniques from unmanned aerial systems (UAS) was applied at the Laguna de La

Vega, in the Metropolitan Park of Los Toruños (Cádiz, Spain). Finally, numerical modelling was carried out in the Barbate river basin (Cádiz, Spain).

The main objective was to implement novel, low-cost and easy-to-apply methodologies for improving knowledge and management of water resources. In addition, they had to be applicable to different basins or hydrologic systems with similar environmental contexts. These methodologies made it possible to quantify reservoir infiltration, correlate infiltrated flows with storage levels, get data to complete historical hydrographs, define 3D high-resolution maps, establish relationships between surface/underground elements (wetland-river/aquifer), identify a certain basin's peculiarities in relation to the management and availability of water resources, quantify evaporation and finally, define and simulate different management strategies focused on water resources optimization.

LISTADO DE SÍMBOLOS Y ACRÓNIMOS

CEDEX – Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas

CHG – Confederación Hidrográfica del Guadalquivir

CU – Comunidad de Usuarios

DMA – Directiva Marco del Agua

IGME – Instituto Geológico y Minero

ITGE – Instituto Tecnológico Geominero

MAS – Masa de agua subterránea

m.c.a. – Metros columna de agua

m.s.n.m – Metros sobre el nivel del mar

MDE – Modelo Digital de Elevaciones

MDS – Modelo Digital de Superficie

MDT – Modelo Digital del Terreno

ND – Nivel digital

NP – Nivel piezométrico

PNOA – Plan Nacional de Ortofotografía Aérea

LiDAR – Light Detection And Ranging

PM – Parque Metropolitano

PTV – Particle tracking velocimetry

RGB – Red, green, blue

RMSE – Root Mean Squared Error

SAIH – Sistema Automático de Información Hidrológica

SfM – Structure from Motion

SIG– Sistema de Información Geográfica

SIMPA – Sistema Integrado para la Modelación del proceso Precipitación
Aportación

SSD – Sistema Soporte a la Decisión

TDR - Time Domain Reflectometry

UAS – Unmanned Aerial Systems

Capítulo 1

Introducción, Antecedentes y Objetivos.

1. INTRODUCCIÓN, ANTECEDENTES Y OBJETIVOS

En este primer capítulo se realiza una introducción general sobre el tema en el que se centra la investigación. Además, se elabora una exhaustiva revisión de los antecedentes bibliográficos de las metodologías propuestas y se indican las hipótesis y objetivos generales planteados. Por otro lado, se describen los casos de estudio seleccionados para implementar las metodologías propuestas y finalmente, se detalla la organización y estructura de esta Tesis Doctoral.

1.1. Introducción general

Los recursos hídricos se encuentran bajo una presión creciente asociada al incremento poblacional, al desarrollo de las actividades económicas que requieren una mayor cantidad de agua y producen una mayor contaminación del recurso y a los escenarios potenciales futuros de cambio climático que vaticinan una disminución importante de aportaciones (Alcamo et al., 2007; González-Zeas, 2012). Además, no podemos olvidar que aunque el planeta Tierra posee una gran cantidad de agua, sólo el 2% es dulce y en su mayor parte se ubica en los casquetes polares, en glaciares o en depósitos subterráneos de gran profundidad. En este sentido, las aguas dulces que el hombre puede usar de forma económica y sin generar grandes impactos medioambientales, se estiman en un 0,26% del agua del planeta (Pérez-Carrera, 2009).

De este reducido porcentaje susceptible de uso, dentro de las distintas actividades que desarrolla el ser humano, la agricultura resulta

ser la principal demandante de agua, con un consumo superior al 70% del total de agua dulce del mundo. Un aspecto que contribuye al sobreconsumo de la actividad agrícola es la baja eficiencia de los sistemas de riego que siguen siendo utilizados a día de hoy. Aunque en la actualidad se ha incrementado el número de estudios dirigidos a definir un consumo más eficiente del recurso hídrico en agricultura (Singh, 2014a), o para paliar los efectos de las sequías en la agricultura (Ghabaei et al., 2018), en la mayoría de las ocasiones la situación económica y sociocultural del sector agrario o el aumento del consumo energético asociado al uso de sistemas de riego más eficientes, limita la evolución y el ahorro de uno de los principales elementos de nuestra vida, el agua .

No es hasta la década de los 70', cuando empezaron a desarrollarse en España los esquemas de uso conjunto de agua superficial/subterránea. En aquellos inicios, su único objetivo era el de asegurar la disponibilidad de agua para satisfacer unas demandas (criterios garantes), que crecían de acuerdo al desarrollo económico de la época. Se trataba por tanto, de un modelo de gestión hidrológica centrado exclusivamente en la oferta, sin olvidar además, que en aquella época, la oferta se reducía casi exclusivamente al agua superficial. No es hasta la década de los 90', cuando se inicia el proceso de los primeros Planes Hidrológicos, y las líneas de trabajo evolucionan hacia el análisis de los sistemas para determinar los balances y garantías de éstos, apareciendo los conceptos de objetivos medioambientales y de calidad del agua. Desde la década del 00', las aguas subterráneas y no convencionales se han ido integrando en las infraestructuras de explotación. Actualmente, se

consideran nuevos enfoques en las metodologías empleadas en el análisis y simulación de la gestión conjunta, incorporando para ello como elementos cruciales, criterios ecológicos, económicos y de calidad de las aguas en su conjunto (superficiales y subterráneas).

A pesar de la común creencia de que el agua en nuestro país es un bien escaso e insuficiente, una primera aproximación realizando un balance global entre la oferta y la demanda, da como resultado que este es positivo. La disponibilidad total de recursos se aproxima a 2.800 m³ por habitante y año, mientras que la demanda asciende a unos 900 m³ per cápita al año (Iranzo, 2008). El problema surge en la desigualdad en sus usos principales (18% para consumo frente al 70% para agricultura), así como en la distribución geográfica-temporal. Mientras que en algunas cuencas hidrográficas la disponibilidad supera ampliamente la demanda, en otras ha sido necesario recurrir a trasvases (Gil-Meseguer et al., 2018; Calatrava y Martínez-Granados, 2018) o a la sobreexplotación de acuíferos (Castaño et al., 2018) para cubrir las necesidades locales. A esto hay que añadir la sequía, que con frecuencia castiga amplias áreas de nuestra geografía y que constituye otra de las constantes históricas que han marcado la situación del agua en España. La corrección de estos desequilibrios territoriales y el aseguramiento del suministro han sido los objetivos prioritarios de las políticas de aguas desarrolladas en España a lo largo del siglo XX. Para ello, la solución tradicional se articulaba dentro de la política de obras públicas a través de la construcción de grandes embalses de regulación e infraestructuras de trasvases. Todo ello, dentro de un contexto intervencionista y redistributivo que intentaba beneficiar

a ciertos colectivos, sobre todo a través de la promoción del regadío en una época histórica en la que la agricultura era una de las principales fuentes de riqueza, como actividad primaria generadora de alimentos y fibras. Claro ejemplo de esto, resulta ser la cuenca hidrográfica del río Barbate, en la que con sólo 1.329 km² de extensión, fueron construidas 3 obras de regulación superficial y un trasvase entre 2 de ellas, actualmente en desuso. Además, se ejecutaron infraestructuras dirigidas a la desecación de la laguna de La Janda, todo ello con una clara orientación al desarrollo agrícola de la zona.

Regulación y normativa

El máximo exponente de los nuevos principios que deben guiar la gestión política del agua se materializó con la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (Parlamento Europeo, 2000). El 23 de octubre del año 2000 se aprobó de forma definitiva la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, en la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

La DMA desarrolló algunos aspectos novedosos respecto a la consideración del agua que se venía realizando hasta el momento. Esta incide particularmente en los aspectos medioambientales por encima de todos los demás. Una de las peculiaridades principales es la de no considerar únicamente las aguas superficiales continentales, sino también otras (transición, costeras, muy modificadas, artificiales y subterráneas), incluyendo así el concepto de “masa de agua”.

El objetivo de la DMA es el establecimiento de un marco para la protección de las aguas comunitarias. Desde este punto de vista, la DMA no es una “ley de aguas comunitaria” sino que como toda directiva europea debe transponerse a la legislación de los países miembros de forma que su aplicación sea efectiva. En este sentido, la DMA ha sido traspuesta a la legislación española en varias etapas. En la ley 62/2003 de medidas fiscales, administrativas y de orden social, de acompañamiento de Presupuestos Generales del Estado para el año 2004, y en su artículo 129, se realizó el grueso de dicha transposición. En esta fase se transpuso, de forma bastante literal, todo aquello que se consideró necesario a nivel de ley. Con los Reales Decretos 125/2007 y 126/2007 del 2 de febrero, se produjo la fijación de las “nuevas” Demarcaciones Hidrográficas. Cabe destacar, que en España las Confederaciones Hidrográficas habían sido creadas en 1926, con el precedente de los Sindicatos de Cuenca desde principios del siglo XX. Con posterioridad, con el Real Decreto 907/2007, de 6 de julio se introdujo la reglamentación para la elaboración de los Planes Hidrológicos de Demarcación, así como de las normas relativas a su revisión y establecimiento del correspondiente programa de medidas. Actualmente, En España nos encontramos en la tercera fase de elaboración de los Planes Hidrológicos de Cuenca (2021-2027).

Comparando la DMA (PE, 2000) con la Ley de Aguas española (Ministerio de Medio Ambiente, 2001), se observa que los objetivos de la segunda son mucho más amplios. Conceptos como los de regulación general del dominio público hidráulico, la titularidad de los distintos tipos de recursos hídricos, la regulación del uso del agua, la organización de la

administración hidráulica, las comunidades de usuarios o el régimen concesional, entre otros muchos aspectos de importancia, no aparecen en la DMA y sí en la Ley Española.

Para un correcto establecimiento del programa de medidas, encaminadas a cumplir con la legislación vigente y para paliar la desigualdad espacio-temporal del recurso hídrico, resulta imprescindible la mejora del conocimiento de las variables hidrológicas, la interacción con el medio natural que alberga el agua y una gestión conjunta agua superficial/subterránea eficaz encaminada a la optimización del uso del recurso hídrico.

1.2. Antecedentes bibliográficos

La investigación desarrollada en esta Tesis Doctoral, se centra en dos líneas principales: i) ajuste de modelos de balance apoyados en técnicas fotogramétricas no convencionales y, ii) implementación de modelos numéricos de optimización para la definición de estrategias de gestión en el uso conjunto de agua superficial/subterránea. A continuación se presenta un análisis de los antecedentes relacionados con los elementos principales del ciclo hidrológico y las distintas metodologías propuestas.

Como paso esencial para la aplicación tanto de técnicas de fotogrametría como de modelización numérica, es necesario un conocimiento profundo y exhaustivo del funcionamiento del ciclo hidrológico, de los diferentes elementos que lo constituyen, así como de

los componentes físicos que intervienen en el almacenamiento y distribución del recurso. Analizando algunos de los principales elementos del ciclo hidrológico, la precipitación resulta ser el más representativo y por ello, todo lo concerniente a este elemento del proceso ha sido ampliamente estudiado. La evolución de los dispositivos de medición de la precipitación desde simples vasos medidores hasta el uso de radares polarimétricos (Gómez y Obregón, 2016), la recopilación de series de datos y el estudio estadístico de series temporales de eventos de precipitación (Korolev et al., 2017), son algunos ejemplos recientes de los estudios realizados en este sentido. Por otro lado, la infiltración y la escorrentía subterránea se han eliminado de los estudios durante décadas. Sin embargo, actualmente están siendo incorporados en la mayor parte de los estudios hidrológicos (Junta de Andalucía, 2016).

Otro elemento importante del ciclo hidrológico es la evaporación. Este fenómeno moviliza la mayor cantidad de agua en los océanos. Por el contrario, en los continentes es un fenómeno local que generalmente tiene una importancia menor. Sin embargo, la evaporación adquiere especial notoriedad en zonas semiáridas (Diarra et al., 2016), o donde los vientos de alta intensidad azotan sus territorios durante un período prolongado de tiempo a lo largo del

año, como sucede en la provincia de Cádiz, al sur de España. La evaporación es un fenómeno difícil de cuantificar lo que hace que en la mayor parte de los estudios hidrológicos no se dispongan de cifras fiables de esta magnitud o correspondan a periodos cortos de medición. McMahon et al. (2013) realiza una minuciosa discusión sobre los

conceptos teóricos-prácticos que envuelven los métodos indirectos de cuantificación de la variable evaporación. Alazard (2015) realizó una revisión de las metodologías de cuantificación de la evaporación en embalses, analizando los resultados de diferentes métodos aplicados a un embalse en Túnez. Tanny et al. (2008), realizó una comparativa del cálculo de la evaporación mediante cinco métodos diferentes y determinó que los resultados entre ellos diferían hasta en un 30%. Kashyap and Panda (2001), compararon 10 métodos de estimación indirecta de evaporación con medidas directas a través de lisímetros en la India, obteniendo discrepancias de entre -1,36 a +22,32%. En estas investigaciones se determinó que el método indirecto de cuantificación de la evaporación de Penman-Monteith proporcionaba los mejores resultados con una aproximación inferior al 5%.

Centrándonos en la primera línea de investigación, se plantea el uso de técnicas basadas en el procesamiento y explotación de imágenes fotográficas, tales como fotogrametría terrestre de bajo coste (low cost photogrammetry) y fotogrametría basada en SfM (Structure from Motion) a partir de imágenes obtenidas desde vehículos aéreos no tripulados (UAS, Unmanned Aerial Systems). El uso de la fotogrametría en hidrología ha sido tradicionalmente restringido al desarrollo de aplicaciones topográficas para la definición geométrica de la superficie del suelo y para la generación de mapas del relieve y/o Modelos Digitales del Terreno (MDT) (Lowe, 1999; Seitz et al. 2006). Tales aplicaciones a menudo requieren del uso de instrumentos sofisticados y plataformas aéreas, así como de un procesamiento complejo de información. Recientemente,

Molina et al. (2014), revisó la tipología, evolución, limitaciones y utilidad de métodos fotogramétricos en la hidrología.

En los últimos años, la proliferación de videocámaras y cámaras digitales de bajo coste está posibilitando el desarrollo de nuevas aplicaciones en el campo de la fotogrametría. Un tipo de fotografía especialmente útil para el estudio de fenómenos dinámicos es la obtenida con cámaras de exposición temporizada (time-lapse cameras). Este tipo de cámaras digitales son no métricas, sencillas, económicas y de funcionamiento autónomo.

Aplicaciones hidrológicas y geomorfológicas de tales instrumentos han sido descritas por diversos autores con varios objetivos: para el estudio de la cobertura nival y su evolución (Mernild y Hasholt, 2006; Farinotti et al., 2010; Parajka et al., 2012; Gavelmann et al., 2013), para el estudio de la velocidad de avance glaciar (Harrison et al., 1992; Shroder, 2013; Munroe, 2018) o de retroceso de acantilados litorales periglaciares (Wobus et al., 2011). Bowman et al. (2007) utilizan fotografías time-lapse junto con otras técnicas para estudiar el proceso de drenaje y compactación de sedimentos de playa. Balazy et al. (2018), utilizaron cámaras time-lapse ubicadas en dispositivos de buceo autónomos para realizar estudios de ecología a más de 50 m de profundidad. Algunos autores usaron cámaras time-lapse y técnicas de análisis de imágenes para estimar parámetros hidráulicos como el radio hidráulico, variable altamente relacionada con la descarga de ríos trenzados (Gleason et al., 2015) o el uso de secuencias de imágenes videográficas para estimar la descarga de un río y su evolución (Young et al., 2015; Creutin et al., 2003).

Tales técnicas también son utilizadas para el control de experiencias de laboratorio, como por ejemplo, estudios de cambio de estado del agua en diferentes condiciones termodinámicas (Ganguly y Alexeenko, 2012) o para la medida de los efectos de la erosión hídrica en modelos a escala (Brasington y Smart, 2003), aunque utilizando en este caso fotografías obtenidas con cámaras métricas.

Por otro lado, las técnicas de fotogrametría aérea de precisión con sensores de bajo coste desde plataformas no tripuladas han sido aplicadas recientemente en numerosos estudios hidrológicos de detalle, con resultados que mejoran los obtenidos con técnicas tradicionales. Numerosos investigadores encuentran que estas técnicas proporcionan productos geomáticos más precisos, económicos y que consumen menos tiempo. DeBell et al. (2016) llevaron a cabo una revisión de la aplicación de los UASs a la gestión de los recursos hídricos, centrándose en una serie de conceptos pragmáticos y en aspectos como los tipos de UASs, sensores de cargas útiles, procesamiento de datos y ejemplos de aplicaciones en la gestión del agua. Chabot y Bird (2013) y Chabot et al. (2014) utilizaron un pequeño UAS para adquirir imágenes aéreas y caracterizar la cubierta terrestre en un humedal y en un embalse como parte de un estudio de conservación. Además, identificaron la interfaz agua-vegetación a escala de detalle y distinguieron varios tipos de vegetación que clasificaron mediante análisis de imágenes multispectrales. Zazo et al. (2015) propusieron la aplicación de una técnica innovadora denominada RC-App (fotogrametría de precisión aérea de menor coste) que utiliza como plataforma aérea un avión ultraligero para obtener una mejor definición

geométrica del área inundada utilizada para la simulación hidráulica de una zona y para la evaluación y gestión de riesgos de inundaciones. Leitao et al. (2016) expusieron la aplicabilidad y las ventajas del uso de UASs para generar modelos digitales de elevaciones (MDE) de muy alta resolución para ser utilizado en la modelización de inundaciones. Boon et al. (2016) mostraron los resultados de un estudio que tuvo como objetivo principal investigar el uso de la fotogrametría de UAS como herramienta para el mapeo de humedales, consiguiendo ortofotos y modelos 3D con exactitud de centímetro. Woodget et al. (2017) mostraron la contribución de los UASs y la fotogrametría digital para monitorear el hábitat físico de un río y la hidromorfología. Nobajas et al. (2017) describió la caracterización de una pequeña cuenca de drenaje utilizando ortofotografía de alta definición y el modelo de elevación digital obtenido del UAS y procesando un software fotogramétrico basado en SfM. Finalmente, Dal Sasso et al. (2018), utilizaron cámaras ubicadas en UAS para describir la dinámica de la velocidad del flujo superficial, tanto en el espacio como en el tiempo, y su interacción con las infraestructuras existentes a partir de algoritmos PTV (particle tracking velocimetry).

Respecto a la segunda línea de investigación de este estudio, centrada en la implementación de modelos numéricos, tradicionalmente ha habido una tendencia a considerar el agua superficial y agua subterránea como dos componentes distintos e independientes del ciclo hidrológico. Por esta razón, los modelos de flujo de recursos hídricos se han centrado en la simulación individual de agua superficial o agua subterránea. Sin embargo, la realidad es bien distinta. La mayoría de los

cuerpos de agua superficiales (arroyos, lagos, humedales, zonas costeras y esteros) interactúan hidráulicamente con acuíferos subterráneos, condicionados por factores climáticos, de relieve del terreno, geológicos y bióticos (Winter et al., 1998; Sophocleous, 2002; Scanlon et al., (2002); De Vries y Simmers, 2002). Esta interconexión afecta tanto a la cantidad como a la calidad del recurso. En este sentido, la modelización conjunta de agua superficial y subterránea constituye una valiosa herramienta para la cuantificación y la gestión de las interacciones de los flujos de agua.

Uno de los primeros modelos de uso conjunto mediante programación lineal fue desarrollado por Tyagi y Narayana (1981). El objetivo principal de esta herramienta fue asignar la cantidad de agua superficial y agua subterránea necesaria para el riego de cultivos agrícolas en una zona semiárida de la India, donde la alcalinización era un problema. Más tarde, Tyagi y Narayana (1984) desarrollaron un modelo determinístico, de nuevo mediante programación lineal, para la optimización de la asignación de dos fuentes de agua para el riego en suelos altamente alcalinos. Otros muchos modelos basados en la programación lineal para el análisis y planificación de distintas fuentes de agua (aplicación a la gestión de embalses, a planificación de sequías, a optimización en la agricultura, etc), fueron desarrollados con posterioridad (Loucks et al., 1981; Gupta y Goodman, 1985; Suryavanshi y Reddy, 1986; Hantush y Marino, 1989; Vedula y Kumar, 1996; Huang y Loucks, 2000; Azamathulla et al., 2008; Lu et al., 2011; Vieira et al., 2011; Lu et al., 2012; Rezapour Tabari y Soltani, 2013). Estos modelos permiten comparar varias combinaciones de distintas fuentes de agua y seleccionar

la opción más óptima en función de aspectos hidrológicos, económicos, de transporte, de conservación del recurso, de calidad... Además, se han desarrollado diferentes técnicas de programación para la solución de modelos de optimización de uso conjunto del agua, como son las definidas por Condon y Maxwell (2013) o Singh (2014b), entre otras. Singh (2014c) realiza una exhaustiva recopilación de los diferentes estudios realizados sobre modelos computacionales para el uso conjunto del agua superficial y subterránea.

En lo que concierne a aspectos de calidad, uno de los modelos de mayor difusión para la gestión conjunta agua superficial y subterránea con problemas de salinidad, fue formulado por Tyagi (1988). Éste fue aplicado en el Canal Yamuna en Haryana en la India. El programa analizaba como la modificación del nivel piezométrico del acuífero podía contribuir a la recuperación de su salinidad y por lo tanto a la economía de las zonas de riego afectadas. También en este campo se ha desarrollado una extensa labor de investigación.

En los últimos tiempos está tomando fuerza el concepto de “modelos hidroeconómicos” (Harou et al., 2009). En estos se integra el objetivo de maximizar los beneficios netos derivados de las curvas económicas de demanda de agua (Rosegrant et al., 2000), de modo que las demandas son caracterizadas económicamente (Heinz et al., 2007).

Actualmente los Sistemas Soporte a la Decisión (SSD), apoyándose en software informáticos, constituyen una potente herramienta para el análisis y planificación de sistemas de recursos hídricos. Su uso es

múltiple, desde la definición de caudales ecológicos en condiciones climáticas variables (Vieira et al., 2018), hasta la optimización del uso del agua en embalses (Tahiri et al., 2018), pasando por la aplicación a la definición de la huella hídrica de la agricultura en zonas semiáridas (Martínez-Paz, et al., 2018). Algunos de los programas informáticos más usadas en lo que respecta a la optimización de la *cantidad* de recursos hídricos son, AQUATOOL (Andreu et al., 1996), WARGI (Water Resources System Optimization Aided by Graphical Interface) (Sechi and Zuddas, 2000) y AQUATOR desarrollado por Oxford Scientific Software en 2001. Para esta investigación se ha hecho uso de la herramienta informática AQUATOOL.

1.3. Hipótesis y objetivos

Con bastante frecuencia, la carencia de infraestructuras de investigación hidrológica (estaciones de aforo, perforaciones...), principalmente por su elevado coste, obligan a la estimación de numerosos parámetros que condicionan la gestión de los recursos hídricos y que repercute directamente en la población como usuario final de éste. Este estudio de investigación se desarrolla bajo la hipótesis general de que para la mejora y el avance científico en el análisis hidrológico, es necesario usar de forma integrada las diferentes fuentes existentes de datos cartográficos y mapas temáticos (geología, suelos..), así como el desarrollo de nuevas metodologías que permitan caracterizar con base física los distintos elementos del balance hidrológico y de este

modo establecer las condiciones de uso del recurso hídrico en base a información científica.

El objetivo general de esta Tesis Doctoral es *desarrollar metodologías basadas en la fotogrametría y en la modelización numérica, orientadas a la mejora del conocimiento y la monitorización de variables hidrológicas, así como a la gestión integral y conjunta de los recursos hídricos superficiales y subterráneos*. Además, estas metodologías deben ser aplicables a distintas cuencas o subsistemas hidrológicos, bajo contextos ambientales semejantes.

A partir del objetivo general, anteriormente expuesto, se plantean una serie de objetivos específicos que se detallan a continuación:

OBJETIVO 1: Cuantificación de fugas en embalses y obtención de la relación río-acuífero a partir de la determinación de la recarga de los acuíferos subyacentes desde el vaso del embalse.

OBJETIVO 2: Definición de la evolución de los niveles de agua en el embalse y en el cauce de agua superficial que lo alimenta.

OBJETIVO 3: Obtención de datos por métodos no tradicionales que permitan el completado y la reconstrucción de hidrogramas históricos.

OBJETIVO 4: Obtener cartografías 3D de alta resolución de un cuerpo de agua y compararlas con los productos cartográficos existentes (LiDAR).

OBJETIVO 5: Aplicación de las cartografías 3D a la definición de variables hidrológicas (volúmenes de agua almacenada, superficies inundadas, control del nivel, estimaciones de la evaporación directa, escorrentía, relación humedal-acuífero...)

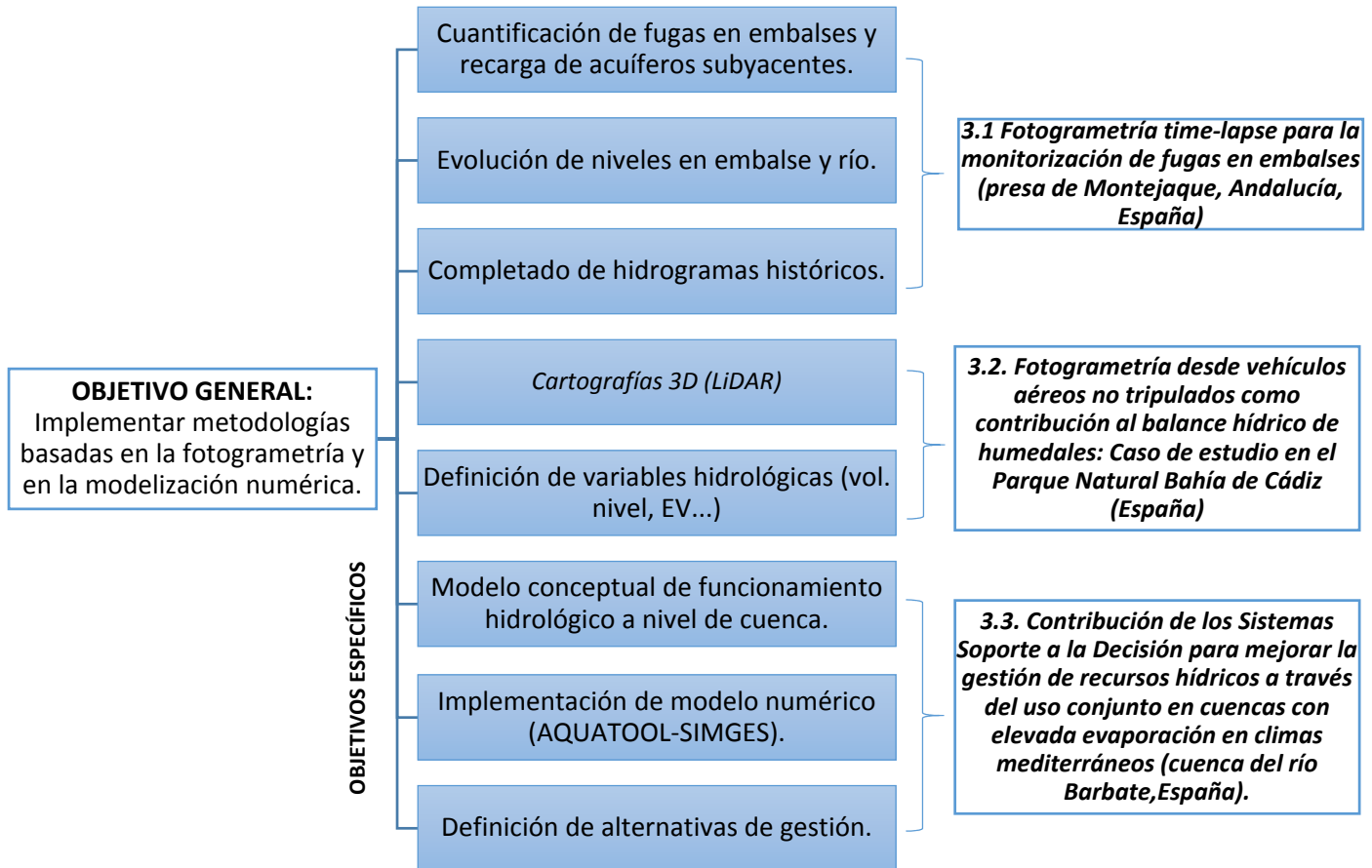
OBJETIVO 6: Definición del modelo conceptual de funcionamiento de una cuenca hidrográfica. Para ello se procederá a la evaluación de los recursos hídricos (aportaciones), a la cuantificación de las demandas y las necesidades hídricas ambientales y se estudiará la interrelación de los sistemas superficiales y subterráneos.

OBJETIVO 7: Implementación y aplicación de un modelo numérico, basado en el software AQUATOOL-SIMGES, para la simulación de la gestión actual de una cuenca, la definición de problemáticas hídricas del sistema, así como la cuantificación de variables hidrológicas significativas.

OBJETIVO 8: Definición de alternativas de gestión basadas en la optimización de los recursos disponibles a través del uso conjunto agua superficial y subterránea y orientadas a la reducción de la evaporación desde embalses.

En la siguiente figura se muestra un esquema resumen de los objetivos plantados en esta Tesis y la línea de investigación específica donde se han desarrollado dichos objetivos.

HIPÓTESIS: Mejorar el conocimiento de variables hidrológicas y optimizar los recursos hídricos disponibles. De modo que se puedan aplicar medidas para cumplir con la legislación vigente (DMA y Ley de Aguas).



1.4. Descripción de los casos de estudio

Para la consecución de los objetivos planteados en esta Tesis Doctoral se han seleccionado casos específicos que posibiliten la puesta a punto de las metodologías planteadas. A continuación se describen las zonas donde se han aplicado los estudios de investigación aquí recogidos.

Fotogrametría Terrestre de Bajo Coste

La metodología basada en el uso de fotogrametría terrestre de bajo coste, a partir del uso de cámaras time-lapse, ha sido testada en el embalse de Montejaque (figura 1), situado 6 km al oeste de la ciudad de Ronda, dentro del Parque Natural de la Sierra de Grazalema (provincias de Cádiz y Málaga, España). La presa fue construida para aprovechamiento hidroeléctrico en el río Guadares, afluente del río Guadiaro. Previa la construcción de dicha presa, ya se elaboraron informes negativos respecto a la estanqueidad del vaso del embalse, como el del geólogo portugués Fleury en 1917. Sin embargo, otros geólogos como Gavala y Bühler apoyaron el proyecto y se inició la obra en 1922. La presa fue terminada en 1924 y por su tamaño (84 m de altura sobre cimientos) y técnica constructiva (bóveda de doble curvatura en hormigón) fue pionera en su tiempo. Sin embargo, nunca llegó a entrar en funcionamiento por las elevadas filtraciones que afectan al vaso del embalse.



Figura 1: Izquierda: localización del área de estudio. Derecha: presa de Montejaque.

El embalse inunda en el sector de Cerro Tavizna una formación de rocas carbonáticas jurásicas, afectada por severos procesos de karstificación (figura 2). Pese a múltiples intentos de sellado e impermeabilización que se extendieron durante casi 15 años (Naranjo, 2009; Ruiz-Ortiz et al., 2012), no fue posible reducir las filtraciones a niveles admisibles y la obra fue abandonada, quedando como testigo de la incapacidad humana para doblegar a la naturaleza. Aunque durante la construcción de la presa y en la fase posterior de tratamiento del terreno se realizaron estudios para la evaluación de las filtraciones (Compañía Sevillana de Electricidad, 1928), en las últimas décadas se desconoce la evolución del fenómeno y sus implicaciones en el funcionamiento del sistema hidrogeológico que se ve alimentado por éste. La situación actual de abandono de las instalaciones, junto con la concurrencia de algunas circunstancias como su ubicación en un parque natural hace difícil la monitorización de la presa mediante dispositivos convencionales.

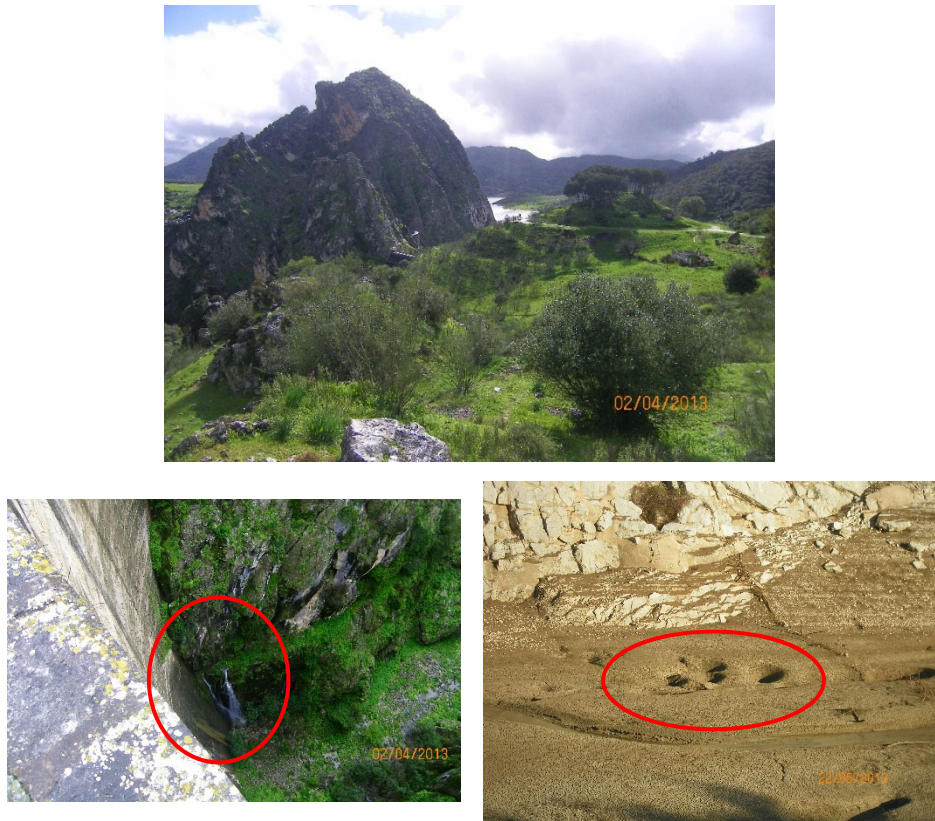


Figura 2: Arriba: Vista general con localización de Cerro Tavizna. Abajo: izquierda, fugas desde el macizo kárstico; derecha, sumideros en el fondo del vaso del embalse.

Las fugas desde el embalse alimentan un sistema hidrogeológico kárstico integrado en la Sierra de Lívar, caracterizado por un amplio desarrollo de formas endokársticas. De hecho, antes de la construcción de la presa, el río Guadares se infiltraba en su totalidad, incluso en episodios de fuertes crecidas, en el macizo kárstico a través de una enorme cavidad de casi 50 m de altura, que actúa como sumidero (Hundidero) (figura 3-izquierda). El sistema hidrogeológico es descargado por el manantial de

Cueva del Gato (figura 3-derecha), que se encuentra conectado con el sumidero a través de una red espeleológica de casi 8 km de longitud que actúa como dren.



Figura 3: Izquierda: sumidero kárstico Hundidero. Derecha: Manantial Cueva del Gato.

El manantial presenta un funcionamiento típicamente kárstico, con bruscas fluctuaciones de caudal (entre menos de 50 l/s y más de 15 m³/s), rápida respuesta a las precipitaciones y agotamientos muy rápidos (García-López y Ruiz-Ortiz, 2013). Una detallada descripción e interpretación del Complejo Hundidero-Gato se puede consultar en Delannoy (1998). Mangin y Benavente (1984) estudiaron la respuesta del manantial mediante análisis de series temporales, reconociendo una doble influencia relacionada tanto con la alimentación de aguas superficiales infiltradas en la presa como con aguas meteóricas o de otro origen infiltradas en el macizo kárstico a través de las abundantes formas

exokársticas. Andreo et al., (2004) identifican mediante ensayos de trazado áreas de recarga del manantial Cueva del Gato ajenas a la presa.

Por la singularidad de este embalse en lo que respecta a las elevadas fugas que sufre el vaso del mismo, constituye un emplazamiento idóneo para aplicar metodologías encaminadas a la cuantificación de éstas y a su evolución temporal, definiendo por tanto, una de las principales fuentes de alimentación del acuífero subyacente.

Fotogrametría desde Vehículos Aéreos no Tripulados

La segunda metodología propuesta en este estudio se ha implementado en la laguna de La Vega, ubicada en el Parque Metropolitano de los Toruños (figura 4), entre los términos municipales de Puerto Real y El Puerto de Santa María (Cádiz, España). El PM de los Toruños, con una superficie ligeramente superior a 1.000 ha, se sitúa dentro del Parque Natural Bahía de Cádiz, creado en 1989, que con 10.500 ha, cuenta con una protección de conservación internacional al pertenecer al Convenio Ramsar y a la Red Natura 2000 (Directiva 92/43/CEE, del Consejo Europeo, de 21 de mayo) (Consejo Europeo, 1992), además es considerado Lugar de Interés Comunitario (LIC) y Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA). En el PM de Los Toruños se desarrollan actuaciones de conservación del espacio natural y al mismo tiempo se fomenta su utilización con fines recreativos, deportivos y de divulgación de la naturaleza.

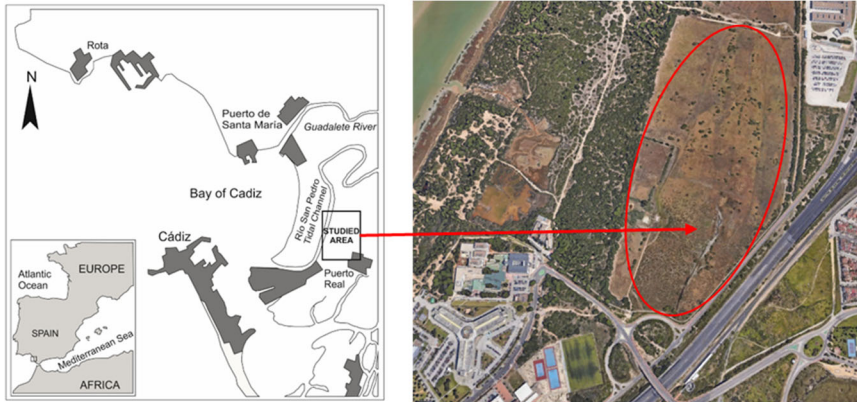


Figura 4: Izquierda: localización general del PM de los Toruños. Derecha: ubicación de la laguna de La Vega.

En la zona comprendida entre el Pinar de la Algaida y el margen del río San Pedro se distingue, un ambiente propio de marismas y otro de estero salino, mientras que en la zona comprendida entre el pinar y la vía de servicio CA-433-2, se alternan épocas de pastizal y de encharcamientos pluviales (figura 5). En estos períodos de existencia de agua, se aprecia la presencia de una comunidad lacustre temporal (García de Lomas et al., 2004). Previsiblemente, el conjunto de lagunas temporales guardan una estrecha relación con el medio subterráneo de naturaleza arenosa. Estas lagunas presentan, pese a su proximidad, una amplia variabilidad de características hidroquímicas (conductividad entre 800 y 40.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y un hidropériodo condicionado por el clima, la topografía de las cubetas, las relaciones con el medio subterráneo y la conexión con las marismas en eventos de pleamares sicigias. En concreto, la laguna de La Vega se

caracteriza por su mayor extensión (12,5 ha), su menor contenido en sales y una mayor biodiversidad.

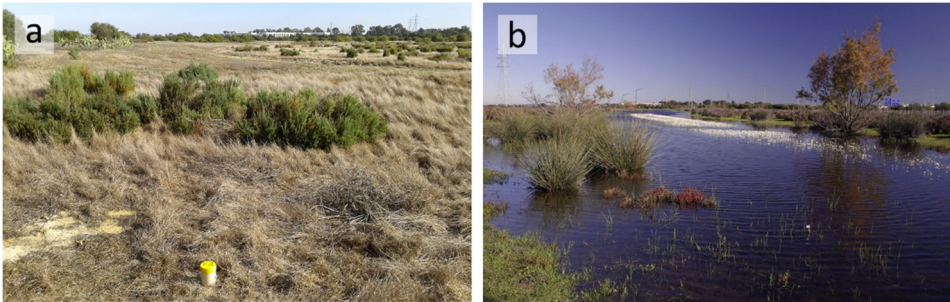


Figura 5: Laguna de La Vega en períodos secos (a) y de almacenamiento de agua (b).

Dentro del Parque Natural Bahía de Cádiz, se ubica el Campus Universitario de Puerto Real, de la Universidad de Cádiz, aprobada su creación en Pleno del Senado el 16 de octubre de 1979. La ubicación estratégica de este campus le ha conferido un extra de calidad a las titulaciones allí impartidas, debido al elevado potencial docente e investigador de este espacio, pero también diversos problemas. En los años 80 del pasado siglo se aprobó la ampliación en 38 ha del Campus Universitario de Puerto Real, lo que implicaba la ocupación de terrenos en el interior del PM de los Toruños. En 1993 se produce la recalificación de los terrenos en el Plan de Ordenación Urbana (PGOU) de Puerto Real y como consecuencia de ello, en el Plan de Ordenación de Recursos Naturales del Parque Natural se incluyó la futura zona de ampliación como “zona de uso cultural, recreativo y educativo, respetando los valores naturales”. A principios del siglo XXI, y tal como establece el PGOU del municipio, la Universidad de Cádiz promueve un Plan Especial que

contempla las actuaciones a desarrollar para el cambio en el uso del suelo del espacio protegido.

La fuerte oposición social de grupos conservacionistas e incluso de colectivos dentro de la propia universidad, llevó a la renuncia del plan inicial y a construir las nuevas instalaciones de la universidad fuera del parque, a 1,5 km del campus existente, en terrenos de menor interés medioambiental ocupados por pastos (figura 6). No obstante, la ejecución del nuevo proyecto no estuvo exento de problemas. La construcción del edificio de la nueva Escuela Superior de Ingeniería fue paralizada en 2009, por problemas con la compañía constructora, tras tres años desde su adjudicación; como consecuencia de la paralización, el edificio principal (15.000 m² de parcela) se inundó con unos 12.000 m³ de agua salobre (5g/l de sal), lo que puso de manifiesto problemas de filtraciones desde la zona saturada del acuífero.

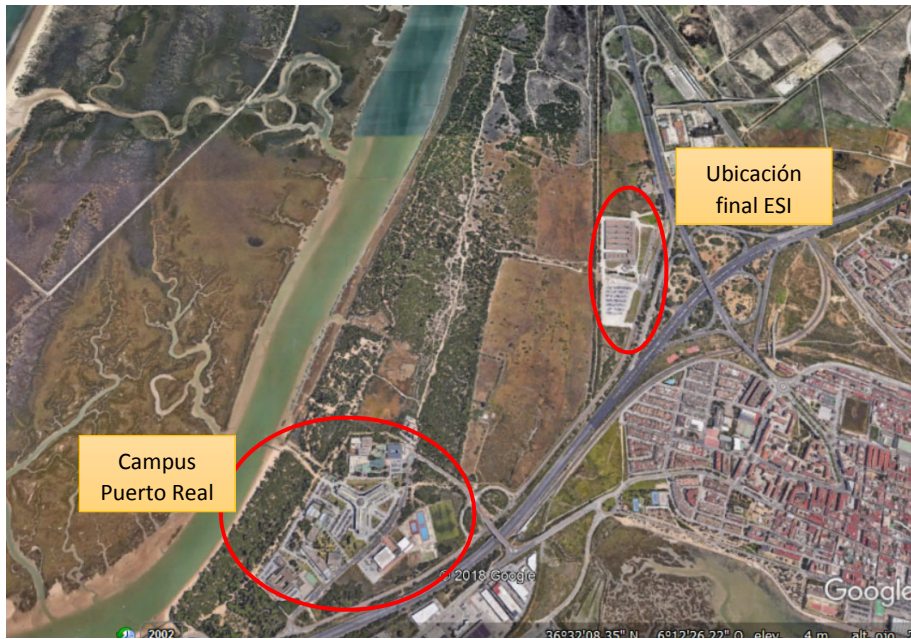


Figura 6: Ubicación de las instalaciones del Campus de Puerto Real, Universidad de Cádiz.

Los problemas anteriormente expuestos, el desconocimiento del funcionamiento hidrogeológico del parque, la ubicación geográfica próxima al Campus de Puerto Real y la gran variedad de condiciones de humedad, inundación, temperatura y salinidad en un entorno territorial tan reducido (2 km²), han conducido a que recientemente se realicen diversos estudios en él. Gracias al apoyo institucional de la Universidad de Cádiz a través de diversas convocatorias de fomento de la innovación y la mejora docente (Convocatoria ACTÚA y EQUIPA), canalizadas a través de la Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales y también gracias al apoyo del Departamento de Ciencias de la Tierra, ambos de la Universidad de Cádiz, en 2015 se construyó e instrumentalizó una red de monitorización

de aguas dentro del PM de los Toruños, conformando así un laboratorio natural en su interior.

En esta iniciativa se habilitó de infraestructuras el PM para llevar a cabo un sistema de medidas continuas y de muestreo del agua subterránea y superficial. La red de control consta de 12 piezómetros de 3 m profundidad y pequeño diámetro (75 mm), varios dispositivos de registro continuo de temperatura, nivel hidrostático y conductividad (datalogger) y varias regletas limnimétricas para el control del nivel de almacenamiento de las lagunas temporales. A la red, se ha sumado algunos puntos acuíferos existentes en el parque (pozos tradicionales y piezómetros en el sector de Las Aletas). También se ha instalado un mareógrafo, durante un mes, en el canal mareal del Río San Pedro, que ha sido útil para establecer el datum, requisito necesario para la nivelación precisa de los puntos acuíferos (+0,5 cm), así como tres nuevos sondeos someros (entre 0,5 y 2 m de profundidad para el registro de humedad (figura 7). Un estudio detallado de las actuaciones realizadas se puede encontrar en García-López et al. (2016 y 2017).



Figura 7: Fotografía aérea con la red de monitorización hidrológica implementada en el PM Los Toruños. Se señala en azul las áreas inundables, con círculos naranjas y rojos los piezómetros construidos (con o sin datalogger, respectivamente) y con círculos verdes otros puntos acuíferos.

Tras la puesta en marcha del laboratorio natural en el PM de los Toruños, se han realizado varios estudios sobre el conocimiento de la composición de las aguas subterráneas (Martín, 2017) y los efectos producidos en las aguas por un foco contaminante adyacente al parque (Piñero, 2017). Otro trabajo ha sido sobre aspectos hidrodinámicos y de caracterización hidrogeológica del material acuífero (Pacheco-Orellana, 2017). Tras todos los trabajos citados anteriormente, se decidió que la laguna de La Vega, representaba el lugar idóneo para implementar metodologías basadas en fotogrametría sobre vehículos aéreos que

completaran los procedimientos basados en fotogrametría terrestre de bajo coste. Además, el conocimiento exhaustivo de la microtopografía de la cubeta de la laguna permitiría conocer con exactitud el funcionamiento y el balance hídrico del sistema acuífero-humedal del PM de los Toruños.

Modelización numérica para la gestión conjunta agua superficial/subterránea

En este estudio se plantean técnicas de modelización numérica aplicadas a nivel de cuenca hidrográfica. Para ello se seleccionó la cuenca del río Barbate (figura 8). Ésta se ubica en la costa Atlántica de Andalucía, concretamente en la provincia de Cádiz (España). Esta zona se enmarca bajo un contexto climático mediterráneo. Sin embargo, presenta influencia atlántica que condiciona sus características. Algunas de estas singularidades climáticas son: i) régimen de fuertes lluvias, con zonas en la cuenca baja de menor precipitación frente a las altas de elevada pluviometría; ii) fuertes vientos, especialmente los de levante con rachas de hasta 100 km/h; y iii) influencia del mar con un efecto termorregulador de la temperatura durante el año, entre 10°C en enero y 24°C en agosto. La orografía de la zona oscila entre 0 y 1.095 m.s.n.m. No obstante, en la mayor parte de la superficie de la cuenca no se superan los 200 m.s.n.m y las pendientes son reducidas (3%).

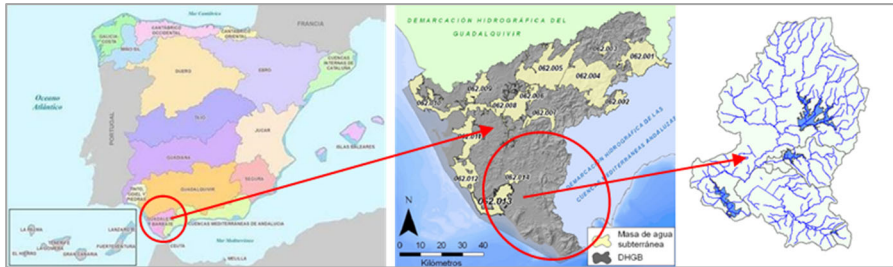


Figura 8: Ubicación general de la cuenca de estudio (Cuenca Hidrográfica del río Barbate).

El río principal de la cuenca, de 1.329 km² de extensión, es el río Barbate con nacimiento en la Sierra del Aljibe. Éste discurre con dirección noreste-suroeste, recibiendo por su margen izquierda a los ríos Celemín y Almodóvar y por su margen derecha al río Álamo. Cabe destacar, que hasta la mitad del siglo pasado, en la cuenca baja se localizaba uno de los más importantes humedales de agua dulce del sur de Europa, la laguna de La Janda, de hasta 50 km² de extensión. Ésta constituía un enclave estratégico desde el punto de vista medioambiental por su riqueza faunística y ecológica (Dueñas, 2000). La geomorfología de la cubeta de dicha laguna no se encuentra bien definida, aunque recientemente se ha realizado un estudio geomorfológico del área y se han definido las zonas más deprimidas de ésta (Arriaga, 2016). Las metodologías propuestas en los casos de estudio anteriores, serían aplicables a la laguna de La Janda y permitiría conocer con exactitud la relación humedal-acuífero-sistemas superficiales. Finalmente, en la desembocadura del río Barbate se encuentran las marismas mareales del mismo nombre, cuyos aportes acaban en el océano Atlántico.

En cuanto a las características geológicas, la cuenca del río Barbate se enclava en el sector occidental de las Cordilleras Béticas, entre los dominios de las Zonas Externas del orógeno y del complejo tectosedimentario turbidítico de los flysch del Campo de Gibraltar (figura 9-izquierda). Los materiales más antiguos en la cuenca, que constituyen la base sobre la que se dispone el resto de formaciones, pertenecen al Subbético (Zonas Externas) y están constituidos por materiales de naturaleza fundamentalmente arcillosa y evaporítica de edad triásica. Sobre ellos se disponen materiales de carácter alóctono entre los que destacan los pertenecientes al Complejo del Campo de Gibraltar, organizados en varios mantos intensamente deformados, de estructura compleja que afloran profusamente en la mitad oriental de la cuenca. Durante el Mioceno, Plioceno y Cuaternario (Neógeno) se depositaron sedimentos detríticos de diferente granulometría, desde materiales marinos profundos (margas), hasta materiales detríticos de plataforma, litorales, fluviales y eólicos (arenas y gravas). Los materiales neógenos dan lugar a los principales acuíferos en la cuenca, que están básicamente constituidos por biocalcarenitas del mioceno superior y plioceno y arenas litorales y eólicas cuaternarias. Se trata de acuíferos detríticos con porosidad intergranular, aunque localmente pueden estar afectados por procesos de disolución de carbonatos. Toda la región está afectada por una tectónica postorogénica intensa, responsable en gran medida del encajamiento de la red hidrográfica y de la posición topográfica de los principales acuíferos.

En la cuenca del Barbate se identifican dos masas de agua subterránea (unidades básicas de gestión a nivel europeo), la de Benalup (062.014) y la de Barbate (062.013) (figura 9-derecha). La masa de agua subterránea de Benalup está constituido por un único afloramiento de 33 km² de extensión, formado principalmente por arenas y calcarenitas carbonatadas. Dentro de la unidad de gestión de agua subterránea del Barbate y atendiendo a criterios litológicos e hidrogeológicos, se identifican 3 sistemas acuíferos conectados entre sí, el acuífero de “Las Lomas”, “Vejer-Barbate-La Breña” y “El Palmar”. Los dos primeros están constituidos por afloramientos de calcarenitas, arenas pliocenas y cuaternarias y depósitos aluviales (93 km²) (Junta de Andalucía, 2016). El acuífero de “El Palmar” ocupa la zona costera y por su ubicación, extensión muy reducida (20 km²) y estructura tubular no constituye un elemento relevante en la gestión de recursos hídricos de la cuenca. Los acuíferos de la zona se caracterizan por su disposición elevada (cota máxima de 217,62 m.s.n.m) debido a la presencia de diversas fallas. Algunas de ellas, están asociadas a la neotectónica que delimita y compartimenta los acuíferos, llegando a desconectarlos de los cauces de agua superficial, como es el caso del acuífero de Benalup. Hay que advertir que las aguas naturales en la cuenca presentan en general una baja-media salinidad: conforme a la naturaleza arcillosa de la cuenca, las aguas superficiales presentan una salinidad inferior a 0,3 g/l, excepto en un tributario del arroyo del Álamo, cuya cuenca está afectada por materiales evaporíticos, cuya disolución la incrementa. Por otra parte, las aguas subterráneas presentan en general contenidos salinos comprendidos entre 0,3 (arenas silíceas) y 0,7 g/l (areniscas y conglomerados fosilíferos).

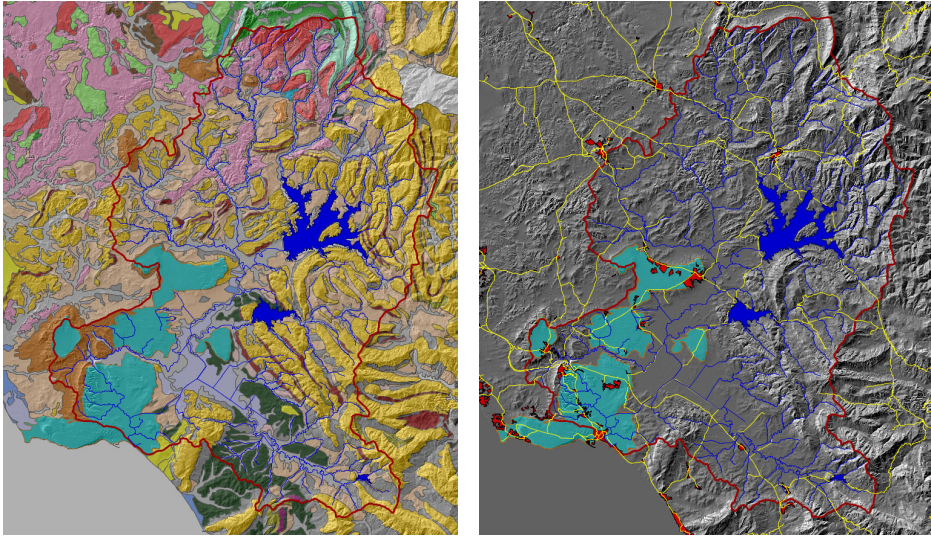


Figura 9: Izquierda: geología. Complejo Flysch Campo de Gibraltar (naranja, verde oscuro), neógeno: calcarenitas, margas, (azul claro, ocre) y cuaternario: arenas, limos, arcillas (grises). Derecha: elementos hidrológicos: red hidrográfica, embalses (azul oscuro) y masas de agua subterránea (azul claro).

Con la finalidad principal de desarrollar el regadío en la zona del humedal de La Janda, desde mitad del siglo pasado se han construido una serie de infraestructuras que constituyen el patrimonio hidráulico de la cuenca. Los tres cauces de ríos principales están regulados por sus embalses homónimos, Barbate (228 hm³), Celemín (45 hm³) y Almodóvar (5,7 hm³), puestos en funcionamiento en 1992, 1964 y 1972 respectivamente. La gestión de los embalses del Barbate y Celemín se lleva a cabo de manera conjunta para asegurar el regadío de 12.230 ha. Además, el sistema de compuertas instalado a lo largo de los casi 64 km de cauces naturales de los ríos Barbate y Celemín, regulan los caudales

que discurren por la zona. Los ríos Barbate y Celemín confluyen en una zona próxima a la incorporación de la escorrentía superficial de los ríos Álamo y Ballesteros, ambos sin regular. Previa a esta confluencia, exclusivamente del embalse de Celemín se detraen unos 7 hm³/año para el riego de las zonas colindantes. Tras cubrir las demandas y asegurar el caudal ecológico de los cauces, el agua alcanza las marismas del Barbate y finalmente el mar, a través del “Canal del Este”; importante obra de ingeniería cuya finalidad principal es la evacuación del agua que se sigue acumulando en la zona deprimida de la antigua laguna de La Janda.

Por otro lado, la presa del Almodóvar tiene una notoria importancia, ya que de este embalse depende el abastecimiento principal de la ciudad de Tarifa y el riego de 362,6 ha. Dada la reducida capacidad de regulación del embalse, y priorizando la demanda urbana, cuando el recurso no es suficiente para la demanda agrícola de la zona, el “Canal de Churriana” conecta el subsistema Barbate-Celemín con el Almodóvar, para lo que se han dispuesto tres bombeos a lo largo del río Almodóvar que permiten elevar el agua hasta la zona regable.

En la cuenca de estudio, la aportación por escorrentía superficial asciende a 223 hm³/año, siendo las demandas medias anuales de 102 hm³/año. Respecto a los sistemas acuíferos, la infiltración directa que se produce en éstos se estima en 25 hm³/año. Por otro lado, la evaporación media de la cuenca es de 428 mm/año y las salidas medias del sistema por el “Canal del Este” hasta las marismas de Barbate se han cuantificado en 132 hm³/año. Una definición general del sistema se puede consultar en García-López et al. (2018d). En las siguientes tablas se muestran los

principales valores del balance hídrico general de la cuenca del Barbate y de sus sistemas acuíferos.

	ELEMENTO	VOLUMEN ($hm^3/año$)	
PORTACIÓN SUPERFICIAL	Embalse del Barbate	86.0	222.4
	Embalse del Celemín	25.6	
	Embalse del Almodóvar	6.5	
	Río Álamo	63.9	
	Arroyo de los Ballesteros	12.1	
	Cuenca baja	28.3	
APORTACIÓN SUBTERRÁNEA	Recarga acuífero "Benalup"	6.8	24.8
	Recarga acuífero "Las Lomas"	10.2	
	Recarga acuífero "Vejer"	7.8	
DEMANDA	Urbanas	2.8	101.7
	Agrícolas	82.0	
	Ecológicas	16.9	

Tabla 1: Resumen de aportaciones y demandas en la cuenca del río Barbate.

Fuente: AQUATOOL.

		Benalup		Las Lomas		Vejer-Barbate-La Breña	
COMPONENTE		VOLUMEN (hm ³ /año)	Total	VOLUMEN (hm ³ /año)	Total	VOLUMEN (hm ³ /año)	Total
ENTRADAS	Infiltración	6.8	7.3	10.2	11.0	7.5	7.5
	Retorno	0.5		0.8		--	
SALIDAS	Abastecimiento	0.9	7.9	0.0	10.5	1.9	7.4
	Regadío	4.5		8.5		1.0	
	Descarga manantial	2.5		2.0		--	
	Descarga marismas	--		--		0.5	
	Trasferencia lateral	--		--		0.3	
	Descarga al mar	--		--		3.7	

Tabla 2: Elementos de balance en los acuíferos principales del sistema. Fuente: Plan Hidrológico del Guadalete-Barbate (2015-2021).

Los trabajos de obtención de datos y de investigación elaborados en la cuenca de estudio (Cuenca Hidrográfica del Guadalete-Barbate), han sido múltiples. La Junta de Andalucía asumió el 1 de enero de 2006, las competencias plenas en la gestión del agua y del dominio público hidráulico en la totalidad del litoral andaluz (Real Decreto 1560/2005, de 23 de diciembre) (Junta de Andalucía, 2005). Desde este momento, se han vivido 2 ciclos de planificación hidrológica 2009-2015 y 2015-2021, en los que se ha intentado integrar los requisitos de la planificación española tradicional con los de derivados de la Directiva Marco del Agua (Parlamento Europeo, 2000). Desde la entrada en vigor de las Directivas

los trabajos realizados por la Junta de Andalucía han supuesto un avance en el marco del proceso planificador. Destacan los documentos elaborados en 2008 sobre el estado de cumplimiento de los objetivos medioambientales (OMA) en las aguas subterráneas (Agencia Andaluza del Agua, 2008a), el estudio general de la Demarcación (Agencia Andaluza del Agua, 2008b) y los trabajos de adecuación de las masas de agua subterránea de la cuenca del Guadalete-Barbate a los requerimientos de la DMA (Agencia Andaluza del Agua, 2008c).

Asimismo, durante el bienio 2011-2013 la Consejería de Medio Ambiente ha consumado una serie de trabajos necesarios para la mejora del conocimiento y protección contra la contaminación y el deterioro del estado de las masas de agua subterránea, conforme a lo establecido en la normativa comunitaria y autonómica (Secretaría General de Agua, 2011 y 2013). Entre otras tareas se ha procedido a revisar y adecuar las redes de seguimiento, establecer “niveles de referencia”, “niveles básicos” y “valores umbrales”, determinar tendencias significativas y sostenidas en el tiempo y definir los puntos de partida de las inversiones de tendencias, interpretar el estado de las aguas subterráneas, elaborar cartografías de vulnerabilidad natural a la contaminación y establecer zonas de salvaguarda y perímetros de protección en torno a las captaciones de abastecimiento.

Por otro lado, el IGME (Instituto Geológico y Minero), como organismo impulsor del conocimiento hidrogeológico del país, lleva realizando estudios en los acuíferos de la cuenca del Barbate desde la década de los 70. Muchos de ellos para la realización de nuevos sondeos

de abastecimiento en Barbate o Vejer de la Frontera (ITGE, 1996; IGME, fecha desconocida). Se han realizado estudios de prospección geofísica (IGME, 1986), hidrogeológicos (ITGE, 1990), así como otros trabajos de índole más general como los atlas hidrogeológicos de la provincia de Cádiz (IGME y Diputación Provincial de Cádiz, 2005) o la redacción de las normas de explotación de las UU.HH. y sus posteriores revisiones y actualizaciones (CHG-ITGE, 1993; CHG-IGME, 2001).

Aunque las aguas superficiales están ampliamente analizadas en los Planes Hidrológicos, los estudios sobre evaporación son inexistentes. Además, la investigación sobre aguas subterráneas presenta deficiencias desde el punto de vista de análisis global de la cuenca. No obstante, todas las actuaciones llevadas a cabo por los organismos y administraciones públicas, han dado como resultado la consecución de una valiosa información que queda registrada en los archivos sin ser procesada y analizada en su totalidad. Por este motivo, por el tamaño intermedio de la cuenca y por la variedad en los elementos hidrológicos que la componen, constituye un buen caso de estudio para desarrollar e implementar metodologías de modelización numérica dirigidas a la optimización del uso conjunto de los recursos hídricos y conseguir de esta forma la satisfacción de las demandas actuales y futuras con el máximo de garantía, pero minimizando el impacto sobre el medio natural.

1.5. Organización y estructura de la memoria

Esta Tesis Doctoral se ha estructurado en 5 *capítulos*. Este **primer capítulo** se inicia con una introducción general sobre el tema en el que se centra la investigación realizada, se analizan los antecedentes bibliográficos de las temáticas, se indican las hipótesis y objetivos planteados y se describen los casos de estudio seleccionados para implementar las metodologías propuestas. En el **capítulo segundo** se resumen los materiales y métodos comunes a los estudios desarrollados. Este apartado se ha estructurado en tres partes: métodos de campo, recursos disponibles para esta Tesis Doctoral y finalmente, metodologías de cada una de las investigaciones desarrolladas. En el **capítulo tercero** se recogen los resultados y discusión de los estudios planteados en esta Tesis Doctoral. Estos resultados se presentan en forma de artículo científico, realizando como preámbulo a los artículos un breve resumen de los resultados más relevantes obtenidos. Además, se referencian otras aportaciones científicas (congresos) elaboradas a partir de los trabajos principales. Las conclusiones finales que se derivan de este estudio se han recogido en el **capítulo cuarto**. Finalmente, en el **capítulo quinto** se enumeran líneas de investigación futuras relacionadas con los trabajos aquí realizados.

Capítulo 2

Materiales y Métodos.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

En este capítulo se resumen los principales trabajos de campo realizados, la instrumentación utilizada para la obtención y validación de datos y las metodologías de cada uno de los estudios desarrollados.

2.1. Métodos de campo

Las labores de campo para el desarrollo de este estudio de investigación se han realizado en el periodo de tiempo comprendido entre febrero de 2013 y la actualidad. A día de hoy siguen desplegados una amplia gama de equipos en la cuenca del río Barbate y en el PM de los Toruños que son periódicamente descargados y actualizados. Las labores principales han consistido en:

- Reconocimiento de los sectores investigados, revisión de la cartografía geológica básica y realización de observaciones de carácter geomorfológico e hidrológico (relieve, drenaje, recubrimientos, cobertura edáfica-vegetal, etc).

- Realización de inventario y recopilación de datos de infraestructuras hidráulicas (número y tipología de embalses, canales, estaciones de bombeo, niveles, volúmenes de almacenamiento, medidas de precipitación, evaporación directa, etc).

- Localización e inventario de puntos de agua significativos en sistemas acuíferos (manantiales, galerías, piezómetros de investigación, pozos y sondeos).
- Colocación de equipos para la medición in situ de variables hidrológicas (cámaras time-lapse y dataloggers).
- Medida de profundidad de niveles piezométricos con sonda eléctrica en sondeos y piezómetros.
- Colocación de equipos y medida para determinar la humedad del suelo con Sonda TRIME-PICO IPH/T3.
- Realización de vuelos fotogramétricos con vehículos aéreos no tripulados y medición in situ de coordenadas de puntos de control.

En la siguiente tabla se resumen las **principales** visitas realizadas a las distintas zonas de estudio.

UBICACIÓN	FECHA	TRABAJO REALIZADO	FOTOGRAFÍA
Embalse de Montejaque	14/02/2013	Reconocimiento del terreno	
	3/04/2013	Colocación de cámara junto a la presa y toma de datos in situ	
	22/04/2013	Colocación de cámara en el río y toma de datos in situ	
	07/05/2013	Retirada de cámaras y toma de datos in situ	
PM de los Toruños	17/04/2017	Vuelo fotogramétrico y medición de puntos de apoyo	
	16/06/2017	Medición in situ de puntos de control	
	21/03/2018	Toma de coordenadas de puntos de control en zonas con densa vegetación	
Cuenca del río Barbate	20/01/2017	Reconocimiento general de la cuenca	  
	22/02/2017	Visita a infraestructuras hidráulicas	
	07/04/2017	Colocación de datalogger en red oficial de control del IGME	
	*27/04/2017	Inventario de puntos de agua, colocación y descarga de equipos (datalogger), medición de variables hidrológicas (niveles, temperatura, conductividad). *Colocación de tubos TECANAT y medición de humedad del suelo	
	04/05/2017		
	*15/05/2017		
	25/05/2017		
	06/06/2017		
	15/06/2017		
	20/07/2017		
29/09/2017			
05/12/2017			
13/02/2018			

Tabla 3: Resumen de los principales trabajos de campo realizados.

2.2. Recursos disponibles

Para este estudio de investigación se ha contado con los medios, equipamientos e infraestructuras adscritas al *Departamento de Ciencias de la Tierra*, así como con equipos del *Servicio de Drones*, de la Universidad de Cádiz, ambos ubicados en el Campus de Puerto Real. A continuación se describen los distintos equipos utilizados en esta Tesis Doctoral:

1) **Cámara Brinno TLC-100.** Se trata de una cámara time-lapse de bajo coste con capacidad de funcionamiento a la intemperie y resistente al agua. Tiene una apertura angular de 49,5°, una resolución de vídeo 1280 x 1024 y una capacidad de almacenamiento de 8 Gb. El funcionamiento es autónomo al ser alimentada por baterías desechables (4 AA), con una autonomía variable desde 28 horas para disparos cada 5 segundos, hasta 200 días en el caso de tomas diarias.



Figura 10: Cámara time-lapse Brinno TLC-100. Utilizada en el embalse de Montejaque (Málaga, España).

2) Datalogger LevelScout y Solinst. Dispositivo de medición en continuo de distintas variables hidrológicas: NP, temperatura y conductividad. Su uso se extiende a medición en pozos, lagos, embalses y zonas de mareas. El consumo de energía es bajo y tiene una batería de litio (One 1/2 AA 3.6) cuya duración es de 10 años. Dispone una memoria no volátil para evitar la pérdida de datos en caso de que cese su funcionamiento, permitiendo tomar hasta 1 dato por segundo. Tienen un tamaño reducido, entre 12 y 17 cm de largo y unos 2,3 cm de diámetro que hace que su utilización y colocación sea muy sencilla, permitiendo pausar el funcionamiento durante su manipulación y programar su puesta en marcha. Tiene una resolución en temperatura de ± 0.1 °C, funcionando en un rango de temperaturas desde -20 hasta 60 °C. Las medidas de presión (convertibles a NP) se obtienen en una escala arbitraria con una precisión de $\pm 0.10\%$.

Se ha dispuesto de un total de trece dataloggers y un baralogger. Diez de ellos para medir NP y temperatura, uno para llevar a cabo la compensación barométrica (barologger) y uno más con capacidad para medir conductividad eléctrica, además de NP y temperatura. Todos ellos adquiridos con fondos del Departamento de Ciencias de la Tierra de la Universidad de Cádiz. Además, se han colocado y registrado otros dos dataloggers de NP y temperatura, propiedad de la CU “Ingeniero Olid”, encargada de gestionar y distribuir gran parte de los recursos de la cuenca del Barbate (Cádiz). Estos aparatos se han instalado tanto en el PM de los Toruños, como en la Cuenca del río Barbate.



Figura 11: Izquierda: Datalogger marca LevelScout. Derecha: colocación de datalogger en el acuífero de Benalup (Cuenca del río Barbate).

3) Hidronivel (sonda eléctrica). Son unidades portátiles que se caracterizan por su forma sencilla, rápida y precisa de medir el nivel del agua. El electrodo de medición está fabricado en acero inoxidable y latón cromado y tiene unas dimensiones reducidas, sobre 20 cm de longitud. Su principio de funcionamiento es sencillo, se baja la sonda por medio de la manivela y cuando el sensor entra en contacto con el agua se enciende una señal luminosa o acústica (opcional) en la unidad. Entonces puede leerse el nivel del agua en la cinta métrica, que está dividida en centímetros, decímetros y metros. La respuesta del sensor ha sido diseñada para conductividades extremadamente bajas, así como para aguas contaminadas o agua salada. Su construcción permite una fácil limpieza.

Este instrumento ha sido utilizado en todos los casos de estudio seleccionados, tanto para medir NP en pozos, como niveles en embalses.



Figura 12: Hidronivel. Medición in situ de nivel en un pozo del acuífero de Benalup (Cuenca del río Barbate).

4) Mareógrafo. Este dispositivo permite medir la altura del nivel del agua (en el mar o caño mareal) y su evolución temporal respecto a un nivel de referencia fijo en tierra firme. Pueden ser desde una simple regla graduada, fija y sumergida en el agua, en la que un observador anota manualmente la medición, hasta un dispositivo electroacústico encapsulado y conectado a un ordenador, con comunicación hacia algún satélite y totalmente automatizado. En nuestro caso, se utilizó un datalogger Solinst con registro de nivel y temperatura, con el objetivo de definir un datum local de referencia que permita obtener los NP en los piezómetros del PM de los Toruños. La ubicación seleccionada fue en uno de los pilotes fijos del embarcadero en el caño mareal del Río San Pedro (Puerto Real, Cádiz).



Figura 13: Datalogger utilizado como mareógrafo. Izquierda: embarcadero del río San Pedro (Puerto Real, Cádiz). Derecha: detalle de datalogger en tubo protector.

5) Micromolinete. Es un instrumento usado para medir la velocidad del agua en un canal abierto. El principio de funcionamiento se basa en la proporcionalidad entre la velocidad del agua y la velocidad angular resultante del rotor. La velocidad del agua se mide en diferentes puntos de la corriente poniendo el molinete y contando el número de revoluciones del rotor durante un intervalo de tiempo determinado. Se clasifican en 2 tipos principales, de eje vertical y de eje horizontal. En nuestro caso ha sido usado un micromolinete de eje horizontal, con rango de operación entre 0,03 y 6 m/s, para medir la velocidad de circulación del agua en el río Guadares (alimentación superficial principal del embalse de Montejaque) en una zona de sección conocida.



Figura 14: Micromolinete utilizado en río Guadares, principal aportación superficial al embalse de Montejaque (Málaga, España).

6) Regleta limnimétrica. Aparato que mide altura del agua sin que quede registrada automáticamente, de modo que requiere de toma de datos in situ. Para este estudio de investigación, se ha hecho uso de las regletas limnimétricas existentes en las zonas de estudio, en concreto de la ubicada en el embalse de Montejaque. Además, en los puntos donde era necesario conocer el nivel, las regletas limnimétricas han sido complementadas por dispositivos de registro en continuo (datalogger).



Figura 15: Regleta limnimétrica ubicada en el embalse de Montejaque.

7) **Sonda TRIME-PICO IPH/T3** junto con el dispositivo de medición HD2. Registra de forma continua conductividad, temperatura y humedad volumétrica del suelo. Esta sonda consiste en un cuerpo de PVC con cuatro placas de aluminio que sirven de guías para la emisión de ondas TDR (Time Domain Reflectometry). El dispositivo emite un pulso de alta frecuencia que genera un campo electromagnético que se propaga por las placas metálicas hasta llegar a los extremos donde se refleja dicho pulso magnético y se realizan las medidas (Imko.de., 2018). Para el uso de dicha sonda, es necesario instalar tubos TECANAT. Para ello el equipo usado fue un martillo, un pie de soporte, un tubo guía de acero, una cabeza apisonadora, una cabeza de golpeo, dos tapones protectores con su adaptador, una barrena de 34 mm de diámetro, cuatro anclajes de suelo para el pie de soporte y dos tubos PC (tubos TECANAT) 44X22mm.

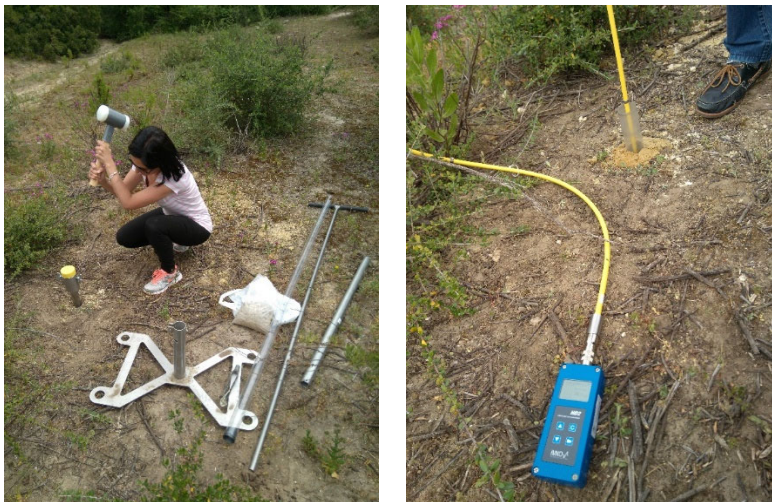


Figura 16: Equipamiento e instalación de tubos TECANAT y medición con sonda TRIME-PICO IPH/T3 en el acuífero de Benalup (Cuenca del río Barbate).

8) Vehículos Aéreos no Tripulados.

- a. **Octocóptero ATYGES FV-8.** Es un equipo de altas prestaciones equipado con una cámara RGB con sensor en formato completo de 24 Megapixel (Sony Alfa 7). Cuenta asimismo con una cámara multispectral de seis canales TETRACAM Micro MCA. Puede equiparse con sensores adicionales según las necesidades.

- b. **Cuadrícóptero DJI Phantom 3 Professional.** Equipo portátil para filmación. Está equipado con una cámara RGB capaz de grabar videos en 2,7K y realizar fotografías de alta definición. Por su portabilidad es un equipo muy versátil para adquirir imágenes y videos en lugares de difícil acceso.



Figura 17: Vehículos aéreos no tripulados (UAS). Izquierda: ATYGES FV-8 octocopter. Derecha: DJI Phantom 3 Professional quadcopter.

A través de los Departamentos implicados también se ha contado con la licencia de los softwares específicos que se han utilizado,

AQUATOOL-SIMGES y Pix4D. La interfaz de usuario AQUATOOL+ es el componente principal de AQUATOOL para el diseño de Sistemas de Apoyo a la Decisión específicos de una cuenca o un Sistema de recursos hídricos. Esta aplicación es un asistente para el desarrollo de esquemas de trabajo y la gestión de datos y resultados. El software está compuesto de una serie de módulos (SIMGES, OPTIGES, GESCAL, SIMRISK Y EVALHID), que desarrollan diferentes funciones, gestión de cuencas, optimización de recursos, evaluación de la calidad del agua, etc. Con respecto a Pix4D, es uno de los softwares de fotogrametría más completos. Este permite hacer nubes de puntos, ortofotos rectificadas, y modelos digitales de terreno y de superficie. También se ha hecho uso de otros programas de libre acceso para el procesamiento de datos espaciales y tratamiento de imágenes de satélite (**gvSIG, Sextante, Mikrocopter, DJI Go**).

Por otro lado, se han conseguido los **permisos** necesarios para desarrollar todas las actuaciones descritas en esta tesis, tanto en el interior del Parque Metropolitano de los Toruños (Puerto Real, Cádiz), como en fincas e instalaciones privadas ubicadas en la cuenca del río Barbate.

2.3. Metodología

Se recoge en este apartado la metodología detallada de cada trabajo de investigación desarrollado.

2.3.1. Fotogrametría terrestre de bajo coste

Para definir una metodología de bajo coste basada en fotogrametría terrestre y aplicarla al conocimiento y monitorización de variables hidrológicas (fugas, niveles, volúmenes, hidrogramas históricos...), se ha seguido el siguiente procedimiento metodológico:

1) Colocación de equipos. Se instalaron dos cámaras time-lapse de bajo coste (Brinno TLC-100), camufladas en el terreno para evitar actos vandálicos (figura 18-arriba). La primera fue colocada en el entorno de la presa, con el objetivo principal de registrar la variación del nivel en el embalse. Concretamente se ubicó en el margen izquierdo del embalse, a unos 100 m de la presa, con el eje óptico aproximadamente horizontal y oblicuo a la obra (figura 18-abajo-izquierda). La segunda cámara se instaló junto al río Guadares, a la entrada del embalse, con objeto de registrar el nivel del río en una sección regularizada bajo un puente (figura 18-abajo-derecha), utilizada en su día como estación de aforos, y reconstruir el hidrograma en el periodo de estudio.

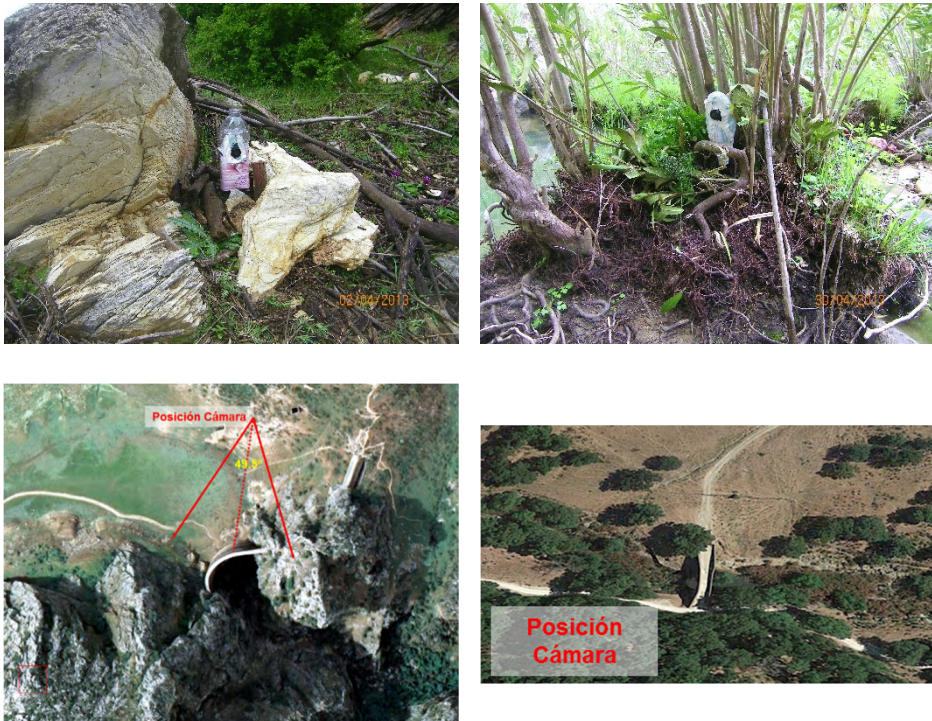


Figura 18: Arriba: Ubicación camuflada de cámaras time-lapse. Abajo-izquierda: vista aérea de la ubicación de la cámara en el entorno del embalse. Abajo-derecha: vista aérea de ubicación de la cámara en el río Guadares.

2) Registro automático de datos. El periodo de registro fotográfico para la cámara situada en el embalse fue de 5 semanas (entre el 03/04/2013 y 07/05/2013). Tal periodo incluyó el momento de máximo almacenamiento del embalse tras una primavera especialmente lluviosa y se extendió prácticamente hasta el vaciado del mismo. El rango registrado en el nivel de embalse fue de 20 m (entre 667,75 m y 647,65 m). El periodo de registro para la cámara ubicada en el río fue entre el 22/04/2013 y el 07/05/2013.

3) Tratamiento y procesamiento digital de imágenes. El tratamiento digital realizado sobre las secuencias de fotografías ha consistido en transformaciones orientadas a conseguir una muy buena coincidencia geométrica entre todas las fotografías de cada serie. El intervalo programado entre tomas fue de $\frac{1}{2}$ hora, por lo que se obtuvieron 48 fotogramas diarios, de los cuales entre 22 y 26 tenían suficiente iluminación. No obstante, para este trabajo se ha procesado únicamente una imagen diaria, excepto en casos concretos que requerían mayor resolución temporal o para la comprobación de medidas.

Posteriormente, a la secuencia de fotografías seleccionadas se aplicó el método de puntos de control, con procesos ligeramente diferentes en función del emplazamiento de la cámara. Este método se utiliza para realizar correcciones geométricas de una imagen a partir de formulación empírica. Esta corrección se realiza en tres fases: i) localización de puntos comunes a la imagen y al mapa (o a otra imagen de referencia), ii) cálculo de las funciones de transformación entre las coordenadas de la imagen y las del mapa, y iii) transferencia de los ND originales a la nueva posición, definida por la transformación previa.

Para que el ajuste entre imagen y mapa sea correcto, es necesario definir un *número* de puntos de control adecuado, con una *ubicación* óptima y con una *distribución* homogénea. Berstein (1978) aconseja seleccionar entre 14 y 20 puntos de control para corregir una imagen, aunque es conocido que para un ajuste lineal (transformación de primer grado), es suficiente con 10-12 puntos de control. Respecto a la

ubicación, deben ser puntos fácilmente localizables y siempre que sea posible, asociados a rasgos humanos del paisaje no sujetos a dinamismo temporal. Finalmente, la distribución idónea es la más uniforme posible en toda el área abarcado por la imagen. Esto es especialmente importante cuando se utilicen ecuaciones de segundo y tercer grado (Richards, 1993).

A continuación se definen las funciones que relacionan las coordenadas de la imagen con las de mapa. De esta forma, a partir de las coordenadas X, Y del mapa puede estimarse que columna y línea de la imagen corresponde a esa localización. Esta transformación puede expresarse como (Mather, 1987):

$$\hat{S} = \sum_{j=0, m} \sum_{k=0, m-j} a_{j,k} X^j Y^k$$

Donde \hat{S} indica la coordenada estimada de la imagen corregida, que se obtiene a partir de las coordenadas del mapa X e Y; y el superíndice m indica el grado del polinomio de ajuste.

A partir de la ecuación anteriormente definida, se pueden traducir coordenadas del mapa a la imagen y establecer la relación entre ellas, calculando la posición correcta de cada píxel. Cabe destacar que no se genera una nueva imagen y se puede crear una nueva matriz de coordenadas en la que existan celdas vacías, por lo que hay que aplicar una última transformación para transferir los ND de la imagen a su posición corregida. Esto puede llevarse a cabo mediante diferentes procedimientos: i) vecino más próximo, ii) interpolación bilineal, y iii) convolución cúbica. Estudios recientes (Cai et al., 2019), proponen

técnicas novedosas basadas en algoritmos de bifurcación y enlace para resolver uno de los problemas más frecuentes de este paso, que es el nivelado de las nubes de puntos generadas (escaneos terrestres LiDAR).

En este estudio y concretamente en el caso de las fotografías del embalse (ubicación 1), se tomó como referencia unas de ellas y el resto fueron ajustadas a ésta. Se aplicaron funciones de transformación polinómicas de primer y segundo grado, definidas a partir de un elevado número de puntos de control (entre 20 y 50). Los puntos fueron seleccionados preferentemente en el sector del fotograma en donde posteriormente iban a ser realizadas las medidas de distancia. Se impuso como condición que el Error Cuadrático Medio (ECM) del ajuste fuera del orden de 0,5 píxeles y que el residuo individual para cada punto fuera de 1 pixel como máximo. Sin la transformación geométrica realizada de forma cuidadosa, no hubiera sido posible realizar posteriormente medidas dimensionales precisas entre fotografías. Hay que advertir que aunque todas las fotografías fueron tomadas desde un mismo punto, la orientación de la cámara sufría ligeras alteraciones como consecuencia de su propia inestabilidad dimensional y de las variables condiciones ambientales (temperatura, viento, humedad, etc.). Una vez ajustadas las imágenes, se procedió a determinar el desplazamiento de la lámina de agua entre fotografías, expresándolo en unidades de imagen (píxeles), que posteriormente fueron transformadas a unidades terreno (m). De esta forma, se determinó el tamaño del pixel sobre el terreno en la zona de la imagen

en donde se realizaron las medidas, que resultó estar comprendido entre 4.2 cm y 4.4 cm, según las fotografías. La sensibilidad del método de medida se puede considerar del orden de la mitad del tamaño del pixel sobre el terreno (2.2 cm). La precisión obtenida por repetición de medidas se estima también en ese mismo valor.

El procesamiento de las imágenes obtenidas en el río (ubicación 2) fue semejante, con la salvedad de que todos los puntos de control fueron tomados en uno de los muros de encauzamiento del río (figura 19). Además, en este caso la sensibilidad en la determinación de distancias sobre la fotografía fue mejor (del orden de 0,5 cm), debido a la menor distancia cámara-objeto.



Figura 19: Detalle de fotografía time-lapse del río Guadares con los puntos de control considerados.

4) Control geométrico. Paralelamente al registro automático de fotografías, fueron realizadas medidas directas del nivel de embalse desde la coronación de la presa con un hidronivel y de caudal del río mediante micromolinete (figura 20). Estas medidas fueron necesarias

para la calibración de las imágenes y transformar posiciones de lámina de agua en niveles (embalse) o caudales (río).



Figura 20: Izquierda: medida de nivel desde coronación de la presa. Derecha: medida de caudal en río.

Por otra parte, ha sido utilizado un MDT con resolución de 5 m, producido por el Instituto Geográfico Nacional, para definir la geometría del vaso del embalse y así determinar el volumen de almacenamiento y la superficie de lámina de agua para cada nivel de embalse.

Para la determinación de las filtraciones a lo largo del periodo de estudio se han utilizado métodos de balance, de forma que se han determinado las entradas (precipitación directa y esorrentía), las variaciones de almacenamiento y las salidas ajenas a las propias filtraciones (evaporación directa).

Por último, se ha contado con información meteorológica diaria para evaluar la precipitación caída sobre el embalse y la evaporación directa desde la superficie de éste. Para lo primero, fueron utilizados datos de la estación climática de Ronda. Para lo segundo, fue aplicado el método de Penman-Monteith a partir de la información de la estación agroclimática de Villamartín, que es la más próxima al área de estudio con registro de todas las variables necesarias para ello (radiación solar, temperatura máxima y mínima, humedad máxima y mínima, presión, viento a 2 m del suelo).

2.3.2. Fotogrametría desde vehículos aéreos no tripulados

En este segundo estudio, se ha definido una metodología fotogramétrica basada en algoritmos Structure from Motion (SfM), para obtener la geomorfología de la cubeta de un cuerpo de agua (cartografías 3D) y se ha aplicado a la definición de variables hidrológicas (volúmenes de agua almacenada, superficies inundadas, niveles de agua, evaporación directa, escorrentía...). La metodología planteada se puede desarrollar en 5 fases diferenciadas:

1) Planificación de vuelo. Para el sistema FV-8, la planificación del vuelo se llevó a cabo con el software Preplan, que ayudó a seleccionar los parámetros de vuelo (altura (60 m), precisión (< 5 cm) y zonas a barrer). La generación de puntos de referencia y la trayectoria de vuelo para el vuelo automático se generó con el software Mikrocopter. Para el

sistema Phantom, la planificación se realizó utilizando el software DJI Go, tanto para la definición de los parámetros de vuelo, así como para suministrar al vehículo aéreo los datos necesarios para la ejecución automática del vuelo. En ambos casos, la exposición, el balance de blancos y la ISO se configuraron en modo automático, ya que las condiciones de luz no sufrieron cambios sustanciales durante la ejecución de los vuelos.

2) *Obtención de datos.* Se obtuvieron un total de 462 imágenes. Con el fin de georreferenciar posteriormente el modelo fotogramétrico al sistema de coordenadas UTM 29N WGS84 (EPSG 32629), se distribuyeron uniformemente 11 puntos de control y se midieron sus coordenadas antes de que los vuelos fueran realizados. A continuación, los dos vuelos se realizaron consecutivamente según la planificación, obteniendo 305 imágenes (sistema FV-8) y 157 imágenes (sistema Phantom), 100% de las cuales fueron óptimas para su uso en el procesamiento de fotogramétrico. Tras el procesamiento de los datos, se realizó una segunda campaña de campo para establecer las coordenadas 3D de 29 puntos de control seleccionados en el ortofotografía producida, para el control geométrico y la evaluación de la precisión del modelo 3D.

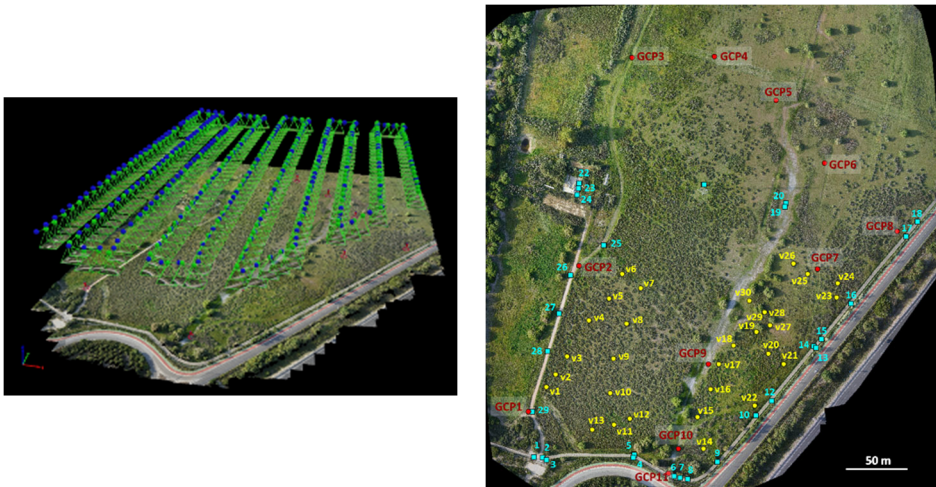


Figura 21: Planificación de vuelo y puntos de control.

3) Procesamiento fotogramétrico. A través de algoritmos Structure from Motion (SfM) se obtuvo el modelo geométrico tridimensional. SfM es una técnica basada en algoritmos para estimar modelos geométricos tridimensionales a partir de una serie de imágenes bidimensionales. La base del procesamiento de imágenes se centra en identificar características coincidentes entre los distintos fotogramas, de manera que se genere una nube de puntos que permita estimar posiciones y coordenadas de un objeto de referencia de manera iterativa. El problema se resuelve por mínimos cuadrados no lineales, obteniendo múltiples soluciones variables en un amplio rango de características en la imagen base (Snavely, 2008). Westoby (2012) analiza los principios generales del procesamiento de imágenes mediante algoritmos SfM. El procesamiento se realizó utilizando el software Pix4D con la plantilla 3Dmaps. El flujo de trabajo Pix4D consta de tres

pasos: procesamiento inicial, densificación de nube de puntos y modelo digital de superficie (MDS) y generación de ortomosaico. Las propiedades definidas por el usuario que guían la calidad, la precisión y el formato de la salida final se manejan a través de un cuadro de diálogo “opciones” que debe configurarse antes de cualquier paso del procesamiento.

4) Control geométrico y evaluación de la precisión del método. Se

compararon los resultados obtenidos en la fase anterior con las coordenadas obtenidas de los puntos de control ($n = 29$). En el ortomosaico con mayor resolución espacial (FV-8), se ha evaluado la exactitud posicional comparando las coordenadas planimétricas de los puntos de control medidos en el campo, con los obtenidos en el ortomosaico producido. En cuanto al modelo digital de superficie (MDS) obtenido con ambos UAS, se evaluó la precisión del altimétrico comparando con la coordenada Z de los puntos de control. Además, se realizó una comparación con el producto cartográfico oficial más preciso, el MDT LiDAR.

5) Postprocesamiento: para la correcta aplicación hidrogeológica fue

necesario eliminar la cobertura vegetal utilizando tratamientos digitales de imágenes. Tras evaluar la calidad geométrica de los productos generados y según los requerimientos específicos de la aplicación hidrológica en estudio, se seleccionó el MDS con la más alta

calidad geométrica (FV-8) para generar un MDT mediante la eliminación de la cobertura vegetal del modelo, utilizando procedimientos de tratamiento digital. Esto se realizó con el software libre gvSIG 2.2. Debe tenerse en cuenta que los MDTS generados automáticamente por el software Pix4D no han proporcionado resultados aceptables.

2.3.3. Modelización numérica

En esta segunda línea de investigación, se define una metodología basada en Sistemas Soporte a la Decisión (SSD) para definir el modelo conceptual del funcionamiento hidrológico de una cuenca hidrográfica y se establecen estrategias de gestión encaminadas a la optimización de los recursos hídricos. La metodología desarrollada se ha centrado en 5 pasos principales que se detallan a continuación:

1) Obtención de datos. Tras múltiples visitas al área de estudio, se elaboró una completa base de datos (SIG), con los principales elementos del sistema y sus interconexiones, formaciones geológicas, ubicación de sondeos, caudales de bombeo, piezometría, etc. A continuación, se procedió a definir las series históricas de las variables principales de los tres embalses de la cuenca (aportación, precipitación, nivel, volumen embalsado, desembalsado total, desembalsado para regadíos, desembalsado para caudales ecológicos). Para ello se utilizaron los datos del Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) de la

cuenca del Guadalquivir (tabla 4). Recientemente, los datos de la cuenca de estudio han sido migrados al SAIH HIDROSUR, que engloba las Demarcaciones Hidrográficas de la Cuencas Mediterráneas Andaluzas, Guadalete-Barbate y Tinto Odiel y Piedra. Tras la recopilación de datos se realizó el correspondiente análisis estadístico y de detección de errores de las variables registradas. Por otro lado, se analizó la estadística hidrológica sobre precipitación, evaporación, escorrentía e infiltración en los acuíferos, recogida en el Plan Hidrológico del Guadalete-Barbate (2015-2021) (Junta de Andalucía, 2016). Todas estas variables fueron calculadas para la serie histórica 1940/41-2011/12 como para el periodo comprendido entre los años hidrológicos 1980/81-2011/12, a partir de los datos del modelo de Precipitación-Aportación SIMPA (Sistema Integrado para la Modelación del proceso Precipitación Aportación) del CEDEX (Estrela, 1996). Además, se dispone de información pluviométrica de 30 estaciones meteorológicas ubicadas en la cuenca de estudio o en sus proximidades, cuyos datos han sido analizados. Para la estimación de las series de infiltración en acuíferos se han utilizados los datos de la estación agroclimática de “Vejer” ubicada sobre los materiales permeables del acuífero del mismo nombre. Finalmente, se cuantificaron las demandas consuntivas y no consuntivas, a partir de los contactos con las empresas gestoras del agua de la zona, así como del análisis de documentos de gestión de la zona.

Cód	Nombre	Descripción	Punto	Valor	Ud
3231	E75_250_X	APORTACION AL EMBALSE	E75_BARBATE	Media	m ³ /s
3221	E75_202	PRECIPITACION	E75_BARBATE	Increment	l/m ²
3216	E75_101	NIVEL EN EMBALSE	E75_BARBATE	Media	m.s.n.m
3217	E75_101_X	VOLUMEN EMBALSADO	E75_BARBATE	Media	hm ³
3228	E75_213_X	DESEMBALSADO TOTAL	E75_BARBATE	Media	m ³ /s
3227	E75_213	DESEMBALSADO TOMA (REGADIOS Y ECOLÓGICO)	E75_BARBATE	Media	m ³ /s
3245	E76_250_X	APORTACION AL EMBALSE	E76_CELEMIN	Media	m ³ /s
3237	E76_202	PRECIPITACION	E76_CELEMIN	Increment	l/m ²
3232	E76_101	NIVEL EN EMBALSE	E76_CELEMIN	Media	m.s.n.m
3233	E76_101_X	VOLUMEN EMBALSADO	E76_CELEMIN	Media	hm ³
3242	E76_218_X	DESEMBALSADO TOTAL	E76_CELEMIN	Media	m ³ /s
3241	E76_217_X	DESEMBALSADO TOMAS	E76_CELEMIN	Media	m ³ /s
3262	E77_250_X	APORTACION AL EMBALSE	E77_ALMODOVAR	Media	m ³ /s
3262	E77_250_X	APORTACION AL EMBALSE	E77_ALMODOVAR	Increment	x10 ³ m ³

Tabla 4: Variables analizadas de los tres embalses de la cuenca del río Barbate.

2) Verificación de los valores de evaporación. Dada la notoria importancia de la variable evaporación en el sistema, estos valores han sido particularmente verificados. Se disponía de datos contrastados y depurados por los Organismos Públicos Autónomos correspondientes, a 4 años hidrológicos (2013/14 a 2016/17). Para la verificación de éstos, se ha calculado la evaporación en el mismo período a partir de la ecuación estimatoria de Penman-Monteith (1), siendo éste el único método reconocido por la FAO actualmente y avalado por múltiples

estudios de investigación desde hace años (Allen et al., 1998; Damario and Cattáneo, 1982; Pruitt et al., 1977):

$$ET_o = \left[\frac{\Delta}{\Delta + \gamma^*} (R_n - G) \frac{10}{L} + \frac{\gamma}{\Delta + \gamma^*} \frac{90}{T + 275} u_2 (e_s - e_a) \right] \quad (1)$$

donde, ET_o es la evapotranspiración del cultivo de referencia (mm/día), γ^* y γ son constantes psicométricas (mbar/C), e_s corresponde a la presión de vapor a saturación a la temperatura promedio del aire (mb), e_a es la presión de vapor tomada a la temperatura a punto de rocío (mb), L es el calor latente de vaporización (cal/gr), Δ es la pendiente de la curva de presión de la saturación de vapor a una temperatura específica (mbar/°C), R_n es la energía de radiación neta (cal/(cm² día), T es la temperatura promedio (°C) y G es el flujo termal del suelo (cal/cm²).

Calculando la evaporación en los embalses de Barbate y Celemín por el método de Penman-Monteith y comparándolos con los valores de evaporación proporcionados por los Organismos Públicos, se determinó que el ajuste entre ellos es adecuado (figura 22), con una discrepancia en sus valores medios de menos del 2%.

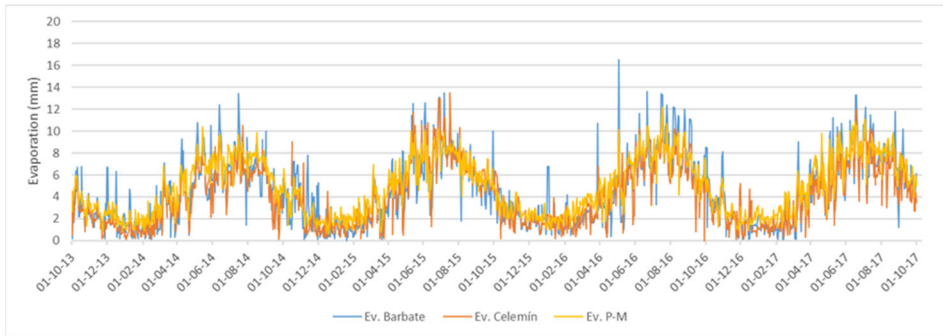


Figura 22: Evaporación medida en los embalses de Barbate y Celemin durante 4 años hidrológicos (2013/14-2016/17). Comparación de valores observados y estimados por el método de Penman-Monteith.

3) Elaboración del modelo (Sistema Soporte a la Decisión). Para la elaboración del modelo de la cuenca del río Barbate (figura 23), se ha hecho uso del software AQUATOOL (Andreu et al., 1996) y más concretamente de la aplicación SIMGES (Andreu et al., 2007). AQUATOOL es un sistema genérico de apoyo a la decisión (SSD) desarrollado en la Universidad de Valencia (España) y cuyo uso se extiende a cuencas del todo el mundo (Solera, 2014). Específicamente, el módulo SIMGES puede simular sistemas de recursos hídricos, en una escala de tiempo mensual, mediante un balance de flujo con unas restricciones definidas. Considera los acuíferos y las relaciones entre el río y el acuífero, los retornos superficiales al sistema, la infiltración a las aguas subterráneas, la evaporación, centrales hidroeléctricas, la definición de caudales ecológicos, así como las diferentes prioridades de uso del agua. Además, el módulo SIMGES nos permite definir las reglas de operación para reproducir las interacciones aportación-

principios hidráulicos (conservación de la masa) y a límites físicos de transporte y conducción, capacidades de embalse, etc.

Dado que en este estudio es un elemento importante del balance, destacar que para la cuantificación de las pérdidas por evaporación en embalses, SIMGES realiza los cálculos a escala mensual y aplica la siguiente fórmula (Ecuación 3):

$$E = \frac{S_f + S_i}{2} * e * 10^{-5} \quad (3)$$

Siendo S_f y S_i las superficies (en ha), de la lámina de embalse correspondientes al volumen final e inicial, y e es el dato de evaporación en mm.

4) Calibración y validación del modelo. La calibración del modelo constituye un paso esencial en el proceso de modelado (Chapra, 2003). Para ello, se disponían de datos diarios durante un período de más de 3 años (sep-13- oct 16) de medidas in situ y digitales de volúmenes embalsados, cota de embalse y evaporación, corregidos y calibrados por la administración autonómica de Andalucía. Los métodos tradicionales de calibración y validación de los modelos (Oreskes et al., 1994; Manache et al., 2004) implican el uso de los datos más antiguos para la calibración y los más recientes para la validación. En nuestro caso, dado que los datos fehacientes disponibles corresponden al último período, para la calibración y validación del modelo se ha empleado la técnica denominada “backwards validation” (Paredes et

al., 2010). En esta se invierten los períodos de calibración y validación, realizándose la calibración en el período reciente y la validación en el más antiguo (figura 24).



Figura 24: Comparación de valores contrastados (fucsia) y simulados (azul) para la calibración y validación del modelo. Parámetro de calibración: volumen embalsado. Arriba: volumen embalsado en Barbate. Abajo: volumen embalsado en Celemín.

5) Definición de alternativas. Finalmente, en base al análisis del modelo conceptual de funcionamiento del sistema actual, se definieron los posibles escenarios de simulación alternativos que supusiesen una mejora en la gestión integral de la cuenca. Se analizaron 5 estrategias de gestión diferentes, que dieron lugar a 28 simulaciones (tabla 4). Las diferentes simulaciones dentro de cada estrategia se han basado en aplicar distintas reglas de operación al sistema, modificar los volúmenes objetivo embalsados, o probar distintos caudales de trasvase o recarga. De éstas, se seleccionaron aquellas que proporcionaron mejores resultados respecto la reducción de evaporación directa desde embalses y las que se adecuan a estrategias de gestión reales, aplicables en la cuenca del río Barbate o en cualquier otra cuenca bajo un contexto medioambiental semejante. Las alternativas finales seleccionadas fueron 6, las más óptimas de cada una de las estrategias plantadas.

ESTRATEGIA	Nº Simulaciones	DEFINICIÓN
Gestión conjunta de embalses	1	Utilizar preferentemente los recursos del río Barbate con objeto de reducir el nivel (y por tanto el área inundada) y paralelamente mantener el nivel del Celemín a su mayor cota, preservando en éste el reguardo ante avenidas.
Uso conjunto agua superficial-subterránea	9	Sustitución de bombeos desde pozos para cubrir la demanda agraria con agua superficial, salvo en situación de sequía.
Trasvase entre embalses	5	Elevación de recursos desde el embalse de Barbate a Celemín. Caudal de bombeo limitado por una conducción antigua existente.
Recarga artificial del acuífero de Benalup	11	Transferencia de agua al acuífero de Benalup desde el embalse de Barbate. Se descarta recarga de otros acuíferos por sus condiciones hidrogeológicas y la necesidad de estudios detallados.
Combinación de estrategias anteriores	2	Se combinan estrategias anteriores compatibles: -Uso conjunto + trasvase (E5a) -Recarga + trasvase (E5b)

Tabla 5: Resumen de escenarios de simulación en Aquatool.

Capítulo 3

Resultados y Discusión.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Este capítulo está compuesto por tres apartados que corresponden a cada uno de los artículos que han sido elaborados y publicados en el marco de la presente investigación. En ellos, se analizan en detalle los resultados y discusión obtenidos de cada trabajo. A continuación, se presenta un breve resumen de los resultados más significativos obtenidos en cada uno de los estudios.

3.1. Fotogrametría time-lapse para la monitorización de fugas en embalses (presa de Montejaque, Andalucía, España)

En este trabajo se ha desarrollado una metodología novedosa y de bajo coste para la monitorización de variables hidrológicas mediante cámaras fotográficas. El método se aplica con éxito a un caso particularmente interesante como es el sistema embalse-acuífero asociado a la presa de Montejaque (cuenca del río Guadares, Málaga y Cádiz, España). La utilización de cámaras time-lapse ha permitido monitorear la evolución de los niveles de agua en el embalse de Montejaque y en el río que lo alimenta (Guadares). Además, a partir de las variaciones de nivel se han estimado las fugas diarias a través del vaso del embalse y por lo tanto se ha cuantificado una de las entradas del acuífero subyacente. El método propuesto requiere establecer las relaciones idóneas entre el balance hídrico del sistema, el uso de modelos digitales de terreno y datos climáticos.

El procesamiento y análisis del MDT ha conducido a las curvas características del vaso del embalse. Por otro lado, la curva obtenida para el volumen frente a cota de embalse, se aproxima a la definida con los datos históricos del proyecto (1925), si bien se observa una capacidad de almacenamiento inferior entre 0,3 y 0,6 hm³ con los datos actuales. Esto se atribuye al depósito de finos (linos y arcillas) en el fondo del embalse. La diferencia en la capacidad de almacenamiento tras 80 años es reducida, lo que indica que el grado de aterramiento de la obra es reducido, entre 1 y 2 m de promedio de espesor en el fondo del vaso.

El control fotográfico de la presa, mediante una cámara de disparo automático (time-lapse), junto con las medidas directas, ha permitido definir la evolución del nivel de embalse y las variaciones diarias de éste (figura 25-Arriba) durante un período en el que se produjo un importante almacenamiento en el embalse. Paralelamente, el control fotográfico del río, junto con los aforos directos ha permitido obtener la curva de gastos, y a partir de ella, generar un hidrograma de caudal durante el periodo de control (figura 25-Abajo).

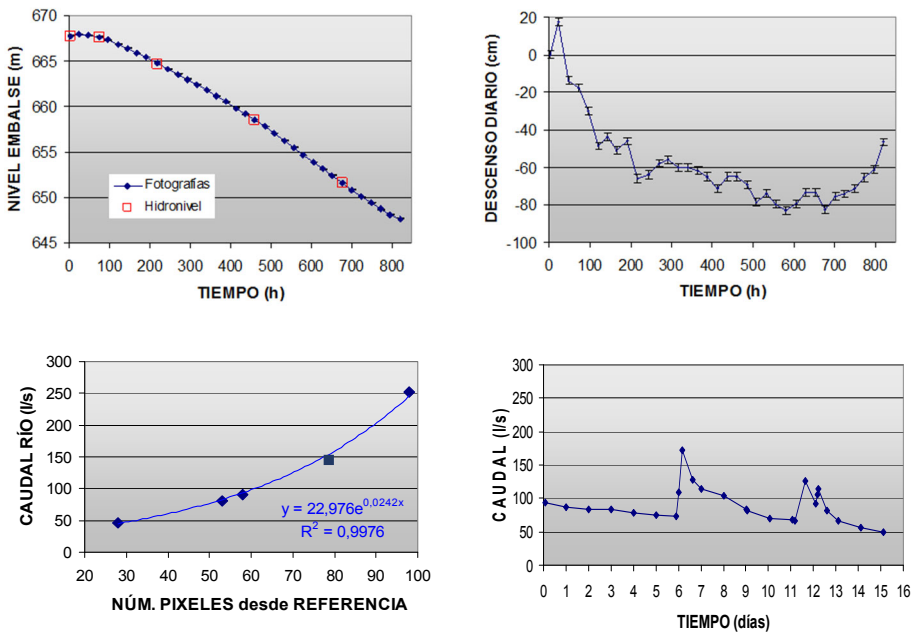


Figura 25: Arriba: Evolución del nivel del embalse y evolución de los descensos diarios en el embalse. Abajo: Curva de gastos por aforos directos e hidrograma de caudal del río Guadares.

Tras el tratamiento realizado, los resultados obtenidos para los elementos de balance durante el período de control (entre el 03/04/2013 y el 07/05/2013) indican que la evaporación y la precipitación directa sobre la lámina de agua del embalse, representa menos del 1% de las filtraciones. Por otro lado, las aportaciones por escorrentía directa desde el río Guadares se cuantifican en un 6% de las filtraciones. Las fugas, calculadas por diferencia en el balance, a partir del control fotográfico de los niveles del embalse, sufren una doble relación lineal respecto del tiempo y del nivel del embalse. Las filtraciones varían desde menos de 350

l/s con el embalse prácticamente vacío (<0,25% de su capacidad) hasta casi 4.000 l/s cuando el nivel está en 665 m, lo que representa el 15% de su capacidad. Esta variación en los caudales de fugas se desarrolla ante variaciones de energía mecánica de tan sólo 20 m.c.a.

Publicaciones y Congresos

- **García-López, S., Ruiz-Ortiz, V., Muñoz-Pérez, J.J. (2018). Time-lapse photography for monitoring reservoir leakages (Montejaque dam, Andalusia, southern Spain). *Hydrology Research*. 49 (1): 281-290. DOI: 10.2166/nh.2017.256.**

- García-López, S., Ruiz-Ortiz, V. (2013). Utilización de fotogrametría de bajo coste en la monitorización de variables hidrológicas. Aplicación al estudio de las filtraciones del embalse de Montejaque. En: X Simposio de Hidrogeología. Granada. 30: 1149-1158. ISBN: 978-84-7840-914-3.

- Ruiz-Ortiz, V., García-López, S., Olías, M. y Molina, J.L. (2012). Problemas hidrogeológicos en embalses. Casos de estudio en Andalucía. En: VIII Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA 2012). Instituto Geológico y Minero de España. 30: 1157-1168. ISBN: 978-84-7840-863-4.

Time-lapse photography for monitoring reservoir leakages (Montejaque dam, Andalusia, southern Spain)

Santiago García-López, Verónica Ruiz-Ortiz and Juan José Muñoz-Pérez

ABSTRACT

A methodology based on the use of time-lapse photographs is presented to evaluate the leakages over time of a reservoir (Montejaque dam, Málaga Province, Spain) that feeds a karstic aquifer. In particular, photographic control allows the evolution of water levels in the dam and the river that feeds it to be monitored. Through changes in water volume, which are calculated from the level differences, daily leakages are evaluated, and the relationship between leakages and the water level of the reservoir is established. The proposed method includes adjusting the hydric balance and the use of digital terrain model and climate data. The inputs (river flow and direct precipitation) and other outputs (direct evaporation) are also evaluated. Values between $4 \text{ m}^3/\text{s}$ and $0.35 \text{ m}^3/\text{s}$ are obtained for the reservoir infiltration, clearly superior to the values obtained at the time of the construction of the dam in the 1920s. Mobilisation of the filling of fractures and conduits in karstic massif and calcite dissolution are processes that can influence this behaviour. When the water level is very low, the obtained values are below the historical leakages due to deposition of clay sediments at the reservoir bottom.

Key words | karst, Montejaque dam, non-metric cameras, reservoir leakages, Sierra de Libar aquifer, time-lapse photographs

Santiago García-López (corresponding author)

Verónica Ruiz-Ortiz
Department of Earth Sciences,
University of Cadiz,
Campus Rio San Pedro s/n,
11510 Puerto Real, Cadiz,
Spain
E-mail: santiago.garcia@uca.es

Juan José Muñoz-Pérez
Department of Applied Physics,
University of Cadiz,
11510 Puerto Real, Cadiz,
Spain

INTRODUCTION

The use of photogrammetry in hydrology has been traditionally restricted to the development of surveying applications aimed at the geometric definition of the ground surface by using relief maps and/or digital terrain models (DTM) with varying degrees of detail. Such applications often involve the use of sophisticated instruments and aerial platforms, as well as the performance of complex processing operations. Recently, [Molina *et al.* \(2014\)](#) reviewed the typology, evolution, limitations and usefulness of geomatic methods, including close-range photogrammetry, as applied to the knowledge of water resources. Close-range photogrammetry is useful for various hydrological applications that require dimensional measurements with very low uncertainty (about $\pm 1 \text{ mm}$). In this case, camera calibration is required to determine the internal parameters. However, in recent years,

the proliferation of video cameras and low-cost digital cameras has enabled the development of new applications that are less demanding from the metric perspective.

A useful type of photography for the study of dynamic phenomena is obtained using time-lapse cameras. These digital cameras are simple, generally not metric, economical and capable of autonomous operation. They can be permanently located in one location and can perform successive shots based on an electronic timer scheduled at regular intervals (from a few seconds to one or more days). The photographs are stored in a memory card or other device and can be periodically downloaded by the user or transmitted remotely.

The hydrological and geomorphological applications of such instruments for various purposes have been described

by several authors: for the study of snow cover and its evolution (Mernild & Hasholt 2006; Farinotti *et al.* 2010; Parajka *et al.* 2012; Garvelmann *et al.* 2013), glacial advance speed (Harrison *et al.* 1992; Shroder 2013) or recoil of periglacial coastal cliffs (Wobus *et al.* 2011). Bowman *et al.* (2007) used time-lapse photography and other techniques to study the process of drainage and beach sediment compaction. Some authors used time-lapse cameras and image analysis techniques to estimate hydrological variables such as effective width, a hydraulic parameter highly correlated with discharge in braided rivers (Gleason *et al.* 2015) or directly to estimate river discharge and its evolution (Young *et al.* 2015), even from videographic image sequences (Creutin *et al.* 2003). These techniques are also used in the control of laboratory experiments, such as studies of the change of state of water in different thermodynamic conditions (Ganguly & Alexeenko 2012) or in measuring the effects of hydric erosion on scale models (Brasington & Smart 2003), although the latter case used photographs obtained with metric cameras.

This paper describes a novel application based on the use of non-metric time-lapse photographs to determine the temporal evolution of the leakages in a reservoir. These leakages feed an adjacent karstic aquifer. Photographic information is combined with other data sources (direct measurement, meteorological data, topographic information). Although there are electronic devices for the continuous monitoring of some of the variables considered here, at times, it may not be feasible to install such devices for various reasons (e.g., technical, economic, administrative). The methodology presented is an alternative that provides satisfactory results at very low cost.

STUDY AREA: MONTEJAQUE RESERVOIR AND HUNDIDERO-GATO UNDERGROUND COMPLEX

Montejaque dam is located 6 km to the west of the town of Ronda, within the Natural Park of the Sierra de Grazalema (Cádiz and Málaga provinces, Spain, Figure 1). It was built for hydroelectric development in the Guadares river, a tributary of the Guadiaro river.

The dam was completed in 1924 and was a pioneer in its time in terms of size (84 m from the foundation) and

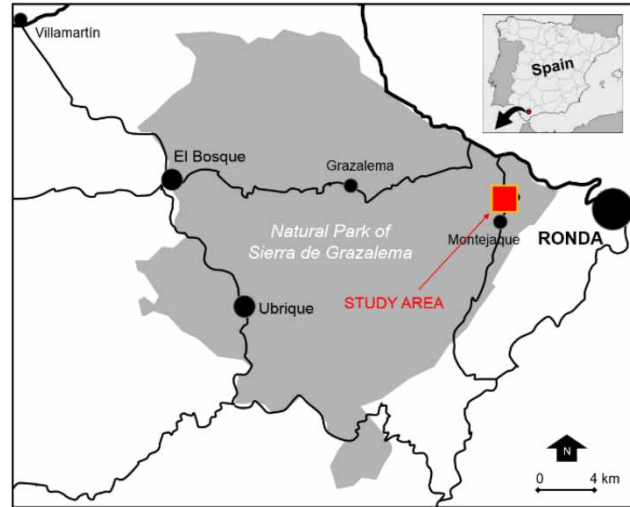


Figure 1 | Location of the study area.

construction techniques (double curvature arch concrete dam) (Figure 2).

However, it never became operational due to the high leakages that affect the reservoir. The reservoir floods Jurassic carbonate rocks in the area of Tavizna hill, and this zone is affected by severe karstification processes. Figure 3 shows a view of the reservoir and lithologic and tectonic map of the area.

Permeability problems in the rocks were detected while preparing the area prior to constructing the dam. Various ground treatment works were conducted both from the surface and inside the rock massif. Injections of various



Figure 2 | Current view of the Montejaque dam.

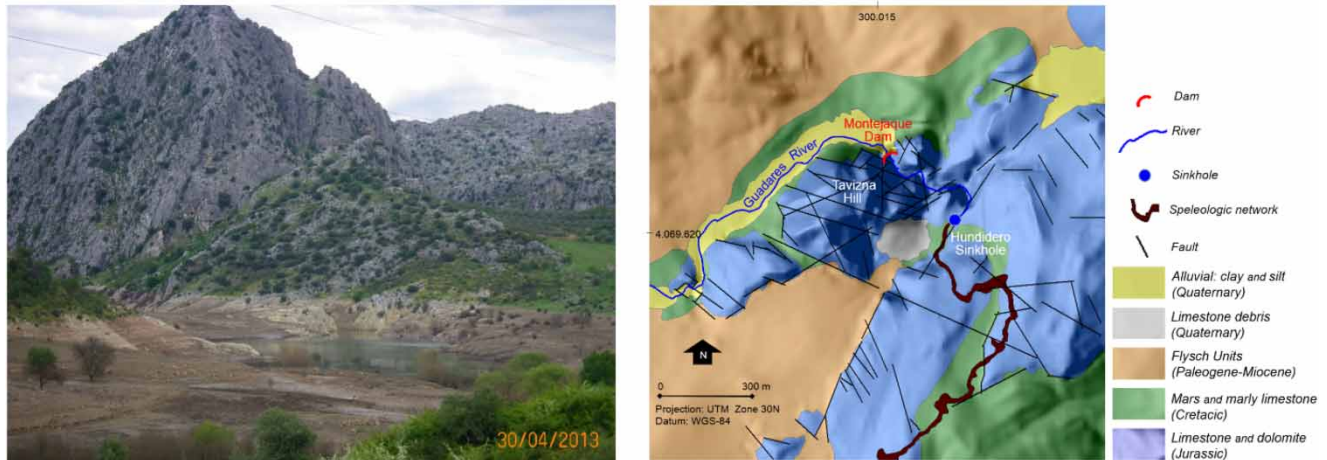


Figure 3 | Left: View of the Montejaque reservoir and Tavizna hill from the southwest. Right: Lithologic and tectonic map of the area.

materials (clay, concrete, asphalt) were performed in a series of drillings that were constructed for this purpose. Karstic cavities and surface karstic sinkholes were sealed. Conduits and fissures were closed from inside the massif using the existing speleologic system. Concurrently, to evaluate leakages, preferential flow pathways were identified by fluorescence and chemical tracers. Leakages were gauged, and water pressures were systematically measured. As those measures produced no satisfactory results, more complex and expensive alternatives were proposed but were never implemented (Naranjo 2009). Even after all the ground treatment works performed for over 15 years, it was not possible to reduce the leakages to acceptable levels. Thus, the construction was abandoned.

The reservoir leakages feed a karstic hydrogeological system integrated with the ‘Sierra de Libar’ aquifer, which is characterised by the extensive development of exokarstic and endokarstic forms. In fact, before the construction of the dam, the River Guadalebes was completely infiltrated in the karstic massif, even in episodes of severe flooding, through a huge cavity that is nearly 50 m high (Hundidero cave, Figure 4(a)). This cavity acted as a sinkhole. The hydrogeological system is discharged by the ‘Cueva del Gato’ spring (Figure 4(b)), which is connected to the sinkhole through a speleological network of almost 8 km in length and that acts as a drain. This spring has a typical karstic functioning, with fast response to precipitation, sharp fluctuations in flow (between less than $0.05 \text{ m}^3/\text{s}$ and more than $15 \text{ m}^3/\text{s}$) and very quick depletion. Benavente &

Mangin (1984) studied the response of the spring by time series analysis. They identified dual influences: the surface water infiltrated at the dam and meteoric water or other sources infiltrated in the karstic massif through abundant exokarstic forms. A detailed description and interpretation of the Hundidero-Gato complex is available in Delannoy (1998). Moreover, Andreo et al. (2006) identified recharge areas of the spring ‘Cueva del Gato’ that are independent of the dam by tracer test. Therefore, the usefulness of the method proposed in this paper is related to the determination of the time evolution of one of the most important inputs in this hydrogeological system.

MATERIALS AND METHODS

The proposed application is based on the use of photographs taken with a Brinno TLC-100 camera (Figure 5). This instrument is a low-cost, time-lapse camera that is capable of outdoor operation, with an opening angle of 49.5° , a video resolution of $1,280 \times 1,024$ and a storage capacity of 8 GB. It allows exposure programming at intervals between 5 seconds and 24 hours. The functioning is autonomous: the camera is powered by disposable batteries and has a variable duration of operation, with a shooting interval of up to 200 days in the case of daily photographs.

In this study, two cameras were installed. They were hidden in the ground to prevent acts of vandalism. The first (location 1) was installed near the dam to record the



Figure 4 | Hundidero-Gato underground complex: (a) Hundidero Cave, (b) Cueva del Gato spring.

variation in the reservoir water level. It was placed in the left margin, at a distance of around 100 m from the dam, with the optical axis approximately horizontal and oblique to the construction. The second camera (location 2) was placed in the Guadares riverside, at the entrance of the reservoir, to record the water level of the river in a section regularised under a bridge, which had previously been used as a gauging station. The camera-channel section distance is less than 10 m. In this case, the objective is to reconstruct the hydrograph in the study period.

The camera at location 1 (reservoir) was placed on the ground for 5 weeks (between 03/04/13 and 07/05/13), during which time it automatically acquired photographs at regular intervals of time. This time period extended from the maximum storage of the reservoir, which resulted from a very wet spring, until emptying. The range of variation of the water level recorded at the dam was greater than 20 m (between 667.75 and 647.65 m asl). However, the registration period for the camera at the river (location 2) was lower, beginning on 22/04/13 and also ending on 07/05/13. In both cases, the interval between shots was scheduled every 30 minutes, thus obtaining between 22

and 26 frames per day with sufficient lighting. However, for this work, only one photograph was processed per day, except in specific cases that required higher temporal resolution or were used to check measures.

In parallel to the automatic registration of photographs, some direct measurements were made both of the water level reservoir from the crown of the dam using an electric water level meter and of the river streamflow using a micro current meter. These measurements were necessary to calibrate the measurements made using the images and to transform the positions of the water surface in the photographs to storage (reservoir) or streamflow (river).

The working scheme is shown in Figure 6. To determine the leakages, a balance method was considered. The changes in water level in the reservoir are due to the differences between the inputs and the outputs, for a given time interval (in the present study it has been considered a day). The entries refer mainly to the contribution of the main water course that feeds the reservoir, which has been monitored with time-lapse photographs. Inputs derived from direct precipitation on the water sheet have been taken into account. The contributions of the surface slope to the reservoir



Figure 5 | Brinno-TLC100 camera hidden in the ground at a location near the dam (above) and near the river, where it flows into the reservoir (bottom).

outside the main channel have been considered to be insignificant and have not been regarded. As for the outlets, only two types have been identified: the infiltration into the permeable materials that make up the reservoir vessel and the losses by direct evaporation from the water sheet of the reservoir. The infiltration into the permeable materials depends basically on two factors: the flooded surface of permeable rocks and the hydraulic load, both of which are determined by the reservoir level. The infiltration is the unknown variable that is deduced after the estimation of the rest of the variables of the water balance. Finally, direct evaporation depends on the temperature, humidity, solar radiation, wind factors and the surface exposed to evaporation; the latter also depends on the reservoir level. Thus, inputs, outputs and storage variations were estimated.

Instead of performing camera calibration to determine the internal orientation parameters, following simplified methods designed for low-cost cameras (Remondino &

Fraser 2006), we chose to perform relative measurements between photographs, supported by direct measurements of the position of the water level. The structural characteristics of the camera (plastic structure, precarious fixation of the lens and of the CCD in the focal plane), together with the variable environmental conditions (wind, humidity, temperature) contribute to a poor dimensional stability of the camera. Dilatations and dimensional changes can affect focal length, position of the principal point, radial and tangential distortion coefficients, which makes it difficult to carry out interior orientation and thus the rigorous metric exploitation of the photographs. To overcome this inconvenience it would have been necessary to carry out a recalibration of the camera for each photograph, making the process not feasible.

The digital treatment performed has been basically oriented to achieve a very good geometric coincidence among all of the photographs of each set. For this purpose, we used the method of control points with transformation functions (Wolf 1983). For both the set of photographs obtained in the reservoir and the set obtained in the river, a photo was selected as reference, and the rest were adjusted to it. The adjustment was performed by applying first- and second-degree polynomial transformation functions, which were defined by a number of control points between 15 and 50. Control points were preferentially selected in the area of the frame where distance measurements were to be performed thereafter (Figure 7). The imposed condition was that the root-mean square error between the positions in the reference image and the positions in the transformed image should be less than 0.5 pixels and that the single residue for each point was a maximum of 1 pixel.

Without the geometric transformation it would not have been possible to make precise dimensional measurements between photographs. It should be noted that although all of the photographs were taken from the same point, the camera orientation suffered slight alterations as a result of the camera's own dimensional instability and because of variables and environmental conditions. After adjusting the images, we proceeded to determine the displacement of the water surface between successive photographs, expressed in image units (pixels). This displacement was measured in every image using the following routine: the mean of five measurements was considered after removing values that differed by more than 1 pixel from the mean.

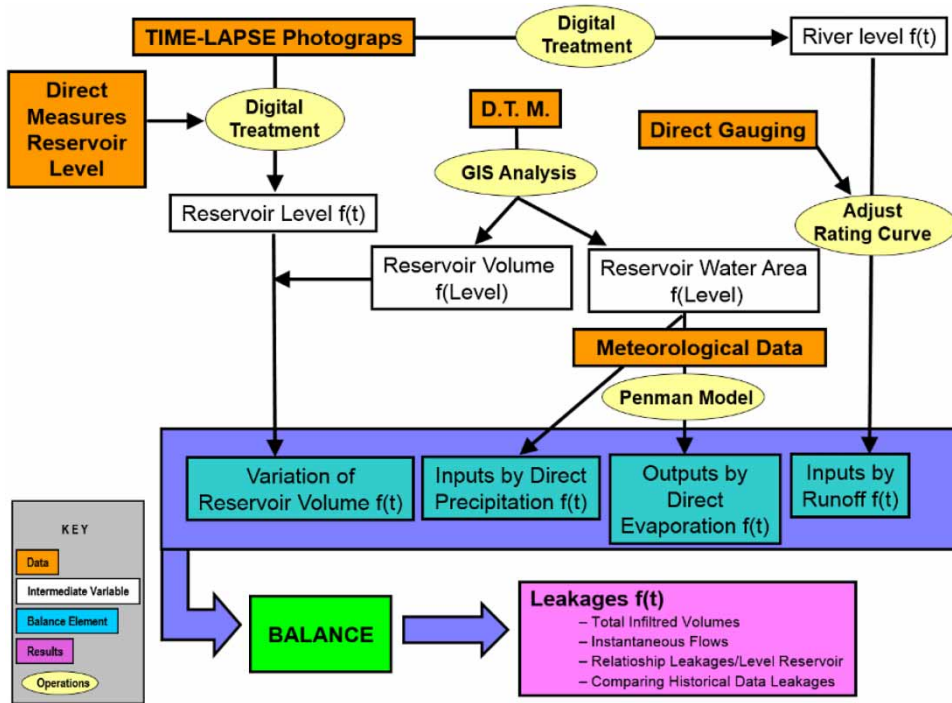


Figure 6 | General outline of the method.



Figure 7 | Example of processed time-lapse photography: photo taken on 24/04/2013 in location 1 (near the dam): (a) original image, indicating the area geometrically adjusted by control points, (b) detail of control points considered, (c) geometrically transformed image.

For photographs of the dam (location 1), the image units were transformed into terrain units from the consideration of water sheet measurements made with an electric water level meter with respect to the crown of the dam. In this way, the sizes of the pixels on the ground in the measurement area image were determined (between 4.2 cm and 4.4 cm). The accuracy obtained by repetition of measures was estimated to be on the order of half a pixel (2.2 cm).

Processing the images obtained in the river (location 2) was similar, but it was necessary to establish a rating curve from the position of the sheet water in the photographs and the flow determinations that were obtained using the micro current meter. The control points used to adjust the set of photographs were taken on one of the walls of the artificial river channel. In this case, the sensitivity in the determination of distances on the photograph was better because of the lower camera-object distance.

In this way, water level data (reservoir) and instantaneous flow data (river) were obtained from the photographs. Moreover, a DTM with a resolution of 5 m, produced by the IGN (National Geographic Institute, Ministry of Public Works), was used to define the geometry of the reservoir basin and determine the volume of storage and the water surface for each water level of reservoir. These variables are necessary for the procedure outlined in Figure 6.

Finally, daily meteorological information was used to evaluate the precipitation falling on the reservoir and the direct evaporation from its surface. Daily precipitation data were obtained from Ronda station, which is situated 6 km from the dam. Evaporation was evaluated daily by the Penman–Monteith equation (Allen et al. 1998), using meteorological data from the Villamartin agroclimatic station, which is situated 40 km northwest of the study area (Figure 1). This station is the closest and has a record of the necessary variables (solar radiation, maximum, mean and minimum temperature, maximum and minimum relative humidity, pressure and wind at 2 m above the ground).

RESULTS AND DISCUSSION

First, the analysis of the DTM led to defining the characteristic curves of the reservoir (Figure 8). In the graph ‘flooded area versus reservoir level’, we can observe a clear change in

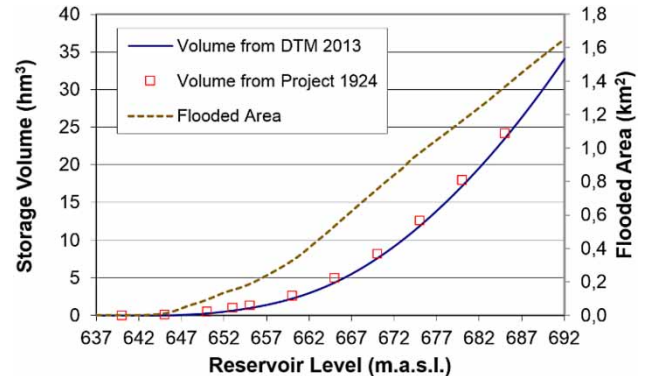


Figure 8 | Results obtained from the DTM analysis of the reservoir basin: graphs of flooded area and stored volume versus reservoir water level and comparison with historical data.

the slope starting at the value 660 m asl. This change is a consequence of the transition from the alluvial plain of the bottom of the reservoir towards the steepest slopes. The graph ‘storage volume versus reservoir level’ shows remarkable similarities with respect to the curve obtained using the data from the original project (year 1924). However, at present, there is a lower storage capacity (between 0.3 and 0.6 hm^3 less). This difference is explained by the sedimentation of fine materials (silt, clay and fine sand) at the bottom of the reservoir since the construction of the dam, indicating a relatively small degree of sedimentary fill (between 1 and 2 cm/year at the bottom of the reservoir).

The photographic monitoring of the dam, along with direct measures, has helped define the evolution of the reservoir level and its daily variations. Daily water level change is obtained by calculating the difference between reservoir levels of 2 consecutive days (Figure 9).

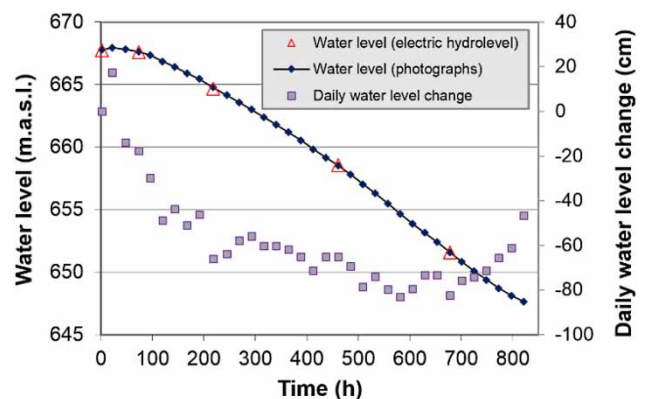


Figure 9 | Evolution of reservoir water level obtained from measurements in photos and daily descents, obtained by difference of each day with respect to the previous day.

The photographic monitoring of the river and direct gauging have helped define the rating curve in relative terms. From this information, a hydrograph of flow rates during the monitoring period was generated (Figure 10).

The results obtained for the time evolution of balance sheet items are shown in Figure 11. These results are restricted to the period with gauging of the river. In this case, both evaporation and direct precipitation from or on the water surface may be omitted because they represent less than 1% of the leakages. However, in a general case, the possibility of large-value rainfall events should be considered. The inputs by the river represent 6% of the leakages during control, but obviously, the entries surpassed these when the reservoir level grew. The daily leakages were evaluated based on differences. These values decrease approximately linearly with time, from 350,000 m³/day (high water) to 25,000 m³/day (when the reservoir is

almost empty). The reduction of leakages must be motivated both by reducing the hydraulic head and by decreasing the submerged permeable surface on the slopes of the Tavizna hill.

Finally, an approximately linear relationship in the range of levels considered is obtained by comparing the instantaneous flow infiltration with the reservoir level (Figure 11). The leakages vary from less than 0.35 m³/s with an almost empty reservoir (<0.25% capacity) to nearly 4 m³/s when the level is 665 m asl, which represents 15% of its capacity. If we compare these results with historical data (CSE 1928), a significant and progressive increase in the leakages is shown, except for very low levels, in which we observe the opposite effect.

This result is justified by the clay deposit at the bottom of the basin, which is somewhat waterproof, although there are preferential infiltration funnels, as described in the course of

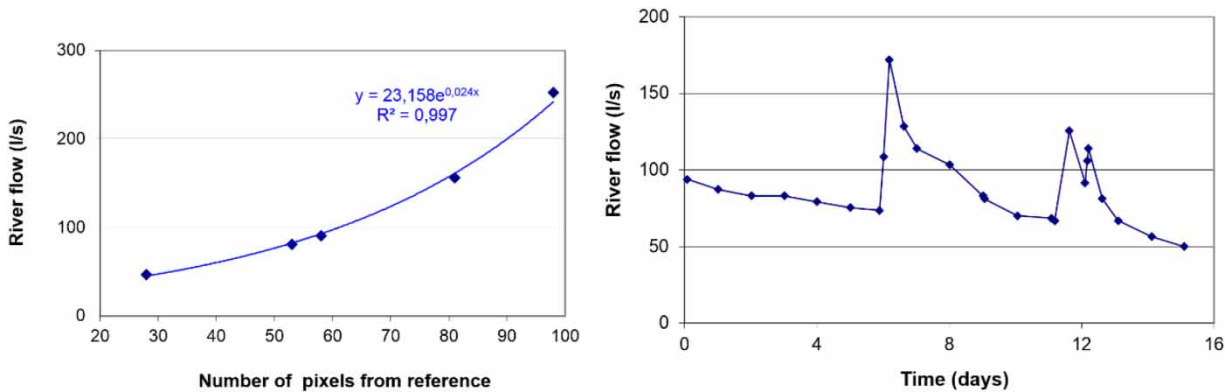


Figure 10 | Left: Rating curve obtained by direct gauging (level is expressed in units-photography). Right: Hydrograph of the Guadares river, obtained from the treatment of photographs taken at location 2.

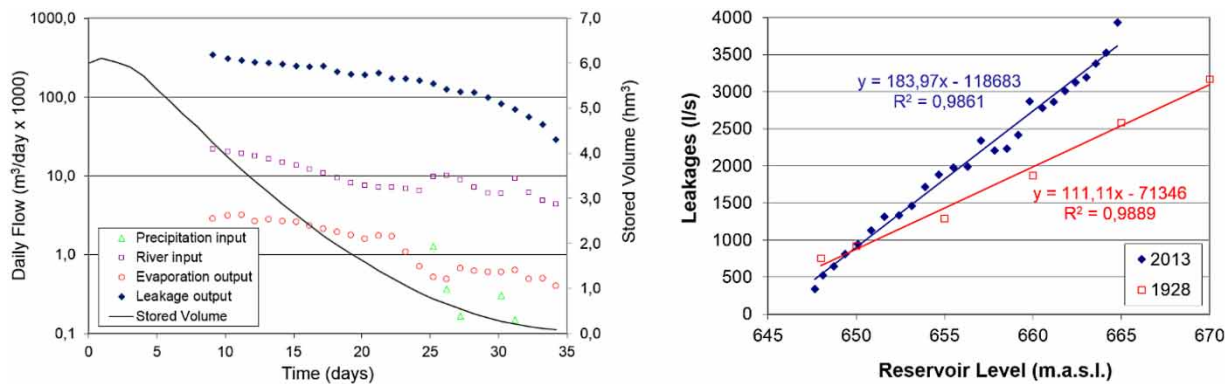


Figure 11 | Left: Evolution of the elements of the balance between 12/04/13 and 07/05/13. Right: Relationship between leakages and reservoir water level and comparison with historical data.

the construction works. The overall increase in leakages, which reaches 60% at high levels, must result from two phenomena: (1) gradual displacement of the materials used in soil treatment for filling cracks and ducts (clay, cement, asphalt) and (2) dissolution and mechanical erosion within the carbonate formation due to forced circulation through fissures and conduits as a result of increased hydraulic load.

Finally, some advantages of the method are as follows:

- At a very low cost, it has been possible to monitor a complex phenomenon such as the leakages of a reservoir with an acceptable level of accuracy. Given the low price of the equipment, the risk of theft of the cameras can be reduced by installing redundant equipment.
- Once the necessary measures are taken *in situ* (calibration), it is possible to obtain information from the photographs without stepping on the ground, so no access or equipment installation permissions are required. This point is particularly valuable for cases that do not have the cooperation of the owners of the land or the works.
- Although we chose to exploit a daily photographic image in this paper, the availability of images allows for greater density of measurements in time, without the need for further action in the field.
- Using this method allows the reconstruction of historical hydrographs from photographic records.

CONCLUSIONS

The proposed method is based on the exploitation of time-lapse photographs and has made it possible to obtain information on reservoir leakages and their evolution during the control period. It was not necessary to develop any complex installation *in situ*, only to place two low-cost cameras, which were hidden in the ground. The results indicate that it is feasible to monitor the variation of reservoir level in a range of more than 20 m to obtain measurement accuracies on the order of 2 cm. The continuous monitoring of the inflow to the reservoir was also possible by time-lapse photographs. The treatment of the photographs has made it possible to reconstruct the hydrograph of the stream that

feeds the reservoir. The leakages have gone from 4 m³/s to 0.35 m³/s in 25 days, keeping a double linear relationship with respect to time and the water level of the reservoir. Regarding the historical data, there is a significant deterioration in the sealing conditions of the reservoir, except when it has very little stored volume. The latter is interpreted as a result of fine fluvial deposits covering the bottom of the reservoir basin.

Some difficulties in performing measurements on photographs have been differences in lighting conditions, the presence of waves or plant debris on the water surface, the specular reflection of the water and the existence of moisture fogging the camera lens. In particular, the darkness of night is a constraint but can be overcome by using synchronised lighting devices. To test the method, the treatment of photographs has been performed manually, but software could be implemented for the automatic recognition of forms to expedite the process of treatment.

REFERENCES

- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D. & Smith, M. 1998 *Crop Evapotranspiration – Guidelines for Computing Crop Water Requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. FAO, Rome. <http://www.fao.org/docrep/X0490E/X0490E00.htm> (accessed 13 October 2016).
- Andreo, B., Goldscheider, N., Vadillo, I., Vías, J. M., Neukum, C., Sinreich, M., Jiménez, P., Brechenmacher, J., Carrasco, F., Hötzl, H., Perles, M. J. & Zwahlen, F. 2006 *Karst groundwater protection: first application of a Pan-European Approach to vulnerability, hazard and risk mapping in the Sierra de Lívar (Southern Spain)*. *Science of The Total Environment* **357** (1–3), 54–73.
- Benavente, J. & Mangin, A. 1984 *Aplicación del análisis de series de tiempo al sistema espeleológico Hundidero-Gato (Application of time series analysis to Hundidero-Gato speleological system)*. *Actas del I Congreso Español de Geología* **3**, 541–553.
- Bowman, D., Ferri, S. & Pranzini, E. 2007 *Efficacy of beach dewatering – Alassio, Italy*. *Coastal Engineering* **54** (11), 791–800.
- Brasington, J. & Smart, R. M. 2003 *Close range digital photogrammetric analysis of experimental drainage basin evolution*. *Earth Surface Processes and Landforms* **28** (3), 231–247.
- Creutin, J. D., Muste, M., Bradley, A. A., Kim, S. C. & Kruger, A. 2003 *River gauging using PIV techniques: a proof of concept experiment on the Iowa River*. *Journal of Hydrology* **277** (3–4), 182–194.

- CSE 1928 *Las pérdidas del fondo, su importancia y su arreglo conforme al proyecto que está hecho a base de una capa superficial elástica e impermeable* (The leakage of the reservoir bottom, importance and correction under the project with an elastic and waterproof surface layer). Technical report.
- Delannoy, J. J. 1998 Contribución al conocimiento de los macizos kársticos de las Serranías de Grazalema y de Ronda (Contribution to the knowledge of the karstic massifs of the mountain of Grazalema and Ronda). In: *Karst en Andalucía*. Instituto Tecnológico-Geominero de España, Madrid, pp. 95–129.
- Farinotti, D., Magnusson, J., Huss, M. & Bauder, A. 2010 Snow accumulation distribution inferred from time-lapse photography and simple modelling. *Hydrological Processes* **24** (15), 2087–2097.
- Ganguly, A. & Alexeenko, A. A. 2012 Modeling and measurements of water–vapor flow and icing at low pressures with application to pharmaceutical freeze-drying. *International Journal of Heat and Mass Transfer* **55** (21–22), 5503–5513.
- Garvelmann, J., Pohl, S. & Weiler, M. 2013 From observation to the quantification of snow processes with a time-lapse camera network. *Hydrology and Earth System Sciences* **17**, 1415–1429.
- Gleason, C. J., Smith, L. C., Finnegan, D. C., LeWinter, A. L., Pitcher, L. H. & Chu, V. W. 2015 Technical note: semi-automated effective width extraction from time-lapse RGB imagery of a remote, braided Greenlandic river. *Hydrology and Earth System Sciences* **19**, 2963–2969.
- Harrison, W. D., Echelmeyer, K. A., Cosgrove, D. M. & Raymond, C. F. 1992 The determination of glacier speed by time-lapse photography under unfavorable conditions. *Journal of Glaciology* **38** (129), 257–265.
- Mernild, S. H. & Hasholt, B. 2006 Climatic control on river discharge simulations, Mittivakkat Glacier catchment, Ammsaalik Island, SE Greenland. *Hydrology Research* **37** (4–5), 327–346.
- Molina, J. L., Rodríguez-González, P., Molina, M. C., González-Aguilera, D. & Espejo, F. 2014 Geomatic methods at the service of water resources modelling. *Journal of Hydrology* **509**, 105–162.
- Naranjo, J. 2009 Historia del Pantano de Montejaque (History of the Montejaque Dam). *El Hacho* **18**, 24–30.
- Parajka, J., Haas, P., Kirnbauer, R., Jansa, J. & Blöschl, G. 2012 Potential of time-lapse photography of snow for hydrological purpose at the small catchment scale. *Hydrological Processes* **26**, 3327–3337.
- Remondino, F. & Fraser, C. 2006 Digital camera calibration methods: considerations and comparisons. *IAPRS* **36** (5), 266–272.
- Shroder, J. F. 2013 Ground, aerial, and satellite photography for geomorphology and geomorphic change. In: *Treatise on Geomorphology*, Vol. 3 (J. F. Shroder, ed.). Academic Press, San Diego, CA, pp. 25–42.
- Wobus, C., Anderson, R., Overeem, I., Matell, N., Clow, G. & Urban, F. 2011 Thermal erosion of a permafrost coastline: improving process-based models using time-lapse photography. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* **43** (3), 474–484.
- Wolf, P. R. 1983 *Elements of Photogrammetry with Air Photo Interpretation and Remote Sensing*. McGraw-Hill, New York.
- Young, D. S., Hart, J. K. & Martinez, K. 2015 Image analysis techniques to estimate river discharge using time-lapse cameras in remote locations. *Computer & Geosciences* **76**, 1–10.

First received 19 October 2016; accepted in revised form 16 February 2017. Available online 27 March 2017

3.2. Fotogrametría desde vehículos aéreos no tripulados como contribución al balance hídrico de humedales: Caso de estudio en el Parque Natural Bahía de Cádiz (España)

En este trabajo se desarrolla una metodología basada en el uso de cámaras fotográficas ubicadas en vehículos aéreos no tripulados (UAS) para el ajuste de modelos de balance hídrico. Esta técnica fotogramétrica fácil de usar, permite obtener series de datos (nubes de puntos 3D) a partir de los cuales se generan cartografías de alta precisión. A partir de dichas cartografías se puede definir los volúmenes de almacenamiento de un cuerpo de agua con mayor exactitud y por lo tanto realizar ajustes, a nivel de detalle, del balance hídrico. Esta metodología ha sido verificada en la laguna de “La Vega” (PM de los Toruños, Cádiz, España).

En este estudio se generaron 3 cartografías por vuelo: un modelo digital de superficie (MDS), un modelo digital del terreno (MDT) y un ortomosaico. Inicialmente, el MDT generado automáticamente por el software Pix4D tuvo que ser descartado por su inadecuada calidad asociada al efecto de la vegetación arbustiva. Posteriormente, se generó, validó y chequeó un MDT válido a partir del primero. Por otro lado, la calidad planimétrica del ortomosaico de mayor resolución obtenido por el sistema FV-8, se considera excelente con un error cuadrático medio en la coordenada X ($RMSE_x$) de 0,025m, un $RMSE_y$ de 0,029m y un $RMSE_{xy}$ de 0,038 m. Con respecto a la coordenada Z, se compararon los MDS generados con ambos sistemas (FV-8 y Phantom 3) con el MDT oficial (PNOA) obtenido mediante procedimientos LiDAR. El sistema Phantom proporcionó resultados de menor calidad que el FV-8. El RMSE entre el

producto obtenido mediante éste último sistema y el PNOA-LiDAR resultó ser de 0,37 m. Finalmente se comparó con el mismo esquema de color el MDT-LiDAR (PNOA) y el MDT generado después de la eliminación de la vegetación del MDS/FV-8. Se dedujo que el modelo generado por el sistema FV-8 presenta una mayor resolución y exactitud, aproximadamente de un orden de magnitud mejor, que el del documento cartográfico preexistente (PNOA-LiDAR).

Los resultados de la aplicación de técnicas fotogramétricas desde dron han proporcionado una representación muy fiel de la morfología de la cubeta. Ello ha posibilitado el cálculo de la superficie inundada y el volumen almacenado para cada nivel de inundación, a intervalos de 0,6 cm, lo que ha permitido definir las funciones que relacionan las variables hidrológicas (figura 26-Izquierda). El uso de Sistemas de Información Geográfica permite también realizar simulaciones sobre la zona inundada, para una altura de inundación dada. Por ejemplo, en la figura 26-Derecha se representa la ortofotografía generada con drones (tamaño de pixel de 1,38 cm), sobre la que se ha representado la zona inundada cuando el nivel de la laguna es 1,90 m. En este caso, la superficie inundada sería de 22.128 m² y el volumen almacenado de 1.716 m³, con una profundidad media de 7,7 cm.

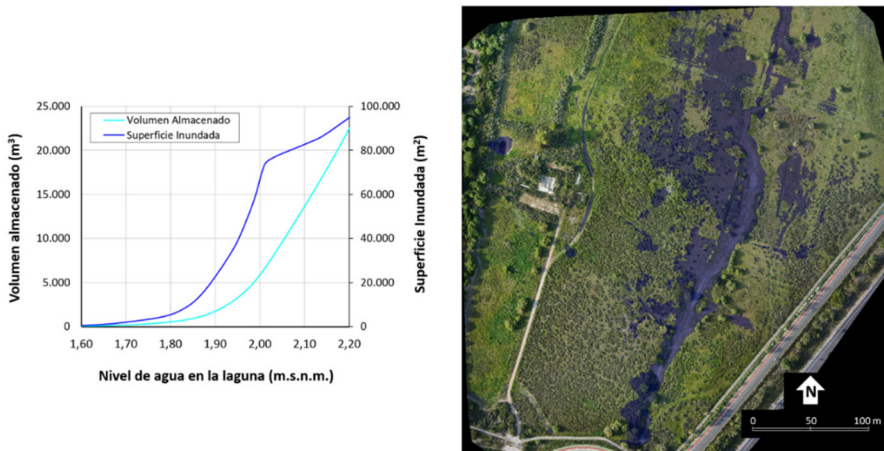


Figura 26: Izquierda: Curvas que relacionan el nivel de inundación de la laguna de La Vega con la superficie de la lámina de agua y con el volumen almacenado. Derecha: Ejemplo de simulación de inundación de la laguna (nivel 1,90 m).

Por último, utilizando la información anterior, para el periodo 1 marzo a 12 de mayo de 2018, que coincide con un período muy lluvioso en que la laguna de La Vega ha contenido agua, se ha realizado un balance hídrico diario cuyos valores acumulados se resumen a continuación: las entradas a la laguna han procedido de la precipitación directa sobre la laguna (3.089 m^3) y de la escorrentía superficial y subsuperficial (4.827 m^3). La entrada por descarga del acuífero se considera nula, en base a los niveles piezométricos registrados y las consideraciones antes realizadas. En cuanto a las salidas, se han producido por evaporación directa desde la laguna (3.559 m^3) y por infiltración al acuífero (4.427 m^3). Hay que señalar que como aproximación, se ha considerado una tasa de infiltración constante de 5 mm/día a través del lecho permeable de la laguna; este

valor ha sido ajustado para los periodos sin lluvia, en los que se reducía el número de incógnitas (escorrentía superficial y subsuperficial nula). En función de las discrepancias encontradas al considerar diversos métodos y/o series de datos, se considera una incertidumbre en los valores indicados en torno al 10%.

Publicaciones y Congresos


- **García-López S., Ruiz-Ortiz V., Barbero L., Sánchez-Bellón A. (2018). Contribution of the UAS to the determination of the water budget in a coastal wetland: A case study in the Natural Park of the Bay of Cádiz (SW Spain). *European Journal of Remote Sensing*. 51 (1): 965-977. DOI: 10.1080/22797254.2018.1522602.**

- García-López S., Ruiz-Ortiz V., Sánchez-Bellón A., Barbero L., Muñoz-Arroyo, G., Castro M., Rebordinos L. (2016). Uso del humedal de Los Toruños (Puerto Real, Cádiz) como laboratorio natural para la enseñanza de Hidrogeología. En: Jornada Hidrogeología y Humedales: 45 años del Convenio de Ramsar. Córdoba. ISBN: 978-84-697-7787-9.

- García-López, S., Ruiz-Ortiz, V., Sánchez-Bellón, A, Muñoz-Arroyo, G. (2017). Creación de un laboratorio natural de Hidrología en el Parque Metropolitano de los Toruños y su aplicación docente. En: II Jornadas de Innovación Docente Universitaria UCA. ISBN: 978-84-697-4354-6.

- García-López, S., Pacheco-Orellana, M.J., Barbero, L., Ruiz-Ortiz, V., Moggia, M. (2018). Uso combinado de datos obtenidos mediante registradores electrónicos automáticos y drones para determinar el funcionamiento hidrológico de un humedal costero (PN Bahía de Cádiz). En: X Simposio del Agua en Andalucía. SIAGA 2018. Club del Agua subterránea. 2: 121-131. ISBN: 978-84-09-05454-1.

Contribution of the UAS to the determination of the water budget in a coastal wetland: a case study in the natural park of the Bay of Cádiz (SW Spain)

Santiago García-López^a, Verónica Ruiz-Ortiz^b, Luis Barbero ^a and Ángel Sánchez-Bellón^a

^aDepartment of Earth Sciences, University of Cádiz, Puerto Real, Cádiz, Spain; ^bDepartment of Industrial Engineering and Civil Engineering, University of Cádiz, Algeciras, Cádiz, Spain

ABSTRACT

Wetlands are sensitive and complex systems whose conservation is a priority. For the correct understanding of their hydrological dynamics, it is necessary to determine the different elements of the water budget and, in particular, the geometry of the wetland basin in order to estimate the variations in storage capacity. This paper presents a novel, low-cost, user-friendly photogrammetric technique to obtain high-resolution datasets using non-metric cameras located in unmanned aerial systems (UAS) and structure-from-motion algorithms for producing high-precision 3D point clouds. The accuracy of the cartographic products obtained is evaluated using 59 checkpoints and comparing with the available LiDAR models. Best results are obtained using a full frame RGB sensor, which results in an orthomosaic with a pixel size of 1.38 cm and a positional RMSE of 3.8 cm in horizontal and a digital surface model (DSM) with a 3.5 cm RMSE_Z. From the DSM, eliminating the influence of vegetation through masks, a digital terrain model (DTM) with a 5.9-cm RMSE_Z that allows defining the filling curve of the wetland basin is obtained. This curve relates the stored volume and the surface exposed to evaporation with the water level, which allows to perform simulations in the balance models.

ARTICLE HISTORY

Received 21 July 2017
Revised 6 September 2018
Accepted 9 September 2018

KEYWORDS

Wetlands; water budget; unmanned aerial systems (UAS); low-cost photogrammetry; structure from motion; digital terrain model (DTM)

Introduction

Wetlands are among the most important but most threatened environmental resources in the world. The interest of wetland conservation is centered in several aspects: on one hand, the maintenance of the functioning of the ecosystems and the natural processes operating in these areas: hydrological transfers and storage of water, biogeochemical transformations, primary productivity, decomposition, and community/habitat conservation (Richardson, 1994); and on the other hand, the benefits generated to the society and the natural environment. Therefore, the need for rational use and conservation stems from the recognition of the high-value goods and services that these ecosystems provide to the society (Maltby, 1991).

A basic aspect for the conservation and management of wetlands is the understanding of their hydrology and, in particular, the definition of their water budget, which expresses the movement of water that feeds, leaves and is stored in the wetland (Mekiso, Ochieng, & Snyman, 2016; Owen, 1995). Various methodologies have been proposed for monitoring the different elements of the balance (Gilvear & Bradley, 2000), but the quality of the model depends, to a great extent, on the correct definition of the morphology of the water storage basin (Moral, Rodríguez-Rodríguez, Benavente, & Cifuentes, 2009).

From this and with a control of the water level, it can be determined the flooded surface and the variation in water storage over time, as it has been described by García-López, Ruiz-Ortiz, and Muñoz-Pérez (2018) for other hydrosystems. Thus, the estimation of certain elements of the balance such as the direct evaporation, the contribution of the surface runoff or the water transferred to the aquifer, can be performed directly. In the case of coastal wetlands, it is also critical to accurately define their elevation relative to the sea level in order to assess the influence of tides and high-energy coastal phenomena on wetland dynamics.

The morphology of the basin of a wetland can be defined by traditional procedures: bathymetry in high water situations or direct surveying with leveling instruments, aerial or satellite photogrammetry in low water situations. In all cases, it is difficult to obtain a definition of the geometry of the basin with enough resolution. Although centimeter-scale accuracies can be obtained in height (Z-coordinate) by means of direct measurements with adequate instrumentation (differential GNSS, total station), this type of field operations became very laborious, even more in the case of obtaining high density information. On the other hand, using aerial photogrammetry or airborne LiDAR, the Z-coordinate accuracies are usually not lower than 10 cm.

However, with the advent and popularization of unmanned aerial systems (UAS), progress has been made in leading to the development of rapid and low-cost very high-resolution studies, although coverage is significantly lower respect to traditional remote sensing systems (satellite or aerial).

Precision aerial photogrammetric techniques with low-cost sensors have recently been applied in numerous detailed hydrological studies, with results that improve those obtained with traditional techniques (Madden et al., 2015). Numerous researchers find that these techniques provide more accurate-precise, low-cost and less time-consuming geomatic products: DeBell, Anderson, Brazier, King, and Jones (2016) made a review of the application of UAS to water resources management (WRM), focused on a range of pragmatic concepts and on aspects such as, the types of UAS, sensor payloads, data processing and application examples in water management. Leitão, Moy de Vitry, Scheidegger, and Rieckermann (2016) exposed the applicability and the advantages of using UAS to generate very high resolution digital elevation models (DEM) to be used in urban overland flow and flood modeling. Nobajas, Waller, Robinson, and Sanzongalo (2017) described the characterization of a small badland drainage basin using an unmanned rotorcraft to obtain a high definition orthophotography and DEM, processed using structure from motion (SfM) photogrammetric software. In fluvial geomorphology, Zazo, Molina, and Rodríguez-González (2015) proposed the application of an innovative technique called RC-APP (Reduced Cost Aerial Precision Photogrammetry) that uses as aerial platform an ultra-light aircraft to get a better geometric definition of the flood area. Tamminga, Eaton, and Hugenholtz (2015) analyzed three-dimensional morphodynamic changes and patterns of erosion and deposition associated with an extreme flood event using orthophotography and DEMs produced from multi-temporal datasets collected with UAS. Lejot et al. (2007) focused the application of these techniques to the definition of channel water depth and gravel bar geometry and Vázquez-Tarrío, Borgniet, Liébault, and Recking (2017) characterized grain roughness and size distribution in a braided, gravel-bed river. Woodget, Austrums, Maddock, and Habit (2017) showed the contribution of UAS and digital photogrammetry for monitoring physical river habitat and hydromorphology. Regarding wetlands studies, Chabot and Bird (2013) and Chabot, Carignan, and Bird (2014) used a small UAS to acquire aerial imagery and characterize land cover in a wetland and impoundment as part of a conservation study of the least bittern (*Ixobrychus exilis*); they identify the fine-scale water-vegetation interface in which several types of vegetation could be distinguished and classified using spectral image analysis

software. Finally, Boon et al., (2016) showed results of a study using UAS as a photogrammetry tool for mapping wetlands and to obtain terrain features and derive ultra-high-resolution point clouds, orthophotos and 3D models, from multiple photos with centimeter accuracy.

This work presents the results of an aerial photogrammetric survey using UAS with the aim of defining the geometry of the wetland basin and establishing the relationship between the stored volume, the surface of water sheet and the water level. For this purpose, a hydrological situation of low water is necessary. Two surveys were performed with two UAS with different performances. In each of them, the accuracy and precision are evaluated and the results compared with the official cartographic documents available for the area, produced from photogrammetric flights and airborne LiDAR sensors.

Case study

The study area is located on the Atlantic coast of Andalusia (SW Spain), in the system of islands-barrier that forms the Bay of Cádiz. Specifically, it is located in the sector of Los Toruños and Pinar de la Algaida, on the left bank of the San Pedro River tidal channel (Figure 1). The topography of the region is very smooth and the hydrodynamic regime is mesomareal, with maximum tidal ranges of 3.7 m, which conditions the typology and characteristics of the sedimentary deposits. In the study area, fine-grained recent detrital materials, typical of beach environments with aeolian and fluvial influences, are recognized. Muddy materials typical of marshland also outcrop. Sedimentation during the Holocene is largely controlled by sea level

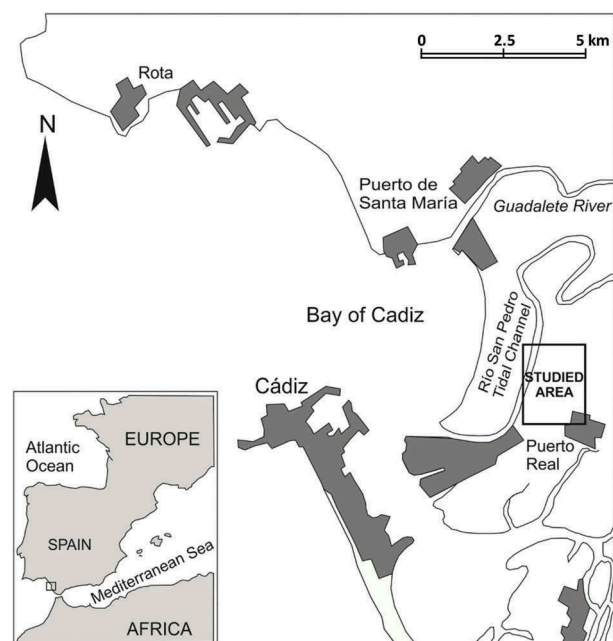


Figure 1. Location of the studied area.

fluctuations, tectonic structure, and late tectonic readjustments of the Betic Cordillera (Gutiérrez-Mas & García-López, 2015).

The climate context is Mediterranean with Atlantic influences. The average annual precipitation is close to 600 mm, with a markedly seasonal distribution, mainly concentrated in late autumn and winter, and dry summers. The average annual temperature is 18.2°C with mild winters (monthly average of 12.8°C in January) and hot summers (average monthly of 24.5°C in August).

From the conservation point of view, the study area belongs to the Bahía de Cádiz Natural Park, a protected area with a surface of about 10,500 ha. It has been included since 2002 in the List of the RAMSAR Convention on Wetlands of International Importance. In addition, this protected area has been considered since 2003 as a Special Protection Area for Birds (SPAB) because of its relevance for the maintenance of habitats and species of interest (Junta, 2017).

Although the study area is located in a very artificialized environment, surrounded by road infrastructures, urbanized areas, services and industrial areas, and despite its small size (<200 ha), it has a high environmental uniqueness due to the diversity of existing environmental units: marsh, fixed dune with coastal pinewood, meadows, and temporary or permanent flooding with fresh or brackish water with different salinity (Figure 2). This last characteristic confers to the area a great variety of aquatic habitats, changing in time, which favors the conservation of the ecological communities. Five temporary ponds, showing very different characteristics in terms of hydrochemical water quality and hydroperiod, have been identified (García de Lomas, García, & Canca, 2004). These authors perform a detailed inventory of species, some of which are endemic, rare or threatened. In this small area, they identify 118 plant species and a large number of invertebrate species that support a wide seasonal bird community. The concentration of this genetic diversity of species, some of them very specialized and characteristic of physically forced systems, give a special interest to the study area from a conservation,

scientific and educational point of view (Pérez Hurtado & García-Jiménez, 2004).

Among the threats identified in the above mentioned temporary ponds are the following: (1) the decrease in the groundwater levels of the aquifer caused by pumping to prevent leakage in basements of some buildings in the area; (2) the reduction of surface inputs by channels constructed in areas of recent urbanization, (3) the reduction of the surface recharge of the aquifer related to (2) and (4) the spread of pollutants from a former urban solid waste transfer facility, which was operative until the late 1990s in areas adjacent to the Natural Park. In addition, the incidence of climatic variability must be taken into account, as the last three hydrological years have been drier than the average and the surface storage in the wetland has been especially scarce and ephemeral. This has caused the colonization of shrub vegetation from previously flooded areas and a smaller influx of avifauna. Consequently, there has been concerns in Park managers who question whether the natural dynamics are being affected by the indicated pressures.

In order to understand the relationship between the wetland and the underlying sandy aquifer, a piezometric control network was deployed in 2015 (García-López et al., 2016), which has provided valuable information on the hydrodynamics of the groundwater (Figure 3). In addition, a systematic control is being carried out on the level of the water sheet in the Laguna de la Vega in order to adjust the water balance. A clear dependence on the durability of the lagoon with respect to the state of storage of the aquifer has been identified. When the piezometric levels are high, infiltration losses are reduced and the main water outlet of the wetland is by evaporation. However, when piezometric levels are low, evaporation becomes less important and the lagoon is emptied by infiltration through the permeable bed, until hydraulic equilibrium with the aquifer is acquired. However, it is essential to have accurate information on the morphology of the basin for evaluating the volume differences involved in the different elements of the balance and also to know the flooded surface at

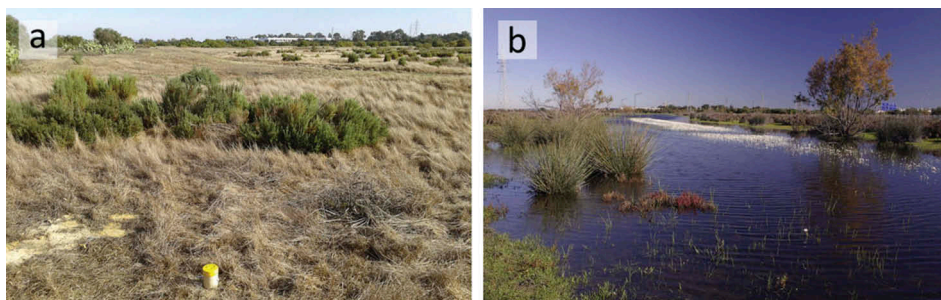


Figure 2. Views of the studied area. (a) Aspect of the study area during the dry season; in the foreground a piezometer of the hydrological control network can be observed. (b) The study area flooded after the rain season.

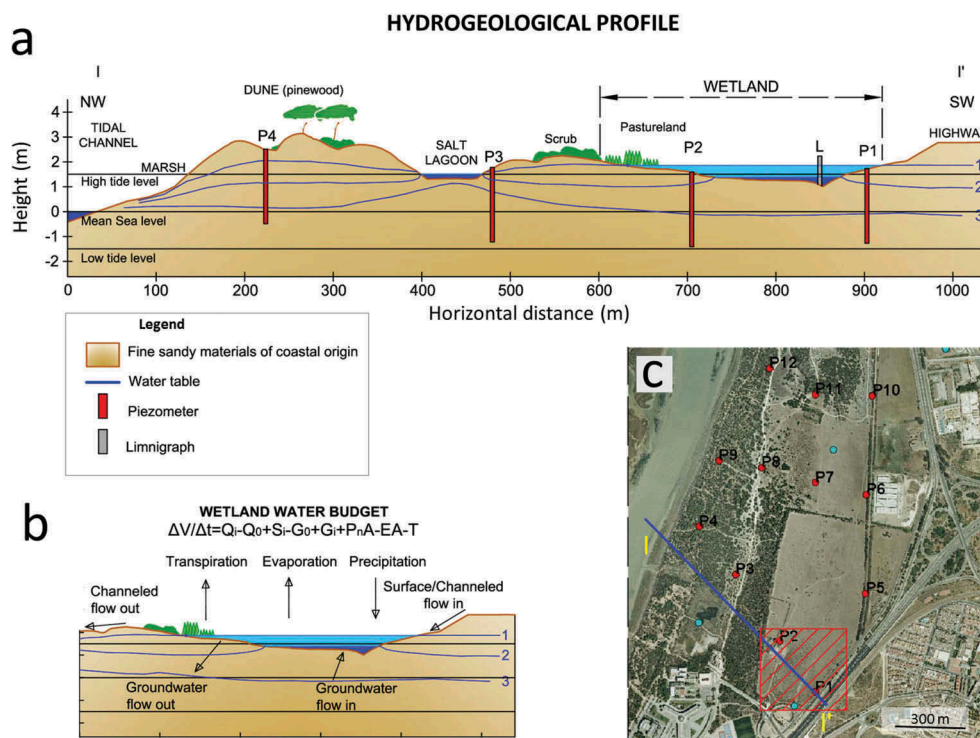


Figure 3. (a) Hydrogeological profile with indication of the water table in three hydrological situations: (1) situation in a rainy year, (2) normal year and (3) prolonged dry season. (b) Wetland water budget scheme. (c) Location of the hydrological control network on aerial photography taken during the dry season.

any given time. In this paper, the results of a high-resolution photogrammetric survey using UAS in the Laguna de la Vega, the most significant pond in the area, are presented.

The application of this methodology in this particular case is challenging for several reasons: (1) the basin has an extremely low topography with a 0.8 m range of elevations (between 1.6 and 2.4 m.a.s.l.) and slopes generally less than 0.001; (2) the presence of permanent and seasonal vegetation which makes the definition of the terrain forms difficult, requiring the development of data processing techniques in order to eliminate their effect in the digital surface model (DSM).

Materials and methodology

Two photogrammetric flights have been made using UAS equipped with RGB cameras of different

characteristics. The first was made with an ATYGES FV-8 high-performance octocopter, with a payload of <5 kg, equipped with a Sony Alpha 7 camera. The second flight was made with a DJI Phantom 3 Professional lightweight quadcopter, with a payload of <0.5 kg, equipped with a camera with a Sony EXMOS sensor (Figure 4). In both cases, a stabilization system (gimbal) for the camera was used. The main characteristics of the cameras are shown in Table 1.

The work was made in the following five steps.

Flight planning

For the FV-8 system, the photographic planning was carried out with the PrePlan software, which helped to select the flight parameters: flight altitude, focal length, velocity, forward and transverse overlap, all based on GSD (Ground Sampling Distance) which was intended to be obtained (<1.5 cm). The genera-

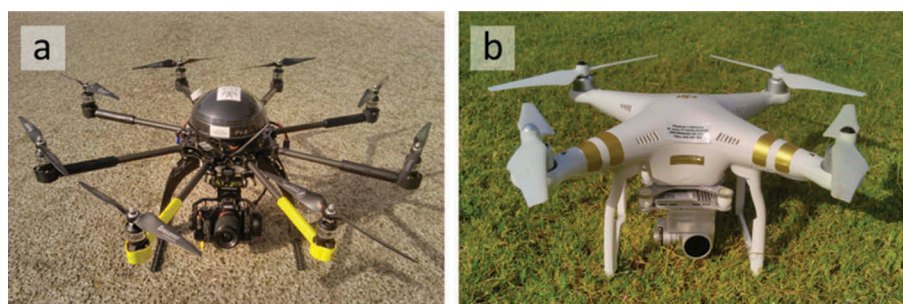


Figure 4. View of the two equipment used in this work: (a) ATYGES FV-8 octocopter and (b) DJI phantom 3 professional quadcopter.

Table 1. Main features of the used cameras.

	Sony Alfa 7	DJI professional
Camera lens	Sony FE	DJI
Focal length (mm)	28–70 (adjusted to 34 mm)	3.1
FOV (°)	75–34	94
Spectral type	RGB	RGB
Sensor type	Full frame CMOS	EXMOS
Sensor size (mm)	35.80 x 23.90	6.16 x 4.62
Resolution (effective pixels)	24.3 MP	12.76 MP
Image size (pixels)	6000 x 4000	4000 x 3000
Pixel size (µm)	5.97	1.57

tion of waypoints and the flight path for automatic flight was generated with Mikrocopter software. For the Phantom system, the planning was done using the DJI Go software, both for the definition of the flight parameters that in this case were adjusted to obtain a GSD greater than the previous one (<5 cm), as well as to supply the aerial vehicle the necessary data for the automatic execution of the flight. In both cases, the forward and transverse overlap were adjusted to 80% and 60 %, respectively, and the flight altitude was set at 60 m. Also in both cases, the exposure, white balance and ISO were configured in automatic mode, as light conditions did not suffer substantial changes during the execution of the flights. The planned flight pattern for the FV-8 system is shown in Figure 5.

Data acquisition

After obtaining the corresponding permits, particularly from the Directorate of the Natural Park, two flights were carried out consecutively according to the planning on the 17 April 2017, beginning at 17:30, with a duration of 13 min for the first (FV-8) and 20 min for the second (Phantom). 305 and 157 images were obtained with FV-8 and Phantom systems, respectively, 100% of which were optimal for use in photogrammetric processing.

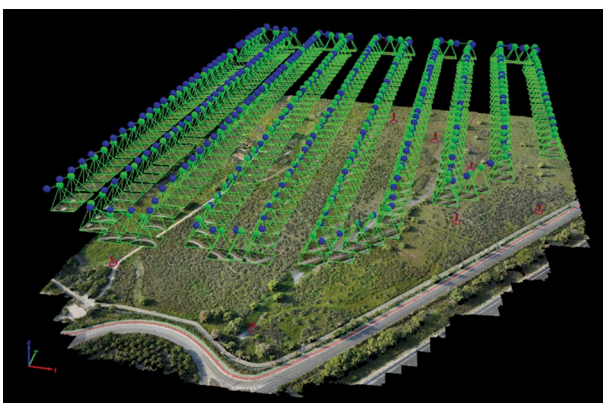


Figure 5. Flight pattern with the location of the photographs over the produced 3D point cloud (FV-8 system). Green circles: predicted shooting points, blue circles: real shooting points.

In order to subsequently geo-reference the photogrammetric model to the coordinate system UTM 29N WGS84 (EPSG 32,629), 11 ground control points (GCP) were evenly distributed on the ground before the flights were performed and their three-dimensional coordinates were measured. For this, a Global Navigation Satellite System (GNSS) observation has been used, with a bi-frequency receiver Leica System 900 GNSS as rover and reference station UCA1 13455M002, of the regional GNSS network (RAP, 2017). Through the real-time differential corrections received from the reference station, mean accuracies of 0.5 cm in X and Y and 0.8 cm in Z in GCP were obtained. The distribution of GCP is shown in Figure 6. The points were previously marked with black and white targets clearly visible in the image.

After processing of the data, a second field campaign was carried out to establish the 3D coordinates of 29 checkpoints selected in the produced orthophotography, for the geometric control and accuracy assessment of the 3D model. This was made using the GNSS procedure indicated above with similar precisions. These points, which are different of the GCP, were distributed in the range of altitudes of the terrain, between 1.6 and 2.5 m, on features clearly identifiable in the produced high-resolution orthomosaic (Figure 6).

In addition, after processing of the data, a third field campaign was carried out following the same guidelines as the previous ones with the objective of obtaining the three-dimensional coordinates of 30 new points located on the ground, in positions hidden by the vegetation, with the intention of verifying the interpolation algorithms after the vegetation filtering (Figure 6).

Photogrammetric processing

At this stage, orthomosaic and 3D geometric wetland basin model reconstruction take place through photogrammetry using SfM algorithms. SfM differs from traditional photogrammetry as it does not require reference targets or a priori knowledge of the camera exposure locations and attitudes. Instead, the geometry of the camera and photographs parameters is solved automatically with very little user interaction (Madden et al., 2015). By using multiple overlapping images, SfM incorporates simultaneous, highly redundant, iterative bundle adjustment procedure based on a database of features automatically extracted from a set of multiple overlapping images (Snavely, Seitz, & Szeliski, 2008). The camera positions derived from SfM lack the scale and orientation provided by ground-control coordinates, unlike traditional photogrammetry. Consequently, the 3D point clouds are generated in a relative

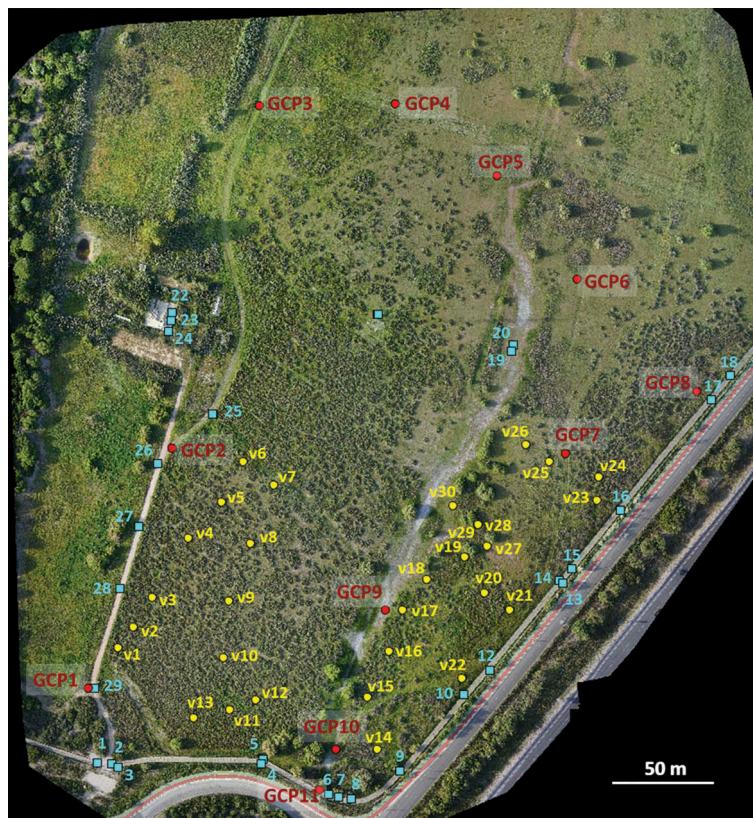


Figure 6. Position of GCP and checkpoints on the studied area. Red dots are GCP, blue square are checkpoints for geometric validation and yellow dots are checkpoints to evaluate the error of the DTM in the areas occupied by vegetation.

coordinate system (image-space), which must be aligned to a real world (object-space) coordinate system. The transformation of SfM image-space coordinates to an absolute coordinate system can be achieved using a 3D similarity transform based on a small number of known GCPs with known object-space coordinates (Westoby, Brasington, Glasser, Hambrey, & Reynolds, 2012).

The processing was done using the Pix4D software with the template for 3Dmaps. Pix4D is a photogrammetric software created in 2011 by a Swiss company of the same name. The Pix4D workflow consists of three steps: initial processing, point cloud densification, and DSM and orthomosaic generation. The user-defined properties which guide the quality, accuracy, and format of the final output are all handled through a processing options dialogue box which must be set up prior to any processing steps. Table 2 shows the main characteristics of the processing performed on the images obtained.

Geometric control and accuracy assessment

The results obtained in the previous phase with the ground-truth obtained from the checkpoints ($n = 29$) were compared. In the orthomosaic with higher spatial resolution (FV-8), the positional accuracy has been evaluated comparing the planimetric

Table 2. Results processed with Pix4D Mapper.

	FV-8 system	Phantom system
Area covered (ha)	13.33	14.27
Number of images	305	157
Average GSD (cm)	1.38	3.34
Keypoints per image (median)	88,241	54,640
Matches per calibrated image (median)	43,076.9	27,335.4
Georeferencing	11	10
Number of GCP	0.0098 (X)	0.0295 (X)
Mean RMS error in GCP (m)	0.0079 (Y)	0.0327 (Y)
	0.0107 (Z)	0.0490 (Z)
Number of 2D keypoint observations for bundle block adjustment	12,709,676	4,239,443
Number of 3D points for bundle block adjustment	4,595,853	1,520,142
Mean reprojection error (pixels)	0.133	0.230

coordinates of checkpoints measured in the field with those obtained from the produced orthomosaic. This work has been possible due to the excellent resolution of this product (GSD = 1.38 cm) which has allowed to establish an unequivocal relationship between the checkpoints and their images. As for the DSM obtained with both UAS, the altimetric accuracy was evaluated by comparing with the Z-coordinate of the checkpoints. In addition, a comparison with the most accurate official cartographic product, the LiDAR DTM, was made. In Spain, the National Plan of Aerial Orthophotography (PNOA: Plan

Nacional de Ortofotografía Aérea) and the application of directive INSPIRE, Infrastructure for Spatial Information in the European Community (CSG, 2017) allows getting digital aerial orthophotos with resolution of 25 or 50 cm and LiDAR DTM, at ground level (root mean-squared error, RMSE \pm 0.50 m), with initial density of 0.5 points/m² and update period of 2–3 years (IGN, 2017).

Postprocessing

After evaluating the geometric quality of the products generated and according to the specific requirements of the hydrological application under study, the DSM with the highest geometric quality (FV-8) was selected to generate a DTM by eliminating the vegetation cover from the model using procedures of digital treatment. This was performed with free software gvSIG 2.2. It should be noted that the DTMs generated automatically by the Pix4D software have not provided acceptable results.

Various authors have proposed methodologies for the automatic identification and classification of vegetation in remote sensing. Most of them are based on the spectral signature of the vegetation and its high reflectance in the near-infrared spectral region (Adam, Mutanga, & Rugege, 2010; Xie, Sha, & Yu, 2008). Methodologies applicable to color images registered in the visible region have also been proposed, although in this case it is a complex task especially when noises and shadows exist in the images (Zheng, Zhang, & Wang, 2009). Methodologies based on the analysis of forms have also been proposed for the identification of vegetation, especially in the case of arboreal vegetation (Wolf & Heipke, 2007).

On the other hand, ground-filtering algorithms have been developed to filter points clouds owing to their intrinsic characteristics to classify ground and non-ground points. The majority of them have been developed for filtering LiDAR point clouds. LiDAR data results in multiple returns, which constitutes an advantage when classifying the ground and non-ground points (Wang & Schenk, 2000). However, this methodology has also been applied to the generation of DTM from UAS-based point clouds (Serifoglu Yilmaz & Gungor, 2016). The ground-filtering algorithms reported in the literature can generally be classified as interpolation-, morphology-, slope- and segmentation-based algorithms.

In the present case, information is lacking in the near infrared. So, a mixed methodology has been chosen, more based on the morphology that the vegetation produces in the DSM rather than in its spectral characteristics. In addition, the variability of the spectral signature of the different plant species present in the area, and the high spectral fragmentation of the covers produced by the high spatial resolution of the image

and by the different illumination conditions, support this option. Thus, threshold criteria have been used in the elevation and in the local slope and procedures have been used to detect discrepant cells in elevation with respect to a surface adjusted to the ground after a filtering of minima. An outline of the treatment process is shown in Figure 7, with an indication of the specific operations performed.

For the treatment, the following initial premises have been established: (1) Value of Z in cells which do not have a significant influence of the vegetation must be unchanged. (2) Cells in which the Z value is determined by vegetation are cancelled and incorporated into the vegetation mask. (3) Identification and isolation of cells influenced by vegetation is done by a combination of geometric and spectral criteria and (4) The final product must be obtained by filling the cells attributed to the vegetation using a procedure that takes into account the Z values of the edge of the surrounding area of the gap without producing any change in the rest of cells.

Once the final DTM was obtained, the quality of the DTM was controlled in the areas occupied by vegetation, for which information related to 30 additional verification points, obtained in the field, was used.

Finally, once the DTM has been obtained, GIS queries have been made to determine the volumes between the surface defined by the DTM and horizontal planes at different levels. This has allowed the elaboration of a filling curve that relates the water level with the volume stored by the pond. At the same time, the surface (number of cells x surface of each cell) that is below each flood level has been discriminated from the DTM histogram.

Results and discussion

For each flight, three cartographic products were obtained whose characteristics are indicated in Table 3.

As indicated above, the DTM obtained in both flights has been directly discarded for its inadequate quality by showing clear evidence that the effect of shrub vegetation has not been removed from the model. The quality control performed by the checkpoints on the products obtained gives different results. Since flight altitude, environmental conditions and data processing have been similar, the differences are clearly due to the characteristics and quality of the camera used by each system.

The planimetric quality of the higher resolution orthomosaic, obtained by the FV-8 system, has been analyzed. Its positional quality is defined by a root mean-squared error in the X-coordinate (RMSE_X) of 0.025 m, an RMSE_Y of 0.029 m and an RMSE_{XY} of 0.038 m. These values can be considered excellent, especially when considering that a limitation to locate the checkpoints in the orthomosaic is the own size of the

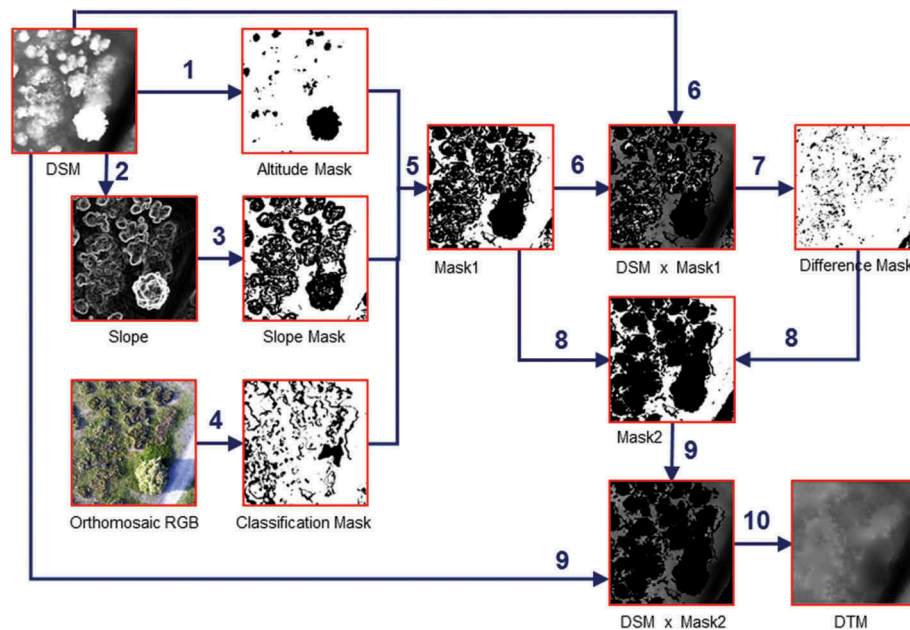


Figure 7. Scheme of the vegetation removal digital processing carried out on the DSM (to obtain the DTM from the dataset generated with the FV-8 system). Numbers indicate specific operations as follows: (1) masking to eliminate values of altitude higher than 2.4 m; (2) topographic modeling to compute slopes with kernel 7 x 7; (3) masking to eliminate values of slope higher than 10; (4) classification supervised (parallelepiped method) of green vegetation and shadows and masking to eliminate them; (5) multiplication of three masks to combine their effects; (6) product of original DSM by mask1; (7) filtering of minima and masking for the removal of cells that exceed a given value for the DSM; (8) multiplication of two masks to combine their effects (the product include all cells identified like vegetation); (9) multiplication of the original DSM by the vegetation mask; and (10) filling by interpolation using splines (Schweikert, 1966) .

Table 3. Characteristics of the cartographic products obtained in each flight.

	FV-8	Phantom
Point cloud	56,476,969	13,611,503
Number of 3D points	423.68	95.39
Average density (per m ²)		
Digital surface model (DSM)	6.90	13.36
Resolution (cm/pixel)	122.8 MB	39.7 MB
File size	5403 x 5960	3054 x 3410
Digital terrain model (DTM)	6.90	16.7
Resolution (cm/pixel)	122.8 MB	25.4 MB
File size	5403 x 5960	2443 x 2728
Orthomosaic	1.38	3.34
Resolution (cm/pixel)	2.25 GB	476.7 MB
File size	27,013 x 29,800	12,216 x 13,640

pixel (0.0138 m) that introduces certain indetermination in the location of the checkpoint in the image.

Using Z -coordinate of the checkpoints, the altimetric quality of the DSMs generated with both systems has been evaluated and compared with the official DTM (PNOA) obtained by LiDAR procedures. Figure 8(a) shows the frequency distribution of the errors in Z for the three models considered in this work. Error in Z is the difference between the Z obtained by differential GNSS and the value of the cell that occupies the planimetric position of the point in the model. Figure 8(b) shows the Z error of each of the checkpoints, according to the field measurement sequence. For the DSM obtained with the FV-8 system, the dispersion of the altimetric error is less than 3 cm in 48% of the points and less than 6 cm in 93% of the points. The $RMSE_Z$ for this product turns out to be 0.035 m. For the DSM

obtained with the Phantom system, a greater dispersion is observed with respect to the real values and a tendency for the Z -coordinate to be underestimated: 35% of the points have differences lower than 6 cm, 57% of the points present differences of less than 12 cm and 93% of less than 18 cm. The $RMSE_Z$ for the set of points is 0.102 m in the model generated with the Phantom system, three times higher than the one obtained with the FV-8. As far as the PNOA-LiDAR product is concerned, the differences between the actual values and those obtained from the model are much higher, as they are always lower than the real value: 20% of the points have differences lower than 20 cm, 53% of the points present differences of less than 40 cm and 87% lower than 50 cm. In this case the $RMSE_Z$ is 0.37 m.

Figure 9 shows the altimetric difference between the two DSMs generated in this work. It is observed that the differences between the two are between ± 0.20 m (green, light blue, dark blue and yellow colors) for the range of altitudes corresponding to the terrain that constitutes the basin of the pond.

The results obtained from the DSM/FV-8 by the procedure applied to remove vegetation according to the scheme shown in Figure 6 are presented in Figure 10. It should be noted that in recent years precipitation has been very low thus resulting in very scarce flooding events in the area. Consequently, as it is deduced from the official orthophotographs of successive years, the pond

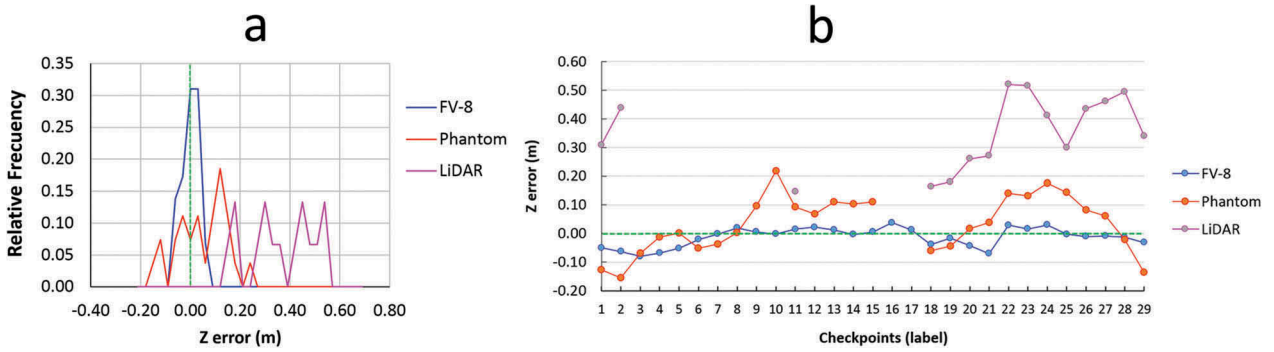


Figure 8. (a) Frequency distribution of the error in Z for the DSM obtained with the FV-8 system, the phantom system and the official cartography obtained by LiDAR procedures. (b) Errors in Z of the 29 checkpoints for each of the cartographic products considered in this work.

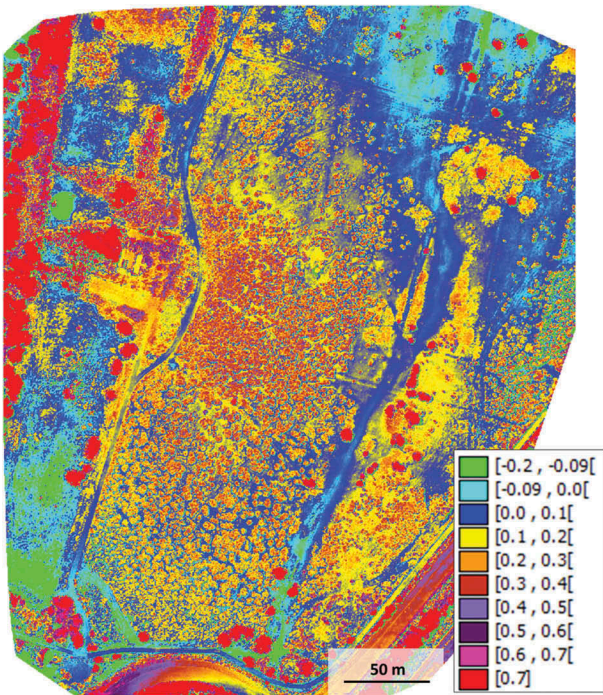


Figure 9. Altimetric differences in the two DMS obtained with the FV-8 and phantom systems. Figures in legend represent meters.

has been gradually colonized by shrub vegetation, that in certain sectors reaches a high density and prevents the observation of the surface from above. This fact is undoubtedly an obstacle to the photogrammetric method. Thus, the surface of vegetation mask generated represents about 50% of the total land covered by the orthophotography. This requires the interpolation of a large number of data. However, if the sector without data is not too large and is surrounded or contains cells with data inside, the spline interpolation method (Schweikert, 1966) adjusts a surface that resembles the actual surface of the terrain.

Using Z-coordinate of the checkpoints located on the vegetation, the altimetric quality of the interpolated DTM/FV-8 has been evaluated. Figure 11 shows the frequency distribution of the errors in Z for the checkpoints located within the vegetation compared with the errors in Z for the checkpoints located in areas without vegetation. A greater dispersion can be appreciated in the first set, although the maximum frequency is also very close to zero, resulting an $RMSE_Z$ of 0.075 m, evidencing the goodness of the method used.

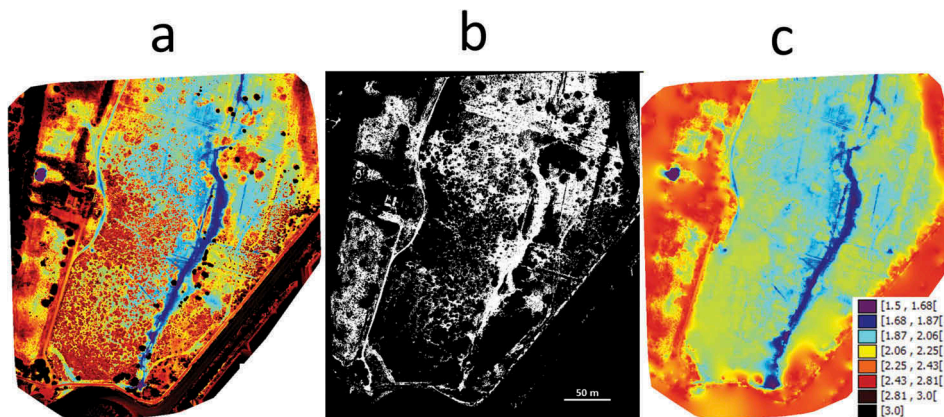


Figure 10. (a) Digital surface model (DSM), (b) vegetation mask with black color in cells with presence of vegetation and white color in cells with absence of vegetation and (c) digital terrain model (DTM). DTM and DSM are represented with the same color scheme. Figures in legend represent meters above sea level.

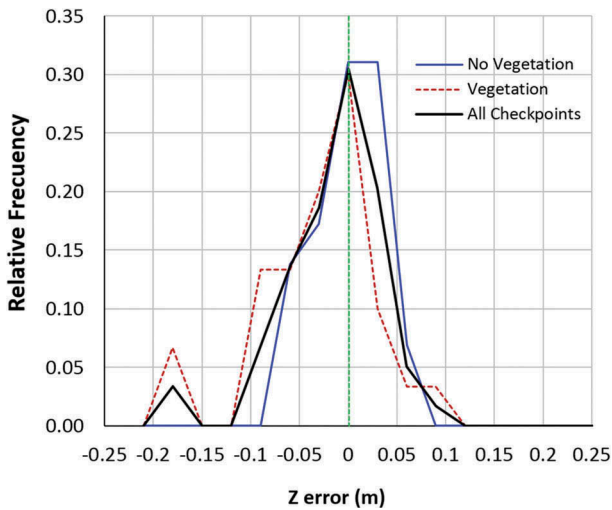


Figure 11. Frequency distribution of the error in Z for the DTM obtained with the FV-8 system, considering the control points in areas without vegetation (29 points) and in areas with vegetation (30 points) filled by the interpolation algorithm. The distribution of frequencies for all the points is also included.

In [Figure 12](#), the DTM-LiDAR (PNOA) and the DTM generated after removal of vegetation from the DSM/FV-8 are compared with the same color scheme. First, a significant reduction in the size of the cell produced in this work (0.069 m vs. 5 m) can be observed, which leads to a significant improvement in the degree of detail of the terrain morphology. Second, it is observed that the official cartography systematically presents lower values of elevation (around 0.4 m), which shows a systematic error that can have significance when this document is used to evaluate, for example, the phenomena of flood and coastal risks. Although this value complies with the technical specifications of the product ($RMSE_z < 0.5$ m), the existence of such a high bias is noticeable and requires an explanation. The existence of systematic errors in LiDAR altimetry data has been revealed by different authors,

who have quantified and proposed correction methods (Filin, 2001; Schmid, Hadley, & Wijekoon, 2011). In general, values of less than 0.2 m are expected, although they depend closely on the type of cover and the filtering algorithms (Hladik & Alber, 2012; Huising & Gomes Pereira, 1998). In addition to the aspects related to calibration of the LIDAR system (both laboratory and in-flight), the type and density of vegetation and the presence of humidity increase systematic errors. Further, Crespo and Manso (2014) identify systematic errors in altitude of PNOA-LIDAR products up to 0.4 m related either to the orientation of the flight with respect to the orography, or to certain types of land covers. In any case, in order to verify the bias of the LiDAR data, a quality check has been made in this study. Five points belonging to the official high-precision leveling network (IGN, 2018) in the surrounded area have been considered. The results of the analysis support the existence of the detected systematic error.

Therefore, it is inferred that the model generated by the FV-8 system presents a greater accuracy, which is an order of magnitude better than the one of the preexisting cartographic document (PNOA-LiDAR). The model generated by the Phantom system presents an intermediate accuracy between the two previous ones. It is for this reason that the model obtained with the FV-8 has been selected to produce the necessary data for the hydrological application proposed in this work.

Finally, from the DTM by GIS analysis, the surfaces and volumes related to the different flood levels have been obtained, which have been used in the elaboration of the wetland stored volume/area flooded vs. water level graph ([Figure 13](#)). The evolution of the stored volume as a function of the increase of level of flood in the pond presents two linear sections. The first, which presents a smooth slope corresponds to flood levels below 1.85 m and is related to the filling of the central sulcus. The second

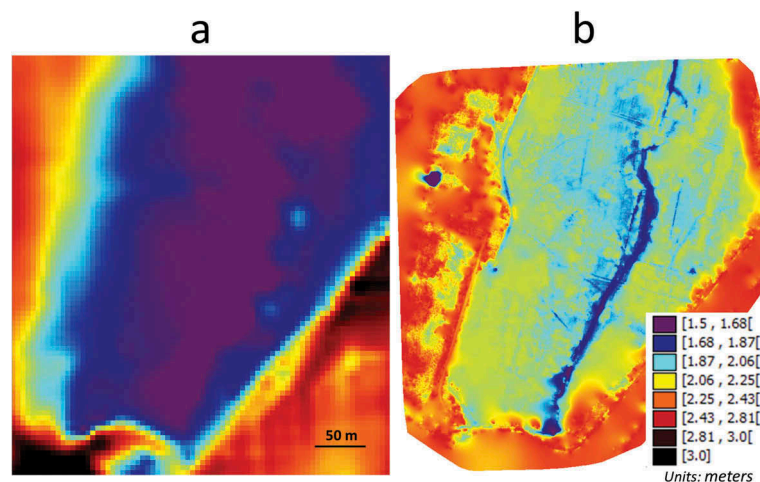


Figure 12. Comparison of DTM-LiDAR (PNOA) (a) and DTM-FV8 (b). Note: both are represented with the same color table. Figures in legend represent meters above sea level.

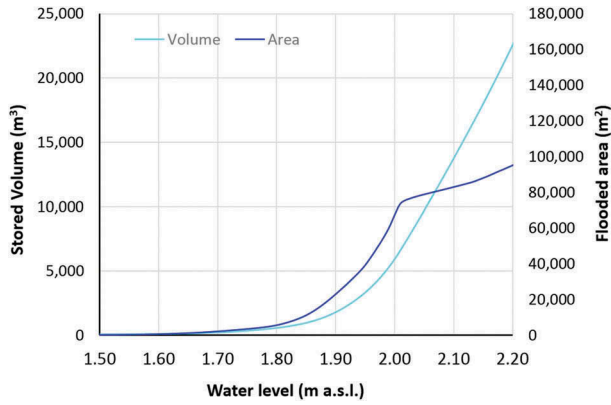


Figure 13. Relationship between the volume stored/area of water sheet vs. water level in the pond.

section, with a much higher slope, extends from the 2 m flood level. This level corresponds to the maximum flood level of the lagoon in wet years. As for the evolution of the flooded area due to the increase in flood level, a sharp change is also observed around 2 m, indicating a change in the morphology of the bottom of the lagoon, with a notable increase in the slope of the basin in the edges.

Figure 14 shows the simulation of the water sheet produced with different flood levels of the lagoon. The utility for the determination of the water budget in the wetland area is clear: if a daily control of the level of the lagoon is made, it is possible to determine

the daily variations of stored volume and to relate these changes of storage with the rest of the elements of the balance. For example, after a rainy episode, the increase in volume stored in the pond can be related to the surface runoff generated on the basin, if the aquifer levels are below the lagoon, and thus the coefficient of runoff can be determined. In addition, by knowing the rate of evaporation (amount of evaporated water per unit area and time), the volume transferred to the atmosphere can be determined by the product of the flooded surface multiplied by the rate of evaporation and thereby reducing an unknown term of the water budget.

Conclusion

In this study, we show the applicability and the advantages of using UAV to generate very high resolution DTM to be used in the estimation of the water budget in a wetland area. The use of this technique allows the definition of the geometry of the pond with a degree of detail higher than that of the preexisting cartographic products. Therefore, this method may be used to predict volumes of stored water from the control of elevation of the flood. In addition, the estimation of the surface of the water sheet based on the measurement of the water level facilitates the estimation of the different elements of the water budget as, for example, the

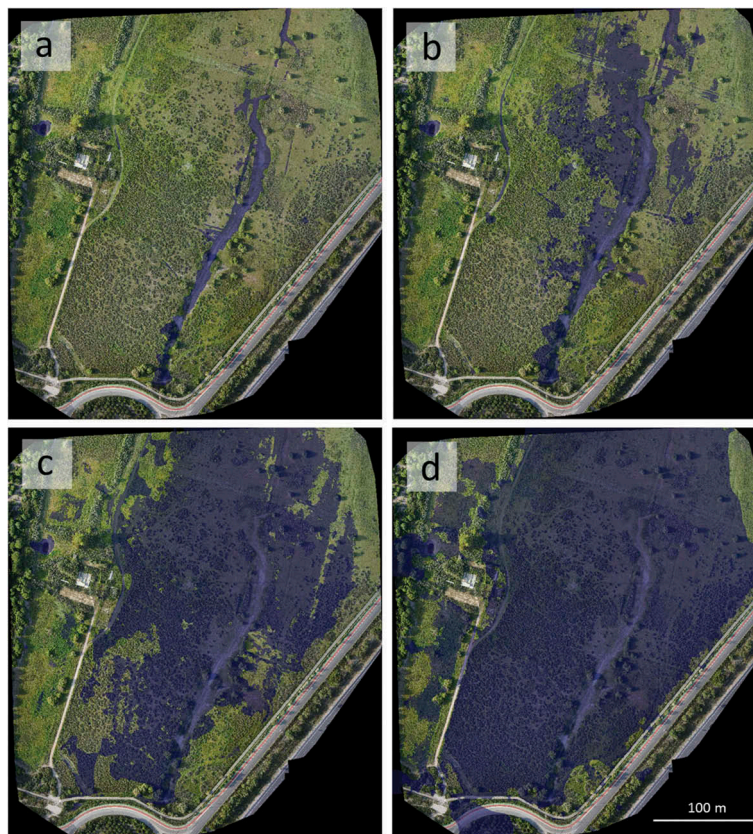


Figure 14. Flooded areas when the water level of the pond is 1.80, 1.90, 2.00 and 2.20 m from the mean sea level (general altimetric datum).

direct evaporation from the wetland or the addition of water from rainfall.

The orthomosaic performed with the higher resolution camera (Sony Alfa-7) offers a 1.4 cm of cell size and an RMSE in planimetry of 3.8 cm. The DTM generated with a cell size of 6.9 cm presents an RMS in the Z-coordinate of 3.5 cm, which is three times lower than that obtained by the lower performance DJI Phantom system. This is basically attributed to the characteristics of the camera. In addition, the detail of the model is one order of magnitude higher than that obtained for the official cartographic DTM-PNOA (LiDAR).

The main disadvantage of the methodology used is related to the presence of vegetation, which, unlike LiDAR techniques, prevents the capture of terrain data under the vegetation cover and force the elimination of a significant part of recorded information. In order to filter the effect of the vegetation in the DSM, combined spectral and morphological techniques have been used. Threshold criteria have been used in the elevation and in the local slope. Then, a procedure to detect and eliminate discrepant cells with a higher elevation compared to an adjusted surface after a minimum filtering has been applied. The quality control carried out on the areas occupied by vegetation in the DTM provides an $RMSE_Z$ of 7.5 cm, somewhat higher than that obtained in areas without vegetation, which support the methodology used. The global $RMSE_Z$ for the DTM, including zones with and without vegetation, is estimated at 5.9 cm.

Future work for the isolation and minimization of effect of vegetation in the production of the DTM may include (1) perform the flight in season with less vegetation (late summer), (2) to minimize the effect of the shade by acquiring the images with zenithal light and (3) combining RGB and multispectral images in order to perform a vegetation filtering by spectral characteristics.

Acknowledgments

The authors thank Jordi Corbera and anonymous reviewer for their appropriate and timely observations that have contributed to the improvement of the work.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

Funding

This work is supported by Proyecto de Infraestructuras MINECO-FEDER UNCA [grant number 2013-1E-1969].

ORCID

Luis Barbero  <http://orcid.org/0000-0002-3513-2025>

References

- Adam, E., Mutanga, O., & Rugege, D. (2010). Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation: A review. *Wetlands Ecology and Management*, 18, 281–296.
- Boon, M.A., Greenfield, R., & Tesfamichael, S. (2016). Unmanned aerial vehicle (UAV) photogrammetry produces accurate high-resolution orthophotos, point clouds and surface models for mapping wetlands. *South African Journal of Geomatics*, 5–2, 186–200.
- Chabot, D., & Bird, D.M. (2013). Small unmanned aircraft: Precise and convenient new tools for surveying wetlands. *Journal of Unmanned Vehicles System*, 1, 15–24.
- Chabot, D., Carignan, V., & Bird, D.M. (2014). Measuring habitat quality for least bitterns in a created wetland with use of a small unmanned aircraft. *Wetlands*, 34, 527–533.
- Crespo, M., & Manso, M.I. (2014). *Control de calidad del vuelo Lidar utilizado para la modelización 3D de las fallas de Alhama (Murcia) y Carboneras (Almería) [Quality control of the Lidar flight used for the 3D modeling of the faults of Alhama (Murcia) and Carboneras (Almería)]* Universidad Politécnica de Madrid, 125 pp. http://oa.upm.es/33673/1/PFC_MIGUEL_CRESPO_MAZO.pdf
- CSG, Consejo Superior Geográfico <http://www.idee.es/web/guest/europeo-inspire>. (Accessed 17 06.2017)
- DeBell, L., Anderson, K., Brazier, R.E., King, N., & Jones, L. (2016). Water resource management at catchment scales using lightweight UAVs: Current capabilities and future perspectives. *Journal of Unmanned Vehicles System*, 4, 7–30.
- Filin, S. (2001). Recovery of systematic biases in laser altimeters using natural surfaces. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, XXXIV-3/W4, 85–91.
- García de Lomas, J., García, C.M., & Canca, I. (2004). *Caracterización y fenología de las lagunas temporales del Pinar de La Algaida (Puerto Real, Cádiz) [Characterization and phenology of the temporal gaps in the Pinar of Algaida (Puerto Real, Cádiz)]*. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*, 4, 105–124.
- García-López, S., Ruiz-Ortiz, V., & Muñoz-Pérez, J.J. (2018). Time-lapse photography for monitoring reservoir leakages (Montejaque dam, Andalusia, southern Spain). *Hydrology Research*, 49(1), 281–290.
- García-López, S., Ruiz-Ortiz, V., Sánchez-Bellón, A., Barbero, L., Muñoz-Arroyo, G., Castro, M., & Rebordinos, L. (2016). *Uso del humedal de Los Toruños (Puerto Real, Cádiz) como laboratorio natural para la enseñanza de Hidrogeología [Use of the “Los Toruños” wetland (Puerto Real, Cadiz) as a natural laboratory for teaching hydrogeology]*. In: *Giráldez Cervera, J.V., López Geta, J.A., Ramos González, G. & Roldán Cañas, J. (Eds): Jornada Hidrogeología y Humedales: 45 años del Convenio de Ramsar*, 21, Universidad de Córdoba.
- Gilvear, D., & Bradley, C. (2000). Hydrological monitoring and surveillance for wetland conservation and management; a UK perspective. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 25(7–8), 571–588.
- Gutiérrez-Mas, J.M., & García-López, S. (2015). Recent evolution of the river mouth intertidal zone at the Río San Pedro tidal channel (Cádiz Bay, SW Spain): Controlling factors of geomorphologic and depositional changes. *Geologica Acta*, 13–2, 123–136.
- Hladik, C., & Alber, M. (2012). Accuracy assessment and correction of a LIDAR-derived salt marsh digital

- elevation model. *Remote Sensing of Environment*, 121 (2012), 224–235.
- Huisig, E.J., & Gomes Pereira, L.M. (1998). Errors and accuracy estimates of laser data acquired by various laser scanning systems for topographic applications. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 53 (1998), 245–261.
- IGN, Instituto Geográfico Nacional. <http://pnoa.ign.es> (Accessed 17 06 2017)
- IGN, Instituto Geográfico Nacional. <http://www.ign.es/web/recursos/geodesia/visorGeodesia/index.html> (Accessed 25 07 2018)
- Junta, D.A. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Parque Natural Bahía de Cádiz <http://www.junta.deandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.f497978fb79f8c757163ed105510e1ca/?vgnnextoid=3092545f021f4310VgnVCM1000001325e50aRCRD>. (Accessed 17 06 2017)
- Leitão, J.P., Moy de Vitry, M., Scheidegger, A., & Rieckermann, J. (2016). Assessing the quality of digital elevation models obtained from mini unmanned aerial vehicles for overland flow modelling in urban areas. *Hydrology Earth System Sciences*, 20, 1637–1653.
- Lejot, J., Delacourt, C., Piégay, H., Fournier, T., Trémélo, M.-L., & Allemand, P. (2007). Very high spatial resolution imagery for channel bathymetry and topography from an unmanned mapping controlled platform. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32(11), 1705–1725.
- Madden, M., Jordan, T., Bernardes, S., Cotten, D.L., O'Hare, N., & Pasqua, A. (2015). Unmanned aerial systems and structure from motion revolutionize wetlands mapping. In: Tiner, R. W., Megan, W.L. & Klemas, V.V. (Eds) *Remote Sensing of Wetlands: Applications and Advances*. 195–219. CRC Press. ISBN 9781482237351.
- Maltby, E. (1991). Wetland management goals: Wise use and conservation. *Landscape and Urban Planning*, 20 (1–3), 9–18.
- Mekiso, F.A., Ochieng, G.M., & Snyman, J. (2016). Water budget analysis for the middle mohlapitsi wetland in the oliphants river basin, Limpopo province, South Africa. *International Journal of Environmental Engineering*, 8(2–3), 179–199.
- Moral, F., Rodríguez-Rodríguez, M., Benavente, J., & Cifuentes, V. (2009). *Lagunas de la Campiña Andaluza: Hidrogeología, modelo cuantitativo del hidropereodo e implicaciones de la morfología de la cubeta en el funcionamiento hidrológico [Lakes of the Andalusian countryside: Hydrogeology, quantitative model of the hydroperiod and implications of the morphology of the bucket in the hydrological functioning]. La geología y la hidrogeología en la investigación de humedales. Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas*. Instituto Geológico y Minero de España (Ed), Vol. 28, 45–65. ISBN 9788478407958.
- Nobajas, A., Waller, I.R., Robinson, Z.P., & Sanzongalo, R. (2017). Too much of a good thing? the role of detailed UAV imagery in characterizing large-scale badland drainage characteristics in South-Eastern Spain. *International Journal of Remote Sensing*, 2844–2860. doi:10.1080/01431161.2016.1274450
- Owen, C.R. (1995). Water budget and flow patterns in an urban Wetland. *Journal of Hydrology*, 169(1), 171–187.
- Pérez Hurtado, A., & García-Jiménez, C. (coordinadores). (2004) *Estudio de la adecuación y acondicionamiento para instalaciones y actuaciones de investigación y uso público de los terrenos colindantes al Río San Pedro, Puerto Real, Cádiz [Study of fitness and conditioning facilities and performance of research and public use of the land adjacent to the river San Pedro, Puerto Real, Cadiz]*. Unpublished manuscript. 89 pp
- RAP, Red de Posicionamiento de Andalucía. <http://www.ideandalucia.es/portal/web/portal-posicionamiento/rap>. (Accessed 17 06 2017)
- Richardson, C.J. (1994). Ecological functions and human values in wetlands: A framework for assessing forestry impacts. *Wetlands*, 14 1, 1–9. ISSN: 0277-5212 (Print) 1943-6246. Online.
- Schmid, K.A., Hadley, B.C., & Wijekoon, N. (2011). Vertical accuracy and use of topographic LiDAR data in coastal marshes. *Journal of Coastal Research*, 27(6A), 116–132.
- Schweikert, D.G. (1966). An interpolation curve using spline in tension. *Journal of Mathematics and Physics*, 45, 312–313.
- Serifoglu Yilmaz, C., & Gungor, O. (2016). Comparison of the performances of ground filtering algorithms and DTM generation from a UAV-based point cloud. *Geocarto International*, 1–16. doi:10.1080/10106049.2016.1265599
- Snavely, N., Seitz, S.N., & Szeliski, R. (2008). Modeling the world from internet photo collections. *International Journal of Computer Vision*, 80, 189–210.
- Tammaing, A.D., Eaton, B.C., & Hugenholtz, C.H. (2015). UAS-based remote sensing of fluvial change following an extreme flood event. *Earth Surface Processes and Landforms*, 40(11), 1464–1476.
- Vázquez-Tarrio, D., Borgniet, L., Liébault, F., & Recking, A. (2017). Using UAS optical imagery and SfM photogrammetry to characterize the surface grain size of gravel bars in a braided river (Vénéon River, French Alps). *Geomorphology*, 285, 94–105.
- Wang, Z., & Schenk, T. (2000). Building extraction and reconstruction from LiDAR data. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, 33(B3/2; PART 3), 958–964.
- Westoby, M.J., Brasington, J., Glasser, N.F., Hambrey, M.J., & Reynolds, J.M. (2012). 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*, 179, 300–314.
- Wolf, B.M., & Heipke, C. (2007). Automatic extraction and delineation of single trees from remote sensing data. *Machine Vision and Applications*, 18, 317–330.
- Woodget, A.S., Austrums, R., Maddock, I.P., & Habit, E. (2017). Drones and digital photogrammetry: From classifications to continuums for monitoring river habitat and hydromorphology. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 4(4). doi:10.1002/wat2.1222
- Xie, Y., Sha, Z., & Yu, M. (2008). Remote sensing imagery in vegetation mapping: A review. *Journal of Plant Ecology*, 1(1), 9–23.
- Zazo, S., Molina, J.L., & Rodríguez-González, P. (2015). Analysis of flood modeling through innovative geomatic methods. *Journal of Hydrology*, 524, 522–537.
- Zheng, L., Zhang, J., & Wang, Q. (2009). Mean-shift-based color segmentation of images containing green vegetation. *Computers and Electronics in Agriculture*, 65(1), 93–98.

3.3. Contribución de los sistemas soporte a la decisión para mejorar la gestión de recursos hídricos a través del uso conjunto, en cuencas con una elevada evaporación en climas mediterráneos (Cuenca del río Barbate, España).

En esta investigación se han combinado modelos hidrológicos y de gestión de recursos hídricos, con el apoyo del Sistema Soporte a la Decisión (DSS) AQUATOOL, con el objetivo de profundizar en el conocimiento de las variables hidrológicas y de la gestión de una cuenca hidrográfica andaluza de la zona atlántica (Cuenca del río Barbate, Cádiz, España). Paralelamente, se analizan distintas estrategias de gestión basadas en la optimización de los recursos disponibles mediante el uso conjunto de agua superficial y subterránea, de modo que se consiga una mayor adaptación al modelo de gestión establecido en Europa a través de la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo del 23 de octubre de 2000 (EP, 2000).

Tras la recopilación y estimación de los datos necesarios, el primer resultado fue la definición completa y exhaustiva del modelo conceptual de la cuenca del río Barbate en el SSD AQUATOOL. El análisis de este modelo, permitió identificar los principales problemas de la cuenca que condicionan la gestión de ésta (M.A.S. catalogadas en mal estado cuantitativo y cualitativo; más del 50 % de los recursos sin regular; WEI > 40% (Water Exploitation Index); disminución de aportaciones en el tiempo y; elevada evaporación en el sistema).

Con el objetivo de optimizar los recursos de la cuenca en base a las singularidades de ésta, En este estudio se identificaron 5 posibles estrategias de actuación medioambiental y económicamente factibles: i) gestión conjunta de embalses; ii) aumento del uso conjunto de agua superficial y subterránea; iii) trasvase entre embalses; iv) recargar artificial de acuíferos y; v) combinación de las estrategias compatibles anteriores.

Identificadas y analizadas las ventajas e inconvenientes de cada una de las estrategias de gestión planteadas, se seleccionó y se desarrolló la más idónea en relación a la máxima reducción de evaporación en el sistema (E5a: gestión conjunta agua superficial y subterránea más trasvase entre los embalses de Barbate y Celemín).

Posteriormente se ha realizado una comparativa con la gestión actual. Se ha cuantificado la disminución en la extracción de agua subterránea que supone la estrategia propuesta (casi un 80%) y se define la distribución temporal de los bombeos. Se cuantifica el incremento en las descargas naturales que produciría tal disminución de los bombeos (casi un 50%), que se convertiría en aportación superficial disponible para la demanda. Además, se definen los caudales óptimos de trasvase (12,1 hm³/año) del embalse de Barbate a Celemín. Se comparan las variaciones temporales de volúmenes de almacenamiento de los embalses de la cuenca entre la gestión actual y la propuesta; y de manera particular, se analiza la ganancia de recurso con la estrategia planteada a partir de la reducción de la tasa de evaporación en el sistema. En este sentido, en el período de estudio (1999/00-2015/16), se consigue una ganancia media de recurso de 2,8 hm³/año. Sin embargo, si analizamos intervalos cortos

de tiempo y con precipitaciones superiores a la media (1999-2005), esta ganancia asciende a valores de 6,8 hm³/año, alcanzado un ahorro de hasta 8,5 hm³ en tan sólo el año hidrológico 2004/05. Todo esto queda ampliamente recogido en el artículo que se adjunta.

Publicaciones y Congresos:

- **Ruiz-Ortiz, V., García-López, S., Solera, A., Paredes, J. Contribution of the Decision Support System to improve water management through conjunctive use in basins with high evaporation in Mediterranean climates. Artículo enviado a Hydrology Research.**

- García-López, S., Ruiz-Ortiz, V., Pacheco-Orellana, M.J., Solera, A. (2018). Contribución de los SSD a la Gestión Conjunta de Recursos Hídricos en la Cuenca del río Barbate (Cádiz). En: IV ed. Jornadas Internacionales sobre Sistemas Soporte a la Decisión para Planificación y Gestión de Cuencas Hidrográficas. Aplicación a Sequías y Cambio Climático. Valencia.

- Ruiz-Ortiz, V., García-López, S., Pacheco-Orellana, M.J., Solera, A. (2018). Contribución de los Sistemas Soporte a la Decisión en los procesos evaporativos. Aplicación a la cuenca del río Barbate (Cádiz). En: X Simposio del Agua en Andalucía. SIAGA 2018. Club del Agua subterránea. 2: 87-97. ISBN: 978-84-09-05454-1.

Contribution of the Decision Support System to improve water management through conjunctive use in basins with high evaporation in Mediterranean climates

Verónica Ruiz-Ortiz¹, Santiago García-López², Abel Solera³ & Javier Paredes³

¹ Department of Industrial Engineering and Civil Engineering, University of Cadiz, Campus Bay of Algeciras, Avda. Ramón Puyol s/n 11202 Algeciras, Cádiz, Spain

² Department of Earth Sciences, University of Cadiz, Campus Río San Pedro s/n 11510 Puerto Real, Cádiz, Spain

³ Research Institute of Water and Environmental Engineering, (IIAMA), Universitat Politècnica de València, Camino de Vera s/n 46022 Valencia, Spain

ABSTRACT

The entry into force of Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 established a new model for the management and protection of surface water and groundwater in Europe. In this sense, a thorough knowledge of the basins is an essential step in achieving this European objective. However, in most cases, no in situ systematic measures are being undertaken; therefore, simulation models are powerful tools for the definition and optimization of water resources. In this research, hydrological and water management resource models have been combined, with the assistance of the Decision Support System (DSS) AQUATOOL, with the aim of deepening the consideration of losses by evaporation of reservoirs for a better design of the basin management rules. The case study treated is an Andalusian hydrographic basin of the Atlantic zone (Spain). At the same time, different management strategies are analysed based on the optimization of the available resources by means of the conjunctive use of surface water and groundwater.

KEYWORDS: Conjunctive use, Decision Support Systems (DSS), evaporation, reservoir, water resources systems.

1. INTRODUCTION

The water resource is under increasing pressure that is associated with population growth, the development of economic activities and the potential scenarios of climate change that predict a significant decrease in contributions (Alcamo *et al.* 2007; González-Zeas 2012). Water resource management includes two basic components and their relationships. On the one hand, the sources of the resource must be managed; on the other hand, the water demands must be met. In relation to the latter, agriculture is the main demand for water, with a consumption of more than 70% of the total freshwater of the world. In fact, in some basins, water management is focused almost exclusively on supplying agricultural demands, as is the case of this study on the Barbate River basin (Cádiz, Spain). Measures aimed at the more efficient use of water in agriculture have been being developed in recent times. Strosser (2007) proposes implementation of a system based on the recovery of the cost of water from the payment of the users. Other measures are aimed at increasing the efficiency of irrigation systems (Singh 2014a) or alleviating the effects of droughts on agriculture (Ghabaei *et al.* 2018).

However, the optimization of the water can also be analysed from the point of view of the availability. For this, the use of hydrological models, of decision support systems or a combination of both (Pedro-Monzonís *et al.* 2016) are very useful. Singh (2014b) performs an exhaustive compilation of the different studies carried out on computational models for the conjunctive use of water; these extend from the first models (Tyagi & Narayana 1981), whose objectives were to define the amount of surface water and groundwater needed for irrigation, to the most recent (Rezapour Tabari & Soltani 2013; Singh 2014c), in which a very high number of sources and demands are simulated to optimize the resource and with programming techniques in constant evolution (Condon & Maxwell 2013). Therefore, currently, the decision support systems (DSS) are supported by easy-to-use computer software such as AQUATOOL (Andreu *et al.* 1996), WARGI (Water sources System optimization aided by graphical Interface) (Sechi & Zuddas 2000) and AQUATOR Developed by Oxford Scientific Software at 2001.

Surface water and groundwater are two components that interact according to climatic, terrain relief, geological and biotic factors (Sophocleous 2002). Therefore, an impact on some of them will inevitably affect the quantity and quality of the other (Tanvir Hassan 2014). However, surface water and groundwater have traditionally been considered as two distinct and independent components of the hydrological cycle. In the 1970s, the concept of “hydroschizophrenia” appears (Raymond Nace, 1972), a term proposed to designate the mental separation that people make between the superficial waters (that they see) from the subterranean (that they do not see). Since then, consciousness has developed about the importance of the interactions of these two components of the hydrological cycle to meet human needs, as well as ecological functions in riparian zones and other dependent ecosystems. In addition, current legal regulations such as the Water Framework Directive (EP 2000) have led to a major research activity on issues related to joint management.

This research is part of a project that has the support of the Ecological Transition Ministry (government of Spain), through the Biodiversity Foundation, in the matter of climate change. Its main objective is to deepen in the knowledge of the management of an Andalusian hydrographic basin in the Atlantic zone (Spain) and to analyse the possible management strategies based on the optimization of the available resources by means of the conjunctive use of surface water and groundwater, helping managers to decide which management is the most suitable. To this end, the decision support system AQUATOOL and the SIMGES module have been used. As a characteristic element of this basin, the only surface reservoir with multiannual regulation capacity has a significant loss due to direct evaporation. Therefore, the contribution of the DSS to the quantification of this exit of the balance has been analysed, and management alternatives aimed at mitigating this water problem have been proposed.

2. STUDY AREA

2.1 General characteristics of the Barbate River basin

The study area is located on the Atlantic coast of Andalusia (SW Spain). Specifically, it is in the province of Cadiz (figure 1). The basin of the Barbate River, with a surface of approximately 1.330 km², has a smooth orography for most of its area, mainly with elevations not exceeding 200 m a.s.l., with slopes of less than 3% on average in the lower basin. Nevertheless, in the upper basin, elevations reach 1.095 m a.s.l., and the slopes are quite pronounced.

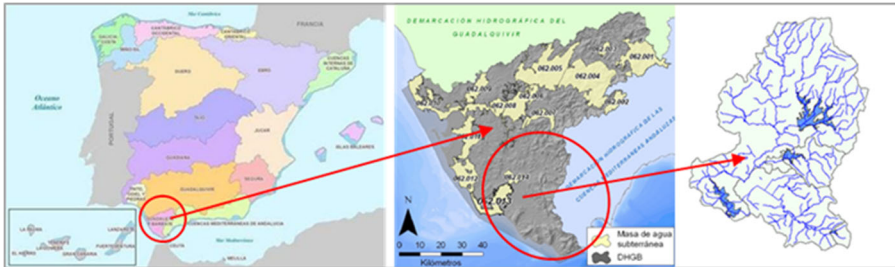


Figure 1: Location of the studied area.

The climate context is Mediterranean with Atlantic influence. The average annual precipitation is close to 800 mm/year, the average annual temperature is approximately 18 °C, and the real evapotranspiration is 585 mm/year. On the other hand, the wind is a very characteristic feature of the studied area. The most frequent are the West (Poniente) winds and East (Levante) winds. Poniente winds are moist, fresh and cause precipitation to ascend towards the interior, with the humidity brought from the sea being condensed. However, the Levante winds are warm and dry and can reach speeds of more than 100 km/h.

The main river of the basin is the Barbate River, which originates in the Aljibe Sierra and opens into the Atlantic Ocean. Along its left margins, it receives the Celemín and Almodóvar rivers. The three rivers are regulated by their homonymous reservoirs: Barbate (228 hm³ capacity), Celemín (45 hm³) and Almodóvar (5.7 hm³). From its right margin, the river Barbate receives the

contributions of the river Álamo, this one without regulation. The management of the Barbate and Celemín reservoirs is carried out jointly for the irrigation of 12,230 ha. Almodóvar Reservoir has a mixed use: water supply (18,000 inhabitants) and irrigation (362.6 ha). Downstream from the reservoirs, the rivers are used as distribution channels to the consuming areas, for which a series of floodgates and pumps have been built to level the elevation and allow water distribution.

In terms of geological characteristics, the Barbate River basin belongs to the flysch of the countryside Gibraltar. At least two independent operating aquifer systems are recognized. The first, identified in the Hydrological Plan (Junta de Andalucía 2016) as a mass of groundwater (MAS) Benalup-062,014, integrates a single outcrop (33 km² of area) of sand and carbonated calcarenites. This aquifer is in a topographical position several tens of metres elevated over the hydrographic network. The second, with approximately 93 km² of surface, identified as MAS Barbate (062,013), presents several outcrops of permeable rocks (calcarenites, Pliocene sands and Quaternary and alluvial deposits) disconnected at the surface, but they predictably have connection in the subsoil. In the study basin, in addition to the surface infrastructures, many (> 200) groundwater catchment wells are present, and these provide water to supply the approximately 9,000 inhabitants and irrigation for approximately 2,500 ha.

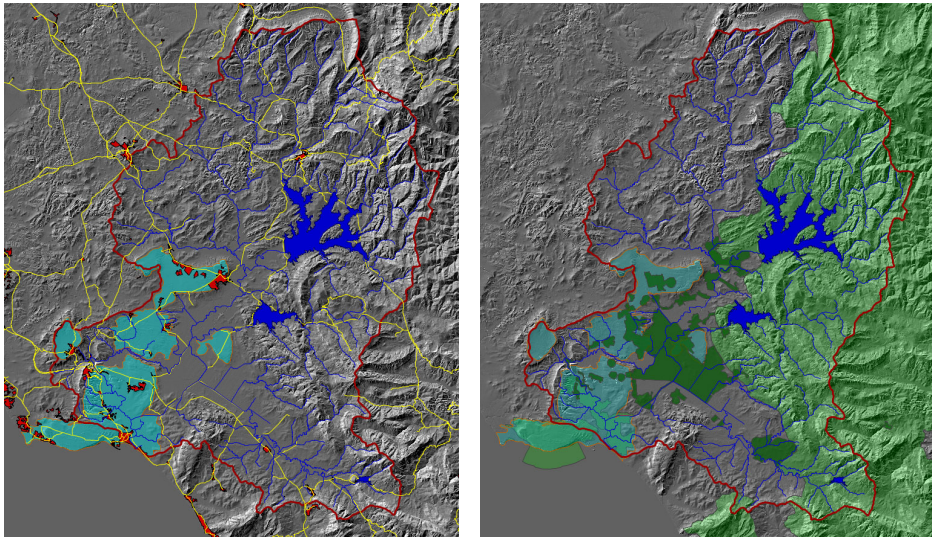


Figure 2: Left: hydrological elements: hydrographic network, reservoirs (dark blue) and groundwater masses (light blue). Right: location of irrigated farmland (dark green) and Natural Parks (light green).

2.2 Hydric problems of the Barbate River basin

The Barbate River basin presents some specific characteristics that affect the management and exploitation of the water resources:

- i) In accordance with the current Hydrological Plan, the groundwater of the Barbate River basin is classified as being in a bad quantitative state. On the one hand, the piezometric records reflect a temporally descending and prolonged evolution. On the other hand, the index of exploitation (volume extracted/available resources) of the MAS is higher than that established as normative (BOE 2008). In addition, contaminants, mainly nitrates, are present in concentrations higher than recommended. For this reason, the Barbate River basin is also classified as being in a bad qualitative state.

- ii) Resources of the basin have been estimated at 247 hm³/year, of which 25 are from underground runoff in the middle basin. The annual average demands amount to 102 hm³/year. The WEI index (Water Exploitation Index, a

quotient between the annual mean extraction of freshwater and the mean long term of the available resource) is used in the study of vulnerability models of water resources. This index determines the water stress in European basins. Alcamo *et al.* (2000) notes that a result above 20% indicates the presence of water stress and strong competition for more than 40% of the water, with difficulty in maintaining aquatic ecosystems. In the river Barbate basin, the WEI index is higher than 40% (table 1).

	ELEMENT	DATA PERIOD	AVERAGE VALUE HM³/YEAR		WEI (%)
SUPERFICIAL CONTRIBUTION	Barbate Reservoir	1999-2016	86.0	222.4	41.1
	Celemín Reservoir	1999-2016	25.6		
	Almodóvar Reservoir	1999-2016	6.5		
	Álamo River	1980-2011	63.9		
	Ballesteros stream	1980-2011	12.1		
	low basin	1980-2011	28.3		
UNDERGROUND CONTRIBUTION	Benalup aquifer recharge	1999-2016	6.8	24.8	
	Las Lomas aquifer recharge	1999-2016	10.2		
	Vejer aquifer recharge	1999-2016	7.8		
DEMAND	Urban	1990-2008	2.8	101.7	
	Agricultural	1990-2008	82.0		
	Ecological	1990-2008	16.9		

Table 1: General water budget of the Barbate River basin. Determination of the Water Exploitation Index (WEI).

In addition, of the estimated superficial contributions (223 hm³/year), only 52% (117 hm³/year) are regulated, so 48% of the superficial contributions are almost entirely carried to the sea. When the contributions of the 3 reservoirs of the basin are simultaneously analysed, a decrease is observed, depending on the length of the data series considered (table 2). This could be associated with climate change and the increase in demands, which aggravates the situation of water stress in the basin.

Data Period	Data Source	Contribution (hm ³ /year)
1940/41 – 2011/12	PH	135.2
1980/81 – 2011/12	PH	123.3
1999/00 – 2015/16	SAIH	119.5

Table 2: Average annual contributions to reservoirs for different lengths of data series. PH (Hydrological Plan of the Guadalete-Barbate); SAIH (automatic hydrological Information system).

iii) The reservoir with the highest capacity of the system and the only one with a multiannual regulation capacity (Barbate), experiences significant losses due to direct evaporation. The Barbate dam sits on a valley with a very mild morphology. For this reason, the dam has some peculiar characteristics (dike length 1,359 m, dam height 30 m, surface flooded to maximum reservoir 2,540 ha). Moreover, in the study area, a meteorological phenomenon—the East Wind—significantly increases the evaporation. As shown in figure 3, as the water level in the Barbate reservoir gradually decreases during the summer of 2016, strong evaporation oscillations associated with periods of intense wind are present. This phenomenon doubles the evaporation values achieved of up to 180,000 m³/day, compared to the usual ones between 60,000 and 100,000 m³/day.

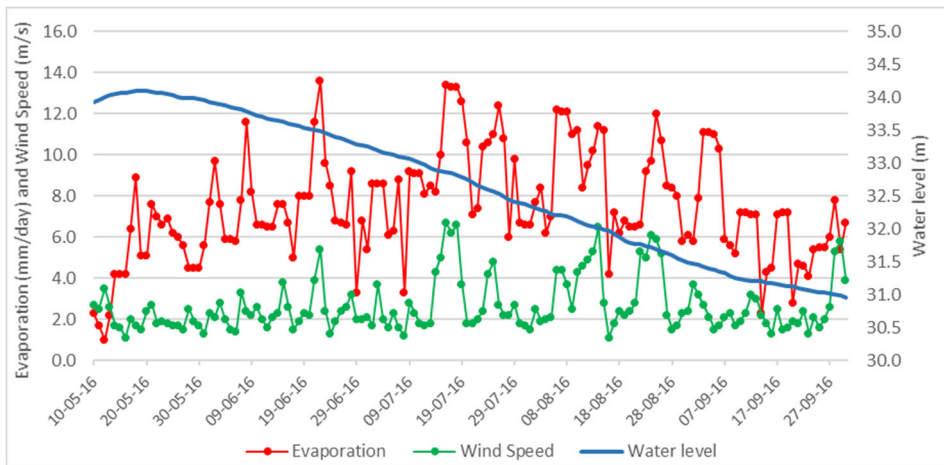


Figure 3: Daily evaporation evolution, wind speed and water level during the summer of 2016 in the Barbate Reservoir.

3. METHODS

3.1 Data collection

For the characterization of the hydrological system of the Barbate River basin, a determination and description of the components and the superficial and subterranean resources, the current and future demands, and the exiting hydraulics infrastructures are needed. Therefore, thorough recognition in situ of the area and extensive databases of different private and public organisms related to the management of water resources have been obtained. The historical series of the main variables of the three reservoirs of the basin (contribution, precipitation, water level, volume dammed, total discharge, discharge for irrigation, discharge for ecological flows) were obtained from the Automatic Hydrological Information System (SAIH) of the Guadalquivir basin, with its corresponding statistical analysis and error detection of the variables recorded. On the other hand, the hydrological statistics for precipitation, evaporation, runoff and infiltration in the aquifers, collected as part of the Hydrological Plan of Guadalete-Barbate (Junta de Andalucía 2016), were analysed. These variables have been calculated as part of a long historical series (1940/41-2011/12) and short series (1980/81-2011/12) from the data of the model of Precipitation-Contribution SIMPA (integrated system for modelling the process precipitation Contribution) of CEDEX. In addition, pluviometric information is available from 30 meteorological stations located in the study basin or in its vicinity, whose data have been analysed.

3.2. Checking evaporation values

Because of the importance of the evaporation in the system, these values have been particularly important to verify. Calibrated and validated data by Public Administrations corresponding to 4 years of hydrological (2013/14 to 2016/17) were available. Thus, evaporation has been calculated in the same period through the estimation equation of Penman-Monteith (Equation 1), following the procedure detailed in Allen *et al.* (2006). When comparing the calculated and

available values, the adjustment obtained between them is adequate (Figure 4), with a discrepancy in its average values of less than 2%.

$$ET_o = \left[\frac{\Delta}{\Delta + \gamma^*} (R_n - G) \frac{10}{L} + \frac{\gamma}{\Delta + \gamma^*} \frac{90}{T + 275} u_2 (e_s - e_a) \right] \quad (1)$$

where ET_o is the volume of water that has undergone evapotranspiration (mm/day), γ^* γ are psychrometric constants (mbar/C), e_s is vapor pressure with air temperature (mb), e_a is vapor pressure with dew temperature (mb), L is volumetric latent heat of vaporization (cal/gr), Δ is rate of change of saturation specific humidity with air temperature (mbar/°C), R_n is net irradiance (cal/(cm² day), T average temperature (°C) and G is ground heat flux (cal/cm²).

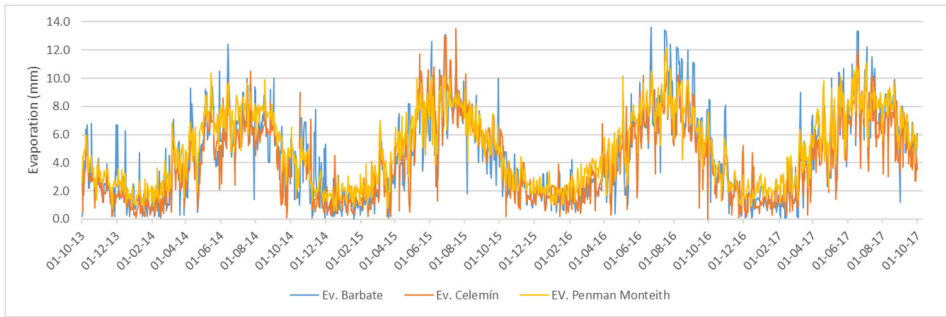


Figure 4: Evaporation measured in Barbate and Celemín reservoirs over 4 years from hydrologic data. Comparison of the available values and estimated values by the Penman-Monteith method.

3.3 AQUATOOL decision support system shell

For modelling of the Barbate River Basin, the decision-support system AQUATOOL (Andreu *et al.* 1996), and more specifically, SIMGES (Andreu *et al.* 2007), was used. AQUATOOL is a generic decision-support system (DSS) developed at the University of Valencia, Spain. It was originally designed for the planning stage of decision-making associated with complex river basins. Its base

focuses on classic system analysis methodology, but the software has been incorporating the new requirements that mark the current needs through the modules. The SIMGES module solves the problem of management from a conservative flow network that is solved by optimization. For this purpose, the programme uses the following objective function (Equation 2):

$$T_E + T_{R1} + T_{R2} + T_{R3} + T_{R4} + T_{R5} + T_{DC} + T_{DN} + T_{RA} + T_{BA} \quad (2)$$

where every term is an objective function corresponding to each one of the possible elements in the system—reservoir (E), river (R1-R5), demands (DC), artificial recharge (RA) pumping (BA) and others. All these objective functions depend of hydraulic principles (mass conservation) and the physical limits of transport and conduction, reservoir capacities, etc.

Since this study is an important element of the water budget, for the quantification of losses by evaporation in reservoirs, SIMGES performs the calculations on a monthly scale and applies the following formula (Equation 3):

$$E = \frac{S_f + S_i}{2} * e * 10^{-5} \quad (3)$$

where S_f and S_i are the surface are (in ha) of the reservoir sheet corresponding to the final and initial volume, and e is the evaporation data in mm.

3.4 Calibration and validation

Traditional methods (Oreskes *et al.* 1994) imply the use of the oldest data for calibration and the most recent for validation. As in this study, the available reliable data corresponding to the last period uses a technique called ‘backwards validation’ (Paredes *et al.* 2010), in which both periods are invested. The following figure shows the validation periods (1999-2013) and calibration (2013-2016) for the volumes stored in the reservoirs of Barbate and Celemín.



Figure 5: Comparison of contrasted values (fuchsia) and simulated (blue) for the calibration and validation of the model. Above: volume dammed at Barbate. Below: volume dammed in Celemín.

3.5 Analysis of scenarios

The possible management alternatives and the needs of the system were studied to determine the optimal management strategy that could be implemented without high costs and with the fewest possible environmental effects. In this study, five possible strategies of action have been proposed: i) conjunctive management of the reservoirs, ii) conjunctive use of the surface-groundwater, (iii) transfer between reservoirs, iv) artificial recharge of aquifers, and v)

combining the above strategies so they are compatible with each other. Different simulations within each strategy were carried out, with the management variables being modified. Finally, the advantages and disadvantages of each strategy were analysed, with optimal management being developed and compared with the current management in the basin. A scheme of the proposed methodology is shown in the following figure.

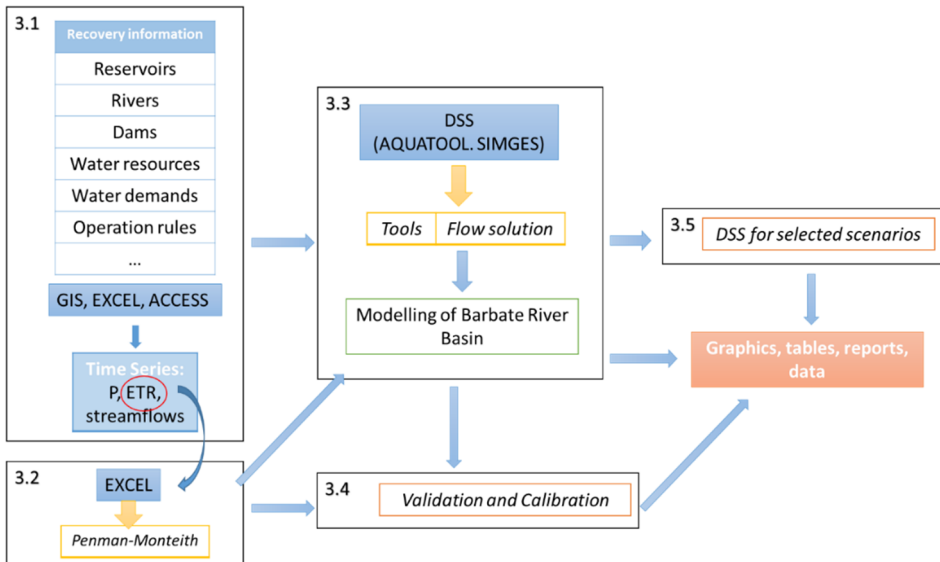


Figure 6: Methodological scheme for the definition of management alternatives of a hydrological system.

4. RESULTS

By including all elements of the water system in the Barbate River basin, the simulation model was built for the current scenario with SIMGES module of AQUATOOL (figure 7). The model reflects the complex interaction among all elements in the system.

<p>E2 Conjunctive use surface-groundwater</p>	<p>9</p>	<p>Replacement of groundwater pumps to supply agricultural demand with surface water, except in drought situation.</p>	<p>-Improvement of aquifers state. -improvement of demands guarantee. -Reduction of evaporation loss. -Reduction of the energy cost by decrease of the pumping time and by elevation in the NP.</p>	<p>-Economic cost of construction of distribution network for plots without access to surface water. -Social cost of the users who have their wells in Independently operation.</p>
<p>E3 Transfer between reservoirs</p>	<p>5</p>	<p>Elevation of resources from Barbate to Celemín reservoir. Pumping flow limited by an existing old conduction.</p>	<p>-improvement of demands guarantee. -Reduction of evaporation loss. -No social cost for the alteration of the existing private facilities.</p>	<p>-Rehabilitation cost of pumping facilities. -Energy Cost.</p>
<p>E4 Artificial recharge of Benalup aquifer</p>	<p>11</p>	<p>Water transfer to the Benalup aquifer from the Barbate reservoir. Recharge of other aquifers is ruled out by its hydrogeological conditions and the need for detailed studies.</p>	<p>- Improvement of demands guarantee. -Reduction of evaporation loss. -Improvement the Benalup aquifer state.</p>	<p>-Construction cost of recharge installations. -Energy cost. -there is no integral improvement of all groundwater bodies.</p>
<p>E5 Combination of previous strategies</p>	<p>2</p>	<p>Combining compatible strategies: - Conjunctive use + transfer (E5a) -Recharge + trasvase (E5b)</p>	<p>-Improvement of aquifers state. -improvement of demands guarantee. -Greater reduction of evaporation loss.</p>	<p>-Construction cost of distribution network. -Rehabilitation cost of pumping installations. -Energy cost. -Social cost of the users who have their wells in Independently operation.</p>

Table 3: Summary of AQUATOOL simulation scenarios.

Following the analysis of the current management model, the management of the basin was determined to be very conditioned to the variations of volume in Celemín and Almodóvar reservoirs. Both reservoirs have a lower capacity of regulation (annual) and experience demands for exclusivity. For this reason, to guarantee supply to meet these demands, the management of the basin should aim at keeping the reservoirs Celemín and Almodóvar at the highest possible levels and covering most of the demands with the water stored in the Barbate Reservoir (strategy 1, E1). In strategy 2 (E2, conjunctive use), the maximum pumping flows of the aquifers have been limited to between 0.3 and 2.0 hm³/month, depending on the current amounts pumped and the hydrogeological characteristics. In addition, different operation rules have been applied for the coordinated extraction of water from aquifers in drought times. During the execution of the Barbate dam, a pumping station was built to transfer water from the Barbate reservoir to Celemín. This transfer allowed a maximum flow of 5.2 hm³/month. These facilities, despite being in disuse and in need of rehabilitation, constitute a strategic element to consider in the management of resources of the basin (strategy 3, E3). In strategy 4, (artificial recharge of the Benalup aquifer) the recharge flows were defined according to the hydraulic calculation that would provide an optimal pre-sizing of the necessary pipes. Subsequently, for each recharge flow rate, the optimum volume for the Barbate reservoir (without affecting the guarantee demands) was established. Finally, combining the previous compatible strategies has been proposed to maximize the benefits of each one of them (strategy 5, E5).

Of the 3 reservoirs of the basin, only Barbate has multiannual regulation capacity, since its storage volume is 2.5 times higher than the average contributions estimated (86 hm³/year). This gives it a strategic character for storage of resources in wet years. However, this reserve is considerably diminished by the high evaporative processes produced from the water sheet (evaporated volume/volume supplied above 0.5). The average annual evaporation produced only in the Barbate reservoir (30 hm³/year) is much higher than the average extraction of all the aquifers in the basin (18.5 hm³/year). For this reason, the average evaporation in the period of study (1999-2016) was quantified in the 28 simulations, and the simulation that provided better results

of reduction of evaporation in the water sheet of the Barbate reservoir was selected for each management strategy (figure 8).

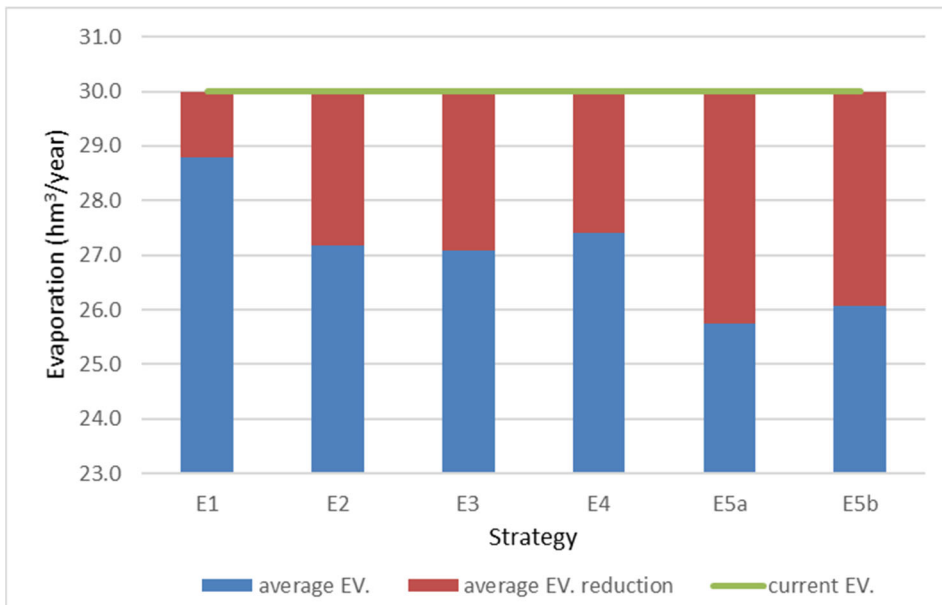


Figure 8: Evaporation in each management strategy and decrease of this respect to the current management of the Barbate River basin.

When the average annual evaporation in Barbate reservoir in the six options selected (figure 9-above) were analysed, the main objective of the strategies posed was to store the resource in period of normal or elevated precipitation in strategic reservoirs that do not suffer from a strong evaporation (aquifers and Celemín reservoir), reducing the direct evaporation from Barbate. On the other hand, in the period 2007-2011, in which the levels of the reservoirs are very depressed due to a prolonged drought, the evaporation was similar in all the strategies. However, with the proposed management options, in all cases, a reserve remained in the strategic reservoirs, deferring supply problems in the event of drought. The evaporation reductions fluctuated according to the strategy between 0 and 8 hm³/year (figure 9-below).

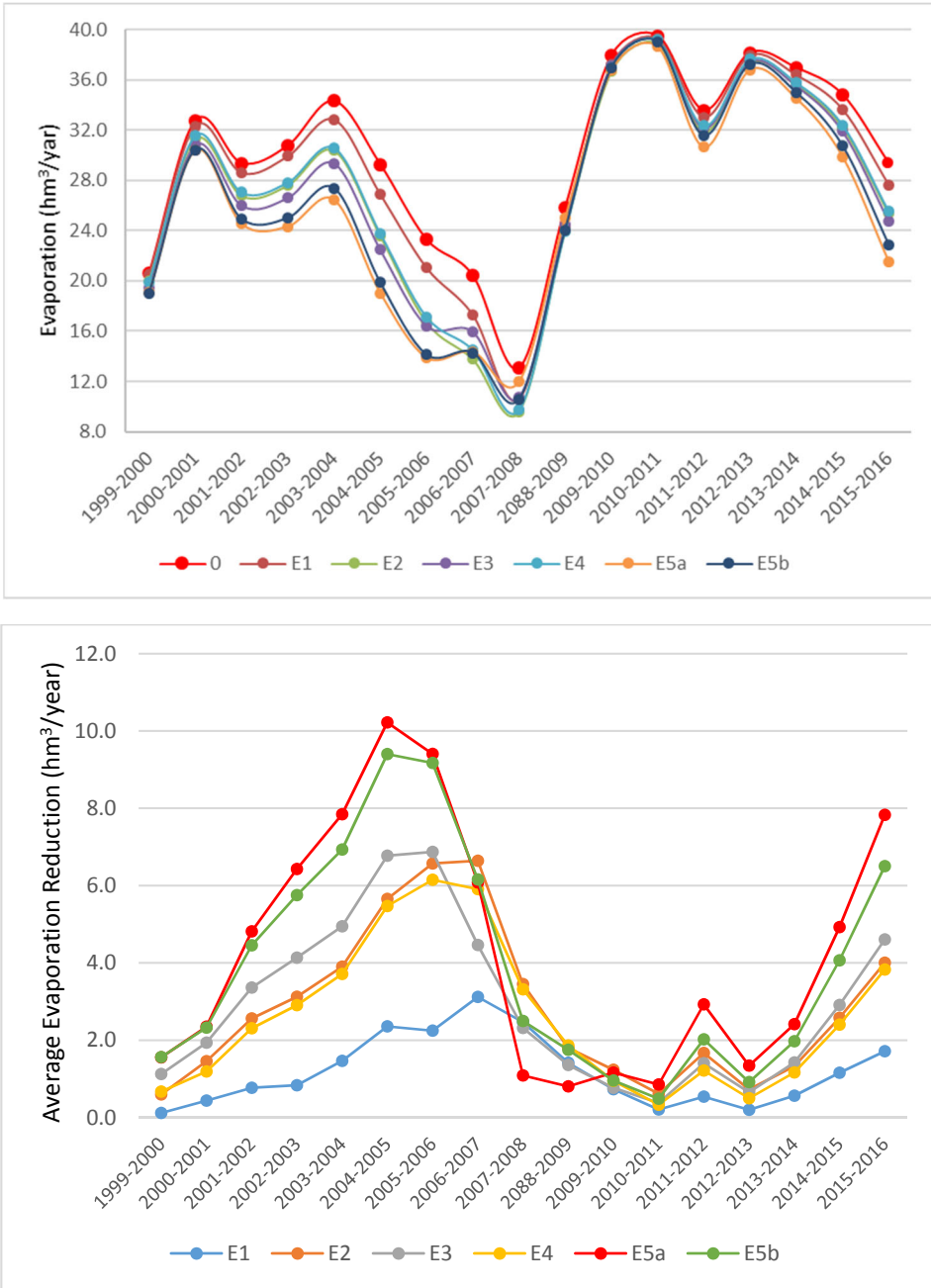


Figure 9: Above: average annual evaporation in the current management (0) and in the proposed (E1-E5b). Below: evaporation reduction of each strategy raised (E1-E5b) with respect to the current management.

5. DISCUSSION

After analysing the advantages and disadvantages of the simulations performed and the variable evaporation in the system, the most suitable management strategy for the Barbate River basin would be to implement a conjunctive use of surface water and groundwater and simultaneously transfer water from the reservoir of Barbate to Celemín, as long as the levels of both reservoirs allow it (strategy E5a). With this combined strategy, the supply demands are 100% guaranteed to be satisfied, the qualitative and quantitative state of the aquifers will improve, and the direct evaporation in the Barbate reservoir will be reduced.

Under the management strategy E5a (Figure 10, above), the agrarian demands could have been met with surface water in a substantial part of the study period, except during the drought suffered between 2006 and 2009. With the current management, 238 hm³ of water have been withdrawn from the aquifers for irrigation in 17 years. However, with the raised strategy, this pumping could have been reduced to 48 hm³, which is 20% of that currently done. With the proposed management modifications, the living reserves of the aquifers would increase, boosting the capacity to dampen the periods of drought through storage in humid years, while favouring the interannual regulation. In addition, this resource stored in the aquifers is exempt from the evaporation problems that would be suffered in the superficial reservoirs. Notice that with the decrease in groundwater extraction, an increase in the natural discharge of these can be supposed, especially by the elevated topographical disposition of the Benalup aquifer. These natural discharges would yield an average of 11.5 hm³/year, quantified in the current exploitation of the system at 21.8 hm³/year (Figure 10-below). This difference in volume returns to the system, with the water being usable for the agrarian demand of the basin. In addition, this approach suggests the ecosystems of Ribera will also improve, according to the line marked by the Water Framework Directive.

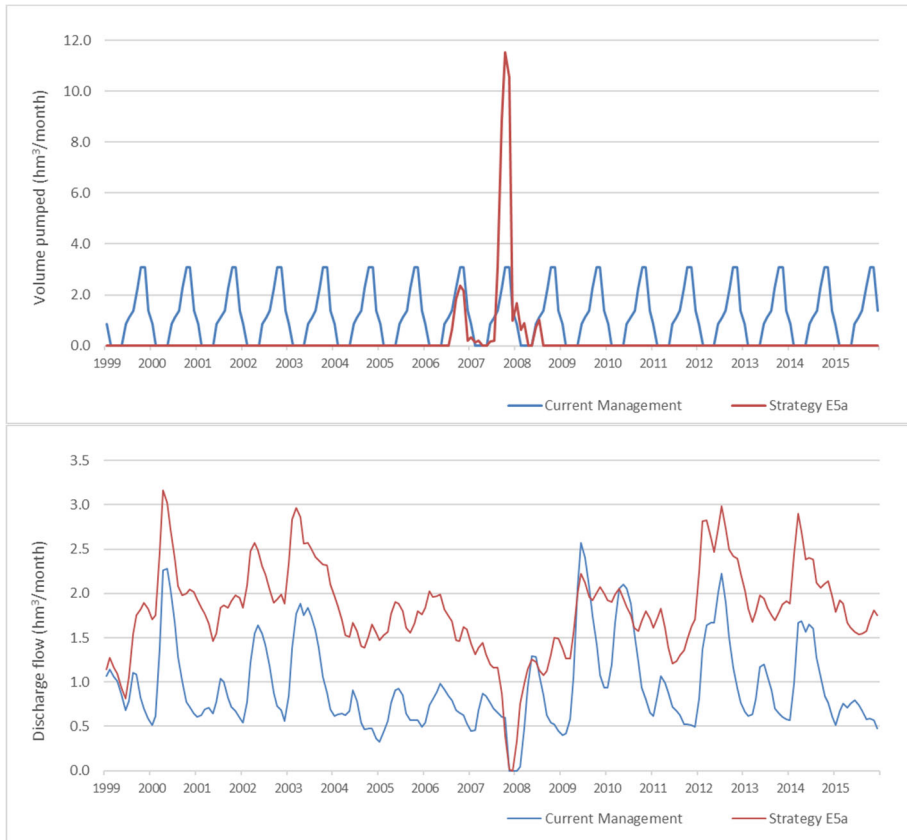


Figure 10: Above: Pumping volume of aquifers for irrigation. Below: Natural discharge returning to the system as surface runoff.

As a strategic element in this management is also considered to make a transfer between the reservoirs of Barbate and Celemín. The average annual flow rate varies between 5 and 27 hm³, with monthly values between 0 and 5.2 hm³ (figure 11).



Figure 11: Monthly and annual average flows transferred between Barbate and Celemín reservoirs in the proposed strategy (E5a).

One of the objectives of this work has been to quantify and reduce the evaporation output suffered by the system in the main reservoirs. The reduction of evaporation that is achieved in the Barbate reservoir with the proposed strategy (E5a) is diminished by the increase of this variable in the Celemín reservoir (Figure 12). In the Almodóvar Reservoir, due to its characteristics and very limited management by the urban demand of Tarifa, the difference of evaporation between the current management and the proposal is practically nil. When the evaporation in both reservoirs is analysed as a single element during 3 years of the study period, the E5a strategy implies an increase in the evaporation of the system, although with values close to zero. This is shown in Figure 12 (below) in the negative values of the graph (grey variable). For the remaining years, water is gained, with a continuous growth of this gain when the slope is positive and with a slowdown of this variable when the slope of the graph is negative. During the 17 years analysed, the total evaporation in the reservoir of Barbate would go from 510 hm³ in the current situation, to 438 hm³ with the proposed strategy. However, in Celemín reservoir, the evaporation would increase from 110 to 132 hm³, so that the total gain of water in system would have been of almost 50 hm³ (2.8 hm³/year) (Figure 12-down-red). However, if the water supply is analysed for short periods of time, in just 5 years (1999-2005), 34 hm³ (6.8 hm³/year) would have been stored, of which 8.5 hm³ corresponds to only the hydrologic year 2004-

2005, which would have been available for subsequent drought, delaying the effects of this one. The increase in the loss of water to the atmosphere caused by the presence of the water sheet in a reservoir with respect to the non-flooding situation is less than the absolute value of the losses (Témez 2007). The transfer to the atmosphere is also produced from the unflooded soil so that, in the rainy periods, the actual evapotranspiration and the potential practically coincide, regardless of whether the terrain is flooded or not. However, in arid climates, or in the climates with periods of strong drought as the one that occupies us, the water shortage in the soil can become very high, which implies that the losses from a non-flooded surface are very close to zero, while the losses from the free sheet are maximum.

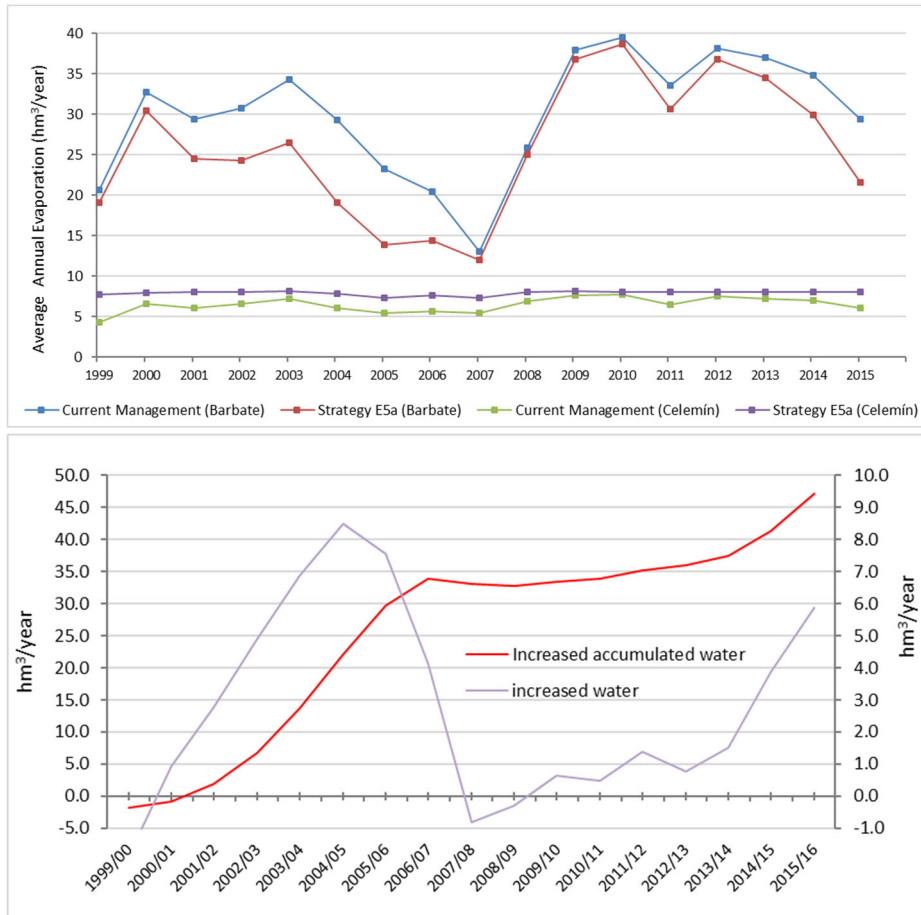


Figure 12: Above: annual average evaporation of Barbate and Celemin reservoirs in the current and proposed management. Below: Average annual resource gain (grey) and accumulated (red) by evaporation balance in Barbate and Celemin reservoirs.

The following table summarizes the main data and variables analysed in the current management and in the proposal.

	Current Management	E5a	Difference
ET average at Barbate (hm ³ /year)	30.0	25.8	4.2
Vol. average dammed at Barbate (hm ³ /year)	127.8	100.3	27.5
Sup. Average of water sheet at Barbate (ha)	1,913.9	1,704.5	209.4
ET average at Celemín (hm ³ /year)	6.5	7.9	-1.4
Vol. average dammed at Celemín (hm ³ /year)	26.6	41.5	-14.9
Sup. average of water sheet at Celemín (ha)	408.2	469.8	-61.6
Surface supply for irrigation (hm ³ /year)	42.3	53.5	-11.2
Transfer from Barbate to Celemín (hm ³ /year)	0.0	12.1	-12.1
Amount pumped (hm ³ /year)	14.0	1.9	12.1
Natural discharge (aquifers) to the system (hm ³ /year)	11.5	21.8	-10.3

Table 4: Summary of the main variables analysed in the current management of the basin and the proposed management (E5a).

Although the reduction in the volume evaporated from the reservoir of Barbate under the proposed strategy can be considered relatively small, when implemented ahead of a scenario of climate change, with the increase in average temperature and the duration and intensity of the heat waves and therefore evaporation, the strategic approach becomes more effective. In addition, the increase in the demands would aggravate the problem of resource availability so that the quantitative and qualitative improvement of aquifers marks the basin management guidelines. The administration, according to the current regulations (RD 907-2007 of Hydrological Planning) is obliged to propose a programme of action for the recovery of the good state of the aquifers, which must include the ordination of the extractive regime, currently controlled by the users, and the dictation of rules in the use of water to achieve a rational

exploitation of the resource. Hence, the implementation of a conjunctive and rational use of the surface water and groundwater, based on scientific knowledge, is the basis of future management strategies in the Barbate basin.

6. CONCLUSIONS

The proposed methodology is based on the use of decision support systems (AQUATOOL-SIMGES) to allow decisionmakers to detect characteristic and improve aspects of a basin from the point of view of water management. In addition, it allows appropriate management strategies to be defined with the lowest possible cost of implementation and fewer environmental effects. To evaluate the applicability of the proposed methodology, it has been implemented in the Barbate River basin (Cádiz, Spain).

Water demands satisfied with the resources of the Barbate River basin are continually threatened by limited underground resources due to the bad state of the MAS, by the singularities of the existing reservoirs (2 of them with a very reduced capacity of regulation and the third one with important problems of evaporation) and because the basin is subjected to high water stress ($WEI > 40\%$), etc. The results of this study determined that the conjunctive use of surface water and groundwater constitutes the key to basin management. It allows the live aquifer reserves to increase, boosting their capacity to cushion periods of drought through storage in wet years, promoting interannual regulation, reducing pollution by increasing dilution processes and improving riparian ecosystems by increasing natural discharges.

On the other hand, the direct evaporation from the water sheet of the reservoirs, especially in the Barbate, constitutes an important element in the management of the basin so that an integral improvement in the management of the system implies the control and reduction of this output of the water balance. The existence of a transfer, currently in disuse, between the Barbate and Celemin reservoirs, allows the incorporation of this variable into the management of the basin and contributes to the decrease of the high evaporation rate that occurs in the reservoir of Barbate.

The selected management strategy (conjunctive use of surface-groundwater plus transfer between reservoirs) shows better optimization of the resource. The key to this option is to store the resource during times of normal or elevated rainfall in the strategic reservoirs that suffer less evaporation (Celemín reservoir and aquifers) for availability during times of drought. In this sense, in just 5 years (1999-2005), 34 hm³ more (6.8 hm³/year) would have been available, which could have been used in the period of subsequent drought.

The selected management strategy (conjunctive use of surface water-groundwater plus transfer between reservoirs) shows better optimization of the resource. The key to this option is to store the resource during times of normal or elevated rainfall in the strategic reservoirs that suffer less evaporation (Celemín reservoir and aquifers) for availability during times of drought. In this sense, in just 5 years (1999-2005), 34 hm³ more (6.8 hm³/year) would have been available, which could have been used in the period of subsequent drought. In addition, the supply restrictions suffered in the area could have been delayed for more than a year, which in the southern part of Spain, which has a marked cyclicity in dry and humid periods, could be very relevant. The increase in the availability of resources may seem small for the whole basin, but it should be noted that, for groundwater users, that amount represents the difference between being classified as good or poor quantitative condition.

Finally, this study aims to contribute to the objectives of the 'Blueprint to safeguard Europe's water resources' (EC 2012) so that the results obtained here can be taken into account for the improvement of the knowledge of the Spanish basins, whose methodological guidelines for action are included in the "Hydrologic Planning Instruction" (BOE 2008).

ACKNOWLEDGEMENTS

The study was performed with the support of the Ecological Transition Ministry, through the Biodiversity Foundation. Likewise, we thank the community of users and irrigators "Ingeniero Eugenio Olid" of Benalup (Cádiz), for the support provided in the collection of information.

REFERENCES

- Alcamo, J., Henrich, T. & Rosch, T. 2000 World Water in 2025 - Global modelling and scenario analysis for the World Commission on Water for the 21st Century. Report A0002, Centre for Environmental System Research, University of Kassel, Germany.
- Alcamo, J., Flörke, M. & Märker, M. 2007 Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climate change. *Hydrological Sciences Journal* **52** (2), 247-275. DOI: 10.1623/hysj.52.2.247.
- Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes and M. Smith. 2006 Crop Evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requirements (FAO Irrigation and Drainage Paper 56). Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy. <http://www.fao.org/docrep/009/x0490s/x0490s00.htm> (accessed 10 September 2018).
- Andreu, J., Capilla, J. & Sanchís, E. 1996 AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. *Journal of Hydrology* **177**, 269-291. DOI: 10.1016/0022-1694(95)02963-X.
- Andreu, J., Solera, A., Capilla, J. & Ferrer, J. 2007 Modelo SIMGES de simulación de la gestión de recursos hídricos, incluyendo utilización conjunta. Versión 3.03.01. Manual de usuario (Model SIMGES simulation of water resources management, including conjunctive use. 3.03.01 version. User Manual). *Polytechnic University of Valencia*.
- BOE (Boletín Oficial del Estado). 2008 Instrucción de Planificación Hidrológica (Hydrologic Planning Instruction). Ministerio de Medio Ambiente, y Medio

- Rural y Marino. 15340 – ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre. *Boletín Oficial del Estado* **229**, 38472–38582.
- Condon, L.E. & Maxwell, R.M. 2013 Implementation of a linear optimization water allocation algorithm into a fully integrated physical hydrology model. *Advances in Water Resources* **60**, 135–147. DOI: 10.1016/j.advwatres.2013.07.012.
- EC (European Commission). 2012 A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources. European Commission, 14.11.2012 COM (2012) 673 final, Brussels.
- EP (European Parliament). 2000 Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. *Official Journal* **327**, 22-12-2000, Brussels.
- Ghabaei Sough, M., Zare Abyaneh, H. & Mosaedi, A. 2018 Assesing a Multivariate Approach based on Scalogram Analysis for Agricultural Drought Monitoring. *Water Resources Management* **30** (13), 4913-4926. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-1999-0>.
- González-Zeas, D. 2012 Impacto del cambio climático sobre los usos del agua en Europa. PhD thesis, University of Madrid.
- Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. 2016 Plan Hidrológico del Guadalete Barbate (2015-2021) (Hydrological Plan of the Guadalete Barbate 2015-2021). <http://www.juntadeandalucia.es>. (accessed 25 May 2018).
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K. & Belitz, K. 1994 Verification, validation and confirmation of numerical models. *Earth sciences* **263** (5147), 641–646. DOI: 10.1126/science.263.5147.641.
- Paredes, J., Andreu, J. & Solera, A. 2010 A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). *Science of the Total Environment* **408** (12), 2576-2589. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.02.037.
- Pedro-Monzonís, M., Jiménez-Fernández, P., Solera, A. & Jiménez-Gavilán, P. 2016 The use of AQUATOOL DSS applied to the System of Environmental

- Economic Accounting for Water (SEEAW). *Journal of Hydrology* **533**, 1-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.11.034>.
- Rezapour Tabari, M.M. & Soltani, J. 2013 Multi-objective optimal model for conjunctive use management using SGAs and NSGA-II models. *Water Resources Management* **27** (1), 37–53. DOI: 10.1007/s11269-012-0153-7.
- Sechi, G.M. & Zuddas, P. 2000 WARGI: Water Resources System Optimization Aided by Graphical Interface. In W.R. Blain and C.A. Brebbia: *Hydraulic Engineering Software* WIT-PRESS, 109-120. DOI: 10.2495/HY000101.
- Singh, A. 2014a Irrigation Planning and Management Through Optimization Modelling. *Water Resources Management* **28** (1), 1-14. DOI: 10.1007/s11269-013-0469-y.
- Singh, A. 2014b Conjunctive use of water resources for sustainable irrigated agricultural. *Journal of Hydrology* **519**, 1688-1697. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.09.049>.
- Singh, A. 2014c Simulation–optimization modeling for conjunctive water use management. *Agricultural Water Management* **141**, 23-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2014.04.003>.
- Sophocleous, M. 2002 Interactions between groundwater and Surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal* **10** (1), 52-67. DOI: 10.1007/s10040-002-0204-x.
- Strosser, P., Roussard, J. & Grandmougin, B. 2007 EU water saving potential. ENV.D.2/ETU/2007/0001r. Final Report. 247. <http://ec.europa.eu> (accesses 2 July 2018).
- Tanvir Hassan, S.M., Lubczynski, M.W., Niswonger, R.G. & Su, Z. 2014 Surface–groundwater interactions in hard rocks in Sardon Catchment of western Spain: An integrated modeling approach. *Journal of Hydrology* **517**, 390-410. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.026>
- Témez, J.R. 2007 Consideraciones prácticas sobre la evaporación en los embalses de la España peninsular (Practical considerations on evaporation in the reservoirs of peninsular Spain). *Revista de Obras Públicas* **3.476**, 15-22.

Tyagi, N.K. & Narayana, V.V.D. 1981 Conjunctive use of canals and aquifers in alkali soils of Karnal. *J. Agricultural Engineering of New Delhi, India* **18**, 78–91.

Capítulo 4

Conclusiones

4. CONCLUSIONES

Los resultados experimentales obtenidos en este trabajo han permitido establecer una serie de conclusiones que se exponen a continuación:

El método propuesto basado en la explotación de fotografías time-lapse, ha permitido obtener información de las fugas del reservorio y su evolución durante el período de control (03/04/2013 a 07/05/2013), además de la cuantificación de la escorrentía directa de llegada al vaso del embalse y la reconstrucción del hidrograma de caudal. Para ello no fue necesario disponer ninguna instalación compleja, ya que con sólo 2 cámaras de bajo coste se monitorizó la variación de nivel en un rango de 20 m, con precisiones de medición de 2 cm y el caudal de entrada al embalse, a partir del nivel en una sección conocida.

En el vaso del embalse de Montejaque, las fugas varían desde 4 m³/s cuando el nivel del embalse está a 655 m.c.a., hasta 0,35 m³/s, cuando el embalse está a menos del 25 % de su capacidad. Además, esta variación se ha producido en tan sólo 25 días, manteniendo una doble relación lineal con respecto al tiempo y al nivel del agua del embalse. Esto se debe tanto a la reducción de la carga hidráulica, como a la disminución de superficie permeable inundada. En comparación con los datos históricos de fugas disponibles, hay un deterioro significativo en las condiciones de sellado del reservorio, excepto cuando tiene muy poco volumen almacenado. Esto último se debe al depósito prolongado en el tiempo de finos fluviales que cubren el fondo del vaso.

En la metodología propuesta basada en fotogrametría terrestre, se han encontrado algunas dificultades para realizar mediciones en las fotografías. Éstas son, diferentes condiciones de iluminación, el oleaje superficial, la presencia de desechos de plantas en la superficie del agua, la reflexión especular del agua y la humedad que empañaba la lente de la cámara, en determinadas circunstancias. En particular, la oscuridad de la noche es una restricción que pudo ser superada sincronizando dispositivos de iluminación. Para solventar los problemas anteriores y para calibrar el método propuesto, el tratamiento de las fotografías se ha realizado manualmente. No obstante, se podría haber implementado un software para el reconocimiento automático de elementos obstaculizantes y para agilizar el tratamiento de datos.

En esta memoria también se ha analizado la aplicabilidad y las ventajas del uso de UAS para generar modelos digitales del terreno de alta resolución y su aplicación al balance hídrico de un humedal. El uso de esta técnica permite definir la geometría del vaso de un cuerpo de agua, en situación de no inundación, con un grado de detalle muy superior al de los productos cartográficos preexistentes. Por lo tanto, este método se utiliza para la cuantificación de volúmenes de agua almacenada, para la definición de la superficie de la lámina de agua y para la estimación de la evaporación directa del humedal o de alimentación de agua por escorrentía directa en diferentes situaciones de inundabilidad.

El ortomosaico realizado con la cámara de mayor resolución (Sony alfa-7) ofrece un 1,4 cm de tamaño de pixel y un RMSE en planimetría de 3,8 cm. El MDT generado con un tamaño de celdilla de 6,9 cm presenta un

RMS en la coordenada Z de 3,5 cm, que es tres veces menor que el obtenido por el sistema Phantom DJI de menor prestaciones. Esto se atribuye básicamente a las características de la cámara. Además, el detalle del modelo es un orden de magnitud superior al obtenido para la cartografía oficial MDT-PNOA (LiDAR).

La principal desventaja de la metodología basada en algoritmos SfM está relacionada con la presencia de vegetación, que a diferencia de las técnicas LiDAR, impide la captura de datos de terreno bajo la cubierta vegetal y obliga a la eliminación de una parte significativa de la información registrada. Para filtrar el efecto de la vegetación en el modelo digital de superficies (MDS), se han utilizado técnicas combinadas espectrales y morfológicas. Paralelamente se han medido in situ puntos de control en la zona de densa vegetación para comprobar la fiabilidad de las técnicas utilizadas.

Respecto al uso de Sistemas Soporte a la Decisión para la gestión y planificación de cuencas hidrográficas, la primera conclusión extraída es que el software AQUATOOL permite determinar soluciones globales para problemas a escala real desde una perspectiva científica. Además, se puede utilizar para proporcionar a los investigadores una información más completa del sistema y así poder tomar decisiones metodológicas coherentes y compararlas con otros sistemas hidrológicos, o dentro del mismo sistema, con diferentes estrategias de gestión.

Tras la definición del modelo conceptual de la cuenca del río Barbate, se comprobó que el modelo recogido en el Plan Hidrológico del

Guadalete-Barbate 2015-2021, no implementa algunos elementos existentes en la realidad y que son cruciales en el funcionamiento del sistema, de modo que la primera mejora conseguida es una definición más realista y exhaustiva del funcionamiento hidrológico de la cuenca del río Barbate.

Por otro lado, se dedujo que la gestión del conjunto de la cuenca, para el cumplimiento de las demandas, está muy condicionado por las variaciones de volumen en los embalses de Celemín y Almodóvar. Éstos tienen una capacidad de regulación reducida (anual) y de ambos dependen demandas en exclusividad. Por este motivo se concluye que resulta imprescindible realizar un cambio en la gestión de vertidos de ambos embalses, manteniéndolos siempre a la mayor cota posible y así garantizar las demandas del conjunto de la cuenca.

Otro problema importante de la cuenca del río Barbate, detectado gracias a la modelización de ésta, es la elevada evaporación que se produce directamente desde la lámina de agua del embalse de Barbate. En los últimos años la evaporación media ha sido de 30 hm³/año, en torno al doble de todo el consumo de agua subterránea que se hace en la cuenca. De este resultado, se ha deducido que el embalse de Barbate debería estar siempre a la menor cota posible para reducir de manera considerable la evaporación directa que se produce en él. Cabe destacar que el hecho de mantener el embalse de Barbate lo más vacío posible, no supone una merma en los recursos hídricos disponibles de la cuenca, ya que se plantea trasladar el recurso a otros elementos del sistema que no

estén afectados de tan importantes problemas de evaporación, resto de embalses y los tres acuíferos principales.

La necesidad de mantener el embalse de Barbate a la menor cota posible para reducir la evaporación y conservar los embalses de Celemín y Almodóvar al mayor volumen posible para aumentar la garantía de las demandas, junto a la necesidad de buscar soluciones para el mal estado cuantitativo y cualitativo de los acuíferos de la zona, han sido las directrices de las estrategias de gestión planteadas. Además, todas las estrategias propuestas son realmente aplicables en la práctica tanto en la cuenca del río Barbate, como en cualquier otra cuenca bajo un contexto medioambiental semejante. Es conocido que existen otras posibles estrategias de gestión, por ejemplo, la construcción de una nueva presa para la regulación de los casi 70 hm³/año que aporta el río Álamo. No obstante, el coste económico que supondría, más los aspectos técnicos y sobre todo ambientales relacionados con esta alternativa, han justificado que quedase fuera de este estudio.

Finalmente se ha seleccionado la estrategia de gestión que consigue una mejor optimización del recurso. Ésta ha sido sustituir el riego de agua subterránea por superficial siempre que sea posible y paralelamente trasvasar agua entre los embalses de Barbate y Celemín. La clave de esta opción es almacenar el recurso en época de precipitaciones normales o elevadas en los reservorios estratégicos quedando disponibles para las épocas de sequía. En este sentido, en tan sólo 5 años (1999-2005), se podría haber dispuesto de 34 hm³ adicionales, lo que equivale a 6.8 hm³/año que habrían podido ser utilizados en el período de sequía

posterior, además de retrasar las consecuencias en el suministro de dicha sequía en aproximadamente un año.

Finalmente, con la estrategia de gestión propuesta para la cuenca del Barbate, se restituiría los niveles de los acuíferos a la situación anterior a la explotación intensiva, por lo que repercutiría en la mejora del estado cuantitativo del mismo. Paralelamente, la mejora en las reservas vivas de los acuíferos, contribuye en el proceso de dilución y transporte de contaminantes, lo que mejoraría también el estado cuantitativo de los acuíferos.

Los resultados obtenidos indican que las metodologías propuestas en este estudio son totalmente válidas para la monitorización de variables hidrológicas y la definición de estrategias de gestión que englobe los recursos superficiales y subterráneas de una cuenca. También podríamos definir las como novedosas, de fácil aplicación y con un reducido coste económico. Además, son aplicables a cualquier sistema bajo un contexto medioambiental semejante. Por ejemplo, el uso de cámaras time-lapse perfectamente podría usarse para cuantificar las filtraciones en la laguna de La Vega (PM de los Toruños), o se podría realizar un vuelo fotogramétrico para definir con exactitud el vaso del embalse de Montejaque. Paralelamente ambos métodos tendrían una aplicación práctica en algunos elementos de la cuenca del río Barbate, como podría ser en la laguna de La Janda.

Capítulo 5

Líneas de investigación futuras.

5. LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURAS

Tanto por la naturaleza de las metodologías planteadas, como por los emplazamientos seleccionados para aplicar dichas metodologías, se abre un amplio espectro de líneas de investigación posibles.

LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN EN LA CUENCA DEL BARBATE

Recientemente, en septiembre de 2018, se ha conseguido ayuda económica del Ministerio para la Transición Ecológica, a través de la Fundación Biodiversidad, para la realización de proyectos en materia de adaptación al cambio climático 2017. En el proyecto se recogen todas las actividades de investigación desarrolladas en la cuenca del río Barbate presentes en esta memoria, así como las que se exponen a continuación:

1. Evaluar el impacto del cambio climático sobre las aportaciones hídricas en el área de estudio y sobre la evaporación desde embalses. Para ello se analizarán los datos disponibles de 60 estaciones meteorológicas de la zona y se implementarán una aplicación informática para estimar la evaporación desde la lámina de agua en embalses a nivel diario ante diferentes condiciones ambientales.
2. Evaluar la idoneidad de emplazamiento de los embalses en la cuenca en lo relativo a la evaporación. Para ello se elaborará una aplicación bajo entorno SIG que permita localizar los emplazamientos de embalse idóneos de cara a la reducción de la evaporación a partir de un MDT.

3. Evaluar el estado cuantitativo y el funcionamiento hidrodinámico de un acuífero seleccionado en la cuenca y evaluar su capacidad para almacenar recursos externos mediante recarga artificial. Se definirá una red de control piezométrica, se instalarán equipos de registro automático de nivel y temperatura (datalogger), se evaluarán las entradas y descargas naturales, etc.
4. Evaluar el estado cualitativo y las características hidroquímicas del acuífero seleccionado en la cuenca, identificando la contaminación ligada a la actividad agrícola/urbana/industrial y evaluar los cambios en la calidad hídrica de producirse recarga artificial.
5. Elaboración de mapas de vulnerabilidad del acuífero de Benalup a partir de la definición del modelo paramétrico DRASTIC.
6. Diagnóstico del estado actual de hábitats seleccionados dependientes de la abundancia, calidad y distribución del agua en la cuenca y pronóstico de escenarios futuros en un contexto de cambio climático desde el punto de vista de la conservación de hábitats y especies.

Todas las líneas de investigación aquí planteadas están en realización, parcialmente ejecutadas o incluso finalizadas ya que han sido necesarias para poder llegar a las conclusiones planteadas en esta tesis doctoral.

POSIBLES LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN EN EL PARQUE METROPOLITANOS DE LOS TORUÑOS

1. Implementación de la metodología propuesta en esta tesis basada en el uso de drones (algoritmos SfM), en todos los humedales del PM de los Toruños. A partir de la geomorfología de todos los vasos de los humedales se podrían definir con exactitud las relaciones agua superficial-subterránea de todas las masas de agua ubicadas en el interior del parque.
2. Aplicación de técnicas de prospección geofísica para definir los límites impermeables del acuífero subyacente. A partir de esta información y la ya conocida a través de la red de monitorización de variables hidrológicas (López-García, S., 2016), implementación y calibración de un modelo numérico, basado en el código MODFLOW, para conocer el funcionamiento del acuífero ante diferentes escenarios climáticos y de gestión del parque.
3. Elaboración de un modelo hidrodinámico global. A partir de toda la información anterior, se podría definir un modelo de circulación de las distintas masas de agua del PM de los Toruños, para analizar volúmenes de almacenamiento, dirección del flujo subterráneo, puntos de descarga de acuíferos... Este modelo permitiría a su vez elaborar un estudio de vulnerabilidad de las masas de agua, de las

presiones a las que está sometido el parque y definir estrategias para la convivencia entre el uso antrópico y los hábitats de la zona.

BIBLIOGRAFÍA

Agencia Andaluza del Agua (2008a). Diseño y ejecución del programa de seguimiento del estado de calidad de las aguas continentales de las cuencas intracomunitarias de la comunidad autónoma de Andalucía. Lote II: Revisión del estado de cumplimiento de los objetivos medioambientales de las masas de agua subterránea de las Cuencas Atlánticas Andaluzas. 29 pp., 5 anexos y 4 planos.

Agencia Andaluza del Agua (2008b). Estudio general de la Demarcación: Cuenca Atlántica Andaluza. Agencia Andaluza del Agua, Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. 233 pp. y 6 anexos.

Agencia Andaluza del Agua (2008c). Adecuación de las masas de agua subterránea de la cuenca del Guadalete-Barbate a los requerimientos de la Directiva 2000/60/CE. Directiva Marco del Agua. 188 pp. y 4 anexos. Tragsatec, 2008.

Alazard, M., Leduc, C., Travi, Y., Boulet, G., Ben Salem, A. (2015). Estimating evaporation in semi-arid areas facing data scarcity: Example of the El Haouareb dam (Merguellil catchment, Central Tunisia). *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 3: 265–284. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2014.11.007>.

Alcamo, J., Flörke, M. and Märker, M. (2007). Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climate change. *Hydrological Sciences Journal*. 52 (2): 247-275. DOI: 10.1623/hysj.52.2.247.

Allen, R.G., L.S. Pereira, D. Raes and M. Smith. (1998). Crop Evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requirements (FAO Irrigation and Drainage Paper 56). Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy. ISBN 92-5-104219-5.

Andreo, B., Vadillo, I., Carrasco, F., Neukum, C., Jiménez, P., Goldscheider, N., Hötz, H., Vías, J.M., Pérez, I., Göppert. (2004). Precisiones sobre el funcionamiento hidrodinámico y la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero kárstico de la Sierra de Líbar (provincias de Málaga y Cádiz, Sur de España) a partir de un ensayo de trazadores. Revista de la Sociedad Geológica de España. 17 (3-4): 187-197. ISSN: 0214-2708.

Andreu, J., Capilla, J., Sanchís, E. (1996). AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. Journal of Hydrology. 177: 269-291. DOI: 10.1016/0022-1694(95)02963-X.

Andreu, J., Solera, A., Capilla, J., Ferrer, J. (2007). Modelo SIMGES de simulación de la gestión de recursos hídricos, incluyendo utilización conjunta. Versión 3.03.01. Manual de usuario. Universidad Politécnica de Valencia.

Arriaga Requena, A. (2016). Geomorfología de la laguna de La Janda (Provincia de Cádiz). Aplicación a su posible reinundación. Departamento de Ciencias de la Tierra. Universidad de Cádiz. Trabajo Fin de Máster.

- Azamathulla, H.M., Wu, F.C., Ghani, A.A., Narulkar, S.M., Zakaria, N.A., Chang, C.K. (2008). Comparison between genetic algorithm and linear programming approach for real time operation. *Journal of Hydro-Environment Research*. 2 (3): 172–181. DOI: 10.1016/j.jher.2008.10.001.
- Balazy, P., Kuklinski, P., Berge, J. (2018). Diver deployed autonomous time-lapse camera systems for ecological studies. *Journal of Marine Engineering and Technology*. 17 (3): 137-142. DOI: 10.1080/20464177.2017.1357164.
- Bernstein, R. (1978). Digital image processing of Earth observation sensor data, en *Digital Image processing for Remote Sensing*. IEEE Press, New York, pp. 55-72.
- Boon M.A., Greenfield R., Tesfamichael S. (2016). Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Photogrammetry Produces Accurate High-resolution Orthophotos, Point Clouds and Surface Models for Mapping Wetlands. *South African Journal of Geomatics*. 5 (2): 186-200. <http://dx.doi.org/10.4314/sajg.v5i1.187>.
- Bowman, D., Ferri, S., Pranzini, E. (2007). Efficacy of beach dewatering - Alassio, Italy. *Coastal Engineering*. 54 (11): 791–800. DOI: 10.1016/j.coastaleng.2007.05.014.
- Brasington, J., y Smart, R.M. (2003). Close range digital photogrammetric analysis of experimental drainage basin evolution. *Earth Surface Processes and Landforms*. 28 (3): 231–247. DOI: 10.1002/esp.480.

- Cai, Z., Chin, T.J., Bustos, A.P., Schindler, K. (2019). Practical optimal registration of terrestrial LiDAR scan pairs. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 147: 118-131. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2018.11.016.
- Calatrava, J., Martínez-Granados, D. (2018). The limited success of formal water markets in the Segura River basin, Spain. *International Journal of water resources development*. 34 (6): 961-981. DOI: 10.1080/07900627.2017.1378628.
- Castaño, S., De la Losa, A., Martínez-Santos, P., Rosa-Mediavilla, JIS. (2018). Long-term effects of aquifer overdraft and recovery on groundwater quality in a Ramsar wetland: Las Tablas de Daimiel National Park, Spain. *Hydrological Processes*. 32 (18): 2863-2873. DOI: 10.1002/hyp.13225.
- Chabot D., Bird D.M. (2013). Small unmanned aircraft: precise and convenient new tools for surveying wetlands. *Journal of Unmanned Vehicles System*. 1: 15–24. dx.doi.org/10.1139/juvs-2013-0014. DOI: 10.1002/esp.480.
- Chabot, D., Carignan, V., Bird, D.M. (2014). Measuring Habitat Quality for Least Bitterns in a Created Wetland with Use of a Small Unmanned Aircraft. *Wetlands* (2014). 34: 527-533. DOI:10.1007/s13157-014-0518-1.
- Chapra SC., 2003. Engineering water quality models and TMDLs. *Journal of Water Resources Planning Management*, 129 (4): 247-56. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9496(2003)129:4(247).

CHG-ITGE (1993). Propuestas de normas de explotación de las unidades hidrogeológicas restantes (no afectadas por el Decreto 735/1971 ni con afección a embalses de regulación y fuentes de abastecimiento a poblaciones de la Cuenca del Guadalquivir). Tomo VI. Unidades hidrogeológicas 05.43, 05.46, 05.48, 05.49, 05.60, 05.61, 05.62 y 05.63 (00.07). Convenio de asistencia técnica entre la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y el Instituto Tecnológico Geominero de España 1992-1995. Diciembre de 1993.

CHG-IGME (2001). Revisión y actualización de las normas de explotación de las Unidades Hidrogeológicas de las cuencas del Guadalquivir y Guadalete-Barbate. Propuesta de normativa y definición de nuevas Unidades Hidrogeológicas. Convenio entre la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y el Instituto Geológico y Minero de España. Año 2000-2001. Norma de explotación de la U.H. 05.61 Vejer-Barbate. 33 pp. y 2 mapas.

Compañía Sevillana de Electricidad. (1928). Las pérdidas del fondo, su importancia y su arreglo conforme al proyecto que está hecho a base de una capa superficial elástica e impermeable.

Condon, L.E., Maxwell, R.M. (2013). Implementation of a linear optimization water allocation algorithm into a fully integrated physical hydrology model. *Advances in Water Resources*. 60: 135–147. DOI: 10.1016/j.advwatres.2013.07.012.

- Consejo Europeo. (1992). Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relative a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. DOUEL núm. 206 de 22 de julio de 1992.
- Creutin, J.D., Musteb, B., Bradleyb, A.A., Kimb, S.C., Kruger. A. (2003). River gauging using PIV techniques: a proof of concept experiment on the Iowa River. *Journal of Hydrology*. 277 (3–4): 182–194. DOI: 10.1016/S0022-1694(03)00081-7.
- Dal Sasso, S.F., Pizarro, A., Samela, C., Mita, L., Manfreda, S. (2018). Exploring the optimal experimental setup for surface flow velocity measurements using PTV. *Environmental Monitoring and Assessment*. 190 (8). DOI: 10.1007/s10661-018-6848-3.
- Damarío E.A., Cattáneo C.L., (1982). Climatic estimation of Argentine potential evapotranspiration by 1948, Penman method. *Facultad de Agronomía*. 3 (3): 271-292, 1982
- De Vries, J., Simmers, I. (2002). Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. *Hydrogeology Journal*. 10 (1): 5-17. DOI: 10.1007/s10040-001-0171-7.
- DeBell L., Anderson K., Brazier R.E., King N., Jones L. (2016). Water resource management at catchment scales using lightweight UAVs: current capabilities and future perspectives. *Journal of Unmanned Vehicles System*. 4: 7–30. [dx.doi.org/10.1139/juvs-2015-0026](https://doi.org/10.1139/juvs-2015-0026).
- Delannoy, J.J. (1998). Contribución al conocimiento de los macizos kársticos de las Serranías de Grazalema y de Ronda. *Karst en*

Andalucía. Instituto Tecnológico-Geominero de España. Madrid. 93-129.

Diarra, A., Jarlan, L., Er-Raki, S., Le Page, M., Khabba, S., Boulet, G. (2016). Comparison of two simple tools (TSEB and FAO-56) to retrieve evapotranspiration of irrigated agriculture in semi-arid areas. Geophysical Research Abstracts. Vol. 18, EGU2016-8166.

Dueñas López, M.A. (2000). Bases ecológicas para la restauración de los humedales de La Janda (Cádiz, España). Universidad de Córdoba. Tesis doctoral.

Estrela, Q. (1996). El Sistema integrado de modelización precipitación escorrentía (SIMPA). Revista de Ingeniería Civil. 43-53.

Farinotti, D., Magnusson, J. Huss, M., Bauder, A. (2010). Snow accumulation distribution inferred from time-lapse photography and simple modelling. Hydrological Processes. 24 (15): 2087–2097. DOI: 10.1002/hyp.7629.

Ganguly, A., Alexeenko, A. A. (2012). Modeling and measurements of water–vapor flow and icing at low pressures with application to pharmaceutical freeze-drying. International Journal of Heat and Mass Transfer. 55 (21–22): 5503–5513. DOI: 10.1016/j.ijheatmasstransfer.2012.05.021.

García de Lomas, J., Castro, M., Muñoz, G., Hernández, I. (2004). Estudio de adecuación y acondicionamiento para instalaciones y actuaciones de investigación y uso público de los terrenos colindantes al río San

- Pedro, Puerto Real, Cádiz. Departamento de Biología. Universidad de Cádiz.
- García-López, S., Ruiz-Ortiz, V. (2013). Utilización de fotogrametría de bajo coste en la monitorización de variables hidrológicas. Aplicación al estudio de las filtraciones del embalse de Montejaque. En: X Simposio de Hidrogeología. Granada. 1149-1158. ISBN: 978-84-7840-914-3.
- García-López, S., Ruiz-Ortiz, V., Sánchez-Bellón, A., Barbero, L., Muñoz-Arroyo, G., Castro, M. y Rebordinos, L. (2016). Uso del humedal de Los Toruños (Puerto Real, Cádiz) como laboratorio natural para la enseñanza de Hidrogeología. Jornada Hidrogeología y Humedales: 45 años del Convenio de Ramsar: su importancia en la conservación y gestión de los humedales. Córdoba. ISBN: 978-84-697-7787-9.
- García-López, S., Ruiz-Ortiz, V., Sánchez-Bellón, A, Muñoz-Arroyo, G., (2017). Creación de un laboratorio natural de Hidrología en el Parque Metropolitano de los Toruños y su aplicación docente. II Jornadas de Innovación Docente Universitaria UCA. ISBN: 978-84-697-4354-6.
- García-López, S., Ruiz-Ortiz, V., Muñoz-Pérez, JJ. (2018). Time-lapse photography for monitoring reservoir leakages (Montejaque dam, Andalusia, southern Spain). *Hydrology Research*. 49 (1): 281-290. DOI: 10.2166/nh.2017.256.
- García-López S., Ruiz-Ortiz V., Barbero L., Sánchez-Bellón A. (2018). Contribution of the UAS to the determination of the water budget in a coastal wetland: A case study in the Natural Park of the Bay of Cádiz

(SW Spain). *European Journal of Remote Sensing*. 51 (1): 965-977.
Doi: 10.1080/22797254.2018.1522602.

García-López, S., Pacheco-Orellana, M.J., Barbero, L., Ruiz-Ortiz, V., Moggia, M. (2018). Uso combinado de datos obtenidos mediante registradores electrónicos automáticos y drones para determinar el funcionamiento hidrológico de un humedal costero (PN Bahía de Cádiz). En: X Simposio del Agua en Andalucía. SIAGA 2018. Club del Agua subterránea. 2: 121-131. ISBN: 978-84-09-05454-1.

García-López, S., Ruiz-Ortiz, V., Pacheco-Orellana, M.J., Solera, A. (2018d). Contribución de los SSD a la Gestión Conjunta de Recursos Hídricos en la Cuenca del río Barbate (Cádiz). En: IV ed. Jornadas Internacionales sobre Sistemas Soporte a la Decisión para Planificación y Gestión de Cuencas Hidrográficas. Aplicación a Sequías y Cambio Climático. Valencia.

Garvelmann, J., Pohl, S., Weiler, M. (2013). From observation to the quantification of snow processes with a time-lapse camera network. *Hydrology and Earth System Sciences*. 17: 1415–1429. DOI: 10.5194/hess-17-1415-2013.

Ghabaei Sough, M., Zare Abyaneh, H., Mosaedi, A. (2018) Assessing a Multivariate Approach based on Scalogram Analysis for Agricultural Drought Monitoring. *Water Resources Management*. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-1999-0>.

Gil-Meseguer, E., Martínez-Medina, R., Gómez-Espín, JM. (2018). The Tajo-Segura water transfer (1979-2017). Actions for the future in

Spain. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 9 (2): 192-209. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-02-08.

Gleason, C. J., Smith, L. C., Finnegan, D. C., LeWinter, A. L., Pitcher, L. H., Chu, V. W. (2015). Technical note: semiautomated effective width extraction from time-lapse RGB imagery of a remote, braided Greenlandic river. *Hydrology and Earth System Sciences*. 19 (6): 2963–2969. DOI: 10.5194/hess-19-2963-2015.

Gómez, E., Obregón, N. (2016). Quantitative Precipitation Estimation Model With Spatial Variability Based On Polarimetric Radar. *IEEE Latin America Transactions*. 14 (5): 2128-2137. DOI: 10.1109/TLA.2016.7530405.

González-Zeas, D. (2012). Impacto del cambio climático sobre los usos del agua en Europa. Universidad Politécnica de Madrid. 1-289. Tesis Doctoral.

Gupta, R.S., Goodman, A.S. (1985). Groundwater reservoir operation for drought management. *Journal of Water Resources Planning and Management- ASCE*. 111 (3): 303–320. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9496(1985)111:3(303).

Hantush, M.S.M., Marino, M.A. (1989). Chance-constrained model for management of stream-aquifer system. *Journal of Water Resources Planning and Management- ASCE*. 115 (3): 259–277. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9496(1989)115:3(259).

Harou, J.J., Pulido-Vázquez, M., Rosenberg, D.E., Medllin-Azuara, J., Lund, J.R. and Howitt, R.E. (2009). Hydro-economic Models: concepts, Design, Applications and Future Prospects. *Journal of Hydrology*. 375 (3-4): 627-643. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.06.037.

Harrison W. D., Echelmeyer, K. A., Cosgrove, D. M. y Raymond, C. F. (1992). The determination of glacierspeed by time-lapse photography under unfavorable conditions. *Journal of Glaciology*, 38 (129): 257-265. DOI: 10.1017/S002214300000366X.

Heinz, I., Pulido-Vázquez, M., Lund, J.R. and Andreu, J. (2007). Hydro-economic modeling in river basin management: Implications and applications for the European Water Framework Directive. *Water Resources Management*. 21 (7): 1103-1125. DOI: 10.1007/s11269-006-9101-8.

Huang, G.H., Loucks, D.P. (2000). An inexact two-stage stochastic programming model for water resources management under uncertainty. *Civil Engineering and Environmental Systems*. 17 (2): 95–118. DOI: 10.1080/02630250008970277.

IGME (1986). Informe técnico sobre las posibilidades de captación de aguas subterráneas para el abastecimiento a “los Caños de Meca”, Barbate el Franco (Cádiz). 19 pp.

IGME (desconocido). Informe técnico, sondeo de abastecimiento a Barbate de Franco, Cádiz. 24 pp.

IGME y Diputación Provincial de Cádiz (2005). Atlas hidrogeológico de la provincia de Cádiz. Instituto Geológico y Minero de España y Diputación de Cádiz. 264 pp.

Imko.de (2018). TRIME-PICO IPH/T3.
<https://imko.de/en/products/soilmoisture/soil-moisture-sensors/trimepicoiph3>. Último acceso

ITGE (1990). Apoyo a la gestión de los recursos hidráulicos en Vejer-Barbate. Instituto Tecnológico Geominero de España. 104 pp. y 7 anexos.

ITGE (1996). Informe técnico del sondeo para abastecimiento a la población de Barbate (Cádiz). 23pp.

Iranzo, J.E. (2008). Características económicas del Agua. Cauce 2000. 141: 7-13. ISSN: 0212-761x.

Junta de Andalucía. (2005). REAL DECRETO 1560/2005, de 23 de diciembre, sobre traspaso de funciones y servicios del Estado a la Comunidad Autónoma de Andalucía en materia de recursos y aprovechamientos hidráulicos correspondientes a las cuencas andaluzas vertientes al litoral atlántico (Confederaciones Hidrográficas del Guadalquivir y del Guadiana). <http://www.juntadeandalucia.es/boja/2006/15/d1.pdf>. Último acceso: 22/05/2018.

- Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. (2016). Plan Hidrológico del Guadalete Barbate (2015-2021). <http://www.juntadeandalucia.es>. Último acceso: 25/05/2018.
- Kashyap, P.S. and Panda, R.K. (2001). Evaluation of evapotranspiration estimation methods and development of crop-coefficient for potato crop in a sub-humid region. *Agricultural Water Management*. 50 (1): 9-25. DOI: 10.1016/S0378-3774(01)00102-0.
- Korolev, V.Yu., Gorshenin, A.K., Gulev, S.K., Belyaev, K.P., Grusho, A.A. (2017). Statistical Analysis of Precipitation Events. *International Conference on Numerical Analysis and Applied Mathematics 2016 (ICNAAM-2016)*. 1863. DOI: 10.1063/1.4992276.
- Leitão J.P., Moy de Vitry M., Scheidegger A., Rieckermann J. (2016). Assessing the quality of digital elevation models obtained from mini unmanned aerial vehicles for overland flow modelling in urban areas. *Hydrology Earth System Sciences*. 20: 1637–1653. DOI: 10.5194/hess-20-1637-2016.
- Loucks, D.P., Stedinger, J.R., Haith, D.A. (1981). *Water Resource Systems Planning and Analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ. ISBN: 978-0139459238.
- Lowe, D. (1999). Object recognition from local scale-invariant features, international conference on computer vision. In: *IEEE Computer Society, Corfu, Greece*, pp. 1150–1157.

- Lu, H., Huang, G., He, L. (2011). An inexact rough-interval fuzzy linear programming method for generating conjunctive water-allocation strategies to agricultural irrigation systems. *Applied Mathematical Model.* 35 (9): 4330–4340. DOI: 10.1016/j.apm.2011.03.008.
- Lu, H.W., Huang, G.H., He, L. (2012). Simulation-based inexact rough-interval programming for agricultural irrigation management: a case study in the Yongxin County, China. *Water Resources Management.* 26 (14): 4163–4182. DOI: 10.1007/s11269-012-0138-6.
- Manache, G., Melching, C.S. (2004). Sensitivity analysis of water-quality model using latin hypercube sampling. *Journal of Water Resources Planning and Management-ASCE.* 130(3):232–42. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9496(2004)130:3(232).
- Mangin, A., Benavente, J. (1984). Aplicación del análisis de series de tiempo al sistema espeleológico Hundidero-Gato. *Actas del I Congreso Español de Geología.* 3: 541-553. ISBN 84-500-9837-8.
- Martín Valenzuela, C. (2017). Caracterización hidroquímica del acuífero de los Toruños. Departamento de Ciencias de la Tierra. Universidad de Cádiz. Trabajo Fin de Grado.
- Martínez-Paz, J.M., Gomariz-Castillo, F., Pellicer-Martínez, F. (2018). Appraisal of the water footprint of irrigated agriculture in a semi-arid area: The Segura River Basin. *PLoS ONE.* 13 (11): 1-20. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206852>.

- Mather, P.M. (1987). *Computer Processing of Remotely Sensed Images*. John Wiley and Sons, Chichester.
- McMahon, T.A., Peel, M.C., Lowe, L., Srikanthan, R. and McVicar, T.R. (2013). Estimating actual, potential, reference crop and pan evaporation using standard meteorological data: a pragmatic synthesis. *Hydrology and Earth System Sciences*. 17 (11): 1331-1363. DOI: 10.5194/hess-17-4503-2013.
- Mernild, S. H., Hasholt, B. (2006). Climatic control on river discharge simulations, Mittivakkat Glacier catchment, Ammasalik Island, SE Greenland. *Nordic Hydrology*. 37 (4–5), 327–346. DOI: 10.2166/nh.2006.018.
- Ministerio de Medio Ambiente (2001). Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. <https://www.boe.es/boe/dias/2001/07/24/pdfs/A26791-26817.pdf>. Último acceso: 19/02/2019.
- Molina, J.L., Rodríguez-González, P., Molina, M.C., González-Aguilera, D., Espejo, F. (2014). Geomatic methods at the service of water resources modelling. *Journal of Hydrology*, 509, 105-162. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.11.034.
- Munroe, J.S. (2018). Monitoring snowbank processes and cornice fall avalanches with time-lapse photography. *Cold Regions Science and Technology*. 154: 32-41. DOI: 10.1016/j.coldregions.2018.06.006.

- Naranjo, J. (2009): Historia del Pantano de Montejaque (II). El Hacho, 18: 24-30. ISSN: 1138-2449.
- Nobajas A., Waller IR., Robinson ZP., Sanzongalo R. (2017). Too much of a good thing? the role of detailed UAV imagery in characterizing large-scale badland drainage characteristics in South-Eastern Spain. *International Journal of Remote Sensing*. 2844-2860. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2016.1274450>.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K., Belitz, K. (1994). Verification, validation and confirmation of numerical models. *Earth sciences*. 263(5147):641–646. DOI: 10.1126/science.263.5147.641.
- Pacheco-Orellana, M.J. (2017). Funcionamiento y Balance Hídrico del Sistema Acuífero- Humedal de la laguna de La Vega. Departamento de Ciencias de la Tierra. Universidad de Cádiz. Trabajo Fin de Máster.
- Parajka, J., Haas, P., Kirnbauer, R., Jansa, J., Blöschl, G. (2012). Potential of time-lapse photography of snow for hydrological purpose at the small catchment scale. *Hydrological Processes*. 26 (22): 3327–3337. DOI: 10.1002/hyp.8389.
- Paredes, J., Andreu, J., Solera, A. (2010). A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). *Science of the Total Environment*. 408 (12): 2576-2589. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.02.037.
- Parlamento Europeo. (2000). Directiva Marco del Agua. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre

de 2000 que establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

http://www.mapama.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/directiva2000_60marcoaguas_tcm30-162987.pdf.

Último acceso: 10/02/2018.

Pérez Carrera, E. (2009). Distribución y reactividad de contaminantes orgánicos regulados y emergentes en sistemas hídricos superficiales y subterráneos. Tesis Doctoral.

Piñero Marchante, J.J. (2017). Estudio preliminar de la hidroquímica del acuífero de los Toruños. Departamento de Ciencias de la Tierra. Universidad de Cádiz. Trabajo Fin de Máster.

Pruitt, W.O. and J. Doorenbos. (1977). Empirical Calibration, a Requisite for Evapotranspiration Formulae Based on Daily or Longer Mean Climatic Data?. Presented at International Round table Conference on Evapotranspiration. International Commission on Irrigation and Drainage Budapest, Hungary. 20 pp.

Rezapour Tabari, M.M., Soltani, J., 2013. Multi-objective optimal model for conjunctive use management using SGAs and NSGA-II models. *Water Resources Management*. 27(1): 37–53. DOI: 10.1007/s11269-012-0153-7.

Richards, J.A. (1993). *Remote Sensing Digital Image Analysis. An Introduction* (2nd Ed.). Springer-Verlag. Berlin.

Rosegrant, M.W., Ringler, C., Mckinney, D.C., Cai, X., Keller, A. y Donoso, G. (2000). Integrated Economic-Hydrologic Water Modeling at the basin scale: The Maipo River Basin. *Agricultural Economics*. 24 (1): 33-46. DOI: 10.1016/S0169-5150(00)00113-4.

Ruiz-Ortiz, V., García-López, S., Olías, M. y Molina, J.L. (2012). Problemas hidrogeológicos en embalses. Casos de estudio en Andalucía. *SIAGA 2012*. Instituto Geológico y Minero de España. 30: 1157-1168. ISBN: 978-84-7840-863-4.

Ruiz-Ortiz, V., García-López, S., Pacheco-Orellana, M.J., Solera, A. (2018). Contribución de los Sistemas Soporte a la Decisión en los procesos evaporativos. Aplicación a la cuenca del río Barbate (Cádiz). En: X Simposio del Agua en Andalucía. *SIAGA 2018*. Club del Agua subterránea. 2: 87-97. ISBN: 978-84-09-05454-1.

Scanlon, B., Healy, R., Cook, P. (2002). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*. 10 (1): 18-39. DOI: 10.1007/s10040-001-0176-2.

Secretaría General de Agua. Consejería de Medio Ambiente (2011). Trabajos necesarios para la mejora del conocimiento y protección contra la contaminación y el deterioro del estado de las masas de agua subterránea, conforme a lo establecido en las directivas 2000/60/CE y 2006/118/CE. CD inédito.

Secretaría General de Agua. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente (2013). Elaboración de un plan de gestión integrada en las masas de agua subterránea en mal estado químico y/o cuantitativo

identificadas en las demarcaciones hidrográficas andaluzas de carácter intracomunitario, con objeto de alcanzar los objetivos medioambientales fijados en la legislación vigente en materia de aguas. CD inédito.

Sechi, G.M. and Zuddas, P. (2000). WARGI: Water Resources System Optimization Aided by Graphical Interface. In W.R. Blain and C.A. Brebbia: Hydraulic Engineering Software. WIT-PRESS. 109-120. DOI: 10.2495/HY000101.

Seitz, S.M., Curless, B., Diebel, J., Scharstein, D., Szeliski, R. (2006). A comparison and evaluation of multi-view stereo reconstruction algorithms. IEEE Conf. Comput. Vision Pattern Recogn., 519–528.

Shroder, J.F. (2013). Ground, Aerial, and Satellite Photography for Geomorphology and Geomorphic Change. Treatise on Geomorphology. Vol.3. University of Nebraska, 25-42. DOI: 10.1016/B978-0-12-374739-6.00041-5.

Singh, A. (2014a). Irrigation Planning and Management Through Optimization Modelling. Water Resources Management. 28 (1): 1-14. DOI: 10.1007/s11269-013-0469-y.

Singh, A. (2014b). Simulation–optimization modeling for conjunctive water use management. Agricultural Water Management. 141: 23-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2014.04.003>.

- Singh, A. (2014c). Conjunctive use of water resources for sustainable irrigated agricultura. *Journal of Hydrology*. 519: 1688-1697. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.09.049>.
- Snavely, N., Seitz, S.N., Szeliski, R. (2008). Modelling the world from internet photo collections. *International Journal of Computer Vision*. 80 (2): 189-210. DOI: 10.1007/s11263-007-0107-3.
- Solera, A., Paredes, J., Andreu, J. and Monzonís, M.P. (2014). Aplicación de Sistemas Soporte a la Decisión en la Planificación y Gestión Integradas de Cuencas Hidrográficas. ISBN: 978-84-267-2161-7.
- Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and Surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*. 10 (1): 52-67. DOI: 10.1007/s10040-002-0204-x.
- Suryavanshi, A.R., Reddy, J.M. (1986). Optimal operation schedule of irrigation distribution systems. *Agricultural Water Management*. 11 (1): 23–30. DOI: 10.1016/0378-3774(86)90033-8. DOI: <https://doi-org.bibezproxy.uca.es/10.1007/s11269-018-2004-7>.
- Tahiri, A., Ladeveze, D., Chiron, P., Archimede, B., Lhuissier, L. (2018). Reservoir Management Using a Network Flow Optimization Model Considering Quadratic Convex Cost Functions on Arcs. *Water Resources Management*. 32 (10): 3505-3518.
- Tanny, J., Cohen, S., Assouline, S., Lange, F., Grava, A., Berger, D., Teltch, B., Parlange, M.B. (2008). Evaporation from a small waterreservoir:

direct measurements and estimates. *Journal of Hydrology*. 351: 218–229, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.12.012>.

Tyagi, N.K., Narayana, V.V.D. (1981). Conjunctive use of canals and aquifers in alkali soils of Karnal. *J. Agricultural Engineering of New Delhi, India*. 18: 78–91.

Tyagi, N.K., Narayana, V.V.D. (1984). Water use planning for alkali soils under reclamation. *Journal of Irrigation Drainage Engineering*. 110 (2), 192–207. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9437(1984)110:2(192).

Tyagi, N.K. (1988). Managing salinity through conjunctive use of water resources. *Ecological Modelling*. 40 (1): 11–24. DOI: 10.1016/0304-3800(88)90099-3.

Vedula, S., Kumar, D.N. (1996). An integrated model for optimal reservoir operation for irrigation of multiple crops. *Water Resources Research*. 32 (4): 1101–1108. DOI: 10.1029/95WR03110.

Vieira, J., Cunha, M.C., Nunes, L., Monteiro, J.P., Ribeiro, L., Stigter, T., Nascimento, J., Lucas, H. (2011). Optimization of the operation of large-scale multisource water-supply systems. *Journal of Water Resources Planning and Management-ASCE*. 137 (2): 150–161. DOI: 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000102.

Vieira, J., Cunha, M.C., Luís, R. (2018). Integrated Assessment of Water Reservoir Systems Performance with the Implementation of Ecological Flows under Varying Climatic Conditions. *Water Resources*

Management. 1-23 DOI: <https://doi-org.bibezproxy.uca.es/10.1007/s11269-018-2153-8>.

Westoby, M.J., Brasington, J., Glasser, N.F., Hambrey, M.J., Reynolds, J.M. (2012). 'Structure-from-Motion' photogrammetry: A low-cost, effective tool for geoscience applications. *Geomorphology*. 179: 300-314. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.08.021>.

Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L. and Alley, W.M. (1998). Ground water and Surface water – a single resource. In: Government, U.S (Ed). U.S. Geological Survey Denver, CO. <https://pubs.usgs.gov/circ/circ1139/#pdf>. Último acceso: 16/07/2018.

Wobus, C., Anderson, R., Overeem, I., Matell, N., Clow, G. y Urban, F. (2011). Thermal Erosion of a Permafrost Coastline: Improving Process-Based Models Using Time-Lapse Photography. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*. 43 (3): 474-484. DOI: 10.1657/1938-4246-43.3.474.

Woodget A.S., Austrums R., Maddock I.P., Habit E. (2017). Drones and digital photogrammetry: from classifications to continuums for monitoring river habitat and hydromorphology. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*. 4 (4). DOI: 10.1002/wat2.1222.

Young, D. S., Hart, J. K., Martinez, K. (2015). Image analysis techniques to estimate river discharge using time-lapse cameras in remote locations. *Computer & Geosciences*. 76: 1–10. DOI: 10.1016/j.cageo.2014.11.008.

Zazo S., Molina J.L., Rodríguez-González P. (2015). Analysis of flood modeling through innovative geomatic methods. *Journal of Hydrology*. 524: 522-537.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.011>.

