



RISCOS



APLICAÇÃO DE IMAGENS MULTIESPECTRAIS DE SENTINEL-2 NA MONITORIZAÇÃO DO JACINTO-DE-ÁGUA:  
ESTUDO DE CASO NO BAIXO MONDEGO (PORTUGAL)\*

APPLICATION OF SENTINEL-2 MULTISPECTRAL IMAGES FOR MONITORING WATER HYACINTH:  
A CASE STUDY IN THE LOWER MONDEGO (PORTUGAL)

73

Romeu Gerardo

Universidade de Coimbra, CERIS (Portugal)  
Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil  
ORCID 0000-0002-9619-4940 [romeu.jorge@itecons.uc.pt](mailto:romeu.jorge@itecons.uc.pt)

Isabel Pedroso de Lima

Universidade de Coimbra, MARE-Centro de Ciências do Mar e do Ambiente/ARNET (Portugal)  
Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil  
ORCID 0000-0002-5134-4175 [iplima@uc.pt](mailto:iplima@uc.pt)

RESUMO

As espécies exóticas com grande potencial invasor constituem uma séria ameaça à redução da biodiversidade, resultando em custos ambientais e económicos elevados. No caso de plantas invasoras aquáticas, a extensão desta problemática a massas de água superficiais vulneráveis apresenta-se como especialmente gravosa. Dificuldades inerentes à monitorização dessas plantas com métodos convencionais têm levado à utilização de ferramentas de deteção remota para este fim. Neste estudo explora-se o papel dos dados obtidos pelo satélite Sentinel-2, nomeadamente na deteção, mapeamento e monitorização do jacinto-de-água (*Eichhornia crassipes*) em meio fluvial, dando-se como exemplo a aplicação desta tecnologia no estudo desta invasora aquática em cursos de água na região do Baixo Mondego (Portugal). Para o efeito usam-se índices de vegetação calculados a partir de imagens multiespectrais. Esta abordagem pode dar uma contribuição importante na definição de medidas oportunas de gestão com vista ao controlo da infestação de massas de água por jacinto-de-água, que são fundamentais ao pleno desempenho das múltiplas funções dessas massas de água, e prevenção do risco ambiental associado.

**Palavras-chave:** Recursos hídricos, infestantes aquáticas, deteção remota, satélite, índices de vegetação.

ABSTRACT

Highly invasive exotic species have become a severe threat in many regions of the world due to the consequent reduction of biodiversity, resulting in high environmental and economic costs. Regarding aquatic weeds, especially in vulnerable surface water bodies, this problem is particularly serious. Inherent difficulties in monitoring aquatic invasive plants with conventional methods have led to the use of remote sensing tools for this purpose. This study explores the role of Sentinel-2 satellite data in detecting, mapping, and monitoring the water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in rivers, giving as an example the use of this technology to study this aquatic weed in watercourses in the Lower Mondego region (Portugal). Multispectral-based vegetation indices are used for this purpose. This approach can contribute significantly to the timely definition of management measures aimed at controlling the water hyacinth's infestation of water bodies, such measure being crucial to ensuring the multiple functions of these water bodies and preventing associated environmental risks.

**Keywords:** Water resources, invasive aquatic plants, remote sensing, satellite, vegetation indices.

\* O texto deste artigo corresponde a uma comunicação apresentada no IV Simpósio Ibero-Afro-Americano de Riscos, tendo sido submetido em 02-02-2023, sujeito a revisão por pares a 18-02-2023 e aceite para publicação em 04-07-2023.

Este artigo é parte integrante da Revista *Territorium*, n.º 31 (I), 2024, © Riscos, ISSN: 0872-8941.

## Introdução

O jacinto-de-água (fot. 1), botanicamente conhecido como *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach, é uma planta macrófita aquática que se tornou uma enorme ameaça para muitos ambientes aquáticos em todo o mundo. Esta planta aquática de água doce, nativa da bacia amazónica, na América do Sul, espalhou-se para outras partes do mundo desde o século XIX (Penfound e Earle, 1948; GISD, 2006; Hill e Coetzee, 2008; Dersseh *et al.*, 2019), permanecendo como uma das plantas invasoras aquáticas mais problemáticas, local e globalmente (Holm *et al.*, 1977; Navarro e Phiri, 2000; Julien, 2001; Julien *et al.*, 2014). Atualmente, o jacinto-de-água encontra-se em todos os continentes, exceto na Antártica, e invadiu um elevado número de países tropicais e subtropicais, bem como algumas áreas da bacia do Mediterrâneo (Gopal, 1987; Parsons e Cuthbertson, 2001; Kriticos e Brunel, 2016). A União Internacional para a Conservação da Natureza classifica o jacinto-de-água como uma das cem espécies invasoras mais prejudiciais para os ecossistemas (Téllez *et al.*, 2008).

Esta planta cresce de forma mais significativa quando a temperatura do ar permanece aproximadamente entre os 20°C e os 30°C, mas o crescimento é interrompido ou fortemente prejudicado por baixas temperaturas, abaixo de cerca de 15°C (Owens e Madsen, 1995). O jacinto-de-água pode tolerar pH da água de até 6 a 8 e existir em sistemas de água doce eutróficos, parados ou lentos (Malik, 2007), com elevada carga de nutrientes. Em algumas geografias a espécie pode crescer e reproduzir-se durante todo o ano (Tiwari *et al.*, 2007), embora a floração ocorra principalmente durante a primavera e o verão. O jacinto-de-água é um membro da família das monocotiledóneas *Pontederiaceae* (Patel, 2012) e reproduz-se assexuadamente por estolhos e sexuadamente por sementes (Penfound e Earle, 1948; Havel *et al.*, 2015). É uma das plantas fotossintéticas mais produtivas do mundo. Apresenta uma rápida

capacidade de multiplicação que lhe permite duplicar a sua biomassa entre 6 e 14 dias, em condições de crescimento (climáticas e hídricas) favoráveis (Keller e Lodge, 2009). Destaca-se o seu poder fitoremediador da água contaminada por metais pesados e elementos tóxicos provenientes por exemplo de efluentes industriais e domésticos (Tiwari *et al.*, 2007).

A sua natureza emergente a flutuante (fot. 1) torna o jacinto-de-água um competidor muito eficaz quando invade ecossistemas de água doce (Pyšek e Richardson, 2010). Esta planta invasora tem a capacidade de superar outras espécies de plantas aquáticas e forma tapetes densos e flutuantes (fot. 1), que em muitos casos cobrem completamente as superfícies de água doce, como lagos, rios, pântanos e reservatórios criados por açudes e barragens (Malik, 2007; Shekede, 2008). A presença e distribuição desta macrófita domina e reduz a vegetação submersa existente. Esta invasora apresenta a maior parte de sua massa vegetativa submersa, competindo com o fitoplâncton por nutrientes e luz solar (Mitchell, 1985; Roijackers *et al.*, 2004). A fácil propagação do jacinto-de-água e a correspondente ameaça aos ecossistemas de água doce, nomeadamente, pelo incremento de eutrofização, exigem uma atenção urgente sobre estas plantas invasoras.

O crescimento descontrolado e excessivo do jacinto-de-água causa vários impactos ambientais (incluindo ecológicos e socioeconómicos) que são uma ameaça constante para os sistemas aquáticos e podem inviabilizar o uso humano das águas superficiais (Chander *et al.*, 2018); por exemplo: i) causa hipóxia, ii) ameaça a qualidade e disponibilidade de água doce (Hill e Coetzee, 2008; Ndimele *et al.*, 2011; Dube *et al.*, 2014; Getsinger *et al.*, 2014; Mironga *et al.*, 2014; Hill e Coetzee, 2017), iii) degrada a qualidade dos ecossistemas de água doce (Halstead *et al.*, 2003), incluindo a qualidade da vida aquática (Murkin e Kadlec, 1986; Meerhoff *et al.*, 2006; Mironga *et al.*, 2014), afetando espécies de



Fot. 1 - Infestação por jacinto-de-água em meio fluvial: à esquerda, pormenor da planta; ao centro e à direita, diferentes graus de infestação por esta espécie do rio Velho do Mondego (vista, no sentido Ereira-Montemor-o-Velho, Portugal), evidenciando o tapete denso tipicamente formado por esta invasora aquática (Fotografias de Romeu Gerardo, tiradas a 25/10/2021).

*Photo 1 - Water hyacinth infestation in a fluvial environment: left, detail of the plant; middle and right, view of different levels of water hyacinth infestation of the Old Mondego River (seen in the direction Ereira to Montemor-o-Velho, Portugal), showing the typical formation of a dense water hyacinth carpet (Photographs by Romeu Gerardo, taken on 25/10/2021).*

macroinvertebrados (Stiers *et al.*, 2011) e perda de biodiversidade (Pyšek e Richardson, 2010; Villamagna e Murphy, 2010; Khanna *et al.*, 2011), e iv) promove a propagação de pragas e seus vetores (Chandra *et al.*, 2006; Minakawa *et al.*, 2008). Além disso, a expansão do jacinto-de-água pode obstruir rios e sistemas de rega e drenagem (Wilcock *et al.*, 1999; Thouvenot *et al.*, 2013), reduzindo a sua capacidade de transporte, aumentando o risco de inundação, e dificultando a navegação (Holm *et al.*, 1969) e as atividades aquáticas recreativas. Em locais onde existam barragens hidroelétricas, as invasões por jacinto-de-água têm provocado danos a equipamentos eletromecânicos, resultando na redução da produção hidroelétrica (Rushing, 1974; Clayton e Champion, 2006) e ameaças ao fornecimento de energia elétrica (Lu *et al.*, 2007; Tewabe, 2015). Em sistemas agrícolas, a biomassa do jacinto-de-água cria frequentemente dificuldades ao funcionamento de estações elevatórias (Spencer e Ksander, 2005). Esta espécie invasora reduz igualmente até 95% o caudal em canais de rega (Jones, 2009) e promove a perda de água por evapotranspiração.

Uma correta compreensão da distribuição espaço-temporal do jacinto-de-água, é, portanto, essencial para o estudo do impacto da infestação e a gestão eficaz de massas de água, particularmente no apoio à modelação do risco de cheias (Vermuyten *et al.*, 2020).

A monitorização desta planta aquática invasora é fundamental para conhecer a cobertura superficial que provoca em massas de água e adotar práticas de gestão adequadas e economicamente viáveis. No entanto, o uso de métodos convencionais de levantamentos de campo associados à monitorização de infestações de jacinto-de-água traduzem-se num custo económico elevado, constituindo uma atividade demorada, trabalhosa e limitada em termos de cobertura espacial (Ritchie *et al.*, 2003; Shekede *et al.*, 2008; Dube *et al.*, 2015).

A presença do jacinto-de-água em massas de água em Portugal foi relatada pela primeira vez no final da década de 30 do século XX, na bacia do rio Sado (Monteiro *et al.*, 2003), e atingiu a sua maior expansão na bacia do rio Tejo, problema que terá começado em meados dos anos 70 desse século. Esta planta invasora tornou-se um problema em sistemas aquáticos naturais e em sistemas hidráulicos agrícolas, como a Reserva do Paúl de Boquilobo, na região da Golegã, e canais de drenagem e rega de áreas agrícolas de regadio das bacias hidrográficas dos rios Tejo, Sado, Mondego (fot. 1) e Lis. Atualmente, a infestação por jacinto-de-água é generalizada na região centro de Portugal, mas rara em troços fluviais no norte do país devido à dificuldade de a planta sobreviver a baixas temperaturas (Monteiro *et al.*, 2003).

Na última década, o jacinto-de-água tem repetidamente marcado a sua presença em cursos de água no Baixo Mondego, onde domina o sector agrícola, estando-lhe

associadas alterações no ciclo de nutrientes, redução da penetração da luz, aumento de situações de anoxia e redução da qualidade da água. Nesta região, a infestação tem, destacadamente, implicações no fornecimento de água através dos canais de rega e no funcionamento do sistema de drenagem.

Atualmente, a monitorização do jacinto-de-água é efetuada no Baixo Mondego através de equipas de vigilância da presença desta infestante, mas a utilização de métodos convencionais para este fim enfrenta muitas dificuldades. Face à considerável extensão do território e densidade da rede hidrográfica, esta estratégia revela-se dispendiosa e pouco eficaz na deteção precoce deste problema ambiental e na recolha de informação oportuna à adoção de medidas para combater a sua propagação e crescimento.

Atendendo à esperada contribuição de ferramentas de deteção remota na obtenção de um melhor conhecimento da presença de plantas invasoras no meio hídrico, este estudo dedica-se a explorar metodologias alternativas para monitorizar remotamente e categorizar a propagação do jacinto-de-água. Pretendem-se estudar novas abordagens na deteção, observação e mapeamento desta planta invasora usando índices de vegetação e índices de água calculados a partir de dados multiespectrais do satélite Sentinel-2 (S2). O estudo incide sobre uma pequena massa de água localizada num troço do antigo leito do rio Mondego (Portugal), que faz parte integrante do sistema de drenagem principal da zona agrícola do Baixo Mondego.

#### **Aplicação de deteção remota na monitorização de massas de água**

Durante a última década, a crescente disponibilidade de dados de satélite em código aberto criou novas possibilidades na monitorização de massas de água. Vários estudos (Hestir *et al.*, 2008; Shekede *et al.*, 2008; Turner, 2013; Dube *et al.*, 2014) mostram que os dados de satélite têm a capacidade de identificar a distribuição espacial e temporal de macrófitas aquáticas, destacando-se o baixo custo e a larga escala das observações e abordagens usadas. A colheita e análise desses dados é mais rápida do que outras abordagens observacionais usadas para inspecionar massas de água. Além disso, a cobertura contínua oferecida pela passagem frequente dos sensores óticos de satélite proporciona elementos para identificar e avaliar a curto e longo prazo os pontos fortes e fracos das medidas de gestão ambiental aplicadas (Penatti *et al.*, 2015). Os registos de longo prazo são úteis para fundamentar decisões sobre a aplicação de medidas de controlo, uma vez que as observações permitem avaliar a eficácia dessas medidas (Ghaderpour *et al.*, 2020; Singh *et al.*, 2020). Essas informações são importantes para órgãos governamentais e de gestão ambiental, bem como para as comunidades locais. O desenvolvimento de métodos

sustentáveis para combater a propagação do jacinto-de-água deverá ser prioritário.

Vários estudos discutem que as ferramentas multiespectrais de deteção remota são capazes de localizar, identificar e fornecer detalhes adequados sobre a intensidade da invasão do meio hídrico por espécies de plantas exóticas, no tempo e no espaço (Carson *et al.*, 1995; Mladinich *et al.*, 2006; Cuneo *et al.*, 2009; Kimothi *et al.*, 2010; Giardino *et al.*, 2015; Palmer *et al.*, 2015), e auxiliar no mapeamento e monitorização de surtos de plantas invasoras em determinados ecossistemas (Müllerová *et al.*, 2013). Especificamente, os sensores óticos de resolução espacial média disponíveis, por exemplo, o Landsat 8 e o S2, fornecem dados úteis à monitorização de componentes hidrológicas, à escala local. Tem sido argumentado que esses sensores são capazes de detetar melhor a distribuição espacial de certas espécies de plantas invasoras e as mudanças dinâmicas ao longo do tempo associadas à sua propagação, em comparação com levantamentos clássicos, baseados em observações de proximidade, *in situ* (Joshi *et al.*, 2006; Hestir *et al.*, 2008; Cheruiyot *et al.*, 2014), dada a extensão espacial e a inacessibilidade de alguns rios e outras massas de água, entre outros fatores. Assim, é fundamental estabelecer tecnologias adequadas para auxiliar na caracterização geoespacial de espécies invasoras, emergindo a deteção remota como a principal fonte de dados para realizar esta tarefa com custos mínimos, nomeadamente em amplas áreas geográficas (Dube *et al.*, 2014; Hestir *et al.*, 2008).

Em particular, no caso do jacinto-de-água, essa abordagem pode ajudar a identificar áreas de risco (Lodge *et al.*, 2006), melhorar a compreensão do comportamento sazonal dessa planta invasora, prever a sua distribuição espacial (Bradley e Mustard, 2006) e quantificar os seus impactos ecológicos e hidrológicos. A maioria dos estudos existentes concentra-se no mapeamento de jacinto-de-água em grandes massas de água (por exemplo, lagos e reservatórios), enquanto estudos em cursos de água (Pádua *et al.*, 2022) ainda são reduzidos.

No entanto, os últimos desenvolvimentos na tecnologia de deteção remota oferecem novas perspetivas e benefícios para detetar e mapear a distribuição espaço-temporal do jacinto-de-água em pequenas massas de água, o que auxiliará na avaliação, gestão e acompanhamento desse problema ambiental. Ao contrário dos dados multiespectrais de banda larga, os sensores de resolução espectral e espacial aperfeiçoados, como é o caso do S2, que proporciona dados com uma resolução espacial de 10 m, melhoraram significativamente a capacidade de compreensão da distribuição espacial do jacinto-de-água, especialmente em pequenas massas de água doce, cuja escala de interesse tem excedido o alcance da típica resolução dos sensores multiespectrais de banda larga. O satélite S2 tornou-se um novo instrumento de deteção

remota para detetar, mapear e monitorar a infestação e cobertura de jacinto-de-água, podendo ser útil em rios (Thamaga e Dube, 2018; Datta *et al.*, 2021).

Vários índices de vegetação, calculados a partir de diferentes bandas espectrais, foram testados no mapeamento da distribuição espacial do jacinto-de-água (Venugopal, 1998; Cho *et al.*, 2008; Shekede *et al.*, 2008; Cheruiyot *et al.*, 2014; Dube *et al.*, 2014; Giardino *et al.*, 2015; Dube *et al.*, 2017), destacando-se o uso do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), que se correlaciona positivamente com a fitossanidade ou vigor das plantas, ou seja, plantas que exibem grande concentração de pigmentos verdes ou elevada atividade fotossintética.

## Materiais

### Área de Estudo

A área de estudo selecionada (centrada no ponto com coordenadas 36°56'39"N, 10°22'39"W) é um troço do antigo leito do rio Mondego (fig. 1), conhecido como rio Velho do Mondego, localizado perto da aldeia de Ereira (Montemor-o-Velho, Portugal). Este troço de canal fluvial tem a extensão de 1 km e cobre aproximadamente 6,5 ha. Esta massa de água, que integra o sistema de drenagem local, tem sido afetada nos últimos anos por uma infestação de jacinto-de-água. No extremo jusante deste dreno, onde se junta também o rio Foja, existe uma estação elevatória de drenagem (Estação Elevatória do Foja), cujo funcionamento é crucial, nomeadamente em situação de cheia (fig. 1).

Segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, o clima na área de estudo é temperado com verões secos e amenos (Csb) (IPMA, 2022a). Para o período de 1971 a 2000, dados da estação meteorológica mais próxima (IPMA, 2022b) revelam que a precipitação média mensal da área variou entre 128,9 mm em dezembro e 9,6 mm em julho; a temperatura média diária variou de 9,7°C no inverno a 20,8°C no verão (fig. 2).

Nos últimos anos, principalmente durante o verão, o jacinto-de-água encontra-se fortemente presente no rio Velho do Mondego, transformando o canal fluvial entre a aldeia da Ereira e a Estação Elevatória do Foja num imenso e espesso “tapete” verde (fot. 1). Embora as temperaturas locais sejam inferiores à temperatura ótima de crescimento do jacinto-de-água (25°C a 30°C) (Kasselman, 1995), esta planta consegue crescer e invadir o antigo troço do rio Mondego. Ainda que se saiba que esta planta invasora é bastante sensível quando se atingem valores de salinidade do meio aquático superiores a 0.2% (Haller *et al.*, 1974), a Estação Elevatória do Foja funciona como uma barreira à intrusão de águas salobras do leito principal do rio Mondego para os cursos de água adjacentes, por isso a salinidade neste local não parece ser fator limitante ao seu desenvolvimento.

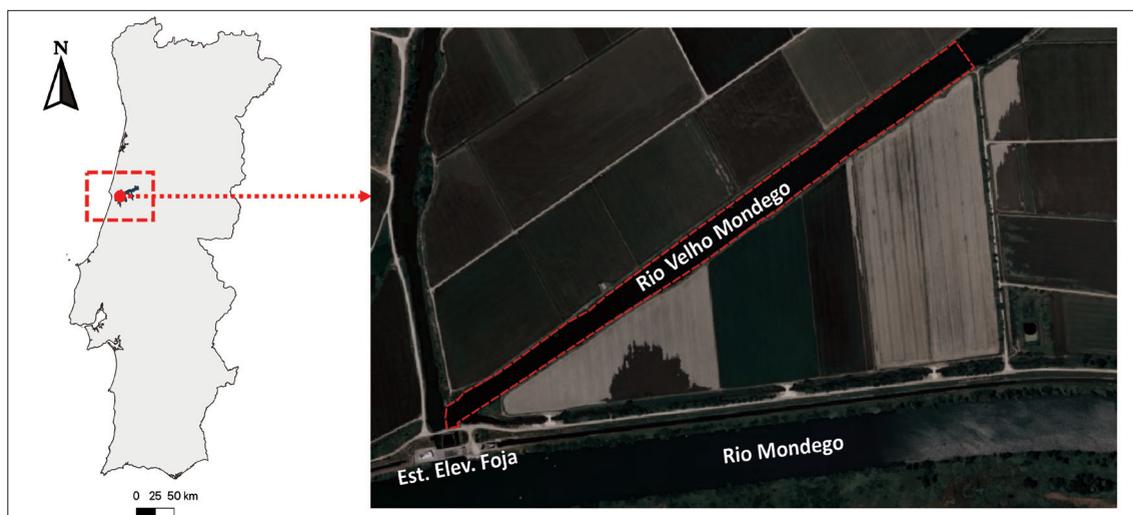


Fig. 1 - Localização da área de estudo (caixa vermelha) no troço do antigo leito do rio Mondego e da Estação Elevatória do Foja, junto à vila de Ereira (Montemor-o-Velho, Portugal).

Fig. 1 - Location of the study area (red box) in the downstream stretch of the old Mondego River bed and the Foja Pumping Station, near the village of Ereira (Montemor-o-Velho, Portugal).

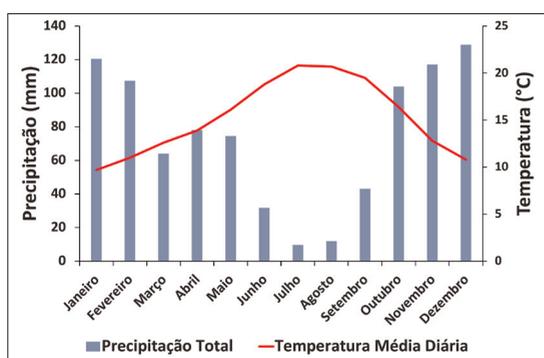


Fig. 2 - Temperatura média diária e precipitação mensal média em Montemor-o-Velho (Portugal), durante o período 1971-2000 (Fonte dos dados: Instituto Português do Mar e da Atmosfera).

Fig. 2 - Average daily temperature and average monthly precipitation in Montemor-o-Velho (Portugal) in the period 1971-2000 (Data source: Instituto Português do Mar e da Atmosfera).

A presença recorrente desta planta invasora neste troço fluvial, principalmente junto à Estação Elevatória do Foja (fot. 2), cria problemas graves e prejudiciais, não só no verão (estação seca) como também no inverno (estação húmida). Por um lado, a presença do jacinto-de-água reduz a capacidade de escoamento dos cursos de água. E, por outro lado, a estação elevatória encontra-se obstruída por jacinto-de-água e outros resíduos, o que dificulta fortemente o seu funcionamento e o necessário escoamento das águas tanto do rio Foja como do antigo troço do rio Mondego, que são descarregadas no leito central do rio Mondego.

Uma das principais consequências dos problemas referidos é a inundação da povoação de Ereira e áreas agrícolas próximas. Devido às obras de proteção contra cheias realizadas no leito principal do rio Mondego na década de 80, e à proximidade do oceano Atlântico que



Fot. 2 - Acumulação de jacinto-de-água junto da Estação Elevatória do Foja (Portugal) (Fotografias de Romeu Gerardo, tiradas a 15/09/2021).

Photo 2 - Infestation of water hyacinth plants near the Foja Pumping Station (Portugal) (Photographs by Romeu Gerardo, taken on 15/09/2021).

afeta o nível das águas do rio (i.e., efeito de maré) (Cunha e Dinis, 2002), o funcionamento desta estação, como parte do sistema de drenagem desta área, é de extrema importância, já que a descarga por gravidade é limitada. No geral, a presença de jacinto-de-água nesta região ainda não é totalmente compreendida, o que dificulta a aplicação de medidas eficientes para lidar com esse problema ambiental e socioeconómico.

#### Dados e Pré-processamento

Dados de deteção remota obtidos por satélites têm sido cada vez mais incorporados em estudos do meio ambiente e utilizados para fins de gestão operacional ambiental. Uma aplicação comum é o cálculo de índices com base em sinais espectrais, obtidos a escalas espaciais e temporais de interesse para uma variedade de aplicações, como é o caso de índices de vegetação e índices de água.

Neste estudo foram usadas trinta imagens (orto-imagens na projeção Universal Transverse Mercator/World Geodetic System-84) extraídas de dados do S2, que cobrem toda a área de estudo com resolução espacial de 10 m. Essas imagens continham menos de 15% da sua área coberta por nuvens, no entanto, nas imagens utilizadas não se observava a presença de nuvens na área de estudo. As imagens de S2 que possuem dados de reflectância multiespectral foram descarregadas da plataforma online SentinelHub da Agência Espacial Europeia (ESA, 2022). A frequência de aquisição das imagens (correspondente a passagens do satélite) é de 5 dias.

#### Metodologia

A metodologia utilizada neste estudo para monitorizar e categorizar a propagação do jacinto-de-água é baseada no cálculo de índices de vegetação e de água, calculados com dados das bandas espectrais do S2. Os dois índices selecionados (TABELA 1) são índices normalizados e assumem valores entre  $-1,0$  e  $+1,0$ ; ambos os índices são calculados usando princípios semelhantes.

A reflectância da vegetação é baixa nas regiões do Azul (0,35 a 0,50  $\mu\text{m}$ ) e Vermelho (0,62 a 0,69  $\mu\text{m}$ ) do espectro visível, atinge o pico localmente na região do Verde (0,50 a 0,62  $\mu\text{m}$ ) e é mais alta na região do Infravermelho NIR (0,75 a 1,3  $\mu\text{m}$ ). Assim, combinando algebricamente essas bandas no cálculo de índices de vegetação, as diferentes assinaturas espectrais traduzem diferentes propriedades da vegetação.

O NDVI é frequentemente usado (por exemplo, na agricultura) para mapear a vitalidade da vegetação e analisar a mesma quantitativa e qualitativamente. Baseia-se na absorção do pigmento clorofila na banda espectral do Vermelho e na alta reflectância de materiais vegetais na banda NIR. Como a alta atividade fotossintética leva a valores mais baixos de coeficientes de reflectância na região espectral do Vermelho e grandes valores na região NIR, a razão entre esses indicadores (TABELA 1) permite separar claramente a vegetação de outros objetos naturais (Ghaderpour *et al.*, 2020; Singh *et al.*, 2020). Assim, o NDVI está diretamente relacionado com a capacidade fotossintética das plantas e, portanto, à absorção de energia das plantas. Como resultado da análise espectral, este índice tem o potencial de avaliar o crescimento, ou vigor, e a densidade da vegetação. Os valores de NDVI sugerem o seguinte: (i) valores positivos mais altos indicam picos de crescimento de plantas, enquanto valores positivos mais baixos podem revelar a existência de plantas não saudáveis; (ii) valores em torno de zero ( $-0,1$  a  $+0,1$ ) geralmente correspondem a áreas estéreis (por exemplo, rocha e areia) ou plantas mortas; (iii) valores negativos, aproximando-se de  $-1$ , indicam a presença de água. Uma limitação do NDVI é que ele mostra baixa sensibilidade para detetar pequenas diferenças no alto teor de clorofila e biomassa, o que é conhecido como “efeito de saturação” (Gao, 1996; Schaefer e Lamb, 2016); este efeito ocorre quando o NDVI é aplicado a imagens sobre áreas com vegetação densa, ou seja, quando o índice de área foliar (LAI, Leaf Area Index) se torna alto (ou seja,  $\text{LAI} \geq 3$ ) (Gao, 1996).

TABELA 1 - Descrição dos índices NDVI e NDWI calculados a partir de bandas multiespectrais do satélite Sentinel-2. Essas bandas estão centradas nos seguintes comprimentos de onda: banda 3, 560 nm; banda 4, 665 nm; banda 8, 842 nm.

TABLE 1 - Description of the satellite-based NDVI and NDWI, calculated from multispectral wavelength bands of Sentinel-2. Those bands are centred in the following wavelengths: band 3, 560 nm; band 4, 665 nm; band 8, 842 nm.

Abreviatura	Índice	Equação	Fórmula	Objeto	Referências
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (Normalized Difference Vegetation Index)	$\frac{(\text{NIR} - \text{Vermelho})}{(\text{NIR} + \text{Vermelho})}$	$\frac{(\text{Banda 8} - \text{Banda 4})}{(\text{Banda 8} + \text{Banda 4})}$	Biomassa, área foliar, teor de clorofila	Rouse <i>et al.</i> , 1984
NDWI	Índice de Água por Diferença Normalizada (Normalized Difference Water Index)	$\frac{(\text{Verde} - \text{NIR})}{(\text{Verde} + \text{NIR})}$	$\frac{(\text{Banda 3} - \text{Banda 8})}{(\text{Banda 3} + \text{Banda 8})}$	Teor de azoto, águas superficiais	McFeeters, 1996

O NDWI é geralmente usado para delimitar massas de água e realçar a sua presença em imagens digitais de detecção remota. A seleção dos comprimentos de onda usados no NDWI (TABELA I) maximiza as propriedades de reflectância da água (Serrano *et al.*, 2019). Ou seja: (i) maximiza a reflectância típica de superfícies de água usando comprimentos de onda da banda do Verde e NIR; (ii) minimiza a baixa reflectância do NIR pela água; e (iii) maximiza a alta reflectância do NIR pela vegetação e características do solo. Como resultado, a presença de superfícies de água é destacada por valores positivos de NDWI, enquanto valores nulos ou negativos de NDWI revelam a presença de vegetação e solo. O uso do NDWI no estudo de superfícies de água cobertas por jacinto-de-água serve como complemento à análise do NDVI.

O software de sistema de informação geográfica Quantum Geographic Information System (QGIS) foi utilizado para delimitar a área de estudo e calcular o NDVI e NDWI para os dados recolhidos, incluindo estatística descritiva básica.

Foi elaborado um fluxograma simplificado (fig. 3) que proporciona uma visão geral das diferentes etapas da metodologia aplicada neste estudo.

### Resultados e Discussão

A presença recorrente de infestações de jacinto-de-água na área de estudo foi explorada com recurso à avaliação do NDVI e NDWI no período de 2017 a 2022, a partir

de dados multiespectrais obtidos pelo satélite S2; os dados apresentados na fig. 4 dizem respeito a um pixel centrado nas coordenadas 40° 8'55.22"N e 8° 44'9.98"W, selecionado aleatoriamente no troço da linha de água inspecionada neste estudo, o antigo leito do rio Mondego, e localizado nas proximidades da Estação Elevatória do Foja (fig. 1). O ciclo anual de crescimento, domínio e declínio do jacinto-de-água é claramente observável na fig. 4. A invasão dominante do jacinto-de-água, cobrindo a superfície da água (fot. 2), conduz aos valores mais altos de NDVI e, correspondentemente, aos valores mais baixos de NDWI observados na fig. 4. Em cada ano é possível observar a redução significativa da presença de jacinto-de-água na linha de água, o que está fortemente associado a caudais elevados, que promovem o transporte desta planta invasora para jusante. Esses caudais resultam da resposta hidrológica à forte variabilidade que caracteriza a precipitação na bacia hidrográfica do Mondego (de Lima e de Lima, 2002), e observam-se geralmente durante a época chuvosa, no inverno (fig. 2).

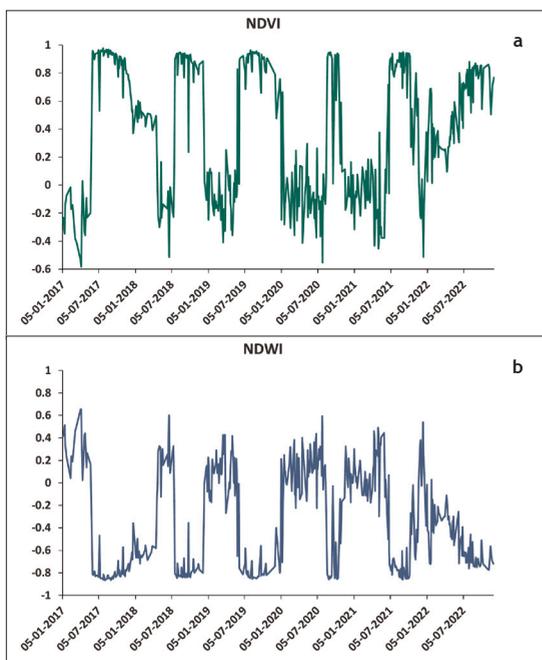
No entanto, duas situações podem ser destacadas nas figs. 4(a) e 4(b), a saber, o ciclo “longo” do jacinto-de-água em 2017 e o ciclo “curto” em 2020, manifestados nas séries temporais do NDVI e NDWI. O ano de 2017 foi excepcionalmente quente (o segundo ano mais quente desde 1931) e, também, extremamente seco (está entre os quatro anos mais secos desde 1931); em 2017 a precipitação anual foi de cerca de 60% da precipitação



Fig. 3 - Esquema simplificado da metodologia aplicada neste estudo.

Fig. 3 - Simplified flowchart of the methodology used in this study.

média anual (IPMA, 2017). A acentuada (e persistente) anomalia da precipitação foi reduzida em dezembro de 2017, mas a situação de seca manteve-se, embora com menor gravidade. Acredita-se que estas condições ambientais possam explicar o comportamento particular do NDVI em 2017, nomeadamente i) a presença dominante de jacinto-de-água na área de estudo durante um período mais longo, manifestada pelo “plateau” mais longo na curva NDVI em 2017, em comparação com outros anos, e ii) a queda faseada da curva NDVI (fig. 4(a)).



**Fig. 4** - Variação temporal da presença de jacinto-de-água junto à Estação Elevatória do Foja (vale do Baixo Mondego, Portugal), para o período de 2017 a 2022, avaliada utilizando (a) NDVI e (b) NDWI (Fonte de dados: Sentinel Hub EO Browser, 2022).

*Fig. 4 - Temporal variation of the presence of water hyacinths near the Foja Pumping Station (Lower Mondego valley, Portugal), for the period 2017 to 2022, assessed using (a) NDVI and (b) NDWI (Data source: Sentinel Hub EO Browser, 2022).*

Por outro lado, a situação revelada pela curva NDVI em 2020, que mostra uma infestação dominante na linha de água menos prolongada do que em outros anos tem, pelo contrário, origem antropogénica, pelo menos em parte: o município de Montemor-o-Velho decidiu proceder à limpeza do canal fluvial através de dispositivos mecânicos entre a povoação de Ereira e a Estação Elevatória do Foja durante o verão de 2020, o que reduziu significativamente a presença de jacinto-de-água durante o ano de 2020 na área de estudo (fot. 3). A cheia registada em meados de dezembro de 2019 e que afetou esta região (Gerardo *et al.*, 2022) como resultado da rotura dos diques de proteção existentes nas margens do rio Mondego a montante do local de estudo não terá tido influência significativa na diminuição da presença desta espécie invasora em 2020. Porém, a precipitação elevada ocorrida nesse inverno e consequente aumento do caudal no rio Velho terá conduzido a uma menor expansão da infestação em 2020 do que em anos anteriores (fig. 4(a)).

No entanto, a ação de remoção do jacinto-de-água levada a cabo no curso de água em 2020 não resolveu o problema da infestação, pois a presença dominante do jacinto-de-água no curso de água foi restabelecida no período favorável ao crescimento da planta que se seguiu, apresentando-se, logo em 2021, semelhante aos anos anteriores (fig. 4(a)). As curvas NDVI e NDWI (fig. 4) confirmam a presença massiva da cobertura da superfície da água por jacinto-de-água, durante um período longo, o que foi confirmado no local, por observação direta. O facto dos índices estudados (fig. 4) revelarem que durante os anos de 2021 e 2022 o canal fluvial se manteve, em média, com níveis de infestação mais elevados do que em outros anos estará relacionado com o período prolongado em que se observaram anomalias negativas de precipitação, que atingiu todo o território continental português. Essa situação conduziu a um evento de seca severa na maior parte do território durante este período, o que não terá

**Fot. 3** - Vista do troço do antigo leito do rio Mondego após ação de limpeza do jacinto-de-água efetuada pelo Município de Montemor-o-Velho durante o verão de 2020 (Fotografia de Romeu Gerardo, tirada a 07/07/2020).

*Photo 3 - View of stretch of the old Mondego riverbed after the action to remove the water hyacinths carried out by the Municipality of Montemor-o-Velho in the summer of 2020 (Photograph by Romeu Gerardo, taken on 07/07/2020).*



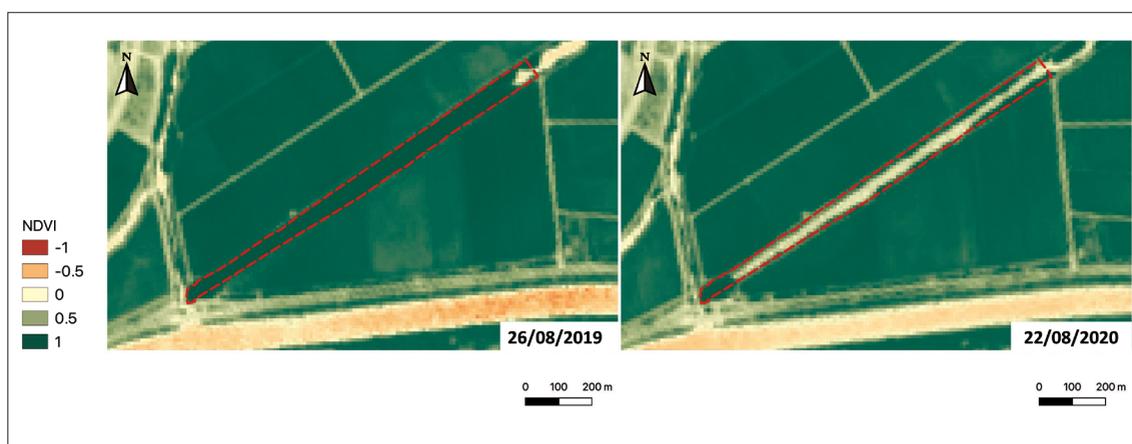
conduzido a caudais suficientemente elevados para favorecer o habitual arrastamento da planta invasora com o escoamento.

O estudo da infestação com jacinto-de-água no troço do canal fluvial selecionado incluiu igualmente o mapeamento do NDVI, calculado com base nos dados do S2, o que permitiu obter informação sobre a distribuição e variabilidade espaço-temporal da presença desta invasora aquática no local. Em particular, os mapas na fig. 5 permitem comparar a extensão da cobertura da superfície da água com jacinto-de-água em agosto de 2019 e agosto de 2020. A menor incidência da presença da invasora aquática em agosto de 2020 é explicada pela operação mecânica de remoção da infestante conduzida no verão de 2020, o que impediu neste ano o desenvolvimento do padrão habitual de propagação da infestação, tendo como referência os outros anos analisados, em que o canal não foi intervençionado com operações de limpeza. A escala NDVI usada nos mapas da fig. 5 aplica uma paleta vermelho-amarelo-verde às imagens processadas, que geralmente é vista como intuitiva: verde sinaliza vegetação saudável e vermelho destaca áreas sem vegetação. Em comparação com outros satélites, a maior resolução espacial do S2 permite a compreensão mais detalhada da superfície da Terra observada, tornando os índices multiespectrais estudados úteis para o estudo de pequenos objetos, como pequenos cursos de água.

Para os anos de 2019 e 2020, a fig. 6 mostra as séries temporais do NDVI médio calculado para a área sinalizada no canal fluvial; a área é descrita por 645 pixels. A análise dos dados revela a tendência observada

na fig. 4, nomeadamente, em 2019, uma forte expansão de jacinto-de-água no início do verão e a incursão da planta invasora no canal fluvial até ao inverno, quando o NDVI diminuiu abruptamente. Esta diminuição estará associada a caudais elevados observados em janeiro de 2020, aumentando a sua capacidade de transporte do jacinto-de-água. A fig. 6 mostra que o valor de NDVI médio registado no início de 2020 foi inferior ao observado no ano transato, o que pode igualmente ser observado em Gerardo e de Lima (2022), e que o aumento desse índice se deu em 2020 a uma taxa notoriamente mais baixa do que o valor normal. Terá também contribuído para esse facto a influência antrópica no processo de infestação da massa de água, decorrente da limpeza conduzida no verão desse ano. Os valores médios de NDVI oscilaram entre  $-0,01$  e  $+0,91$  em 2019 e entre  $-0,08$  e  $+0,61$  em 2020. Valores de NDVI próximos de zero e negativos indicam a presença de superfície de água. Quanto mais alto é o valor médio do NDVI, mais a superfície da água se encontra coberta por jacinto-de-água, tal como observado na fig. 5, no mapa correspondente a 26/8/2019.

Adicionalmente, a fig. 6 mostra que a cobertura massiva da superfície de água por esta planta invasora aquática em 2019 ocorreu durante vários meses, o que constituiu um problema grave, não apenas para o ecossistema, mas igualmente para o normal funcionamento do canal e de operações nas infraestruturas hidráulicas existentes no local. Nos últimos anos esta situação é recorrente, sendo da maior urgência a adoção de medidas de gestão sustentáveis das massas de água afetadas por esta infestante aquática.



**Fig. 5** - Mapeamento do NDVI na área de estudo, mostrando a diferença entre o grau de infestação pelo jacinto-de-água em agosto de 2019 e agosto de 2020, no troço do antigo leito do rio Mondego, delimitado a vermelho. Em julho/agosto de 2020, decorreu uma operação mecânica de remoção da planta invasora neste troço de rio que impediu o padrão típico de desenvolvimento da propagação da infestação.

*Fig. 5 - Mapping of NDVI in the study area, showing the difference between the level of water hyacinth infestation in August 2019 and in August 2020, in the downstream stretch of the old Mondego river bed, outlined in red. In July/August 2020, a mechanical operation was carried out to remove the invasive plant in this stretch of the river, which prevented the typical spread of infestation from developing.*

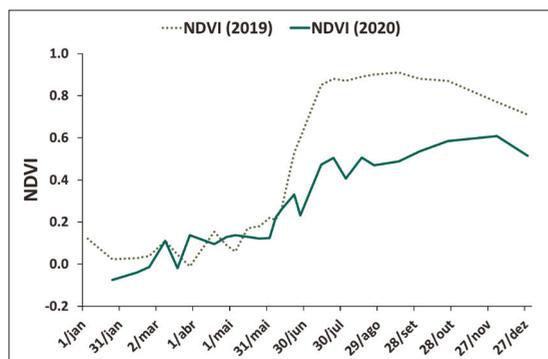


Fig. 6 - Variação temporal do NDVI médio obtido para o troço da linha de água estudada, durante os anos de 2019 e 2020.

Fig. 6 - Temporal variation of the mean NDVI obtained for the stretch of the studied water course, during 2019 and 2020.

### Conclusões

O jacinto-de-água, que se espalhou por quase todos os continentes, frequentemente após introdução, tem impactos negativos substanciais na hidrologia, sócio-economia e ecossistemas aquáticos das áreas afetadas por esta infestante aquática. Este estudo debruça-se sobre a situação observada num sector de um canal fluvial localizado no Baixo Mondego, explorando o uso de ferramentas de deteção remota para monitorizar o jacinto-de-água.

Os resultados confirmam que os dados obtidos pelo satélite S2 têm o potencial de investigar a distribuição espacial e temporal de jacinto-de-água em cursos de água. No entanto, a resolução espacial dos dados de deteção remota disponíveis dificulta ainda a aplicabilidade da metodologia proposta neste estudo de caso a cursos de água de pequena dimensão (por exemplo, ribeiras). Espera-se que os desenvolvimentos tecnológicos disponibilizem de forma gratuita dados de deteção remota com resolução suficiente para ultrapassar rapidamente esta dificuldade.

Face à singularidade típica da cobertura vegetal da superfície da água estabelecida pelo jacinto-de-água, o índice NDVI mostrou-se adequado para analisar a presença desta infestante aquática em massas de água superficiais.

Espera-se que a abordagem utilizada para avaliar a distribuição espaço-temporal do jacinto-de-água com base nos dados de deteção remota, e os resultados obtidos, possam contribuir para abrir novos caminhos na investigação científica focada no estudo da modificação de massas de água doce e no impacto de mudanças climáticas e atividades antropogénicas em sistemas aquáticos. Adicionalmente, prevê-se que este estudo seja útil a gestores e decisores, na definição e implementação de estratégias apropriadas para monitorizar e controlar a floração e invasão de jacinto-de-água em diversos tipos de massas de água superficiais, de pequenos rios a lagos ou reservatórios artificiais. Em particular, a oportunidade para a erradicação precoce

(por exemplo, por métodos mecânicos) da planta invasora pode ser mais facilmente avaliada e planeada fazendo uso de informações valiosas de deteção remota, disponíveis em plataformas de satélite. Embora as estratégias preventivas de infestações de jacinto-de-água sejam as melhores, em massas de água infestadas recomenda-se a adoção de medidas de gestão integradas.

### Agradecimentos

A investigação descrita neste artigo teve o apoio da Fundação para a Ciência e a Tecnologia ao abrigo da bolsa PRIMA/0006/2018 (Projeto MEDWATERICE: Utilização sustentável da água nos agroecossistemas de orizicultura na região mediterrânica), com o apoio do Programa PRIMA.

### Referências bibliográficas

- Boothroyd, R. J., Nones M., Guerrero, M. (2021). Deriving planform morphology and vegetation coverage from remotesensing to support river management applications. *Frontiers in Environmental Science*. 9, 657354. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.657354>
- Bradley, B. A., Mustard, J. F. (2006). Characterizing the landscape dynamics of an invasive plant and risk of invasion using remote sensing. *Ecological Applications*. 16 (3), 1132–1147. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1132:CTLDOA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1132:CTLDOA]2.0.CO;2)
- Carson, H. W., Lass L. W., Callihan R. H., (1995). Detection of yellow hawkweed (*Hieracium pratense*) with high resolution multispectral digital imagery. *Weed Technology*. 9, 477–483. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0890037X0002371X>
- Ceccato, P., Flasse S., Grégoire, J. M. (2002). Designing a spectral index to estimate vegetation water content from remote sensing data: part 2. Validation and applications. *Remote Sensing Environm.* 82, 198–207. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00036-6](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00036-6)
- Chander, S., Pompapathi, V., Gujrati, A., Singh, R. P., Chaplot, N., Patel, U. D. (2018). Growth of invasive aquatic macrophytes over Tapi river. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences.*, XLII-5, 829-833. DOI: <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-5-829-2018>
- Chandra, G., Ghosh, A., Biswas, D., Chatterjee, S. N. (2006). Host plant preference of *Mansonia* mosquitoes. *Journal of Aquatic Plant Management*. 44, 142-144.
- Cheruiyot, E. K., Mito, C., Menenti, M., Gorte, B., Koenders, R., Akdim, N. (2014). Evaluating MERIS-based aquatic vegetation mapping in Lake Victoria. *Remote Sensing*. 6, 7762–7782. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs6087762>

- Cho, H. J., Kirui P., Natarajan N. (2008). Test of multispectral vegetation index for floating and canopy-forming submerged vegetation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 5, 477–483. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph5050477>
- Clayton, J. S., Champion P. D. (2006). Risk assessment method for submerged weeds in New Zealand hydroelectric lakes. *Hydrobiologia*. 570, 183–188. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0179-z>
- Cuneo, P., Jacobson, C. R., Leishman, M. R. (2009). Landscape scale detection and mapping of invasive African Olive (*Olea europaea* L. ssp. *cuspidata* Wall ex G. Don Ciferri) in SW Sydney, Australia using satellite remote sensing. *Applied Vegetation Science*. 12, 145–154 (2009). DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2009.01010.x>
- Cunha, P. P., Dinis, J. Sedimentary dynamics of the Mondego estuary. *Aquatic Ecology of the Mondego River Basin: Global Importance of Local Experience*. 43–62 Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra (2002).
- Datta, A., Maharaj, S., Prabhu, G. N., Bhowmik, D., Marino, A., Akbari, V., Rupavatharam, S., Sujeetha, J.A.R.P., Ananrao, G.G., Poduvattil, V.K., et al. (2021). Monitoring the spread of water hyacinth (*Pontederia crassipes*): challenges and future developments. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 9, 631338. DOI: <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.631338>
- de Lima, M. I. P., de Lima, J. L. M. P. (2002). Precipitation and hydrology of the Mondego catchment: a scale invariant study. *Aquatic Ecology of the Mondego River Basin: Global Importance of Local Experience*. Imprensa da Universidade de Coimbra, Coimbra, 13–28.
- Dersseh, M. G., Melesse, A. M., Tilahun, S. A., Abate, M., Dagnew, D. C. (2019). Water hyacinth: review of its impacts on hydrology and ecosystem services—lessons for management of Lake Tana. *Extreme Hydrology and Climate Variability*, 237–251. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815998-9.00019-1>
- Dube, T., Mutanga, O., Sibanda, M., Bangamwabo, V., Shoko, C. (2017). Testing the detection and discrimination potential of the new Landsat 8 Satellite data on the challenging water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in freshwater ecosystems. *Applied Geography*. 84, 11–22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.04.005>
- Dube, T., Mutanga, O., Seutloali, K., Adelabu, S., Shoko, C. (2015). Water quality monitoring in sub-Saharan African lakes: a review of remote sensing applications. *African Journal of Aquatic Science*. 40, 1–7. DOI: <https://doi.org/10.2989/16085914.2015.1014994>
- Dube, T., Gumindoga W., M. Chawira (2014). Detection of land cover changes around Lake Mutirikwi, Zimbabwe, based on traditional remote sensing image classification techniques. *African Journal of Aquatic Science*. 39 (1), 89–95. DOI: <https://doi.org/10.2989/16085914.2013.870068>
- Dufour, S., Rodríguez-González P. M., Laslier M. (2019). Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: main topics, approaches and needs in a globally changing world. *Science of the Total Environment*. 653, 1168–1185. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.383>
- ESA (2022). <https://scihub.copernicus.eu/>
- Gao, B. (1996). NDWI: a normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing Environment*. 58 (3), 257–266. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00067-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00067-3)
- Gerardo, R., de Lima I. (2022). Assessing the potential of Sentinel-2 data for tracking invasive water hyacinth in a river branch. *Journal of Applied Remote Sensing*. 16 (1), 014511. DOI: <http://dx.doi.org/10.1117/1.JRS.16.014511>
- Gerardo, R, de Lima I., de Lima, J. L. M. P. (2022). Mapeamento de áreas inundadas usando um índice de água baseado em dados do satélite Sentinel-2: as cheias de 2019 no Baixo Mondego (Portugal). *XX SILUBESA - XX Simpósio Luso-Brasileiro de Eng. Sanitária e Ambiental*, 5 p.
- Getsinger, K., Dibble, E., Rodgers, J., Spencer, D. F. (2014). Benefits of Controlling Nuisance Aquatic Plants and Algae in the United States. *Council for Agricultural Science and Technology*, Ames.
- Ghaderpour, E., Ben Abbes, A., Rhif, M., Pagiatakis, S. D., Farah, I. R. (2020). Non-stationary and unequally spaced NDVI time series analyses by the LSWAVE software. *International Journal of Remote Sensing*. 41 (6), 2374–2390. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2019.1688419>
- Giardino, C., Bresciani, M., Valentini, E., Gasperini, L., Bolpagni, R., Brando, V. E. (2015). Airborne hyperspectral data to assess suspended particulate matter and aquatic vegetation in a shallow and turbid lake. *Remote Sensing Environment*. 157, 48–57. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.04.034>
- GISD—Global Invasive Species Database (2006). *Eichhornia crassipes* (aquatic plant). DOI: <http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?Si=70>
- Gopal, B. (1987). *Water Hyacinth*, Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- Gu, Y., Brown, J. F., Verdin, J. P., Wardlow, B. (2007). A five-year analysis of MODIS NDVI and NDWI for

- grassland drought assessment over the central Great Plains of the United States. *Geophysical Research Letters*. 34, L06407.  
DOI: <https://doi.org/10.1029/2006GL029127>
- Guerreiro, A. R. (1976). O jacinto aquático *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms em Portugal. II *Simpósio Nacional Herbologia*. 1–17.
- Haller, W. T., Sutton, D. L., Barlowe, W. C. (1974). Effects of salinity on growth of several aquatic macrophytes. *Ecology*. 55 (4), 891–894.  
DOI: <https://doi.org/10.2307/1934427>
- Halstead, J. M., Michaud, J., Hallas-Burt, S., Gibbs, J. P. (2003). Hedonic analysis of effects of a nonnative invader (*Myriophyllum heterophyllum*) on New Hampshire (USA) lakefront properties. *Environmental Management*. 32 (3), 391–398.  
DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-003-3023-5>
- Havel, J. E., Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., Amalfitano, S., Kats, L. B. (2015). Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*. 750, 147–170.  
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2166-0>
- Hestir, E.L., Khanna, S., Andrew, M.E., Santos, M.J., Viers, J.H., Greenberg, J.A., Rajapakse, S.S., Ustin, S. (2008). Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California Delta ecosystem. *Remote Sensing Environment*. 112, 4034–4047.  
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.01.022>
- Hill, M. P., Coetzee J. (2017). The biological control of aquatic weeds in South Africa: current status and future challenges. *Bothalia-African Biodiversity & Conservation*. 47 (2), a2152.  
DOI: <https://doi.org/10.4102/abc.v47i2.2152>
- Hill M. P., Coetzee, J. A. (2008). Integrated control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Africa. *EPP0 Bull./Bull. OEPP*, 38 (3), 452–457.  
DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2338.2008.01263.x>
- Holm, L. G., Plucknett, D. L., Pancho, J. V., Herberger, J. P. (1977). *The World's Worst Weeds: Distribution and Biology*. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida.
- Holm, L. G., Weldon L. W., van Blackburn, R. D. (1969). Aquatic weeds. *Science*. 166 (3906), 699–709.  
DOI: <https://doi.org/10.1126/science.166.3906.699>
- IPMAa—Instituto Português do Mar e da Atmosfera (2022). Ficha climatológica 1971–2000. URL: [https://www.ipma.pt/bin/file.data/climate-normal/cn\\_71-00\\_MONTEMOR\\_O\\_VELHO.pdf](https://www.ipma.pt/bin/file.data/climate-normal/cn_71-00_MONTEMOR_O_VELHO.pdf)
- IPMAb—Instituto Português do Mar e da Atmosfera (2022). Normais climatológicas. URL: <https://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/>
- Jones, R. W. (2009). The impact on biodiversity, and integrated control, of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms-Laubach (*Pontederiaceae*) on the Lake Nsezi-Nseleni river system. (Tese de Doutoramento, Rhodes University).
- Joshi, C., De Leeuw, J., Skidmore, A. K., Van Duren, I. C., Van Oosten, H. (2006). Remotely sensed estimation of forest canopy density: a comparison of the performance of four methods. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 8, 84–95.  
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2005.08.004>
- Julien, M. H. (2001). Biological control of water hyacinth with arthropods: a review to 2000. *ACIAR Proceedings* 102, 8–20.
- Kasselman, C. (1995). *Aquarienpflanzen*, 1–472 Egen Ulmer GMBH & Co., Stuttgart.
- Keller, R. P., Lodge, D. M. (2009). Invasive species. *Encyclopedia of Inland Waters*. 92–99 Academic Press, New York.
- Khanna, S., Santos, M. J., Ustin, S. L., Haverkamp, P. J. (2011). An integrated approach to a biophysiological based classification of floating aquatic macrophytes. *International Journal of Remote Sensing*. 32 (4), 1067–1094.  
DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160903505328>
- Kimothi, M. M., Anitha, D., Vasistha, H. B., Soni, P., Chandola, S. K. (2010). Remote sensing to map the invasive weed, *Lantana camara* in forests. *Tropical Ecology*. 51, 67–74.
- Kriticos, D. J., Brunel S. (2016). Assessing and managing the current and future pest risk from water hyacinth, (*Eichhornia crassipes*), an invasive aquatic plant threatening the environment and water security. *PLoS One*. 11 (8), e0120054.  
DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0120054>
- Law, R. (2007). Fisheries-induced evolution: present status and future directions. *Marine Ecology Progress Series*. 335, 271–277. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps335271>
- Lodge, D.M., Williams, S., MacIsaac, H., Hayes, K., Leung, B., Loope, L., Reichard, S., Mack, R.N., Moyle, P.B., Smith, M., Andow, D.A., Carlton, J.T., McMichael, A. (2006). Biological invasions: recommendations for U.S. policy and management. *Ecological Applications*. 16, 2035–2054. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2035:BIRFUP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2035:BIRFUP]2.0.CO;2)
- Lu, J., Wu, J., Fu, Z., Zhu, L. (2007). Water hyacinth in China: a sustainability science-based management framework. *Environmental Management*. 40, 823.  
DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-007-9003-4>
- Malik, A. (2007). Environmental challenge vis a vis opportunity: the case of water hyacinth. *Environment*

- International*. 33, 122–138.  
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.08.004>
- McFeeters S. K. (1996). The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*. 17 (7), 1425–1432.  
DOI: <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>
- Meerhoff, M., Fosalba, C., Bruzzone, C., Mazzeo, N., Noordoven, W., Jeppesen, E. (2006). An experimental study of habitat choice by Daphnia: plants signal danger more than refuge in subtropical lakes. *Freshwater Biology*. 51 (7), 1320–1330.  
DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01574.x>
- Minakawa, N., Sonye, G., Dida, G. O., Futami, K., Kaneko, S. (2008). Recent reduction in the water level of Lake Victoria has created more habitats for *Anopheles funestus*. *Malaria Journal*. 7 (119), 1–6.  
DOI: <https://doi.org/10.1186/1475-2875-7-119>
- Mironga, J. M., Mathooko J. M., Onywere, S. M. (2014). Effects of spreading patterns of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on zooplankton population in Lake Naivasha, Kenya. *International Journal of Development and Sustainability*. Dev. 3 (10), 1971–1987.
- Mitchell, D. S. (1985). African aquatic weeds and their management - The Ecology and Management of African Wetland Vegetation. *Geobotany*. 177–202 Springer, Dordrecht.
- Mladinich, C. S., Bustos, M. R., Stitt, S., Root, R., Brown, K., Anderson, G. L., Hager, S. (2006). The use of Landsat 7 enhanced thematic mapper Plus for mapping leafy spurge. *Rangeland Ecology & Management*. 59, 500–506.  
DOI: <https://doi.org/10.2111/06-027R1.1>
- Monteiro, A., Moreira, I., Santos, A. C., Serrasqueiro, P. M. (2003). Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Portugal: synopsis of its bioecology and management. *Atas del IX Congreso de la Sociedad Española de Malherbología*. 89–103.
- Müllerová, J., Pergla, J., Pyšek, P. (2013). Remote sensing as a tool for monitoring plant invasions: testing the effects of data resolution and image classification approach on the detection of a model plant species *Heracleum mantegazzianum* (giant hogweed). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 25, 55–65.  
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.03.004>
- Murkin, H. R., Kadlec, J. A. (1986). Relationships between waterfowl and macro-invertebrate densities in a northern prairie marsh. *Journal of Wildlife Management*. 50, 212–217.  
DOI: <https://doi.org/10.2307/3801899>
- Navarro, L. A., Phiri, G. (2000). Water Hyacinth in Africa and the Middle East: A Survey of Problems and Solutions. *International Development Research Centre*, Ottawa.
- Ndimele, P. E., Kumolu-Johnson, C. A., & Anetekhai, M. A. (2011). The invasive aquatic macrophyte, water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solm-Laubach: *Pontederiaceae*]: problems and prospects. *Research Journal of Environmental Sciences*. 5, 509–520.  
DOI: <https://doi.org/10.3923/rjes.2011.509.520>
- Owens, C. S., Madsen, J. D. (1995). Low temperature limits of water hyacinth. *Journal of Aquatic Plant Management*. 33, 63–68.
- Pádua, L., Duarte, L., Antão-Geraldes, A. M., Sousa, J. J., Castro, J. P. (2022). Spatio-Temporal Water Hyacinth Monitoring in the Lower Mondego (Portugal) Using Remote Sensing Data. *Plants*. 11 (24), 3465.  
DOI: <https://doi.org/10.3390/plants11243465>
- Palmer, S. C. J., Kutser T., Hunter, P. D. (2015). Remote sensing of inland waters challenges, progress and future directions. *Remote Sensing Environment*. 157, 1–8.  
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.021>
- Parsons, W. T., Cuthbertson, E. G. (2001). Noxious Weeds of Australia, CSIRO Publishing, Collingwood.
- Patel, S. (2012). Threats, management and envisaged utilizations of aquatic weed *Eichhornia crassipes*: an overview. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 11, 249–259.  
DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9289-4>
- Penatti, N. C., de Almeida, T. I. R., Ferreira, L. G., Arantes, A. E., Coe, M. T. (2015). Satellite based hydrological dynamics of the world's largest continuous wetland. *Remote Sensing Environment*. 170, 1–13.  
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.08.031>
- Penfound, W. T., Earle, T. T. (1948). The biology of the water hyacinth. *Ecological Monographs*. 18, 447–472.  
DOI: <https://doi.org/10.2307/1948585>
- Pyšek, P., Richardson, D. M. (2010). Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*. 35 (1), 25–55. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>
- Ritchie, J. C., Zimba, P. V., Everitt, J. H. (2003). Remote sensing techniques to assess water quality. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 69, 695–704.  
DOI: <https://doi.org/10.14358/PERS.69.6.695>
- Roijackers, R., Szabo, S., Scheffer, M. (2004). Experimental analysis of the competition between algae and

- duckweed. *Archiv Fur Hydrobiologie*. 160, 401–412.  
DOI: <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0160-0401>
- Rouse Jr, J. W., Haas, R. H., Deering, D. W., Schell, J. A., Harlan, J. C. (1974). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Green wave effect) of natural vegetation. Texas A&M University, Remote Sensing Center, College Station, Texas, USA.
- Rushing, W. N. (1974). Water hyacinth research in Puerto Rico. *Hyacinth Control Journal*. 12, 48–52.
- Schaefer, M. T., Lamb, D. W. (2016). A combination of plant NDVI and LiDAR measurements improve the estimation of pasture biomass in tall fescue (*Festuca arundinacea* var. Fletcher). *Remote Sensing*. 8 (2), 109. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs8020109>
- Serrano, J., Shahidian, S., Marques da Silva J. (2019). Evaluation of normalized difference water index as a tool for monitoring pasture seasonal and inter-annual variability in a mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Water*. 11, 62.  
DOI: <https://doi.org/10.3390/w11010062>
- Shekede, M., Kusangaya S., Schmidt, K. (2008). Spatio-temporal variations of aquatic weed abundance and coverage in Lake Chivero, Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*. 33, 714–721.  
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.06.052>
- Singh, G., Reynolds, C., Byrne, M., Rosman, B. (2020). A remote sensing method to monitor water, aquatic vegetation, and invasive water hyacinth at national extents. *Remote Sensing*. 12, 4021.  
DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12244021>
- Spencer, D. F., Ksander, G. G. (2005). Seasonal growth of water hyacinth in the Sacramento/San Joaquin Delta, California. *Journal of Aquatic Plant Management*. 43, 91–94. DOI: <http://hdl.handle.net/1834/19475>
- Stiers, I., Crohain, N., Josens, G., Triest, L. (2011). Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. *Biological Invasions*. 13, 2715–2726.  
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9942-9>
- Téllez, T. R., López, E. M. D. R., Granado, G. L., Pérez, E. A., López, R. M., Guzmán, J. M. S. (2008). The water hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions*. 3, 42–53. DOI: <https://doi.org/10.3391/ai.2008.3.1.8>
- Tewabe, D. (2015). Preliminary survey of water hyacinth in Lake Tana, Ethiopia. *Global Journal of Allergy*, 1, 013–018.  
DOI: <https://doi.org/10.17352/2455-8141.000003>
- Thamaga, K. H., Dube, T. (2018). Remote sensing of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review on applications and challenges. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. 10, 36–46 (2018).  
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.02.005>
- Thouvenot, L., Haury, J., Thiebaut, G. (2013). A success story: water primroses, aquatic plant pests. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 23, 790–803. DOI: <https://doi.org/10.1002/aqc.2387>
- Tiwari, S., Dixit, S., Verma N. (2007). An effective means of biofiltration of heavy metal contaminated water bodies using aquatic weed *Eichhornia Crassipes*. *Environment Monitoring Assessment*. 129, 253–256.  
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9358-7>
- Turner, W. (2013). Satellites: make data freely accessible. *Nature*. 498, 37. DOI: <https://doi.org/10.1038/498037c>
- Venugopal, G. (1998). Monitoring the effects of biological control of water hyacinth using remotely sensed data: a case study of Bangalore, India. *Singapore Journal of Tropical Geography*. 19 (1), 91–105.  
DOI: <https://doi.org/10.1111/1467-9493.00027>
- Vermuyten, E., Meert, P., Wolfs, V., Willems, P. (2020). Impact of seasonal changes in vegetation on the river model prediction accuracy and real-time flood control performance. *Journal of Flood Risk Management*. 13 (4), e12651. DOI: <https://doi.org/10.1111/jfr3.12651>
- Villamagna. A. M., Murphy, B. R. (2010). Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. *Freshwater Biology*. 55, 282–298.  
DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02294.x>
- Vis, C., Hudon C. Carignan, R. (2003). An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales. *Aquatic Botany*. 77 (1), 87–201.  
DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(03\)00105-0](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(03)00105-0)
- Wilcock, R. J., Champion, P. D., Nagels, J. W., Croker, G. F. (1999). The influence of aquatic macrophytes on the hydraulic and physico-chemical properties of a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia*. 416, 203–214.  
DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1003837231848>