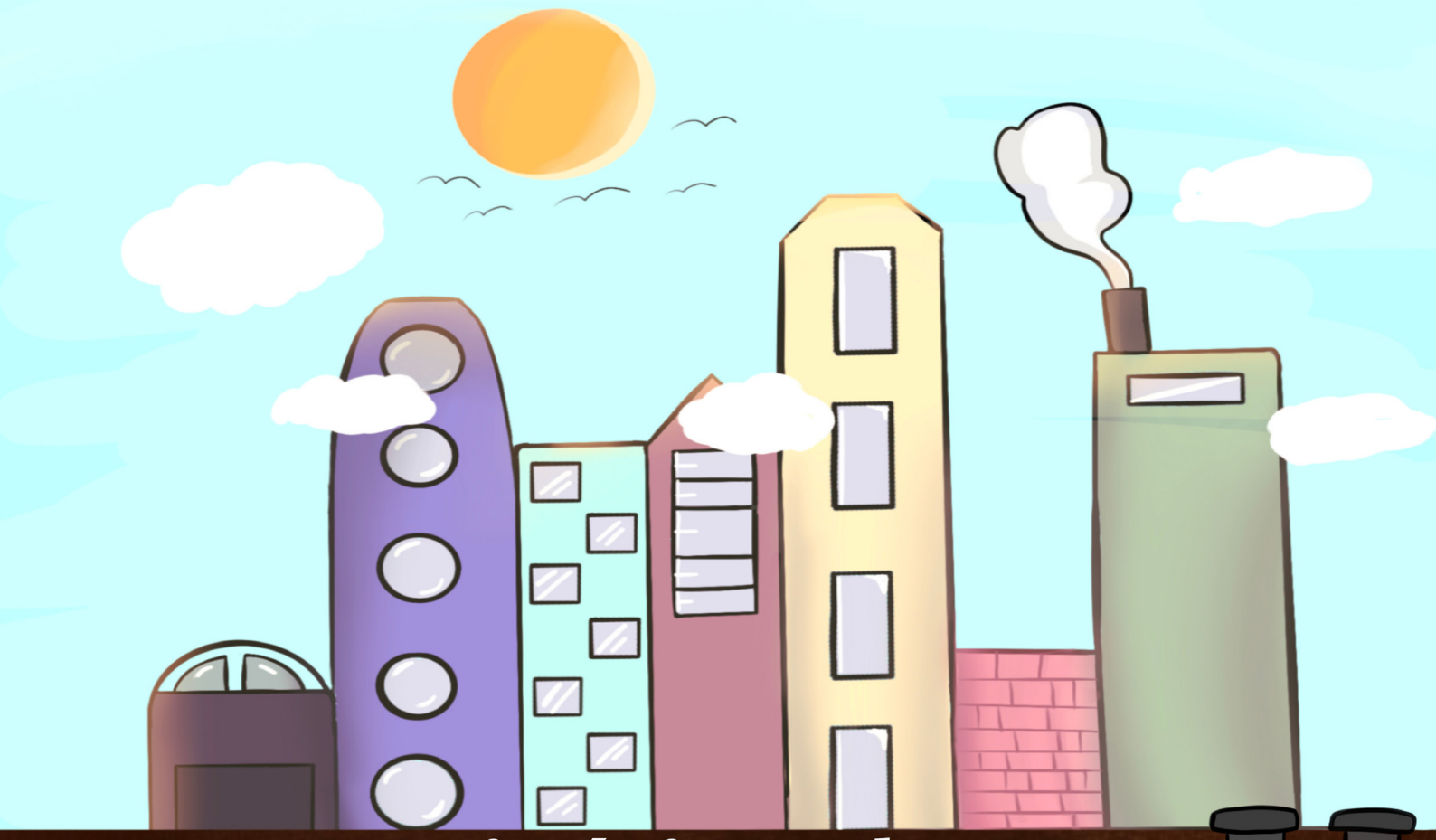


13.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

O papel das águas subterrâneas na sustentabilidade das cidades do século XXI

Livro de Resumos do

13.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS

45 ANOS em prol dos Recursos Hídricos

Grupo Português da Associação Internacional de Hidrogeólogos

TÉCNICO LISBOA

Livro de Resumos do

13.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

ORGANIZAÇÃO

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS

45 ANOS em prol dos Recursos Hídricos

Grupo Português da Associação Internacional de Hidrogeólogos

TÉCNICO LISBOA

APOIO

TARH

waterways

MUSEU DA ÁGUA | EPAL Grupo Águas de Portugal

OGI GROUNDWATER SPECIALISTS

Sondagens Casal

SUPER BOCK GROUP

Título
Livro de Resumos do 13.º Seminário sobre Águas Subterrâneas

Edição e Propriedade
Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos - APRH

Coordenação da edição
Maria Paula Mendes, José Paulo Monteiro, Manuela Simões, Manuel Abrunhosa, Jorge Duque, Ana Isabel Andrade, José Manuel Marques e Cláudia Pinto

Execução gráfica
André Cardoso

Design Capa
Catarina Cardoso

Ano: 2022

ISBN
978-989-8509-30-7

Site do evento: https://www.aprh.pt/13sas/
E-mail APRH: aprh@aprh.pt

Como citar este livro: Mendes, M. P., Monteiro, J.P., Simões, M., Abrunhosa, M., Duque, J., Andrade, A.I., Marques, J.M. e Pinto, C.(Eds.), 2022. Livro de Resumos: 13.º Seminário sobre Águas Subterrâneas - "O papel das águas subterrâneas na sustentabilidade das cidades do século XXI". Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. pp. ISBN: 978-989-8509-30-7.

Como citar um capítulo deste livro: [Autore(s) do capítulo], 2022. [Título do capítulo]. In: Mendes, M. P., Monteiro, J.P., Simões, M., Abrunhosa, M., Duque, J., Andrade, A.I., Marques, J.M. e Pinto, C. (Eds.), Livro de Resumos: 13.º Seminário sobre Águas Subterrâneas - "O papel das águas subterrâneas na sustentabilidade das cidades do século XXI". Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, pp. [1ª página – última página]. ISBN: 978-989-8509-30-7.

Os resumos estão organizados por ordem de aceitação das Comunicações. Texto elaborado a partir da reprodução dos originais submetidos pelos autores, a quem cabe a responsabilidade dos conteúdos. Os resumos foram submetidos para revisão científica por pares (anónimos). Foram aceites textos em língua portuguesa pré e pós acordo ortográfico.

INDÍCE

Mensagem da Comissão Organizadora v
Comissões vii

SESSÃO DE ABERTURA 1

Avaliação das disponibilidades hídricas atuais e futuras e aplicação do índice de escassez WEI+ 1
Rodrigo Proença de Oliveira

RESUMOS 5

Projeto geotérmico das Termas Romanas de Chaves 5
Marina Paiva, Rita Carvalho, Rui Nogueiro, Bruno Casal, José Martins Carvalho

Evolutional processes of groundwater in Essaouira city based on hydrochemistry and hydrogen and oxygen isotopes 9
Mohammed BAHIR, Otman EL MOUNTASSIR, Paula M. CARREIRA, Abdelghani CHEHBOUNI, Driss DHIBA, Hicham EL JIAR

Water availability for managed aquifer recharge in the Campina de Faro Aquifer – Vale do Lobo Sector 15
Kath STANDEN, José Paulo MONTEIRO, Luís COSTA, Rui HUGMAN

Groundwater conservation techniques used in the UK construction industry 21
Stephen THOMAS, James WATSON and George FRENCH

Groundwater risk of contamination using reclaimed water in the irrigation of the Campo Grande garden and Alameda da Universidade de Lisboa, in Lisbon – a contribution of the B-WATERSMART PROJECT 27
Manuel M. OLIVEIRA, Teresa E. LEITÃO, Tiago N. MARTINS, Rita RIBEIRO, Maria João ROSA, Cláudia PINTO, Alexandra HENRIQUES

Avaliação da profundidade das raízes das árvores e do nível piezométrico no Jardim Botânico de Lisboa 35
Maria Paula MENDES, Ana Paula FALCÃO, Nuno AFONSO, Miguel ESTEVES, Maria Catarina PAZ

Cálculo do balanço hídrico das ilhas de Santiago, Santo Antão e Fogo (Cabo Verde) 41
João NASCIMENTO, Rodrigo PROENÇA DE OLIVEIRA, Joana SIMÕES, Hércules VIEIRA, Marize GOMINHO, Vera CHAVES, Edelmira MARTINS, José AFONSO

Importância das massas de água associadas a depósitos aluvionares de reduzida dimensão: o caso de estudo da Ribeira de Alge (Figueiró dos Vinhos) 47
Carlos MARQUES, José M. AZEVEDO , Fernando FIGUEIREDO

A importância do uso de indicadores de sustentabilidade de gestão de recursos hídricos para abastecimento público 53
Alex PIRES CARNEIRO, Fabiane FERREIRA RABELO, Juliana DOS SANTOS, Viviane FRANCIS SILVA CORREIA

Impact of urbanization on groundwater quantity and quality in Kabul city, Afghanistan 59
Asadullah FARAHMAND, Mohammad Salem HUSSAINI, Manuel ABRUNHOSA

Gestão sustentável de recursos hídricos em regiões vulcânicas insulares: O caso de estudo da Ilha Terceira 61
Paulo SILVA BORGES, César PIMENTEL, Francisco Cota RODRIGUES

Fatores para a sustentabilidade dos recursos hídricos subterrâneos na península de setúbal 67
Ayodeji Ojo, Nuno Barreiras, João Nascimento

Ciência cidadã e sistemas de informação melhorados para uma gestão participativa e sustentável da água subterrânea .. 73
Vânia SERRÃO SOUSA, Marta VARANDA, José Paulo MONTEIRO, Sofia BENTO, Luís COSTA, Marta ROMERO, Margarida Ribau TEIXEIRA e Luís NUNES

Peculiar signatures of CO_2-rich thermal and mineral waters around the world 77
Max PISOLKAR, José M. MARQUES, Paula M. CARREIRA, Manuel ANTUNES da SILVA

Gestão da água subterrânea da bacia do rio Maipo, Chile 83
João NASCIMENTO, Nuno BARREIRAS, Claudia GALLEGUILLOS, Valentina CARDENAS

Development of a conceptual circulation model for Ladeira de Envendos hydromineral system 89
Pedro CAÇADOR, José M. MARQUES, Paula M. CARREIRA, Manuel ANTUNES da SILVA

A Gestão Integrada de Recursos Hídricos (GIRH): a experiência brasileira como modelo de gestão 95
Patrícia GUIMARÃES, Yanko XAVIER

Intrusão salina na Campina de Faro – Sector de Vale do Lobo: contributos da prospecção geofísica 101
Judite FERNANDES, Francisco MORENO, Pedro SOARES, Edite REIS, Cláudia COSTA, Daniela ALMEIDA, Alexandra DIAS

Interpretação hidrogeológica da modelação 3D das sondagens eléctricas verticais (SEV) da década de 1960 na bacia do Cunene, Angola 107
Elsa Cristina RAMALHO, Alain FRANCÉS, Fernando MONTEIRO SANTOS

River-aquifer interactions in the Campina de Faro aquifer 113
Kath STANDEN, José Paulo MONTEIRO, Luís COSTA, Rui HUGMAN

Análise da Vulnerabilidade intrÍnseca das águas subterrâneas do rio paraopeba (minas gerais – brasil) 119
Victor Hugo SARRAZIN LIMA, Fernando António LEAL PACHECO, João Paulo MOURA, Teresa Cristina TARLÉ PISSARRA, Renato Farias do VALLE JUNIOR, Maytê Maria Abreu Pires de MELO SILVA, Carlos Alberto VALERA, Marília Carvalho de MELO, Luís Filipe SANCHES FERNANDES

Evaluation of water quality using hydrochemistry, irrigation water quality indices (IWQI), and water quality indices (WQI) in the synclinal of Essaouira basin, North-West Coast, Morocco 127
Otman EL MOUNTASSIR, Mohammed BAHIR , Paula M. CARREIRA, Abdelghani CHEHBOUNI, Driss DHIBA, Hicham EL JIAR

O impacto que as associações podem ter na gestão dos recursos hídricos 133
Paulo SILVA BORGES, Raquel SOUSA, Carla ALMEIDA ROCHA, Zunchany MATOLA

Groundwater vulnerability and water quality indexes on a semi-arid region 135
Oussama DHAOUI, Margarida ANTUNES, Agoubi BELGACEM, Adel KHARROUBI

Exploração de imagens de satélite SENTINEL-2 para estimação da cor aparente dos rios 137
Gonçalo FERREIRA, Ana Paula FALCAO , Alexandre B. GONÇALVES , Orquídia NEVES

Comparação de métodos para a delimitação das áreas de excedência na avaliação do Estado químico de Massas de Água Subterrânea 143
Tiago N. MARTINS, Manuel M. OLIVEIRA, Teresa E. LEITÃO

Águas subterrâneas na sustentabilidade das cidades do século XXI 149
Manuel ABRUNHOSA, Ana ANDRADE

Vulnerabilidade do sistema aquífero Tejo-Sado/Margem Esquerda considerando a proximidade ao estuário do Tejo no Barreiro 155
Daniela BAPTISTA, Manuela SIMÕES, Catarina SILVA

Managed aquifer recharge: a solution to mitigate water scarcity also in Portugal 161
Teresa E. LEITÃO, J.P. LOBO FERREIRA, Tiago N. MARTINS, Manuel M. OLIVEIRA, Marcel HOROVITZ

Estado químico das águas subterrâneas em áreas agrícolas. Exemplos no Alentejo 167
Teresa E. LEITÃO, Tiago N. MARTINS, Manuel M. OLIVEIRA, Pedro MORAIS, José MORAIS, Ana ILHEU, Martinho MURTEIRA

Utilização de métodos de deteção remota para análise dos impactos de incêndios florestais na recarga ao aquífero Vieira de Leiria- Marinha Grande – Portugal 173
Mariana LA PASTA CORDEIRO, Maria Teresa CONDESSO DE MELO, João Pedro NUNES

New developments and applications of GALDIT method: Bouteldja aquifer (Algeria) case-study assessing GALDIT parameters with geostatistics 179
João Paulo LOBO FERREIRA, Dahbia DJOUDAR HALLAL

Mensagem da Comissão Organizadora

O papel das águas subterrâneas na sustentabilidade das cidades do século XXI

A escassez, a qualidade e a drenagem da água surgem como questões-chave de interesse público sendo fatores importantes para o crescimento e sustentabilidade das cidades ao redor do mundo. Em meio urbano, as intervenções no subsolo têm impacto i) na recarga e nos níveis piezométricos das reservas hídricas subterrâneas, ii) no transporte e no destino de contaminantes, iii) nas interações entre as águas superficiais e as águas subterrâneas e iv) na estabilidade geotécnica dos terrenos. Acresce que, tendo o nosso país uma maior densidade populacional na faixa litoral, fenómenos de intrusão salina provocados pela sobre-exploração e pela subida do nível médio do mar podem contribuir para a salinização de aquíferos costeiros.

Todas estas questões devem ser encaradas de forma integrada, pois precisamos alimentar as cidades, regar os espaços verdes, abastecê-las de água para consumo e atividades económicas, sem negligenciar as necessidades hídricas dos ecossistemas e a estabilidade das estruturas construídas. Para responder a estes desafios é necessário implementar metodologias que privilegiem uma equilibrada utilização dos solos, que combatam a escassez hídrica, que permitam inovar na prospeção, monitorização e tratamento de água, bem como implementar políticas públicas que estimulem a economia, a eficiência de sistemas de irrigação e distribuição e o cumprimento de normas integradas da proteção dos recursos hídricos e da estabilidade das construções.

Comissões

Comissão Organizadora

Comissão Especializada de Águas Subterrâneas da APRH:
Maria Paula Mendes (IST-ID); José Paulo Monteiro (UALG); Manuela Simões (FCT-NOVA); Manuel Abrunhosa (Consultor / CITEUC); Jorge Duque (Renato Azenha, Lda.)

AIH - Grupo português:
Ana Isabel Andrade (CITEUC)

IST-DECivil:
José Manuel Marques

Câmara Municipal de Lisboa/EPReSist
Cláudia Pinto

Comissão Científica

Ana Isabel Andrade
(CITEUC)

Alcino Sousa Oliveira
(DG-ECVA/UTAD)

António Chambel
(DG/Universidade de Évora)

Catarina Silva
(Faculdade de Ciências/ULISBOA)

Cláudia Pinto
Câmara Municipal de Lisboa/EPReSist

Helder I. Chaminé
(ISEP, Politécnico do Porto)

João Nascimento
(WaterWays)

Jorge Duque
(Renato Azenha, Lda.)

Jorge Manuel Espinha Marques
(Faculdade de Ciências/Universidade do Porto)

José Manuel Marques
(DECivil-IST/CERENA)

José Manuel Martins de Azevedo
(Universidade de Coimbra/DCT)

José Paulo Monteiro
(UALG)

José Virgílio Cruz
(FCT/UAc e IVAR)

Judite Fernandes
(LNEG)

Manuel Abrunhosa
(Consultor)

Manuela Simões
(FCT-NOVA)

Margarida Antunes
(DCT/Universidade do Minho)

Maria Catarina Paz
(Instituto Politécnico de Setúbal)

Maria Paula Mendes
(IST-ID/CERIS)

Paula Carreira
(IST/C2TN)

Rafaela Cardoso
(IST/CERIS)

Rosário Carvalho
(Faculdade de Ciências/ULISBOA)

Rui Hugman
(GMDSI/NCGRT Flinders University)

Teresa Albuquerque
(Instituto Politécnico de Castelo Branco)

Teresa E. Leitão
(LNEC/DHA)

Teresa Melo
(IST/CERIS)

Avaliação das disponibilidades hídricas atuais e futuras e aplicação do índice de escassez WEI+

Rodrigo Proença de Oliveira

Bluefocus / Instituto Superior Técnico / CERIS

O estudo da Avaliação das disponibilidades hídricas atuais e futuras e aplicação do Índice de escassez WEI+ foi desenvolvido pelo consórcio Nemus/Bluefocus/Hidromod para a Agência Portuguesa do Ambiente. O estudo teve por objetivo a quantificação das disponibilidades hídricas atuais e futuras, em regime natural e em regime modificado, assim como a caracterização dos usos, consumos e necessidades de água. Foi ainda determinado o índice WEI+, preconizado pela Agência Europeia do Ambiente para avaliar as situações de escassez hídrica nas várias bacias e sub-bacias hidrográficas da União Europeia.

Estes objetivos foram concretizados através de um exercício de modelação matemática que incluiu, num primeiro passo, o cálculo do balanço hídrico em regime natural e, num segundo, a simulação da operação dos principais aproveitamentos hidráulicos e sistemas aquíferos, e consequente alocação da água aos vários usos. O estudo abrangeu Portugal Continental e as áreas das bacias hidrográficas internacionais situadas em território espanhol.

A avaliação das disponibilidades hídricas superficiais em regime natural foi realizada recorrendo aos resultados da modelação hidrológica que produziu séries de escoamento mensal a partir das séries de precipitação e de evapotranspiração potencial (ETP) mensal. Adotou-se um modelo distribuído matricial com uma resolução espacial de 1 km x 1 km e uma escala temporal mensal que implementa o modelo de Temez, regularmente usado por Espanha. Foram consideradas 3818 estações de precipitação e 438 estações de temperatura. Para calibrar e validar o modelo hidrológico foram usadas 221 estações hidrométricas em Portugal e Espanha. A série de dados compreende o período 1930-2015.

Os cenários climáticos de precipitação e temperatura considerados na avaliação das disponibilidades hídricas futuras foram retirados do projeto EURO-CORDEX, tendo sido utilizado um *essemble* de 13 modelos. Estes cenários climáticos foram compatibilizados com os estudos em curso, associados ao Roteiro Nacional Adaptação 2100. Foram calculadas as anomalias da precipitação mensal média, em %, e das temperaturas mensais mínima e máxima, em ºC, para os períodos 2011-2040, 2041-2070 e 2071-2100 e para duas trajetórias de emissão RCP4.5 e RCP8.5, em relação a um período histórico de 1971 a 2000. As disponibilidades hídricas futuras, em regime natural, foram calculadas correndo o modelo hidrológico, já calibrado e validado, com estes cenários climáticos.

Na caracterização do uso da água pelos diferentes setores foi necessário determinar os volumes de água captados em meio hídrico superficial e subterrâneo para os vários fins específicos. No

que respeita aos usos urbanos e industriais foi possível utilizar a informação contida nos Títulos de Utilização de Recursos Hídricos (TURH). No entanto, a informação dos TURH emitidos para os sectores agrícola (rega e a pecuária) e do turismo (inclui o golfe) é incompleta e pouco fiável. Assim, foi necessário recorrer as estimativas indiretas dos volumes dos volumes captados para esses usos.

O Recenseamento Agrícola 2019 (RA 2019) forneceu os valores de superfície regada em cada freguesia, por cultura e método de rega. Uma vez que os dados do RA2019 não permitem conhecer localização da superfície regada dentro da freguesia, foi desenvolvida uma metodologia de espacialização para distribuir a superfície regada dentro de cada freguesia, usando as delimitações conhecidas dos aproveitamentos hidroagrícolas e a Carta de Uso e Ocupação do Solo (COS) de Portugal continental para 2018 (DGT, 2019). Assegurou-se que os valores por freguesia do RA 2019 são respeitados e procurou-se, sempre que possível, respeitar a distribuição espacial das várias classes da COS. Os valores de dotação de rega para as várias culturas, regiões do país e métodos de rega foram obtidos junto da Autoridade Nacional do Regadio (DGADR), e complementados com informação cedida pela EDIA. As quantidades de água consumidas pela pecuária foram estimadas tendo por base a informação disponibilizada pela DGAV, sobre o efetivo pecuário em 2019 por exploração e respetiva localização. Os volumes captados para o setor do golfe estimados com recurso ao método desenvolvido pela United States Golf Association (USGA) que estima as quantidades de água consumidas por um campo de golfe, a partir da evapotranspiração potencial e precipitação usada pela relva.

Para avaliar as disponibilidades hídricas superficiais e subterrâneas em regime modificado recorreu-se ao modelo MIKE-Basins. As principais bacias hidrográficas de Portugal continental foram representadas através de uma rede de arcos e nós que inclui os cursos de água e nas suas sub-bacias hidrográficas, as infraestruturas de armazenamento e de adução de água (barragens, albufeiras e canais), unidades hidrogeológicas e os locais de consumo de água. Os dados de entrada do modelo incluem as séries de escoamento mensal em regime natural nos vários cursos de água e as séries de recarga mensal das várias unidades hidrogeológicas e, ainda, os volumes de água captados para os vários fins em diferentes locais da bacia hidrográfica. Na calibração do modelo aferiram-se as regras de operação das várias infraestruturas, de modo a reproduzir os registos de monitorização dos escoamentos mensais, os volumes armazenados nas albufeiras e a variação dos níveis piezométricos dos sistemas aquíferos. Os resultados do modelo incluem as séries de volume armazenado nas albufeiras e nas massas de água subterrâneas, assim como o escoamento em regime modificado que flui em cada curso de água e os volumes de água fornecido a cada uso de água.

A partir destes resultados foi possível determinar indicadores de desempenho que avaliam a capacidade do sistema em satisfazer as necessidades de água, nomeadamente a garantia de abastecimento ou o déficit médio, em caso de incumprimento dos objetivos de abastecimento. Um

resultado importante deste exercício de modelação é a quantificação do índice WEI+, definido como a razão entre o volume total de água captado e as disponibilidades hídricas renováveis. O índice WEI+ é calculado de forma sequencial para todos os meses de um período de simulação, sendo por regra apresentado como médias do valor que assume em cada mês, mês mais seco, trimestre ou ano. O valor do índice varia entre o valor 0%, representando uma situação de uso limitado dos recursos hídricos, e o valor de 100%, representando uma situação de escassez hídrica crítica.

Os resultados deste estudo foram objeto de discussão pública e foram integrados nos Planos de Gestão de Região Hidrográfica do 3.º ciclo. Depois de aperfeiçoados, serão a base para o licenciamento no próximo ciclo de planeamento e devem, por isso, ser a referência para os planos dos diferentes setores que dependem da água para o seu desenvolvimento.

Resultou deste estudo um conjunto consistente de estimativas de disponibilidades e necessidades de água, cobrindo Portugal e Espanha, com uma resolução especial adequada para a gestão da água. Foi ainda possível identificar, de forma clara, um conjunto de lacunas e incertezas que urge resolver. É particularmente relevante a falta de elementos sobre o uso da água, nomeadamente as dotações efetivas de rega para as várias culturas, as eficiências no uso de água para rega (desde a captação ao pé da planta), os volumes captados em massas de água superficiais e subterrâneas para utilização na rega (não apenas dos perímetros públicos) e na atividade pecuária. Acrescem os problemas das redes de monitorização que afetam as estimativas de disponibilidade de água em certas regiões, como é o caso da margem direita do Tejo, a bacia hidrográfica do Sorraia, o troço final do Guadiana e as zonas costeiras o Algarve.

A plataforma de informação e de modelação operacional desenvolvida permite o aperfeiçoamento rápido das estimativas apresentadas, sempre que ficarem disponíveis novos elementos. Aliás, está prevista para um futuro próximo a revisão dos valores apresentados para incorporar os comentários recebidos no âmbito do processo de discussão pública e alguns registos de precipitação.

Projeto geotérmico das Termas Romanas de Chaves

Marina Paiva[1], Rita Carvalho[1], Rui Nogueiro[2], Bruno Casal[3], José Martins Carvalho[1,4]

[1] *TARH - Terra, Ambiente e Recursos Hídricos Lda., Rua Forte do Monte Cintra, nº 1, 2ºC, 2685-141 Sacavém, Portugal, marina.paiva@tarh.pt, jmc@tarh.pt, rita.carvalho@tarh.pt*

[2] *Câmara Municipal de Chaves, Praça de Camões, 5400-150 Chaves, rui.nogueiro@chaves.pt*

[3] *Sondagens Casal - Pesquisa e Captação de Água, Estrada do Moinho, nº1 Areias, 2705-432 São João das Lampas, bruno.casal@sondagenscasal.pt*

[4] *Laboratório de Cartografia e Geologia Aplicada, DEG, Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP), Politécnico do Porto, Rua do Dr. António Bernardino de Almeida, 431, 4200-072 Porto, Portugal*

Resumo

Chaves é uma importante cidade termal localizada no Norte de Portugal onde uma pequena instalação de utilização direta do calor começou a funcionar em 1982 e uma nova rede de calor geotérmico de 2 km está em construção.

Após a descoberta acidental em 2006 das Termas Romanas de Chaves (temperatura atual 66 ºC) e a transformação do espaço num museu, surgiram problemas de condensação no interior do edifício que punham em perigo o património arqueológico e a exploração das instalações.

A Câmara Municipal de Chaves entendeu que, ao invés de ser usada a rede de calor geotérmico já existente na cidade de Chaves, faria sentido tentar desenvolver nas Termas Romanas um projeto geotérmico autónomo a partir da utilização do próprio recurso de água termal aqui ocorrente. Nesse contexto foi projetada, construída, e está já em exploração, desde 11 de janeiro de 2022, uma captação geotérmica do tipo sondagem inclinada, de 66 m de comprimento (SG1), localizada a cerca de 12 metros da parede W do referido museu. O ensaio final de caudal foi realizado a 5,3 L/s, à temperatura de 66,5 °C, com um rebaixamento de apenas 1,15 m, correspondente a uma transmissividade de cerca de 400 m^2/dia numa zona de contacto, por falha, de rochas metassedimentares silúricas com o granito hercínico.

Para a climatização do edifício é utilizado um caudal de cerca de 1 L/s dado que a potência de aquecimento é de apenas de 110 kW. O fluido geotérmico arrefecido (a 61 ºC) é rejeitado para o rio Tâmega, após passagem pelas piscinas romanas para manter o discurso museológico desejado pela equipa de arqueologia da Câmara Municipal (piscinas com o nível de água termal como na época romana). A solução de água subterrânea concebida permite o balanço mássico no reservatório geotérmico sem impacto na qualidade da água mineral.

A Central Geotérmica, instalada no Piso -1 do Museu, faz a gestão e monitorização de todo o empreendimento

A exploração da captação geotérmica está a ser realizada com apertado controlo hidrodinâmico,

hidroquímico e microbiológico, não só para controlo da operação geotérmica, mas também para minimizar eventuais impactes nas captações de água mineral natural das Caldas de Chaves que ocorrem a cerca de 300 m de distância.

Esta solução permitiu a resolução do problema de condensação/climatização e mostra que é possível o aproveitamento *in loco* dos recursos em situações geoambientais complexas, contribuindo para a dinamização dos recursos naturais ao serviço da sustentabilidade urbana.

Palavras-Chave: Recursos geotérmicos; Climatização; Água mineral natural; Sustentabilidade ambiental

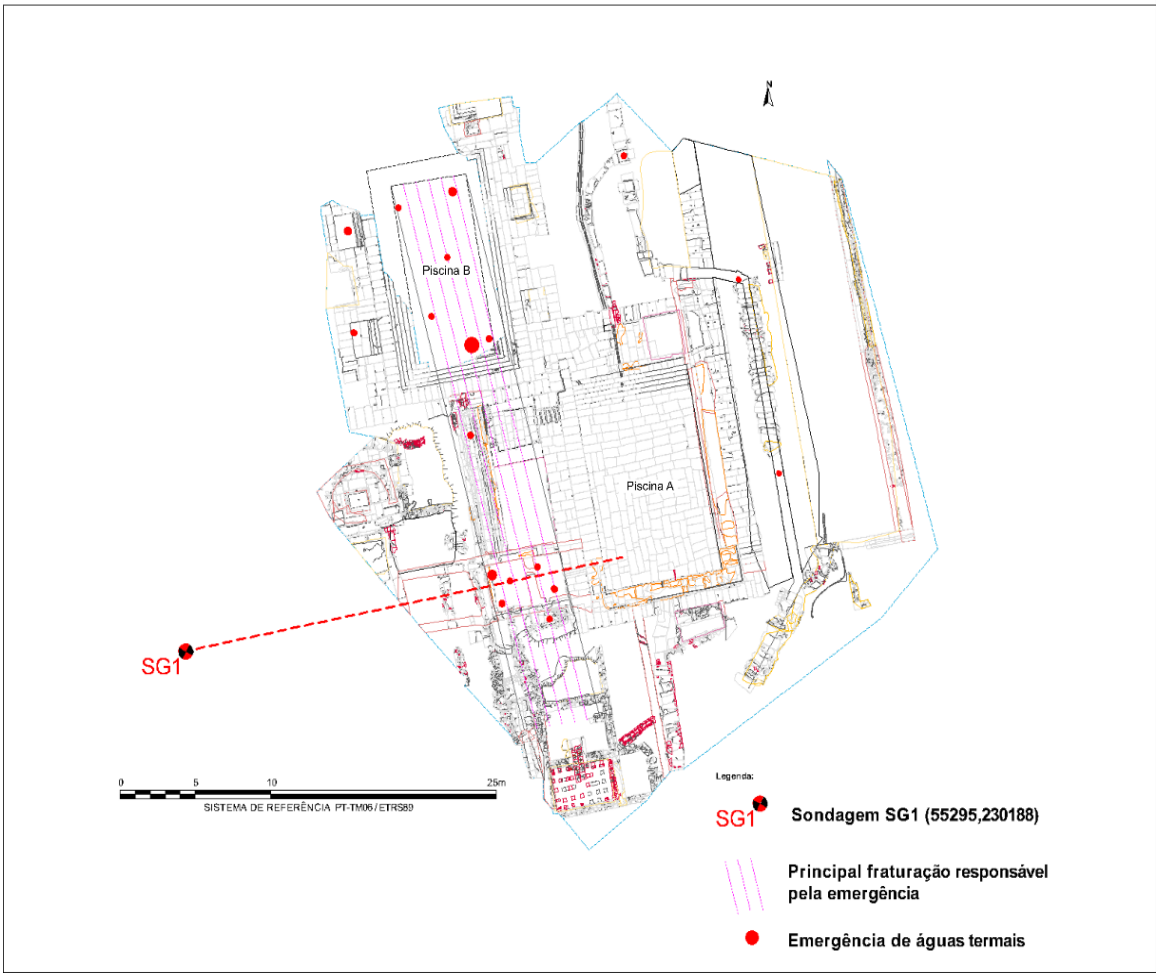


Fig. 1. Planta de localização das captações da Concessão Hidromineral e Geotérmica HM-09 Caldas de Chaves e das Termas Romanas de Chaves.

Agradecimentos

Os autores agradecem a todas as personalidades e entidades que permitiram a concretização do conceito de um Empreendimento Geotérmico nas Termas Romanas de Chaves, e em particular, a:

Presidente da Câmara Municipal de Chaves, Sr. Dr. Nuno Vaz Ribeiro, por ter acreditado numa solução geotérmica autónoma para o projeto de AVAC das Termas Romanas de Chaves e por ter apoiado, sem reservas, a opção técnica de furo inclinado que germinava há vários anos nas nossas cabeças;

Sr.ª Engª Amélia Rodrigues, Chefe da Divisão de Obras da Câmara Municipal de Chaves, pelo apoio, competência e sensatez manifestados, particularmente na fase crítica da construção dos sistemas de rejeição dos efluentes geotérmicos;

Sr. Eng.º Vítor Pereira da Divisão de Obras da Câmara Municipal de Chaves porque, sem a sua disponibilidade, a construção da captação geotérmica teria sido tarefa bem mais complexa,

…e, finalmente, porque uma operação geotérmica é o resultado da convergência multidisciplinar das competências ligadas ao recurso e às das instalações de superfície… queremos deixar aqui expressa à nossa admiração pelo trabalho da equipa responsável pelo dimensionamento e projeto das instalações de AVAC, coordenada pelo Sr. Eng.º Armando Pinto (LNEC).

Evolutional processes of groundwater in Essaouira city based on hydrochemistry and hydrogen and oxygen isotopes

Mohammed BAHIR[1,2], Otman EL MOUNTASSIR[1*], Paula M. CARREIRA[3], Abdelghani CHEHBOUNI[2,4], Driss DHIBA[2], Hicham EL JIAR[2]

[1] High Energy and Astrophysics Laboratory, Faculty of Sciences Semlalia, Cadi Ayyad University, Morocco, otman.elmountassir@ced.uca.ma

[2] IWRI, Mohammed VI Polytechnic University (UM6P), Morocco, mohammed.bahir@um6p.ma; abdelghani.chehbouni@um6p.ma; driss.dhiba@um6p.ma; Hicham.eljiar@um6p.ma

[3] Centro de Ciéncias e Tecnologias Nucleares, C2TN/IST, Universidade de Lisboa, Portugal, carreira@ctn.tecnico.ulisboa.pt

[4] CESBIO, CNRS, CNES, IRD, Université de Toulouse, France France, abdelghani.chehbouni@um6p.ma

Abstract

Groundwater presents one of the most important water resources in the world. The study of the hydrochemical characteristics and water-rock interaction processes of groundwater is of significance in the evolutional processes, rational development and utilization of groundwater and the prevention of groundwater pollution. The hydrochemical characteristics, recharge sources, and hydrogeochemical evolutionary processes of groundwater in the Essaouira basin were studied using hydrochemical and isotopic hydrogen-oxygen analyses for the 2016 and 2020 campaigns. The results show that the main hydrochemical type of groundwater is of Ca-Mg-HCO_3, Ca-Mg-Cl, Ca-SO_4 and Na-Cl type in Meskala-Ouazzi sub-basin. The hydrochemical compositions are mainly controlled by the weathering and dissolution of carbonate rocks with calcite and dolomite, and is less controlled by silicate dissolution. The groundwater is recharged by direct infiltration of precipitation with no evidences of evaporation based on isotopic signatures. The obtained findings provide important insights into understanding the groundwater recharge sources and hydrochemistry in the Essaouira basin, in turn developing a sustainable groundwater management plan.

Keywords: Groundwater; hydrogeochemical characteristic; hydrogen and oxygen isotopes; Essaouira basin

1. Introduction

The socio-economic development of each community depends on the availability of freshwater resources. Among the various forms of accessible freshwater resources, groundwater provides an essential part of the total supply of many countries' domestic, industrial, and agricultural sectors. Groundwater is an essential renewable resource on the planet, important for preserving habitats, maintaining hydrological equilibrium, and meeting human requirements. It is an important component of freshwater resources worldwide, meeting the needs of millions of living species. Water is also a component of many other natural resources. The optimum usage of associated natural resources is unknown as water quality deteriorates. Groundwater is cleaner than surface water in nature because it is recharged, recycled, and filtered by biological and natural processes,"keeping" more protected from direct contamination and pollution sources.

Water scarcity is becoming a bigger problem, especially in dry and semi-arid regions of Morocco, where the average annual rainfall is less than 350 mm (Bahir *et al*., 2021a; El Mountassir *et al*., 2021a, 2021b).

The limited availability of surface water and the deterioration of its quality due to pollutants emitted by various anthropogenic activities are the reasons for the high dependence on groundwater resources.

In contrast, groundwater is less vulnerable than surface water since most pollutants are diluted or degraded (chemically and biologically) before reaching groundwater (Akhtar *et al*., 2021). However, excessive exploitation and careless use of groundwater resources can lead to lower groundwater levels or degrade groundwater quality.

The use and efficiency of isotopic techniques in water resources management studies are well-established. Since its introduction to hydrology applications in the 1960s, mainly to help identify the origin and the fate of water in the watershed, isotope studies have become essential in hydrological and hydrogeological investigations (Ayadi *et al*. 2018; El Mountassir *et al*. 2021c).

The stable isotopes $\delta^{18}O$ and $\delta^{2}H$ are well-established environmental tracers because they are part of the water molecule. They allow us to understand the origin, pathways, and chemical evolution of groundwater. The results of this study help to understand the Essaouira basin's aquifers and give insights for better management of the groundwater sources.

2. Study Area

The Meskala-Ouazi sub-basin is part of Essaouira basin and is located at the Southeast of Morocco. It is delimited by the Atlantic Sea in the west and by the mountainous reliefs of the Rif in the south (Fig. 1).

This study is crossed by Wadi Ouazzi and Wadi Igrounzar whose natural outlet is the Atlantic Ocean and has a total area of 1260 km^2. The study area is under semiarid climate with irregular rainfall of about 300 mm/year and the temperature oscillates around 20°C (El Mountassir *et al*. 2021a, 2021b).

Two sampling campaigns (30 boreholes, wells and springs), and (61 boreholes, wells and springs) were sampled in 2016, 2020, respectively in the Meskala–Ouazzi region of Essaouira basin (Fig. 1).

3. Hydrogeochemistry assessment

To identify the groundwater chemical facies, a Piper trilinear diagram was plotted using the hydrochemical data and is presented in Fig. 2a.

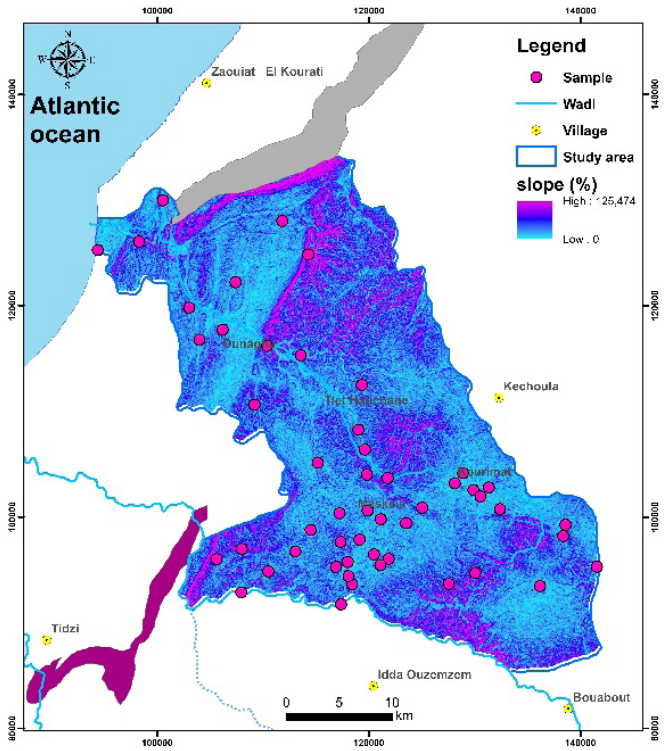


Fig. 1. Map of the study area location.

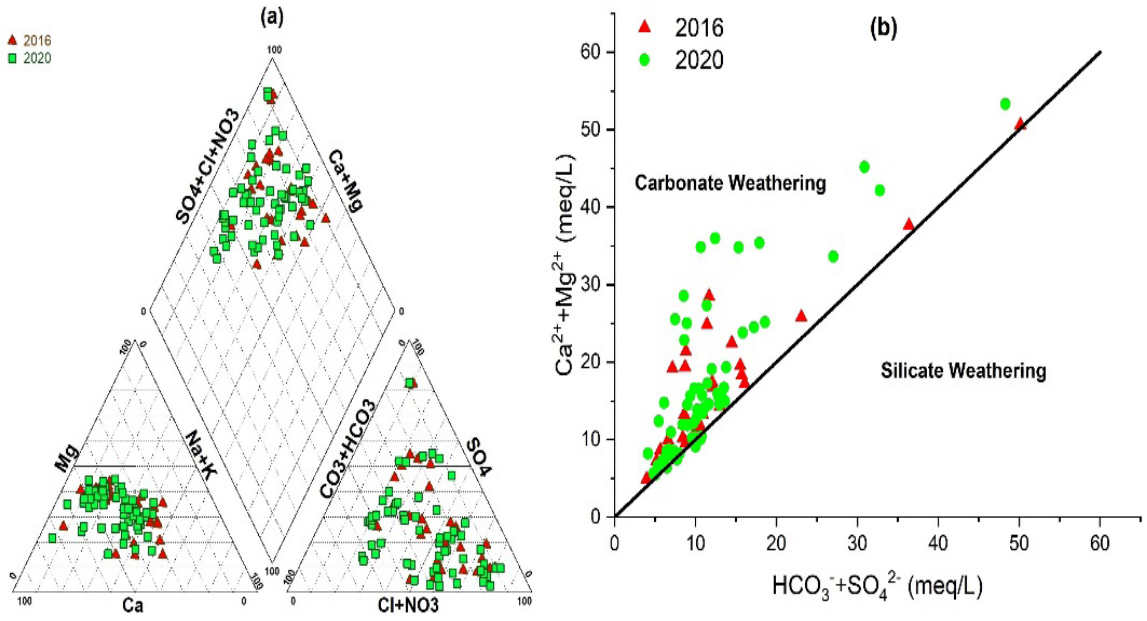


Fig. 2. (a) Piper Diagram, (b) (Ca^{2}++Mg^{2}+) *versus* (HCO_{3}- + $SO4^{2-}$).

In this study, the majority of the groundwater samples were classified into Ca-SO_4 (26%), and mixed Ca-Mg-Cl (74%) water types, while for the campaign 2020, 23% of the samples belong to Ca-SO_4, 15% of samples belong to Ca-Mg-HCO_3, and 62% to mixed Ca-Mg-Cl water types.

The presence of different hydrochemical facies is related to the diversity of geology and geochemical processes in the study area.

A plot has been made for better understanding of the weathering pattern, where $Ca^{2+}+Mg^{2+}$ *vs* $HCO_3^-+SO_4^{2-}$ values has been plotted (Fig. 2b), which indicates that 96% of the samples fall in the carbonate weathering region and the rest in silicate weathering region for the campaign 2016 and 2020 in the Meskala-Ouazzi sub-basin.

The process that is dominant in this region is the rock-water interaction with minor influence of silicate weathering.

4. Groundwater origin and recharge

Stable isotopes of water molecule are the most used in groundwater studies. They offer unique and supplementary information on the origin of the water and the mode of recharge of groundwater (Ayadi *et al*. 2018).

The stable isotope ratios of the water molecule for the campaign 2016 range between -6.01 and -3.28 ‰ *vs* VSMOW (mean of -4.88 ‰) for $\delta^{18}O$, and between -34.5 and -1.9 ‰ *vs* VSMOW (mean of -27.04 ‰) for $\delta^{2}H$. For the campaign 2020, $\delta^{18}O$ range between -6.31 and 0.58 ‰ *vs.* VSMOW (mean of -5.17 ‰), and between -39.2 and 2.2 ‰ *vs* VSMOW (mean of -29.06 ‰) for $\delta^{2}H$.

Fig. 3 highlights the presence of two distinct groups of waters. The first one (G1) with the samples falling between the Global Meteoric Water Line (GMWL), and the Local Meteoric Water Line of Essaouira (LMWL (El Mountassir *et al*. 2021b)) pointing out the strong contribution of direct rain water infiltration to aquifer recharge, especially for points located near the hydrographic network (Wadis), hence confirming the rapid and recent recharge.

On the other hand, the second group (G2) is characterized by samples with more enriched isotope compositions, placed below both the GMWL and the LMWL. This group corresponds to the samples dominated by an evaporation effect, indicating either the slow infiltration of rainwater due to low permeable soil and/or the return flow of evaporated irrigation water.

According to these data, two main processes contributing to groundwater salinization in the studied aquifer could be identified: (1) evaporate minerals dissolution (dispersed in the geological layers), (2) evaporation processes. In fact, the first process reveals a dissolution effect where the samples isotopic compositions ($\delta^{18}O$) show no change according to the increasing chloride content.

This pattern supports strongly the hypothesis that a dissolution process as highlighted previously by the hydrochemical analyses mainly rule by the salinity of these waters.

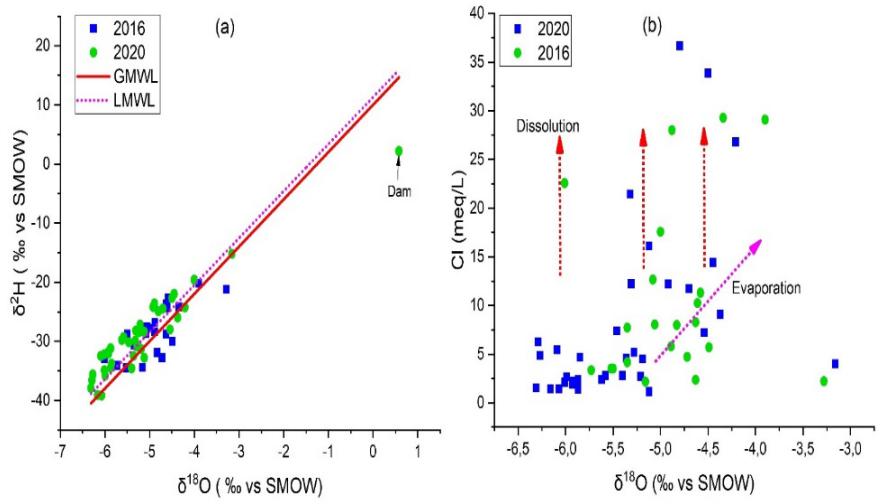


Fig. 3. Plot of (a) 18-oxygen *versus* deuterium; (b) chloride versus 18-oxygen

5. Conclusions

The results of this investigation indicate that chemical and isotopic analyses may be effective in identifying groundwater chemical patterns and different salinization sources in waters. The hydrogeochemical characteristics of groundwater in the study area comprise three main types, Ca-SO_4, Ca-Mg-HCO_3, and mixed Ca-Mg-Cl. The isotopic elements ($\delta^{18}O$, $\delta^{2}H$) indicate that the recharge water undergoes evaporation before reaching the aquifer at a few points; this proves that the rain events result from evaporation or the elements mixing with the water evaporated before infiltrating into the aquifer. On the other hand, most points indicate water infiltration without evaporation. Atlantic precipitation continuously recharges watershed recharge areas between 2016 and 2020. The integrated approach towards a better understanding of the dynamics of groundwater presented here may constitute a valuable tool for managers to design appropriate strategies for the exploitation of this resource.

Bibliographic references

Ayadi R, Trabelsi R, Zouari K, Saibi H, Itoi R, Khanfir H (2018) Hydrogeological and hydrochemical investigation of groundwater using environmental isotopes (^{18}O, ^{2}H, ^{3}H, ^{14}C) and chemical tracers: a case study of the intermediate aquifer, Sfax, southeastern Tunisia. Hydrogeology Journal, 26(4), 983-1007

Akhtar N, Syakir Ishak, M.I, Bhawani S.A, Umar, K (2021) Various natural and anthropogenic factors responsible for water quality degradation: A review. Water, 13(19), 2660

Bahir M, Ouhamdouch S, Ouazar D, Chehbouni A, Ouarani M, El Mountassir O (2021a) Groundwater quality of the alluvial and carbonate aquifers of Essaouira basin (Morocco). Carbonates and Evaporites 36(2), 1-3

Bahir M, El Mountassir O, Ouazar D, Carreira P.M (2021b) Hydrochemical analysis and evaluation of groundwater quality in Ouazi Basin (Essaouira, Morocco). In: Abrunhosa M., Chambel A., Peppoloni S., Chaminé H.I. (eds).

Proceedings of the 1st Congress on Geoethics and Groundwater Management, Porto, 18-22 May 2020

El Mountassir O, Ouazar D, Bahir M, Chehbouni A, Carreira PM (2021a) GIS-based assessment of aquifer vulnerability using DRASTIC model and stable isotope: a case study on Essaouira basin. Arab J Geosci, 14, 321

El Mountassir O, Ouazar D, Bahir M, Chehbouni A, Carreira PM (2021b) Geochemical and isotopic evidence of groundwater salinization processes in the Essaouira region, north-west coast, Morocco. SN Appl Sci 3, 698

El Mountassir O, Bahir M, Ouazar D, Carreira P.M (2021c) For a Better Understanding of Recharge and Salinization Mechanism of a Cenomanian–Turonian Aquifer. In: Abrunhosa M., Chambel A., Peppoloni S., Chaminé H.I. (eds). Proceedings of the 1st Congress on Geoethics and Groundwater Management, Porto, 18-22 May 2020.

Water availability for managed aquifer recharge in the Campina de Faro Aquifer – Vale do Lobo Sector

Kath STANDEN[1,2], José Paulo MONTEIRO[1,2], Luís COSTA[1,2], Rui HUGMAN[3]

[1] Centro de Ciências e Tecnologias da Água (CTA), Universidade do Algarve, kestanden@ualg.pt

[2] CERIS, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais 1, 1049-001, Lisboa, Portugal

[3] National Centre for Groundwater Research and Training, Flinders University, South Australia, and Groundwater Modelling Decision Support Initiative (GMDSI)

Abstract

The Vale do Lobo sector of the Campina de Faro aquifer is at risk of seawater intrusion due to over-abstraction for irrigation during the last 50 years. Managed Aquifer Recharge could provide a partial solution, depending on the volumes available. Rainfall-runoff modelling identified the potential water availability for recharge from an ephemeral river, the Ribeira da São Lourenço, to be limited to 0.45 Mm^3/yr on average, with flows during 2010-2019 significantly lower than those in 2000-2009. A total of 2.42 Mm^3/yr of treated waste-water is potentially available from 3 waste-water treatment plants identified. Whilst MAR could form part of an integrated water management solution for this aquifer, the water availability is limited, and a significant reduction in groundwater abstraction is still likely to be required to decrease the risk of seawater intrusion.

Key words: MAR; Ephemeral Flow; Rainfall-runoff modelling; AWBM; IWRM;

1. Introduction

Seawater intrusion (SWI) is a global issue exacerbated by increasing dependence on coastal groundwater resources, sea level rise and climate change. Corrective measures for aquifers already impacted by, or at risk of, seawater intrusion essentially comprise two options: reducing extraction rates, or artificially increasing recharge (Abarca *et al*., 2006). Both are often prevented or limited due to regulatory issues. Managed Aquifer Recharge (MAR) includes a suite of methods to enhance aquifer recharge that are increasingly used to maintain, enhance, and secure groundwater systems under stress (Dillon *et al*., 2018).

Previously, Oliveira *et al* (2015) investigated the availability of water for MAR in the Rio Seco catchment to improve water storage and water quality in the eastern sector of the Campina de Faro aquifer. This study focues on the water available from ephemeral river flow and treated waste-water in the western sector of the Campina de Faro aquifer, identifying potential recharge that could be achieved with initial MAR designs. These values are compared to estimates of the aquifer water balance to determine whether MAR could be part of the solution to prevent the aquifer from further SWI.

1.1 Study Area

Groundwater from the Vale do Lobo (VL) sector of the Campina de Faro aquifer in the Algarve, Portugal, has been used for irrigation for over 50 years, resulting in groundwater levels below sea level across the semi-confined Miocene (MC) aquifer, as shown in Figure 1. The VL sector does not meet the regulatory requirement of 'good' quantitative status under the EU Water Framework Directive (WFD) and is at risk of further deterioration and losing 'good' water quality status. Chloride concentrations are increasing in some areas and have been recently reported up to 2,240 mg/l (Fernandes *et al*., 2020), highlighting the risks of SWI in this location. Total water use in the VL sector is estimated to be 5.39 Mm^3/yr (Fernandes *et al*., 2020), compared to estimated diffuse recharge of 3.46 Mm^3/yr (APA, 2020) This results in a deficit of around 1.93 Mm^3/yr. However, estimating recharge to this aquifer is challenging. Direct rainfall-recharge is largely prevented firstly by low permeability Plio-Quaternary (PQ) sediments, and secondly by the presence of an aquitard. Inflow to the MC is likely to occur by groundwater flow from the north (potentially along faults) and from the eastern sector of the Campina de Faro, where water levels are higher, but these volumes are difficult to quantify. However, from the groundwater levels alone, it is clear a significant deficit in the water balance exists. Recent modelling has shown that current groundwater abstraction would need to be reduced to at least 30% of the current abstraction rates to protect the aquifer from SWI (Hugman *et al*., 2021), but the required reduction would be lower in conjunction with MAR.

Two types of water are potentially available for MAR in this area: (1) ephemeral river flow, and (2) treated wastewater. The Ribeira da São Lourenço (1) flows from north to south close to the eastern boundary of the aquifer, whilst Treated wastewater (2) is available from three treatment works in the area: Quinta do Lago, Vale do Lobo and Faro Noroeste (Figure 1).

2. Methods

The Ribeira da São Lourenço was gauged at the Sítio de Igreja hydrometric station from October 1996 to September 2008 (missing data for 2005 and 2006 hydrological years), with an annual average flow of 1.25 Mm^3/yr during this period (SNIRH, 2022) from an upstream catchment of 32 km^2. However, there are concerns that flows have decreased over the last few years. Therefore rainfall-runoff modelling was undertaken using the AWBM model (Boughton, 2004), to examine the likely water available for MAR. The AWBM model has 8 adjustable parameters and requires daily inputs of precipitation (P) and potential evapotranspiration (PET). These were obtained primarily from São Bras de Alportel weather station (SNIRH, 2022), with PET calculated by the Hargreaves method. The model was calibrated manually focussing on the low and no-flow periods in the historical data, as these have the most importance for MAR.

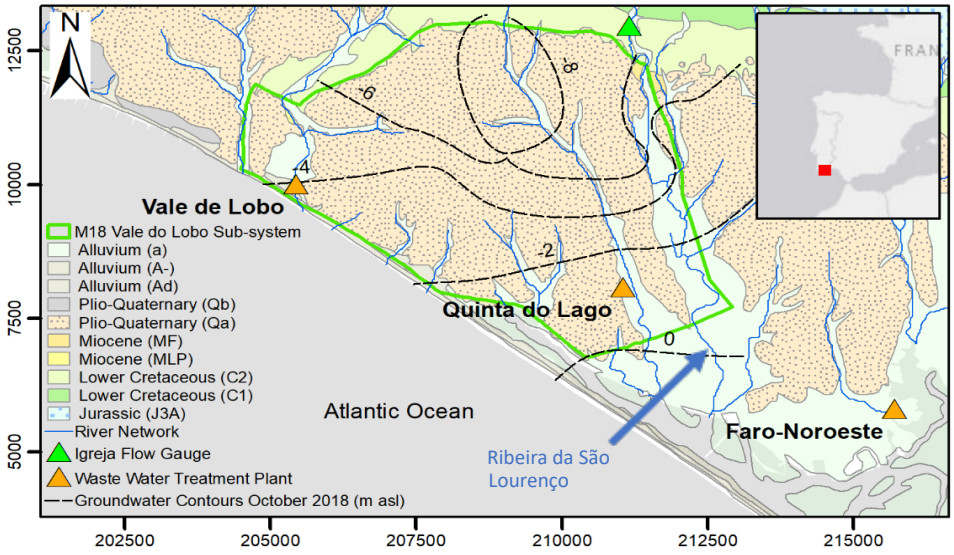


Figure 1 Campina de Faro aquifer – Vale do Lobo Sector showing geology, groundwater contours of the semi-confined aquifer (October 2018), location of streams, flow gauges, and waste-water treatment plants

3. Results

3.1 Ephemeral Flow Availaility

The time series for the Ribeira da São Lourenço are shown in Figure 2. The results corroborate field observations that flow has indeed been reduced in recent years. Based on the extended time series, river flow was predicted for 116 days/yr during the period 2000-2009, compared to 25 days/yr for the period 2010-2019. This may reflect compounding impacts of climate change and the influence of the North Atlantic Oscillation, but the relative importance of these factors are unclear.

3.2 Waste-Water Availability

Availability of waste-water is more consistent than ephemeral flow, with only minor seasonal variations in flow. In 2020, the available volumes were 0.76 (Quinta do Lago), 0.16 (Vale do Lobo) and 1.50 Mm^3/yr (Faro Noroeste) (written communication, Águas do Algarve, S.A.). The volume from Quinta do Lago accounts for the volumes already reused in irrigation. The MAR design in this case would need to be by boreholes close to the treatment works, or with short pipeline transfer in the case of Faro Noroeste.

The existing waste-water treatment processes are unlikely to be sufficient to meet the EU Groundwater Directive (no discharge of List I and discharge of List II only after a risk assessment). Although MAR is not currently regulated in Portugal, tertiary treatment (i.e., ultra filtration and

brackish water reverse osmosis) is likely to be needed prior to discharge. A similar operational scheme is located in Torreele, Belgium (Houtte & Verbauwhede, 2012).

3.3 Potential MAR recharge

For the treated waste-water sources, it is assumed that the full volume available could be recharged. However, there are practical limits on the amount of ephemeral flow that can be recharged by MAR infrastructure.

MAR is needed in the semi-confined aquifer where the majority of abstraction occurs. However, the presence of low permeability surface sediments, and an aquitard separating the semi-confined aquifer from the upper phreatic aquifer, makes MAR more challenging. Due to the locations of the waste-water sources, the only feasible MAR method is recharge boreholes. However, there are more options available to recharge ephemeral flows, including surface infiltration along the riverbed (in the area where a "window" to the Miocene exists close to the northern boundary of the aquifer (Figure 1)), or by an off-line infiltration basin in this location. Using estimated infiltration rates of 1 m/day, based on the results of infiltration basin trials in the Rio Seco (MARSOL, 2016), potential recharge estimates were calculated as shown in Table 1.

Recharge is limited by the timing of flow, the infiltration rate and the surface area /storage volume. The most effective option is considered to be Option C, and the potential recharge associated with this option is shown on Figure 2.

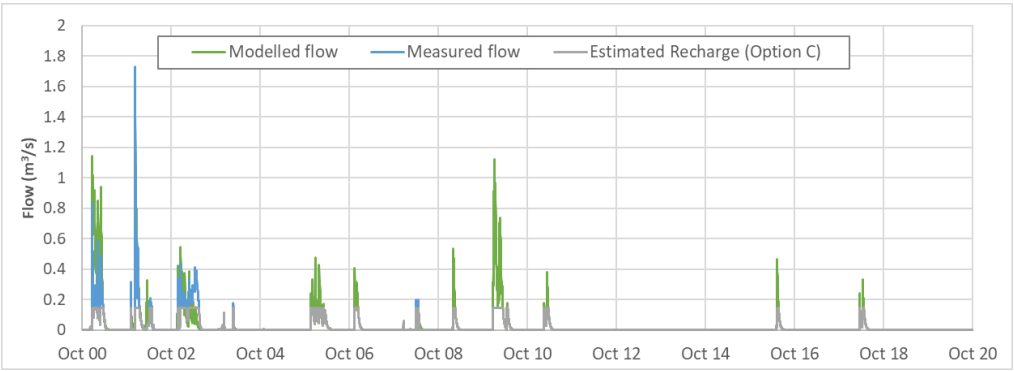


Figure 2 Measured and modelled daily mean flow (m^3/s) for Ribeira da São Lourenço at the Igreja gauge, and potential recharge with Option C

Table 1 Potential recharge volumes available (Averaged over hydrological years 2000-2019, based on combined measured / modelled time series)

MAR Option	MAR Method	Surface area for recharge (m^2)	Estimated average recharge (m^3/yr rounded to nearest 1,000)	% of inflow captured
A	In-channel infiltration basin	4,000	187,000	23
B	Off-line infiltration basin	7,000	295,000	37
C	Off-line infiltration basin	12,500	448,000	55
D	Off-line infiltration basin	20,000	582,000	72

4. Conclusions

The total water available for MAR from the identified sources is estimated to be 2.9 Mm^3/yr, on average. This is slightly higher than the estimated annual deficit. However, given that groundwater abstraction has been occurring for 50 years, and a significant depression exists, these additional volumes are unlikely to be sufficient.

The rainfall-runoff modelling has indicated concerns regarding the sustainability of ephemeral flows in this location, with significant decreases in flow occurrence and duration already apparent over the last 10 years, thus potentially limiting the design life of a MAR scheme with this water source.

Further work is needed to optimise an integrated water management solution for the VL sector, combining reduction in extraction, deployment of MAR, and reuse of treated waste-water. However, given the limits on additional water available, significant further reduction in groundwater abstraction is likely to be needed to protect the VL sector from SWI.

Acknowledgements

The authors wish to thank the funding for the research leading to these results received from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under the Marie Skłodowska-Curie grant agreement no. 814066 (Managed Aquifer Recharge Solutions Training Network—MARSoluT).

Referências bibliográficas

Abarca, E., Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., Capino, B., Gámez, D., & Batlle, F. (2006). Optimal design of measures to correct seawater intrusion. *Water Resources Research*, 42(9), 1–14. https://doi.org/10.1029/2005WR004524

APA. (2020). *Bases do Plano Regional de Eficiência Hídrica, Região do Algarve: Vol. II*.

Boughton, W. (2004). The Australian water balance model. *Environmental Modelling and Software*, 19(10), 943–956. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2003.10.007

Dillon, P., Stuyfzand, P., Grischek, T., Lluria, M., Pyne, R. D. G., Jain, R. C., Bear, J., Schwarz, J., & Wang, W. (2018). *Dillon2018_Article_SixtyYearsOfGlobalProgressInMa*. https://doi.org/10.1007/s10040-018-1841-z

Fernandes, J., Midões, C., Ferreira, A., Castanheira, A., Monteiro, F., Pereira, A., Sampaio, J., Reis, E., Hugman, R., Costa, L., Standen, K., & Monteiro, J. P. (2020). *Pilot description and assessment: Campina de Faro Aquifer System* (Portugal) (Issue 731166).

Houtte, E. van, & Verbauwhede, J. (2012). Sustainable groundwater management using reclaimed water: the Torreele/St-André case in Flanders, Belgium. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 61(8), 473–483. https://doi.org/https://doi.org/10.2166/aqua.2012.057b

Hugman, R., Doherty, J., and Standen, K. (2021). Model-Based Assessment of Coastal Aquifer Management Options. A GMDSI worked example report. South Australia doi:10.25957/a476-x588.

Leitao, Teresa E., Lobo Ferreira, J.P., Martins, Tiago., Henriques, Maria Jose., Mota, Rogerio., Carvalho, Tiago., Martins de Carvalho, Jose., Agostinho, Rui., Carvalho, Rita., Sousa, Raquel., Monteiro, Jose Paulo., Costa., Luis R.D., Hugman, Rui. (2016). *MARSOL - Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought - Monitoring Results from the South Portugal MARSOL*

demonstration sites: Vol. D4.3 (Issue 1.0). http://www.marsol.eu/files/marsol_d4-4_modelling-south-portugal-sites_20160726-compr.pdf

Oliveira, M.O.; Lobo Ferreira, J.P.; Leitão, T.; Costa, L.; Carvalho, T.; Agostinho, R., Monteiro, J.P. (2015) New test of the GABARDINE infiltration basin for mar in Rio Seco (Campina da Faro aquifer system, Algarve). 10.º Seminário de Águas Subterrâneas. APRH, Évora, pp 73-76.

Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) https://snirh.apambiente.pt/

Groundwater conservation techniques used in the UK construction industry

Stephen THOMAS[1], James WATSON[1] and George FRENCH[1]

[1] OGI Groundwater Specialists, Durham, UK, DH7 8TP

Abstract

The conservation of groundwater is a major challenge in the United Kingdom, with licensing being required for the permanent abstraction of groundwater for consumptive use such as for drinking water, agriculture and industrial purposes. Historically, temporary abstraction of groundwater during construction has not required an abstraction licence. However, on 1 January 2018, legislation was introduced which means that temporary groundwater abstraction for construction in England & Wales, now requires a licence from the Environment Agency.

As a consequence of this legislation, to conserve groundwater during a construction project, there is now significantly more focus on predicting more precisely the required abstraction rate during the construction works. In addition, the development of innovative techniques for reducing the overall loss of groundwater from the ground has become more important. Such techniques include increased use of artificial recharge of groundwater back into the same strata from which it was abstracted.

This paper presents the case study of the construction of the 2022 Commonwealth Games Aquatics Centre in Birmingham, for which one hundred percent of the groundwater abstraction required recharging back to ground.

Keywords: Groundwater Control, Water Conservation, Artificial Recharge, Construction Dewatering.

1. Introduction

During construction dewatering for an underground project, known as groundwater control, high groundwater abstraction rates are often required to lower the water table or to reduce artesian pore water pressure to prevent ground instability and heave [1]. Such construction dewatering can result in significant losses of groundwater from water resources local to the construction project. It is not unusual to abstract over 1,000 ML/a during the dewatering of a major infrastructure construction project, this having a significant impact on groundwater resources.

As a consequence of the increasing impact of construction dewatering in water resources, on 1 January 2018, the UK Government brought into force legislation that made construction dewatering a regulated activity. This required a license from the Environment Agency (EA), for temporary groundwater abstraction in England & Wales.

This legislation has had the effect of the promotion and advancement of innovative techniques for the conservation of water resources during construction. Such techniques include the development of lower permeability barrier methods, together with carefully managed groundwater control recharge system [2,3,4,5,6,7].

Historically, the additional monetary cost of implementing artificial recharge during groundwater control operations has been a deterrent to construction companies, unless there is a site specific requirement [3]. However, the increasing importance of water conservation means that this approach during temporary dewatering operations is being considered more frequently, particularly to comply with groundwater abstraction licencing requirements.

The recent legislation in England and Wales means that temporary groundwater control dewatering operations are now licensable and regulated activities (Water Abstraction and Impounding (Exemptions) Regulations 2017 [8]). In some areas of the UK, this legislation means that temporary dewatering operations cannot be undertaken unless artificial recharge is implemented as a means of mitigating potential negative impacts on regional water resources [2,9]. Furthermore, as experienced by the authors, in some parts of the UK, license conditions have meant that one hundred percent of the abstracted groundwater must be recharged back to the same strata from which abstracted.

2. Commonwealth games aquatics centre, Birmingham 2022

Fig.1: The Birmingham Commonwealth Games Aquatic Centre during construction (Courtesy of Wates Construction).

The Aquatics Centre for the 2022 Commonwealth Games in Sandwell, Birmingham, was under construction over the period 2018 to 2022, and is preparing for a July 2022 opening of the games. https://www.birmingham2022.com/

With the requirement for deep excavations (7m below ground level) into saturated weak ground below water table, the sustainable control of groundwater to comply with UK water abstraction legislation was a significant challenge. Deep excavation was required for construction of competition & dive pools, plant room and surrounding infrastructure.

A further significant challenge was that due to current overabstraction of groundwater from the Principal Aquifer underlying Birmingham (the Chester Formation), the EA specified a "net zero" abstraction rate during construction of the Commonwealth Games Aquatics Centre Project. This meant that one hundred percent of the groundwater abstracted during the construction period was required to be recharged back to the same aquifer from which it was abstracted.

The Groundwater Control operation itself would have been relatively straightforward if the abstracted groundwater could have been discharged by conventional means, i.e., directly to sewer or a water course. However, this traditional approach would have likely resulted in the loss of groundwater from the local water aquifer resource in the order of 250 ML over the period of construction dewatering.

The authors were engaged to design a sustainable groundwater control design to deliver the following benefits.

i) Environmental benefits by the protection of the groundwater resource,
ii) Social benefits by demonstrating environmental protection in practice,
iii) Economic benefits to remove disposal charges to foul sewer.

3. Mathematical modelling

To optimise the design of a combined groundwater abstraction and recharge system, a highly valuable technique is to develop a multi-dimensional groundwater flow mathematical model. Such a model enables the simulation of groundwater flow when pumping from a series of abstraction wells, with this groundwater recharged under pressure into a series of recharge wells. Fig. 2 & Fig. 3 depict two examples of modelling recharge systems used in the UK.

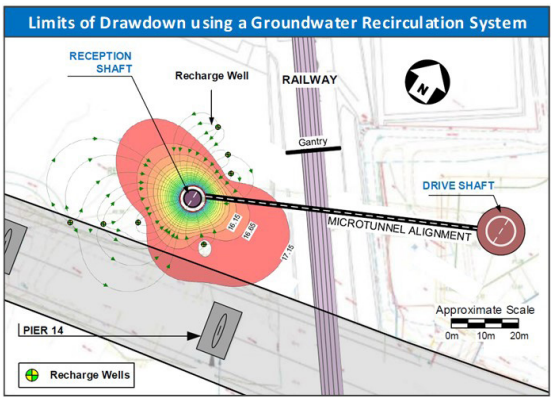


Fig.2: Example of a multi-dimensional groundwater flow model of a pumping and recharge system.

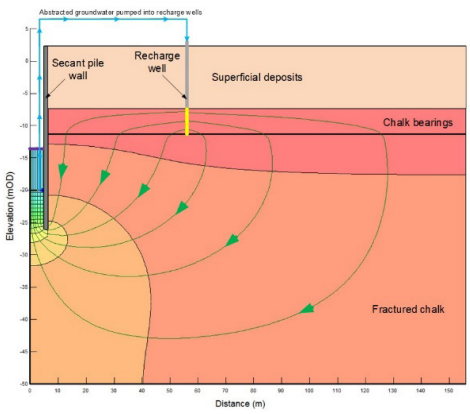


Fig.3: Cross-sectional Model of pumping inside a secant pile wall with recharge at 50m distance.

4. Design of a combined groundwater abstraction and recharge system

The Aquatic Centre system itself ultimately required over 120 abstraction wells and 50 recharge wells, with each well individually specified so that groundwater abstraction and recharge were targeted at the appropriate strata. Fig. 4 below presents the location of the numerous abstraction and recharge wells. Also presented is the cross-sectional output of the two-dimensional mixed confined-unconfined aquifer model GEMOS (Authors' Software).

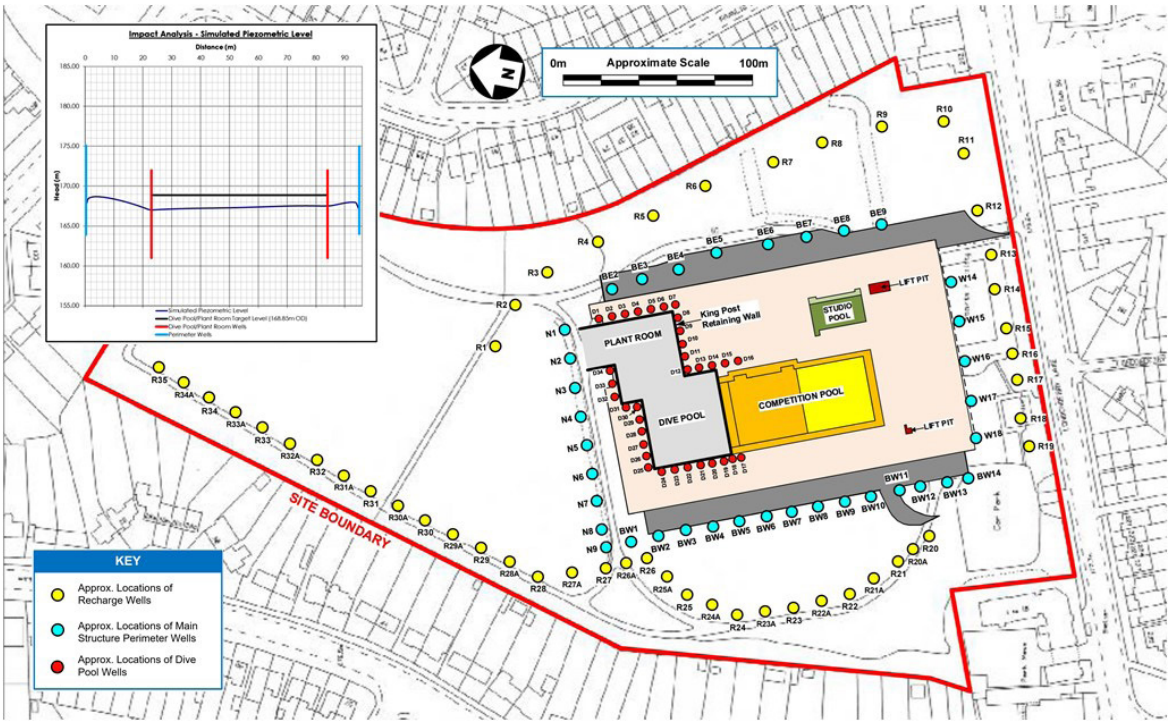


Fig. 4 Location of Abstraction & Recharge Wells during construction of the Commonwealth Games Aquatic Centre.

Most challenging for the groundwater recharge operation was that the natural piezometric head in the area was close to ground level, and in places even flowing artesian. For this reason, the recharge system required the pressurisation of the water with a c.3m head established above ground level at each recharge well head. This was achieved by pumping the abstracted groundwater to a water holding tank at an elevated location on the site. This holding tank then fed the recharge pipes to maintain pipe pressure to overcome the artesian head within the aquifer.

Most importantly, it was essential to abstract clear groundwater, filtered so as to prevent silts from being removed from the ground, and so allowing recharge of clear water to avoid frequent blockage. Note that regular cleaning of the recharge wells was required, with a regular inspection maintenance routine in place for this purpose.

Fig. 5 Abstraction of crystal clear groundwater.

Fig. 6 Water holding tank before discharge to recharge system.

5. Summary

The construction of the 2022 Commonwealth Games Aquatics Centre at Sandwell, Birmingham, required a particularly challenging Groundwater Control operation for the deep excavation works for the competition pool, dive pool, plant room and surrounding infrastructure.

The objective of the groundwater control operation for this project was to lower the water table and the piezometric head to the required level beneath the various excavations. With recharge wells sometimes as close as 10m from the abstraction wells, the system had to be carefully designed and modelled to ensure a successful outcome.

Fig. 7 Safe working in a dewatered excavation.

Fig. 8 Example of a groundwater recharge system.

As a consequence of historic over-abstraction in the area, the most sustainable way that the project could receive an abstraction licence from the EA was if one hundred percent of the abstracted groundwater was recharged back to the same aquifer at the site. This challenging operation required the development of a multi-dimensional groundwater flow model, latest design techniques, skilled installation practices and astute site management. The project achieved all objectives by ensuring

a zero net loss of groundwater resource from the aquifer, whilst at the same time, lowering the groundwater level so enabling underground structures to be constructed safely.

References

1. Preene, M., Roberts, T.O.L., Powrie, W. (2016) CIRIA Report: C750 Groundwater Control: Design and Practice, 2nd Edition. Construction Industry Research and Information Association, London

2. Goodfellow, T.L., Thomas, S.D. (2018) Groundwater resource protection from construction groundwater control in Lincolnshire chalk. In: Engineering in Chalk: Proceedings of the Chalk 2018 Conference, pp. 669674. ICE Publishing, London

3. Thomas S., Goodfellow T., Watson J. (2020) Groundwater Recharge Systems to Mitigate the Impact from Construction Dewatering. INCREaSE 2019. Springer, Cham

4. Thomas S., Watson J., Goodfellow T. (2020). The Role of Temporary Groundwater Control Recharge Systems in Water Conservation. Published in Abrunhosa M. *et al*. (eds) GEOETH&GWM'20. Springer.

5. Watson J. and Thomas S. (2020). Geoethics in the Design & Implementation of Temporary Groundwater Control Systems. Published in Abrunhosa M. *et al*. (eds) GEOETH&GWM'20. Springer.

6. Holmes, G.J., Roberts, T.O.L., Lee, M. (2018) A case study of construction dewatering in Northern Province Chalk. In: Engineering in Chalk: Proceedings of the Chalk 2018 Conference, pp. 147153. ICE Publishing, London M, Ha KC.

7. Powrie, W., Roberts, T.O.L. (1995) Case history of a dewatering and recharge system in chalk. Geotechnique 45(4), 599609.

8. Water Abstraction and Impounding (Exemptions) Regulations 2017. http://www.legislation.gov.uk/uksi/2017/1044/

9. Environment Agency (2013) Grimsby, Ancholme and Louth Catchment Abstraction Management Strategy.

Groundwater risk of contamination using reclaimed water in the irrigation of the Campo Grande garden and Alameda da Universidade de Lisboa, in Lisbon – a contribution of the B-WATERSMART PROJECT

Manuel M. OLIVEIRA[1], Teresa E. LEITÃO[1], Tiago N. MARTINS[1], Rita RIBEIRO[1], Maria João ROSA[1], Cláudia PINTO[2], Alexandra HENRIQUES[2]

[1] Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil 101, 1700-066 Lisboa, moliveira@lnec.pt, tleitao@lnec.pt, tmartins@lnec.pt, rribeiro@lnec.pt, mjrosa@lnec.pt

[2] Câmara Municipal de Lisboa, Campo Grande 25, 2º E, 1749-099 Lisboa, claudia.pinto@cm-lisboa.pt, alexandra.henriques@cm-lisboa.pt

Abstract

One of the tasks of the B-WaterSmart project is to assess and manage the risk of using reclaimed water (RW) in the irrigation of gardens and parks in the city of Lisbon, aiming at potable water savings. Risk management addresses the health and environmental dimensions, more specifically, in the latter, preventing the contamination of aquifers. For the management of the risk of contamination of aquifers, a matrix was developed that crosses the vulnerability to contamination with the potentially harmful effects of the contaminant's load. Having defined the quality standards that the RW must meet, and taking into account the environmental quality standards that, from a chemical point of view, should characterize an aquifer system, two classes of harmful effects were considered. The vulnerability was characterized using the DRASTIC vulnerability index to groundwater pollution, where four vulnerability classes were defined. The risk matrix considers three risk classes. This approach, still in a test phase, was applied to the *Campo Grande Garden* and the *Alameda da Universidade de Lisboa* green areas, in Lisbon, where low or moderate classes of vulnerability to pollution were obtained in 75% or 25% of the areas, respectively. The inexistence of quality data on RW for irrigation does not allow classifying the harmful effects of the contaminant load. Nevertheless, the risk assessment of using RW for both situations will always be class 1, the lowest in terms of risk.

Keywords: groundwater vulnerability; irrigation; water reuse; reclaimed water; cities.

1. Introduction

The EU-funded project "B-WaterSmart: accelerating water-smartness in coastal Europe" (https://b-watersmart.eu/) aims to enable water-smart societies and economies by building stronger links between the technological, societal and governance dimensions, in coastal Europe and beyond. A water-smart economy and society are geared towards avoiding water scarcity and pollution, increasing resilience to climate-change and managing water-related risks. The project aims to speed up the transition to water-smart economies and societies. To demonstrate a range of technologies

for water reuse and nutrient recovery, as well as smart data applications for more efficient resource allocation and use, is one of the core ideas of the project. Six European coastal cities and regions, among them Lisbon, are developing and demonstrating solutions as living labs, joining water utilities, municipalities, research partners and local technology partners.

One main concern in Lisbon municipality is the current use of large volumes of potable water from the water supply company to irrigate the urban green areas. This is unsmart water usage, for three main reasons: the unnecessary use of good quality water for irrigation, the costs and energy associated with using water treated to drinking water quality level, and the increasing water scarcity in the region. In turn, water reuse from adequately treated urban wastewater is nowadays a permitted solution, after the publication of the Portuguese Decree-Law No. 119/2019 of 21 of August 2019, which establishes the legal scheme for (i) the production of reclaimed water, obtained from the treatment of domestic, urban and industrial wastewater, and (ii) its utilization. The main goal is to promote the correct use of reclaimed water and avoid harmful effects on the health and the environment, considering for this purpose a mandatory risk assessment.

2. Methodology

To compute risk to groundwater, the two usual dimensions in risk assessment are considered: the likelihood of the exposure of the receptor to the risk source, which is related to the harmful effects of the contaminant's load, and the consequences, which are related to the aquifer media vulnerability.

Concerning the **aquifer media vulnerability**, the DRASTIC index (Aller *et al*., 1987) was foreseen to be applied to the study areas. This index was created for the following conditions: 1) the contaminant is introduced at the ground surface; 2) the contaminant is flushed into the groundwater by rainfall; 3) the contaminant has the mobility of water; and 4) the area evaluated with DRASTIC is 100 acres (0.4 km^2) or larger.

The following two general conditions were adapted for the application to the case study: "2) the contaminant is flushed into the groundwater by rainfall and irrigation", and "4) there is no limit for the area evaluated with DRASTIC" (meaning that the concept behind DRASTIC parameters is valid despite the size of the area under evaluation).

The DRASTIC index of vulnerability corresponds to the weighted sum of seven values corresponding to seven parameters that characterise the subsurface medium and its specificity: D - Depth to the water, R - Net recharge, A - Aquifer material, S - Soil type, T - Topography, I - Impact of the unsaturated zone, C - Hydraulic conductivity. A value between 1 and 10 is attributed to each parameter, except R for which the value ranges between 1 and 9, depending on local conditions. High values correspond to high vulnerability. The attributed values are generally obtained from tables, which give the correspondence between local hydrogeologic characteristics and the parameter

value. DRASTIC index is computed by (subscripts *R* = rating and *W* = weight):

$$DRASTIC = D_R D_W + R_R R_W + A_R A_W + S_R S_W + T_R T_W + I_R I_W + C_R C_W \quad \text{[Eq. 1]}$$

Each parameter has a predetermined, fixed, relative weight that reflects its relative importance to vulnerability. The most significant factors have weights of 5 and the least significant a weight of 1.

The ratings to be assigned to each DRASTIC parameter and the weights for standard DRASTIC applications are tabulated. In some parameters, a rating interval and a typical rating exist, which represent, in the case of the rating interval, the values that the parameter can assume, depending for instance on the clay content, the weathering conditions, or the fissuring in the case of the aquifer media, as shown in Aller *et al*. (1987).

The relation between DRASTIC index and aquifer system vulnerability may be considered as: 1) DRASTIC index range > 199: Very high vulnerability, 2) DRASTIC index range 160-199: High vulnerability, 3) DRASTIC index range 120-159: Moderate vulnerability, and 4) DRASTIC index range < 120: Low vulnerability.

Concerning the **harmful effect of the contaminant load**, after a thorough analysis of 1) RW quality standards established in Decree-Law No. 119/2019, Article 16 and Annex I, namely Tables 1.a and 1.b, and 2) the groundwater quality standards and threshold values for groundwater bodies, published in the river basin management plans (for instance APA, 2015), it was observed that only two chemical parameters are common to both legislations: ammonium and total nitrogen. In fact, the groundwater (quality standards and thresholds) parameters are ammonium and nitrate, so it will be assumed that total nitrogen is equivalent to the sum of nitrogen from nitrate and ammonium. The standards for these parameters are shown in Table 1, as well as the lower limits resulting from the intersection of both standards. The reason for the existence of only two common parameters is that the parameters of concern to groundwater quality are not expected to exist in RW produced in urban wastewater treatment plants essentially from domestic sources.

Table 1. Quality standards in reclaimed water (RW) and groundwater quality standards and threshold values.

Parameter	1) RW quality standards (Portuguese Decree-Law No. 119/2019)	2) groundwater quality standards and threshold values (for instance APA, 2015)	Maximum value in RW to also meet groundwater quality standards and threshold values
Ammonium (NH_4^+)	10 mg/L NH_4^+ (~ 7.7 mg/L N) *	0.5 mg/L NH_4^+ (~0.4 mg/L N)	0.5 mg/L NH_4^+
Nitrate (NO_3^-)	-	50 mg/L NO_3^- (~11.3 mg/L N)	-
Total Nitrogen (N)	15 mg/L N *	-	10.9 mg/L N (= 11.3 – 0.4 mg/L N)

* Optional parameter. May be applicable in some irrigation projects to minimise the risk of biofilm production and obstruction of irrigation systems.

Having only two common parameters, two classes were defined for the harmful effects of the contaminant load: 1) the values of RW parameters Ammonium and Total Nitrogen are below or

equal to the limits of the groundwater quality standards and threshold values, 2) the values of RW parameters Ammonium and Total Nitrogen are above the limits of the groundwater quality standards and threshold values. These limits are represented in the last column of Table 1.

3. Risk Matrix of Groundwater Contamination using RW

The risk matrix of contamination of groundwater using RW combines the two dimensions exposed above: the four classes of vulnerability of the DRASTIC index and the two classes of harmful effects of the contaminant load. The risk classification considered three classes for compatibility with the system being developed for the health risk component, and to be later integrated into the tool "Risk assessment for urban water reuse" under development by another partner of the project: 1 – low risk, 2 – average risk, 3 – high risk.

Considering the parameters and their integration in the DRASTIC vulnerability index, which reflects the degree of natural protection of the groundwater system and the standards of the RW, a working version of the risk matrix was developed, represented in Table 2.

Table 2. Risk matrix of contamination of groundwater using RW.

		Consequences (Aquifer vulnerability to contamination – DRASTIC index)			
		Low vulnerability (<120)	Moderate vulnerability (120-159)	High vulnerability (160-199)	Very high vulnerability (>199)
Likelihood of the exposure of the receptor to the risk source (harmful effect of the contaminant load)	RW $NH_4^+ \leq 0.5$ mg/L and Total N ≤ 109 mg/L	1	1	1	1
	Other cases	1	1	2	3

It is assumed that, for quality properties below the groundwater quality standards and threshold values, infiltration of RW will not jeopardize the good status of the existing groundwater system and, even for the case where the quality properties are above these limits, as the RW limits are also quite restrictive, it is considered that only in the case of very high vulnerability groundwater systems there is a high risk of pollution. It is also considered that moderate vulnerability groundwater systems already present good natural/intrinsic protection conditions. However, this matrix is still under development and will be consolidated after validation with further case study sites.

4. Computation of the drastic vulnerability indeX in *Campo Grande Garden* and *Alameda da Universidade de Lisboa*

For the computation of the DRASTIC parameters, the GeoSIG geotechnical surveys' database of the Lisbon municipality was used (Pinto, 2020). The summary of the base data, used processes and assignment of the DRASTIC parameters' values is as follows:

For parameter D, GeoSIG database was used. The depths where the water table was found

during the surveys drilling phase were used and interpolated using the GIS IDW tool (base 2). Two classes of depth to the water table were found [Fig. 1(D)], with values 7 (between 1.5 and 4.6 m) and 9 (between 4.6 and 9.1 m).

For parameter R, daily meteorological data kindly provided by IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera for the period 1998-2020 in Lisboa (Gago Coutinho) meteorological station were used to compute daily reference evapotranspiration, and subsequently, using daily rainfall, to run the BALSEQ model (Lobo Ferreira, 1981) for the period 1/10/1998 to 30/09/2020. The model was run considering two different green areas occupations, grass and trees, to which root depths of 500 mm and 2750 mm were assigned. Using the geotechnical surveys data and the knowledge of the area, a clay loam soil was considered, and the maximum amount of water available for evapotranspiration (AGUT) parameter was set to 61 mm in the grass and to 333 mm in the tree areas. The hydrological soil group is a D class (more impermeable), and for this kind of occupation a curve number (NC) of 82 was assigned. The average computed recharge was 210 mm/year for the grass (R=8) and 35 mm/year (R=1) for the tree areas [Fig. 1(R)].

For parameter A, the GeoSIG database was used and the geological description of the layer where the water table was found was considered to describe the aquifer material. The results are represented by geotechnical surveys in Fig. 1(A). It can be observed that values (derived from the geological materials) changed significantly in small distances even for groups of surveys at the same location, which did not allow to adopt a similar procedure presented for parameter D for interpolating a surface corresponding to the indexes. It was thus decided to assign a unique value, corresponding to the median of the values of all the geotechnical surveys, which is 6.

For parameter S, a similar approach to parameter A was considered but using in this case the geological description of the layers above the water table, which included natural and anthropogenic soils/landfills. In the anthropogenic type of soil, a brief sub-description pointed out the major lithological composition (as in "silty landfill") that was used to assess the adequate parameter value – Fig. 1(S). For the same reasons presented for the A parameter, the median of the values was used (S = 4).

Parameter T was defined by calculating the slopes using the resampled digital elevation model (DEM) grid provided by the internet site Lisboa-Aberta from ~49 m grid side to ~1 m. The slope was then manually calculated based on the contours generated from the resampled DEM [Fig. 1(T)].

Parameter I was characterised using the same process as parameter S. Fig. 1(I) shows the values taken from the interpretation of the geological layers, and the median was assigned (I=3).

Finally, parameter C was defined based on the data from the geotechnical survey reports. Only one pumping test and several slug tests data existed, for only one of the locations, with a maximum value of 0.2 m/d. So, the lowest index in the parameter scale was assigned to the whole area (C=1) [Fig. 1(C)].

Using the values assigned, the final DRASTIC index was computed [Fig. 1(DRASTIC)]. The results showed that 69% of the area is in the range [80-99], 6% is in the range [100-119] and the remaining 25% is in the range [120-139], which means Low to Moderate vulnerability classification.

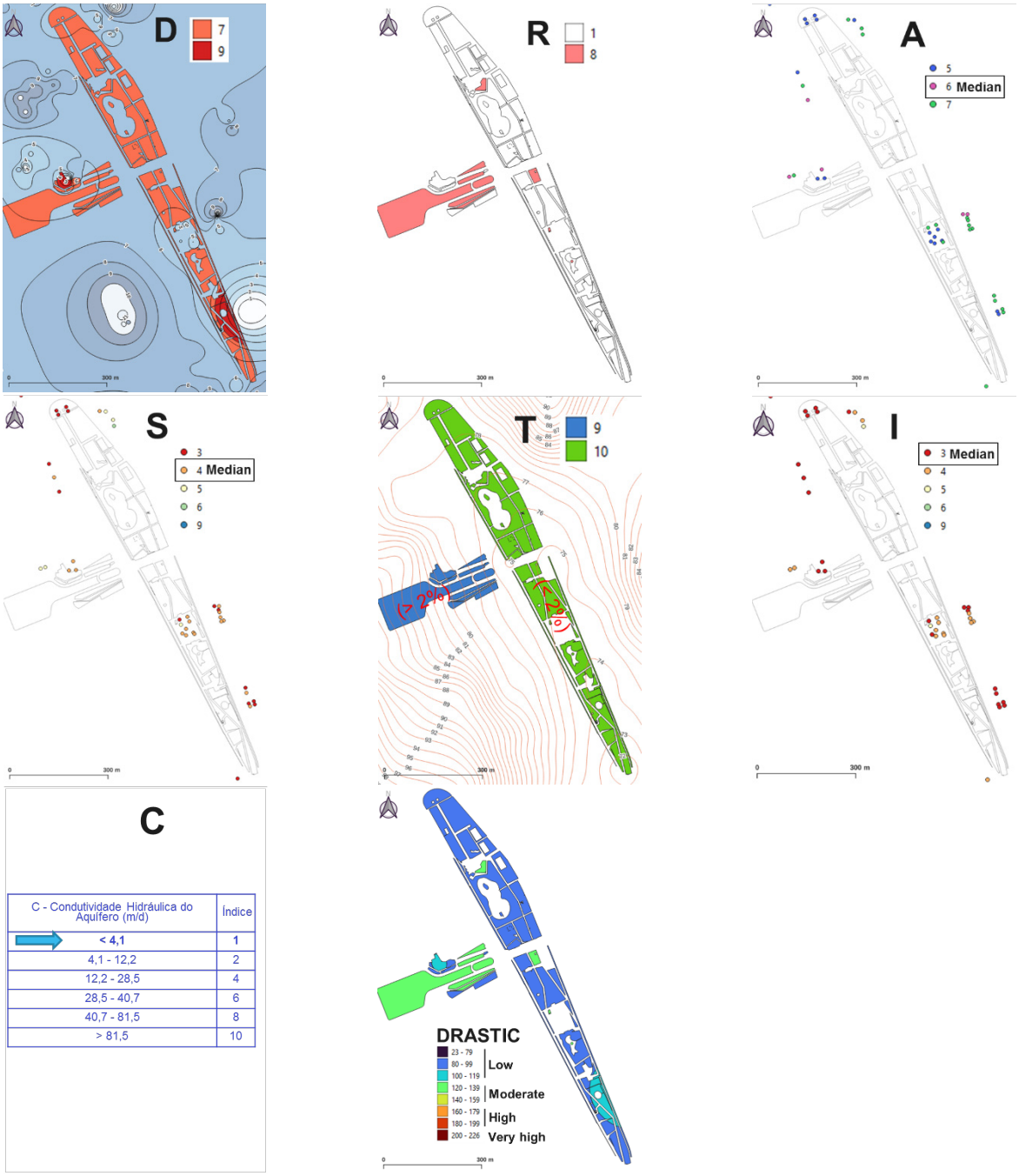


Fig. 1. Computation of the DRASTIC parameters, final DRASTIC index and vulnerability classes.

5. Conclusions

This work is a small part of the whole concept of B-WaterSmart project and deals with the evaluation of the risk to groundwater posed by using RW in the irrigation of gardens and parks. It considers the Portuguese Decree-Law No. 119/2019 concerns of avoiding the harmful effects of RW use to the environment. To achieve this goal, a risk to groundwater matrix was developed, where two usual dimensions in risk assessment are considered: the likelihood of the receptor exposure to the risk source, which is related to the harmful effect of the contaminant load, and the consequences, which are related to the aquifer media vulnerability.

This approach was applied to the *Campo Grande Garden* and the *Alameda da Universidade de Lisboa* green areas, in Lisbon, where low and moderate classes of vulnerability to pollution were obtained in 75% and 25% of the areas, respectively. The inexistence of quality data on RW for irrigation does not allow classifying the harmful effects of the contaminant load. However, using the developed risk matrix, the risk assessment of using RW will always be class 1, the lowest in terms of risk, because the vulnerability classification is moderate or lower.

The definition of the risk classes is still under validation, so a different assignment of the risk levels is still possible after its implementation to other study areas. The results of this activity will further feed the tool "Risk assessment for urban water reuse" under development by another partner of the project.

Ackowledgments

The project B-WaterSmart has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under Grant Agreement No. 869171. The publication refers only the authors' views and the European Union is not liable for any use that may be made of the information contained therein.

We acknowledge IPMA for providing the meteorological data for the period 1998-2020 registered in Lisboa (Gago Coutinho) meteorological station.

References

Aller L, Bennet JH, Lehr JH, Petty, RJ, Hackett G (1987) DRASTIC: a Standardized System for Evaluating Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Ada, Oklahoma, EPA/600/2-87/035 (PB87-213914).

APA (2015) Plano de Gestão de Região Hidrográfica. Parte 2 – Caracterização e Diagnósticos - Anexos. Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5). Plano de Gestão de Região Hidrográfica 2016/2021. Anexo VII –Limiares estabelecidos para avaliação do estado químico das massas de água subterrânea. Disponível em: <https://apambiente.pt/sites/default/files/_Agua/DRH/ParticipacaoPublica/PGRH/2016-2021/3_Fase/PGRH_2_RH5A_Parte2_Anexos.pdf> Acesso em 24 de março de 2022.

Lobo Ferreira JP (1981) Mathematical Model for the Evaluation of the Recharge of Aquifers in Semiarid Regions with Scarce (Lack) Hydrogeological Data. Proceedings of Euromech 143/2-4 Sept. 1981, Rotterdam, A.A. Balkema (Ed. A. Verruijt e F.B.J. Barends).

Pinto, C. (2020) Modelação de dados geológicos e geotécnicos visando a produção de cartografia geotécnicas em áreas urbanas – Aplicação a Lisboa. Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa para obtenção do Grau de Doutor em Geologia, na especialidade Geotecnia. 496 pp.

Avaliação da profundidade das raízes das árvores e do nível piezométrico no Jardim Botânico de Lisboa

Maria Paula MENDES[1], Ana Paula FALCÃO[1], Nuno AFONSO[1], Miguel ESTEVES[2], Maria Catarina PAZ[3]

[1] CERIS, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Avenida Rovisco Pais 1 Lisboa, Portugal, mpaulamendes@tecnico.ulisboa.pt, ana.p.falcao@tecnico.ulisboa.pt, nuno.fnvs.afonso@gmail.com

[2] Centro de Estudos Geográficos, Instituto de Geografia e Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa, R. Branca Edmée Marques, Cidade Universitária, 1600-276 Lisboa, Portugal, m.esteves@ciencias.ulisboa.pt

[3] ESTBarreiro e CIQuiBio, Instituto Politécnico de Setúbal, Rua Américo da Silva Marinho, 2839-001 Lavradio, Portugal, catarina.paz@estbarreiro.ips.pt

Resumo

O Jardim Botânico de Lisboa (JBL) foi estabelecido em meados do século XIX, e acolhe cerca de 18.000 espécies de plantas de todo o mundo. Neste jardim existem árvores, que dada a sua raridade, não se conhece a profundidade média dos seus sistemas radiculares. Num lote adjacente ao JBL, localizado a cotas mais elevadas, vão-se proceder a obras que envolvem escavações, sendo necessário estabelecer algumas condições de referência nos dois canteiros mais próximos, nomeadamente, os níveis freáticos para os semestres húmido e seco. Existe também a necessidade de se avaliar se a profundidade das raízes das árvores plantadas nesses canteiros pode chegar ao nível freático.

Para dar resposta a estes dois objectivos foram utilizadas técnicas de geofísica. Especificamente, a tomografia de resistividade elétrica (ERT) e o geo-radar (GPR). O ERT permitiu a aferição da profundidade das raízes das árvores e o GPR foi utilizado para o mapeamento do nível freático. A metodologia aplicada permitiu estabelecer que: (1) a profundidade média do sistema radicular varia aproximadamente entre 2,5 e 3,0 metros e; (2) as raízes das árvores podem atingir o nível freático durante os semestres húmidos e secos.

Palavras-Chave: Jardim Botânico; Água subterrânea; Raízes; Tomografia de resistividade elétrica (ERT); Geo-radar (GPR).

1. Introdução

Inaugurado em 1878, o Jardim Botânico de Lisboa, integrado no Museu Nacional de História Natural e da Ciência (Universidade de Lisboa), é um jardim científico projetado para complementar o ensino e a investigação na área da botânica/ biologia vegetal. Localizado no coração de Lisboa, no distrito do Príncipe Real, este jardim é a casa de uma enorme diversidade de plantas e é particularmente rico em espécies tropicais da Nova Zelândia, Austrália, China, Japão e América do Sul. Em 4 de novembro de 2010, o Jardim Botânico foi classificado como monumento nacional. Árvores de todos os cantos do mundo conseguem prosperar neste jardim, e é por isso que, dada a importância de algumas coleções (nomeadamente palmeiras e cicadáceas), torna-se de suma importância preservar as condições *in situ*.

Um dos parâmetros fundamentais a avaliar é a profundidade das raízes, que pode ser efectuada, recorrendo-se a abordagens invasivas e não invasivas. A tomografia de resistividade elétrica (ERT) pode ser uma abordagem interessante para a aquisição de dados, uma vez que a resistência do solo à passagem da corrente eléctrica é sensível ao teor de humidade, densidade, litologia e presença de raízes, sendo realizada com uma perturbação mínima no local (Nijland *et al*., 2009; Octávio *et al*., 2020; Vanderborght *et al*., 2013).

Igualmente importante é o mapeamento do nível da água subterrânea ao longo de um transecto contínuo para a escala dos dois canteiros. Para tal aferição, foi utilizado outra abordagem não invasiva- o geo-radar (GPR)- já que permite o mapeamento da profundidade da água subterrânea a pouca profundidade (Essam *et al*., 2020; Paz *et al*., 2017). O GPR utiliza impulsos de radar eletromagnéticos (frequência: 10-1000 MHz) para imagem da subsuperfície.

O trabalho apresentado tinha como objectivo avaliar se as raízes das árvores podem chegar ao nível freático em dois canteiros, durante os semestres seco e húmido. Esta questão é relevante para a salvaguarda das árvores, uma vez que estão a ser planeadas obras de construção que envolvem escavações do solo numa área contíngua ao jardim.

2. Enquadramento

No que diz respeito ao clima, Lisboa tem um clima mediterrânico ameno, com um período seco de cinco meses que vai de maio a setembro. Para o período de 2001 a 2021, a temperatura média mais elevada foi medida em agosto (24°C) e a mais baixa em janeiro (12°C). No mesmo período, a precipitação média anual foi de 788 mm. O Jardim Botânico de Lisboa encontra-se inserido numa zona com relevo acidentado e irregular, com vertentes marcadas por fortes declives, a que correspondem variações de altitude bastante elevadas, resultado da sua evolução geomorfológica natural, relacionada com o encaixe dos principais afluentes do rio Tejo e das respetivas linhas de água subsidiárias. Em relação à área em estudo, as altitudes variam entre os ~55 m (junto ao portão da rua da Alegria) e os 67 m, sendo a altitude média em redor dos 59 m. O caminho central, que separa os dois canteiros em estudo, funciona como um eixo longitudinal para a drenagem da água subterrânea (Fig.1). O canteiro 2 tem declives mais acentuados (9,8-13°) do que o canteiro 1 (3,6-6,6°).

Através de sondagens realizadas em 2009 foi possível verificar a existência de um horizonte superior de aterro que corresponde a depósitos de argila arenosa, com fragmentos/blocos de calcário e basalto, restos de fósseis e outros materiais (plástico, madeira, tijolos, etc.). Estes depósitos recentes têm uma espessura variável que atinge profundidades máximas de 10,0 m a 13,5 m. Com uma permeabilidade intersticial, estes depósitos recentes têm alguma aptidão para armazenamento de água sendo recarregados pela precipitação, água proveniente da rega e potenciais fugas nas redes de distribuição de água e esgotos. O escoamento da água subterrânea segue a topografia do

local.

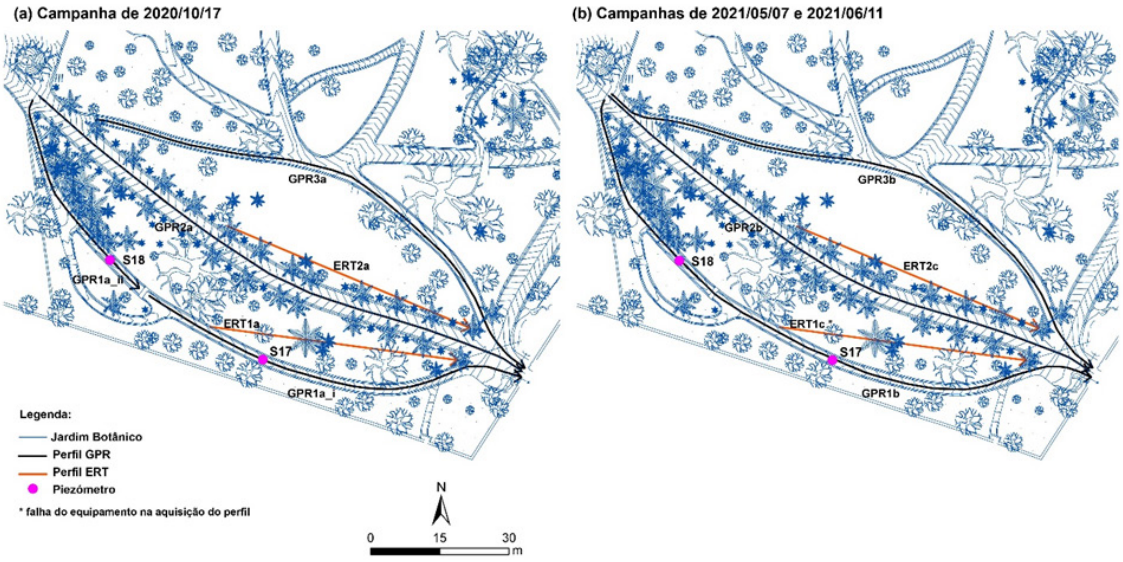


Fig.1- Localização dos perfis de três perfis de GPR e dois perfis de ERT datados de outubro de 2020 (a) e maio e junho de 2021 (b).

A aquisição geofísica foi feita nos dias 17 de outubro de 2020, 7 de maio de 2021 e 11 de junho de 2021. Os dados de GPR foram adquiridos ao longo de três perfis principais, em outubro 2020 e junho 2021, utilizando um sistema GSSI SIR-3000 com uma antena de 200 MHz. Os dados foram processados utilizando o software Reflexw da Sandmeier. Os dados de ERT foram adquiridos ao longo de dois perfis, em 17 de outubro de 2020, utilizando um sistema LIPPMANN 4 point light 10W, com a configuração dipólo-dipólo (Telford *et al*., 1990), e um espaçamento de elétrodos de 3 m. A inversão de dados foi realizada com o software RES2DINV da Geotomo Software, utilizando a inversão robusta. Para permitir um ajuste topográfico dos perfis GPR e ERT, foi feito um levantamento de trabalho de campo utilizando uma estação total (Leica TCR703) e posicionamento diferencial GNSS (Trimble R3). Todas as coordenadas foram convertidas para o sistema de coordenadas PTTM06-ETRS89.

3. Conclusões

Para os três perfis de GPR, os resultados mostraram que o nível da água subterrânea era mais elevado em maio de 2021 do que em outubro de 2020, variando entre os 3 e 2,7 metros, e os 4 e 3 metros, respetivamente (Fig. 2). Estes valores estão em conformidade com trabalhos anteriores que mediram o nível da água subterrânea nos piezómetros e obtiveram a mesma gama de valores. O uso do GPR permitiu determinar o nível freático contínuo a uma escala maior do que seria possível se fossem utilizados dados de sondagens e, consequentes, métodos de interpolação. A utilização da ERT estabeleceu que as raízes das árvores podem chegar à zona saturada, permitindo monitorizar efeitos no nível da água subterrânea relacionados com as obras de escavação.

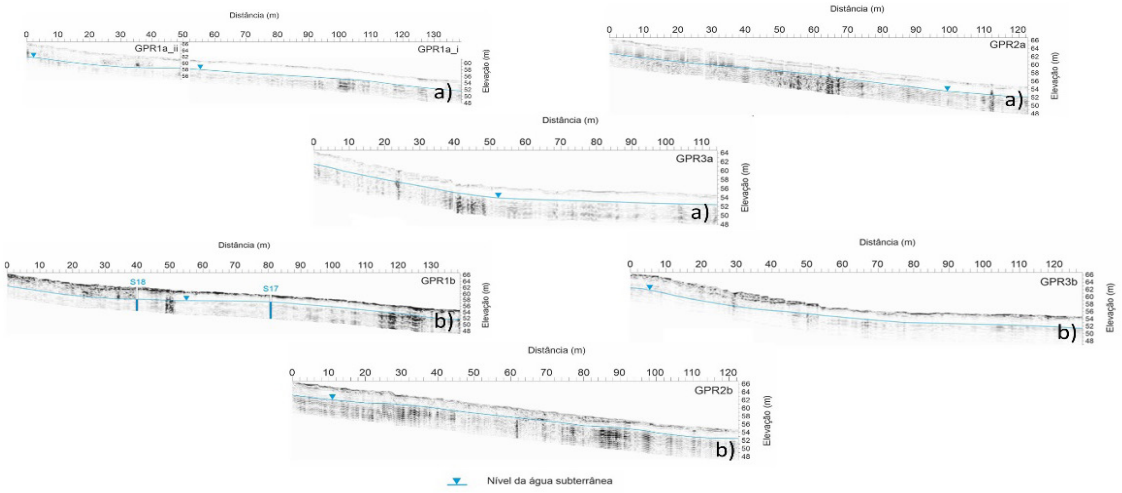


Fig. 2 - Perfis de geo-radar obtidos em 17 de outubro de 2020 a) e 7 de maio de 2021 b).

Com base nos resultados dos três perfis ERT, estima-se que a zona radicular varie entre 2,5 e 3,0 metros de profundidade (Fig. 3), o que significa que quase todas as raízes, localizadas nos dois canteiros e perto dos perfis ERT, podem chegar ao nível freático.

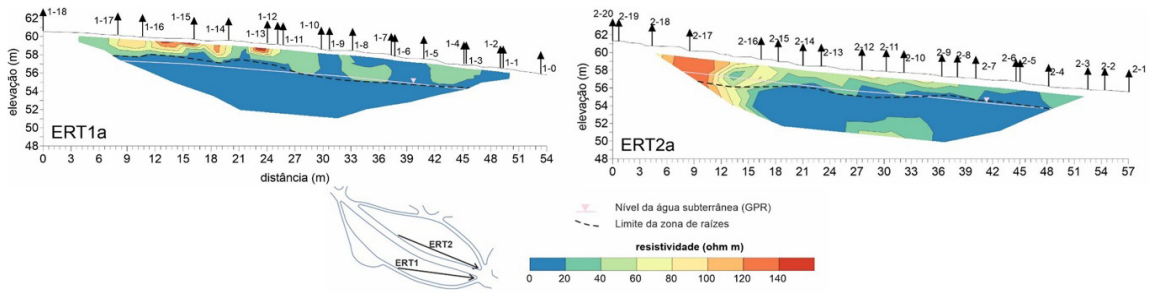


Fig. 3 - Perfis de ERT adquiridos em outubro 2020 com a projeção das árvores (setas) dois canteiros.

Agradecimentos

Agradecemos o apoio financeiro dado pela Universidade de Lisboa (FUNDEC PS nº 54/2021).

Referências

Essam D, Ahmed M, Abouelmagd A, Soliman, F (2020) Monitorização das variações temporais nos níveis das águas subterrâneas nas áreas urbanas utilizando radares de penetração do solo. Science of the Total Environment, 703, 134986. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134986

Nijland W, van der Meijde M, Addink EA, de Jong SM (2009) Deteção do uso de água do solo por vegetação mediterrânica em solos rochosos utilizando tomografia de resistência elétrica Catena, 81, 209-216. https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.03.005

Octavian M, Kuras O, Pridmore T, Mooney SJ (2020) Potencial de métodos geoeléctricos para monitorizar processos e estrutura de zonas de raiz: Uma revisão. A Geoderma. 365. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114232

Paz C, Alcalá FJ, Carvalho JM, Ribeiro L (2017) Utilizações atuais de radares de penetração do solo na investigação de ecossistemas dependentes de águas subterrâneas. Science of the Total Environment, 595, 868-885. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.210

Telford WM, Geldart LP, Sheriff RE (1990) Applied Geophysics, 2º ed. Cambridge University Press, Cambridge.

Vanderborght J, Huisman JA, van der Kruk J, Vereecken H (2013) Métodos Geofísicos para Imagem em Escala de Campo de Propriedades e Processos de Zona Raiz. In: Processos terra-água-raiz: Avanços na Tomografia e Na imagem. John Wiley & Sons, Ltd. 247-282. https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaspecpub61.c12

Cálculo do balanço hídrico das ilhas de Santiago, Santo Antão e Fogo (Cabo Verde)

João NASCIMENTO[1], Rodrigo PROENÇA DE OLIVEIRA[1], Joana SIMÕES[2], Hércules VIEIRA[3], Marize GOMINHO[3], Vera CHAVES[3], Edelmira MARTINS[3], José AFONSO[3]

[1] Ceris, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa.

jnascimento@tecnico.ulisboa.pt, rodrigopoliveira@tecnico.ulisboa.pt

[2] BLUEFOCUS, jrs@bluefocus.pt

[3] ANAS, Agência Nacional de Águas e Saneamento de Cabo Verde

Resumo

A variabilidade anual da precipitação, o desconhecimento dos processos hidrogeológicos e o aumento previsto do consumo de água condicionam o desenvolvimento económico de Cabo Verde. Só conhecendo as disponibilidades e necessidades de água é possível definir as práticas sustentáveis de gestão dos recursos hídricos e regulamentar as utilizações da água. Assim, enquadrado no projeto de Assistência Técnica às Instituições Nacionais de Cabo Verde, financiado pelo Millenium Challenge Corporation, calcularam-se os balanços hídricos das ilhas de Santiago, S. Antão e Fogo usando duas metodologias: 1) análise conjunta dos registos de nível piezométrico e de precipitação e modelos de Thornthwaite-Mather (TM) e do Soil Conservation Service (SCS). Entre os métodos aplicados, a estimativa da recarga por análise dos registos piezométricos revelou-se o mais adequado para as condições de Cabo Verde.

Palavras-Chave: Balanço hídrico, Ilhas vulcânicas, Cabo Verde, Piezometria, Recarga média anual.

1. Introdução

O balanço hídrico define-se como o resultado da avaliação e confrontação das disponibilidades e das necessidades de água numa dada região e permite identificar eventuais situações de escassez atuais ou futuras e investigar soluções para as ultrapassar. As disponibilidades de água podem obter-se a partir de dados de monitorização das origens de água potencialmente utilizáveis e que estão em exploração, nomeadamente cursos de água, poços ou furos. Na ausência desta informação ou para complementar os dados existentes, pode fazer-se um balanço hidrológico para avaliar as diversas componentes do ciclo hidrológico e quantificar os recursos superficiais e subterrâneos disponíveis e passíveis de ser explorados.

A incerteza associada à disponibilidade de água em Cabo Verde, consequência da acentuada variabilidade espacial e temporal da precipitação e do desconhecimento dos processos hidrológicos e hidrogeológicos, condiciona o seu desenvolvimento económico. Só conhecendo as disponibilidades e as necessidades de água em cada ilha é possível definir as práticas de gestão sustentável dos recursos hídricos e regulamentar as utilizações da água.

No âmbito do projeto de Assistência Técnica às Instituições Nacionais de Cabo Verde, financiado pelo Millenium Challenge Corporation (MCA), calcularam-se os balanços hídricos das ilhas de Santiago, Santo Antão e Fogo. Foram escolhidas estas ilhas por terem sido objeto de estudos anteriores e por apresentarem um maior conjunto de dados, cuja recolha, organização, digitalização e carregamento no Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH-CV) foi feita numa fase preliminar. Foi também nestas ilhas que foram realizadas campanhas de monitorização do nível piezométrico para complementar os dados disponíveis.

2. Métodos de cálculo do balanço hídrico

Para determinar as disponibilidades de água e tendo em conta a importância dos recursos hídricos subterrâneos recorreu-se a um primeiro método que estima o volume de recarga, calculado pela multiplicação do mapa da precipitação anual média, em *mm*, com o mapa da taxa de recarga, em percentagem da precipitação anual média.

O mapa da precipitação anual média foi obtido por interpolação das médias dos registos históricos medidos em várias estações de monitorização da precipitação. Foi necessário preencher as lacunas nas séries históricas para depois se aplicar o método de interpolação por krigagem com deriva externa. Relacionando os valores de precipitação com as variáveis independentes altitude e distância à costa de onde tem origem o vento dominante, foi possível determinar-se os desvios espaciais aos valores previstos de precipitação (cálculo dos resíduos), que foram depois interpolados e adicionados aos valores previstos tendo em conta a altitude e a direção à costa em cada uma das células.

Tendo em conta os dados disponíveis e as lacunas de informação existentes, optou-se por usar dois métodos de cálculo das necessidades, confrontando os resultados obtidos e respetivas gamas de incerteza e propor valores de disponibilidade de água consensuais entre as diferentes metodologias.

3. Análise piezométrica e taxa de recarga

O mapa da taxa de recarga foi obtido a partir das estimativas da taxa de recarga para as zonas montante dos furos de observação piezométrica.

A taxa de recarga corresponde à percentagem de precipitação que atinge o nível saturado e foi calculada com base na análise da variação do nível piezométrico face a eventos individuais de precipitação (Healy, 2002), uma vez que num prazo temporal curto (algumas horas ou dias) esta variação resulta essencialmente do fenómeno da recarga, a qual pode ser estimada pela equação (Eq. 1).

$$Recarga = SY\frac{\Delta h}{\Delta t} \qquad \text{[Eq. 1]}$$

Em que *Sy* é a porosidade eficaz, *Δh* é o valor da subida do nível piezométrico e é dado pela diferença entre o nível piezométrico após o evento de precipitação e o valor extrapolado dos níveis anteriores ao evento ao longo do prolongamento da curva potencial de recessão até à data daquela medição, e *Δt* é o intervalo de tempo.

Como a taxa de recarga depende das características do aquífero e do uso do solo, é possível determiná-la se existirem registos de precipitação no mesmo período de tempo em que se está a calcular a recarga e extrapolar estes valores.

4. Modelação matemática

4.1 Método de Thornthwaite-Mather (TM)

Este método simula o processo de transformação da precipitação em escoamento através de um único reservatório de retenção de água no solo, onde ocorre a repartição da precipitação em evapotranspiração, retenção e escoamento (Figura 2; Thornthwaite e Mather, 1955). Os dados do modelo são as séries de precipitação e evapotranspiração potencial, a partir das quais são calculados a evapotranspiração real e o escoamento de forma iterativa.

O volume de água no solo disponível para evapotranspiração varia entre 0 e um parâmetro Umax que representa a capacidade de água utilizável no solo. Quanto maior for a diferença entre a evapotranspiração potencial e a precipitação, maior é o volume de água disponível no solo para a evapotranspiração.

O excesso da precipitação sobre a evapotranspiração real é prioritariamente conduzido para o enchimento do reservatório e o excedente, Xt, dá origem a escoamento. Vários autores assumiram que este excedente se divide num número infinito de parcelas de acordo com um parâmetro a, menor que um.

Considerando que a parcela do excedente da precipitação é conduzida para um aquífero subjacente à bacia hidrográfica, representado por um reservatório linear que liberta água com uma taxa α, a infiltração no intervalo de tempo t pode ser estimada pela expressão (1-α)·X_t. Parte desta infiltração aflui rapidamente aos cursos de água não podendo, por isso, ser considerada recarga profunda.

4.2 Método do Soil Conservation Service (SCS)

A metodologia do SCS assume uma divisão da coluna litológica em três zonas: zona não saturada, zona saturada pouco profunda e zona saturada profunda (Figura 3; Haan, 1972). O escoamento na foz de uma bacia hidrográfica é a soma do escoamento superficial e do escoamento subterrâneo proveniente da zona saturada pouco profunda que percula para a linha de água (D). Considera-se que a zona saturada profunda não contribui para o escoamento fluvial.

Para o cálculo do escoamento superficial, recorre-se ao conceito do número de escoamento, CN, um parâmetro que varia entre 0 e 100 e que traduz o grau de impermeabilidade da superfície do terreno (USDA SCS, 1986). Este parâmetro pode ser estimado em função do tipo de solo e do uso de solo da bacia hidrográfica recorrendo a tabelas que foram propostas pelo SCS.

A recarga, R, ocorre quando a quantidade de água na zona não saturada excede a capacidade de campo. A diferença entre a capacidade de campo e o ponto de emurchecimento corresponde à capacidade de água utilizável, U^max e pode ser obtida a partir do tipo e altura do solo.

Assumindo que a zona saturada pouco profunda se comporta como um reservatório linear, a perda de água para a rede hidrográfica, G, e a perda de água para a zona saturada profunda, D são função do volume do reservatório multiplicado pelas constantes de recessão do escoamento fluvial de origem subterrânea (α) e de recarga profunda (β), respetivamente. α pode ser estimado pela análise de curvas de recessão do hidrograma, enquanto β é mais difícil de estimar, assumindo-se que toda a recarga contribui para o escoamento fluvial (β=0).

Para correr os modelos foi necessário estimar a evapotranspiração potencial, tendo-se optado pela fórmula de Hargreaves.

5. Resultados e discussão

Numa primeria fase, as bacias hidrográficas das três ilhas foram agrupadas em regiões hidrográficas com características semelhantes.

A Figura 1 apresenta o mapa de precipitação anual média para as ilhas de Santiago, Santo Antão e Fogo para um período de 30 anos. Em Santiago, os valores mais altos de precipitação estão associados às altitudes mais elevadas enquanto os valores mais baixos são verificados sobretudo junto à costa sul. Em Santo Antão, ocorre uma descida dos valores de precipitação de nordeste para sudoeste. No caso do Fogo, a descida ocorre de norte para sul.

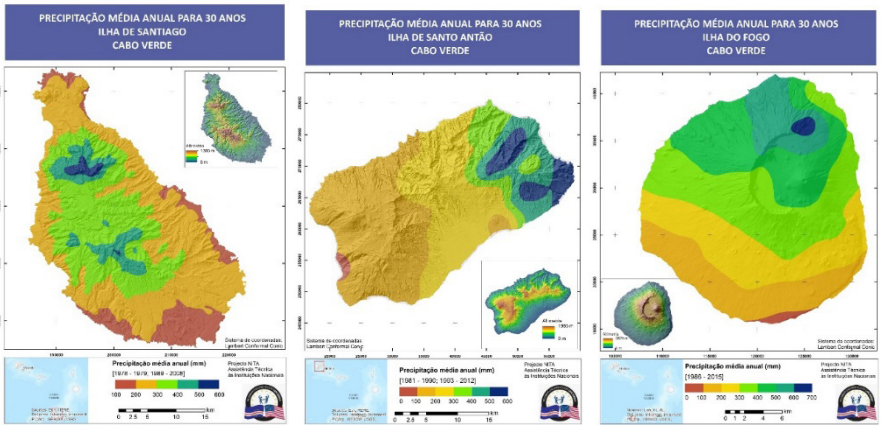


Fig. 1. Mapa de precipitação média anual nas ilhas de Santiago, Santo Antão e Fogo.

A Figura 2 apresenta o mapa de recarga média anual nas ilhas de Santiago, Santo Antão e Fogo. Parte dos valores de recarga não é passível de ser explorada por descarregar diretamente no mar e nas linhas de água ou perder-se por evaporação, pelo que esta estimativa constitui um ponto de partida para a gestão dos recursos hídricos, devendo ser calibrados através da continuação e intensificação da monitorização piezométrica. No caso particular da ilha do Fogo, em que a principal área de recarga perde rapidamente água subterrânea para as áreas adjacentes devido à sua permeabilidade, propõe-se uma redistribuição da recarga pelas restantes áreas ponderadas pelas áreas.

Relativamente aos resultados da modelação, a sua aplicabilidade foi validada em Santiago através dos dados de escoamento diário registados entre 1985 e 1988 nas estações de Chão Bom, S. Jorge dos Órgãos e Ponte Ferro. Assumiu-se um valor de Umax de 150 mm tendo em consideração que os valores de capacidade de campo dos diferentes tipos de solos vulcânicos que cobrem a ilha de Santiago variam entre 50 e 200 mm (Fernandopullé, 1977).

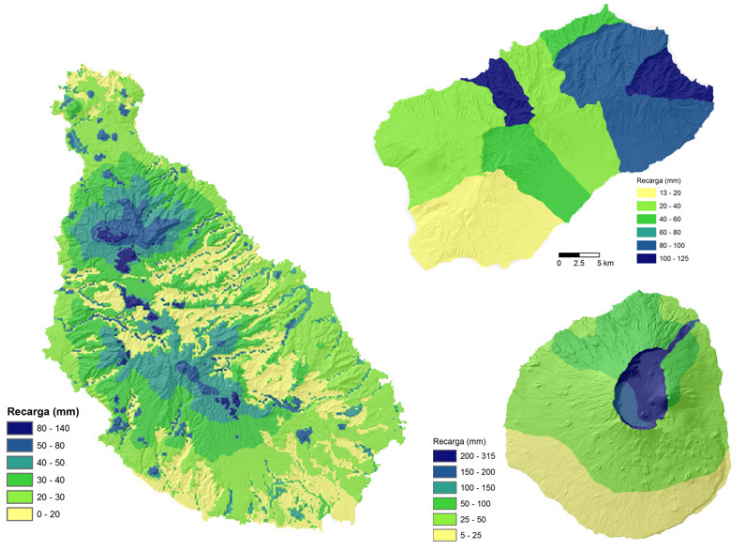


Fig. 2. Mapa da recarga média anual nas ilhas de Santiago, Santo Antão e Fogo.

O modelo TM apresenta valores próximos dos obtidos pela análise piezométrica e francamente superior aos obtidos pelo método do SCS, sendo esta diferença particularmente evidente nas regiões onde a precipitação anual é mais baixa. Recorde-se que o modelo de Thornthwaite-Mather estima a infiltração que dá posteriormente origem ao escoamento subterrânea e à recarga do aquífero subjacente, sobrestimando por isso esta última componente.

A diferença entre os resultados obtidos por cada um dos métodos é o reflexo da incerteza associada às estimativas das várias componentes do balanço hidrológico, que por sua vez resulta das lacunas de monitorização, sobretudo do escoamento superficial, mas também das variáveis climáticas como

a temperatura do ar, a humidade do ar e a radiação, usadas para estimar a evapotranspiração.

A utilização de modelos hidrológicos exige uma boa estimativa da precipitação diária, o que só é possível se existirem registos de precipitação completos num número de locais adequados. O relevo acentuado das ilhas coloca também desafios na avaliação da distribuição espacial da precipitação, sendo fundamental manter operacional uma rede de monitorização desta variável com uma boa densidade de estações, instaladas em locais adequados. Sem esta rede, não é possível estimar com rigor a precipitação nos vários locais das ilhas.

Para explorar o potencial destes modelos será também necessário aprofundar o esforço de calibração e validação dos modelos para as várias regiões de cada ilha, cruzando a seleção dos valores dos parâmetros com as características hidrogeológicas de cada região.

A monitorização do escoamento em regiões com um regime torrencial como o arquipélago de Cabo Verde apresenta dificuldades conhecidas e exige metodologias especiais que só a prazo poderão ser aplicadas.

Referências bibliográficas

Ambio, 2013, Plano Estratégico Nacional de Água e Saneamento.

Fernandopullé, D., 1977. Aperçu sur les ressources en eau et les possibilités d'aménagement hydrauliques. Iles du Cap Vert, CTP-CVI/75/001, PNUD.

Healy, R.W., Cook, P.G. (2002), Using groundwater levels to estimate recharge, Hydrogeology Journal, 10: 91. doi:10.1007/s10040-001-0178-0.

Thornthwaite, C.W., Mather, J.R., (1955), The water balance. Publications in Climatology, New Jersey, Drexel Institute of Thecnology, 104p. 1955.

USDA SCS, (1986), Urban Hydrology for Small Watersheds, Technical Release 55, 2nd edition, NTIS PB87-101580, Springfield, VA.

Importância das massas de água associadas a depósitos aluvionares de reduzida dimensão: o caso de estudo da Ribeira de Alge (Figueiró dos Vinhos)

Carlos MARQUES[1], José M. AZEVEDO[1, 2], Fernando FIGUEIREDO[1, 3]

[1] Universidade de Coimbra, FCTUC, DCT, jazevedo@dct.uc.pt
[2] Universidade de Coimbra, Centro de Investigação da Terra e do Espaço-CITEUC
[3] Universidade de Coimbra, Centro de Geociências - CGUC

Resumo

No setor em estudo – troço central da Rib.ª de Alge (afluente do Rio Zêzere) – ocorrem três depósitos aluvionares com extensão e volumes reduzidos (o maior apresenta um volume estimado de 52.431 m^3 e o menor de 28.043 m^3). A estimativa dos volumes hídricos, máximos e mínimos, armazenados anualmente nestes três depósitos possibilitou a determinação das respetivas reservas reguladoras (os valores obtidos estão compreendidos entre 281 m^3 e 732 m^3). Os volumes referidos confirmam a irrelevância destes aquíferos aluvionares enquanto recurso hídrico de exploração prioritária. No entanto, estes reservatórios e estas massas de água naturais podem desempenhar um importante papel na gestão da água ao nível local e regional.

Palavras-Chave: Ribeira Alge; Aluviões; Aquífero; Reserva reguladora; Recurso hídrico.

1. Introdução

Os aquíferos e as massas de água subterrâneas implantadas em depósitos aluvionares de reduzida dimensão não constituem importantes reservas hídricas. Contudo, desempenham usualmente um papel relevante na sustentabilidade ambiental e podem ser utilizados, simultaneamente, como recurso hídrico estratégico e como domínio de armazenamento hídrico sazonal.

No domínio em estudo – troço central de Alge (afluente do Rio Zêzere) – ocorrem três depósitos aluvionares com extensão e volumes reduzidos onde evoluem massas de água subterrânea com relevância na sustentabilidade ambiental e na gestão e exploração das massas de água locais.

2. Enquadramento geral

O domínio em estudo situa-se na região de Figueiró dos Vinhos, mais precisamente junto à aldeia de Ribeira de Alge, e insere-se na bacia hidrográfica do Rio Zêzere, sendo este um dos principais afluentes da margem direita do Rio Tejo.

A Rib.ª de Alge apresenta regime perene com importantes variações sazonais de caudal. A

respetiva bacia hidrográfica expressa uma rede de drenagem bem desenvolvida e possui uma forma alongada segundo NS e um relevo acentudado.

A geologia regional é caracterizada pela presença de rochas metamórficas do Pré-Câmbrico e Câmbrico (Fig. 1). Na generalidade, estas rochas, pertencentes ao Maciço Hespérico, são maioritariamente filitos e metagrauvaques, mas ocorrem ainda os quartzitos, micaxistos quartzo-micáceos e gnaisses.

Nas margens da Rib.ª de Alge ocorrem três depósitos sedimentares – referidos por Sul, Centro e Norte – de natureza aluvionar compostos por areias grosseiras e cascalheiras com uma matriz silto-argilosa. (Fig. 1 e 2).

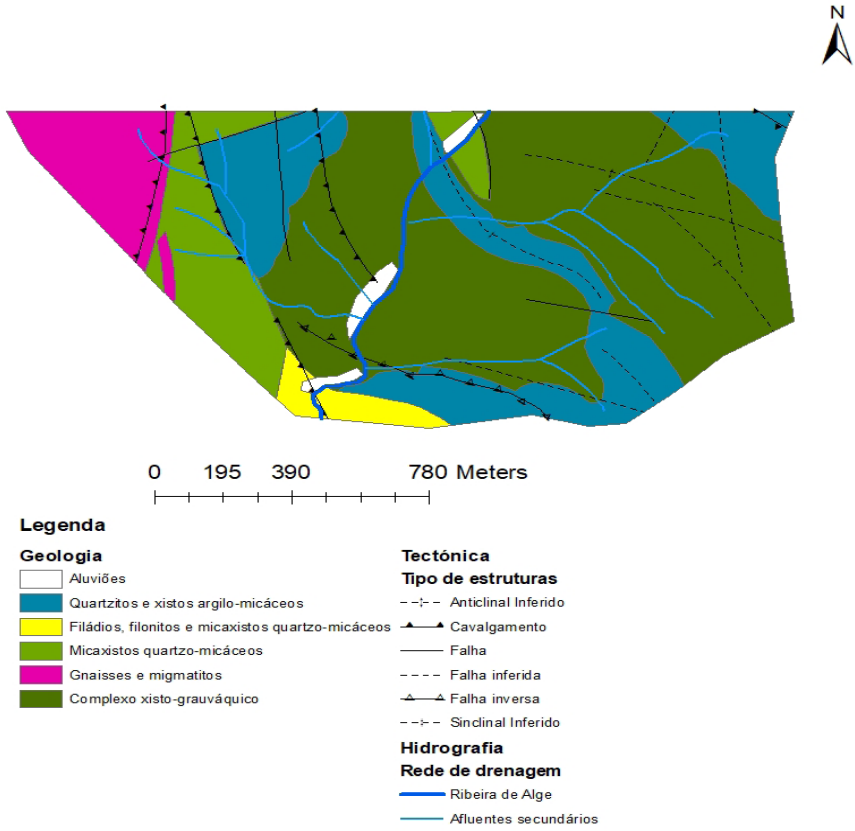


Figura 1. Representação do enquadramento geológico do domínio estudado com localização de: (1) principais depósitos aluvionares locais; (2) principais zonas de fraturas; (3) rede de drenagem (adaptado da Carta Geológica de Gama Pereira, 1987).

3. Hidrogeologia e reservas hídricas subterrâneas

Os depósitos aluvionares estudados funcionam como aquíferos porosos não-confinados. A recarga aquífera decorre maioritariamente da infiltração associada à precipitação atmosférica e da transferência hídrica a partir da Ribª de Alge. Em sentido inverso, a descarga decorre para a rede de drenagem superficial ou para unidades aquíferas profundas implantadas nas formações do soco

metamórfico. Ocorre ainda captação por poços (a principal é a Captação-ETA da Ribª de Alge).

Estas unidades aquíferas assentam sobre as formações do Pré-Câmbrico. Localmente são compostas por filitos e metagrauvaques e funcionam como muro impermeável. Alguns níveis grauvacóides apresentam-se intensamente fraturados.

A definição da morfologia e do volume de cada um dos três depósitos sedimentares baseou-se na utilização de métodos geomorfológicos simplificados (Marques, 2020), nomeadamente, o traçado de perfis topográficos (três por depósito, P1 a P9, Fig. 2) perpendiculares ao eixo da ribeira. Em cada perfil prolongaram-se as linhas de declive natural (típico dos vales fluviais, i.e., em forma de V) das formações xistentas (soco) obtendo-se, assim, a morfologia inferida dos depósitos aluvionares. A partir dos elementos morfológicos determinou-se para cada depósito o volume total, assim como, a fração volumétrica saturada em água no inverno (máxima) e no verão (mínima) (Tabela 1).

Figura 2. Localização dos três depósitos aluvionares (Sul, Centro e Norte) no domínio estudado (sobre imagem do Google Earth).

Tabela 1. Características volumétricas dos três depósitos aluvionares estudados (localização na Fig. 2).

Depósito aluviovar	Volume total (m^3)	Volume saturado máximo (m^3)	Volume saturado mínimo (m^3)
Sul	52.431	49.108	44.227
Centro	45.955	30.992	28.196
Norte	28.043	25.260	23.389

De acordo com: (1) os elementos morfovolumétricos dos depósitos aluvionares (determinados com base em critérios geomorfológicos); (2) os valores da porosidade eficaz característicos destas formações sedimentares (utilizou-se o valor médio de 15%, referido no Decreto-Lei nº382/99 e apontado para depósitos siliciclásticos semelhantes, pe.ex., em Neves *et al.*, 2018) e (3) os valores dos níveis piezométricos (freáticos) máximos e mínimos quantificados no ano hidrológico 2018-2019, determinaram-se as reservas hídicas (totais, máximas, mínimas e reguladoras) que evoluem anualmente em cada aquífero aluvionar (Marques, 2020). Estes valores estão expressos na Tabela 2.

Tabela 2. Valores das reservas hídricas (mínima, máxima e reguladora) presentes nos três depósitos aluvionares estudados (localização na Figura 2).

Depósito aluvionar	Reserva hídrica máxima (m^3)	Reserva hídrica mínima (m^3)	Reserva reguladora (m^3)
Sul	7366	6634	732
Centro	4649	4229	419
Norte	3789	3508	281

4. Conclusões

Os volumes das reservas hídricas (totais, máximas e mínimas) estimados para cada um dos três depósitos aluvionares estudados confirmam a irrelevância destes aquíferos aluvionares enquanto recurso hídrico de exploração prioritária. Contudo, devido às características particulares da hidrologia regional, nomeadamente aos valores consideráveis de precipitação atmosférica no período invernal e a uma resposta rápida do escoamento na Rib.ª de Alge, assim como à hidrodinâmica específica das unidades aquíferas aluvionares, nomeadamente aos processos rápidos de recarga e descarga (decorrentes dos elevados valores de condutividade hidráulica característicos destes meios aquíferos), estes reservatórios e estas massas de água naturais podem desempenhar um importante papel na gestão da água ao nível local e regional, nomeadamente:

- enquanto depósitos hídricos sazonais, na medida em que os depósitos aluvionares têm elevada capacidade para receber o excedente de água disponível no período invernal através dos processos de recarga direta, nomeadamente, através da infiltração útil e da transferência de água da Ribª de Alge;

- enquanto recursos hídricos complementares a explorar no período de menor disponibilidade ou de carência de água, isto é, no período estival; tendo em conta a hidrodinâmica subterrânea

acelerada típica das unidades aquíferas aluvionares, nomeadamente a recarga aquífera, os volumes a captar anualmente em cada depósito poderão, em cenários extremos de seca, superar ligeiramente as reservas reguladoras admitidas e constituir um complemento decisivo na gestão local e regional da água; neste enquadramento, estas massas de água de reduzida dimensão permitem o reforço pontual do abastecimento de pequenos aglomerados populacionais, minimizando os investimentos no transporte e distribuição de água a partir de ETAs distantes.

Agradecimentos

Agradecemos às Águas do Centro-Litoral a disponibilização de elementos relativos à Captação-ETA da Ribª de Alge.

Referências bibliográficas

Diário da República I. Série-A n.º 222 de 22 de setembro de 1999. Decreto-Lei n.º 382/99. Ministério do Ambiente.

Gama Pereira, L.C. (1987). Tipologia e evolução da sutura entre a ZCI e a ZOM no sector entre Alvaiázere e Figueiró dos Vinhos (Portugal Central). - Tese de Doutoramento, Universidade de Coimbra.

Marques, C. (2020). Caracterização hidrogeoógica e geofísica da região envolvente da captação-ETA da Ribeira de Alge (Figueiró dos Vinhos) – Avaliação das reservas hídricas dos depósitos aluvionares. – Tese de Mestrado em Geociências, DCT-Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.

Neves, P; Azevedo, JM; Castilho, AM. (2018) "UNIDADES AQUÍFERAS FREÁTICAS NO SETOR SUDOESTE DO CONCELHO DA MEALHADA HIDROGEOLOGIA E IMPORTÂNCIA". Trabalho apresentado em 14º Congresso da Água – "Gestão dos Recursos Hídricos: Novos Desafios", Évora.

Referências internet

Google Earth. Disponível em: < https://www.google.com> Acesso em 3 de março de 2022.

A importância do uso de indicadores de sustentabilidade de gestão de recursos hídricos para abastecimento público

Alex PIRES CARNEIRO[1], Fabiane FERREIRA RABELO[2], Juliana DOS SANTOS[3], Viviane FRANCIS SILVA CORREIA[4]

[1] Universidade Federal da Bahia, Rua Prof. Aristidis Novis 2, Federação Salvador-BA/ Brasil, alexpires@ufba.br

[2] Universidade Federal da Bahia, Rua Prof. Aristidis Novis 2, Federação Salvador-BA/ Brasil, fabianeferreira@ufba.br

[3] Universidade Federal da Bahia, Rua Prof. Aristidis Novis 2, Federação Salvador-BA/ Brasil, js@ufba.br

[4] Universidade Federal da Bahia, Rua Prof. Aristidis Novis 2, Federação Salvador-BA/ Brasi, viviane.correia@ufba.br

Resumo

O termo indicador é originário do latim *indicare*, que significa descobrir, apontar, anunciar, estimar. Considerando a importância da água para a manutenção da vida no planeta, é necessário que haja o controle da sua qualidade e da sua disponibilidade, acompanhamento sistemático das suas condições e conhecimento sobre os fatores que comprometem o seu uso sustentável. Para tanto, é imprescindível a utilização de ferramentas capazes de representar a realidade dos recursos hídricos permitindo atuar na gestão efetiva desses recursos. No Brasil, a exploração das águas subterrâneas vem se intensificando, exigindo, portanto, definição e quantificação de indicadores da sustentabilidade de um aquífero, visto que nas últimas décadas as taxas de bombeamento das águas subterrâneas aumentaram consideravelmente, devido às maiores demandas e às novas tecnologias que permitem atingir maiores profundidades e obter maiores vazões. No que diz respeito às águas superficiais, o uso de indicadores consuntivo, a exemplo do estresse hídrico possibilita reduzir a complexidade do sistema através da comparação espacial e temporal entre os mananciais superficiais. Considerando estas análises, o objetivo principal desta pesquisa é avaliar a importância do uso de indicadores de sustentabilidade: estresse hídrico e qualidade de água, para auxiliar os tomadores de decisão no que diz respeito à gestão dos recursos hídricos (águas subterrâneas e superficiais) para abastecimento público no Brasil.

Palavras-Chave: índices; águas subterrâneas; consumo público; sustentabilidade; Brasil.

1. Introdução

O termo indicador é originário do latim *indicare*, que significa descobrir, apontar, anunciar, estimar. (Hammond, 1995). Segundo Fidalgo (2003), os indicadores ambientais priorizam os aspectos ambientais e consideram os aspectos sociais e econômicos na medida em que esses se apresentam diretamente relacionados entre eles. Os indicadores devem fornecer dados de forma a possibilitar análises e avaliações da transformação do meio físico e social, buscando a elaboração e formulação de políticas e ações urbanas (Miranda, Teixeira, 2004).

Considerando a importância da água para a manutenção da vida no planeta, é necessário que

haja o controle da sua qualidade e da sua disponibilidade, acompanhamento sistemático das suas condições e conhecimento sobre os fatores que comprometem o seu uso sustentável. Para tanto, é imprescindível a utilização de ferramentas capazes de representar a realidade dos recursos hídricos permitindo atuar na gestão efetiva desses recursos. Segundo Cabral & Santos (2007), para uma gestão racional dos recursos hídricos subterrâneos, o uso de indicadores proporciona condições de análises consistentes para o processo de tomada de decisão.

A gestão dos recursos hídricos é fator primordial para o desenvolvimento territorial e econômico de uma sociedade. É imprescindível a gestão participativa para regular a demanda e compartilhar os usos múltiplos, por meio da definição de indicadores de uso sustentável da água (Tundisi, 2013).

No Brasil, a exploração das águas subterrâneas vem se intensificando, exigindo, portanto, definição e quantificação de indicadores da sustentabilidade de um aquífero, visto que nas últimas décadas as taxas de bombeamento das águas subterrâneas aumentaram consideravelmente, devido às maiores demandas e às novas tecnologias que permitem atingir maiores profundidades e obter maiores vazões. A outra razão é que estando fora da visão das pessoas, fica mais difícil avaliar se o uso das águas subterrâneas está dentro dos limites sustentáveis (Cavalcanti, Montenegro, 2009).

No que diz respeito às águas superficiais, o uso de indicadores consuntivo, a exemplo do estresse hídrico possibilita reduzir a complexidade do sistema através da comparação espacial entre os mananciais superficiais. Neste sentido, Galvão (2008) *apud* Durães e outros (2015), destaca que o estresse hidrológico pode se estabelecer, a partir de um indicador que estima o nível de impacto ao qual o curso d'água está submetido, por meio de um balanço entre a oferta e a demanda, levando em consideração tanto os efeitos da extração da água, como também, as variações a que estão submetidos os corpos hídricos.

O indicador estresse hidrológico considera tanto os efeitos de qualidade quanto de quantidade de água, identifica a situação e diagnóstico de determinado manancial, assegurando a demanda futura de água com o objetivo de reduzir os impactos ambientais. Desta forma, através do indicador de estresse hídrico, permite-se um melhor gerenciamento das águas superficiais para a prestação de serviço de abastecimento humano, onde a depender das ações realizadas, se possa adotar medidas de planejamento que visem a recuperação ou que minimizem os efeitos dos conflitos pelo uso da água naquele manancial.

Considerando estas análises, o objetivo principal desta pesquisa é avaliar a importância do uso de indicadores de sustentabilidade: estresse hídrico e qualidade de água, para auxiliar os tomadores de decisão no que diz respeito à gestão dos recursos hídricos (águas subterrâneas e superficiais) para abastecimento público.

2. Enquadramento

A proposta metodológica desta pesquisa consistiu em uma pesquisa exploratória aliada a revisão de literatura, com posterior análise comparativa das soluções encontradas nas publicações nacionais e internacionais. Durante o processo de seleção dos trabalhos acadêmicos foi aplicado o processo de identificação e triagem do conteúdo com base na leitura da íntegra dos trabalhos selecionados.

Durante o processo de seleção de trabalhos acadêmicos (alguns publicados em bases de dados como Web of Science e SciELO), foi realizado um processo de identificação e triagem a partir da leitura e os autores selecionaram e analisaram 11 (onze) trabalhos acadêmicos por completo, dentre eles publicações nacionais e internacionais, os quais, além de conter os seguintes termos: indicadores, sustentabilidade, aquíferos, gestão das águas, estresse hídrico, qualidade da água, segurança hídrica, indicadores de águas subterrâneas, estavam relacionados com o objetivo pretendido. Por fim, foi realizada uma análise comparativa e avaliativa das informações encontradas quanto à importância do uso de indicadores de sustentabilidade: estresse hídrico e qualidade de água, para auxiliar os tomadores de decisão no que diz respeito à gestão dos recursos hídricos (águas subterrâneas e superficiais) para abastecimento público.

A exploração descontrolada do recurso hídrico subterrâneo coloca em risco a manutenção dos níveis de água e a consequente contaminação do aquífero. Se este nível sofrer quedas acentuadas, poderá ocorrer a interrupção da capacidade de fornecimento de água para abastecimento público, com grandes impactos socioeconômicos e de saúde pública à população.

O recurso hídrico subterrâneo está cada vez mais sujeito aos impactos ambientais, ocasionados através da contaminação que ocorre pela ocupação inadequada de uma área que não considera a sua vulnerabilidade, ou pela superexploração dos aquíferos, com a extração de água subterrânea ultrapassando os limites de produção das reservas reguladoras ou ativas do aquífero, provocando danos ao meio ambiente ou para o próprio recurso. Portanto, são necessárias medidas condicionadas a estudos prévios do volume armazenado no subsolo, das condições climáticas e geológicas de reposição, históricos de dados, tendências atuais e perspectivas futuras, com a implantação de indicadores de sustentabilidade, que permitam avaliar, monitorar e contribuir com uma decisão mais assertiva, quanto à gestão desses recursos, de modo que a água subterrânea possa ser retirada de forma permanente e em volumes constantes, por muitos anos.

A possibilidade de contaminação das águas subterrâneas depende da estrutura do sistema do aquífero (que define seu grau de vulnerabilidade) e das características da fonte poluidora (abrangência e potencial poluente). Sendo assim, a avaliação dessas áreas potenciais de contaminação se faz necessária e essencial para redução dos impactos causados à saúde, à segurança e ao bem-estar da população, além da redução dos danos aos recursos ambientais e aos materiais.

Portanto, a escolha dos indicadores é de extrema relevância e depende inicialmente das

necessidades dos usuários potenciais. Parte-se de um objetivo a partir do qual se identifica a necessidade de informações de apoio à decisão, em que tais informações são os indicadores (Malheiros *et al*., 2013).

As principais leituras e resultados obtidos através da implantação, acompanhamento e avaliação dos indicadores relacionados à disponibilidade hídrica de aquífero indicam a condição do aquífero, identificando locais de maior explotação e que possam resultar num rebaixamento rápido e intenso do manancial hídrico subterrâneo, que são fundamentais para manutenção do volume armazenado e da capacidade de recarga, que regem a capacidade de resposta do aquífero e a necessidade ou não de restrição de explotação de uma determinada área, contribuindo para decisões favoráveis à sustentabilidade por parte de gestores de abastecimento público.

Enquanto, que a determinação de indicadores para caracterizar a qualidade dos recursos hídricos subterrâneos relacionados a qualidade, permitem identificar condições do aquífero, bem como áreas de vulnerabilidades de contaminação, casos de contaminação e áreas com alto potencial de risco de contaminação, acompanhar a qualidade da água ofertada para abastecimento público e identificar fontes de poluição, direcionado a ações coerentes e sustentáveis.

A atual crise hídrica exige uma preocupação em garantir água em qualidade e quantidade para as gerações atuais e futuras, pois a escassez não se refere tão somente à água bruta, quanto também ao acesso da água tratada a todos que a ela fazem jus. As intervenções do homem aliadas aos fenômenos naturais que incidem sobre o ciclo natural da água comprometem a disponibilidade do recurso em boa parte das regiões do país.

No que se refere à gestão dos recursos hídricos para fins de abastecimento público nos municípios, são necessários instrumentos e estudos em âmbito local que possam fornecer subsídios técnico-científicos para o planejamento e implantação de políticas públicas (SILVA, 2016). Para as águas superficiais, a análise da disponibilidade hídrica permite estimar a quantidade de água existente por meio da vazão de referência.

Em virtude da simplicidade de acesso à informação, é possível que a empresa responsável pelo abastecimento público tenha acesso aos registros históricos de vazão, pois a vazão média do manancial frequentemente é monitorada, seja pela própria empresa, ou pelo órgão responsável pela gestão hídrica.

Segundo Conejo *et al*. (2009), com o acréscimo observado nas últimas décadas do uso e ocupação das bacias hidrográficas, as vazões observadas nas estações fluviométricas passaram a ser influenciadas pelas diversas retiradas de água na bacia, não mais representando a real disponibilidade de águas superficiais. Nestes casos, nas estimativas de disponibilidade de água, torna-se necessário calcular as interferências dos diversos usos sobre as vazões observadas, para determinar as vazões naturais.

Dentre as tomadas de decisões possíveis relacionadas ao indicador de estresse hídrico podemos elencar diversas situações. A depender do cenário apresentado pelo manancial, os gestores podem demandar ações nos sentido de revitalizar o rio, por meio da recuperação das nascentes; elaborar projetos e executar obras de engenharia que contribuam para melhorias da baixa disponibilidade hídrica existente; alocar recursos visando obras de esgotamento sanitário na bacia hidrográfica do respectivo manancial e a feitura de um trabalho de educação ambiental promovido junto à comunidade, de forma a estimular o uso de outras fontes, visando o aproveitamento do recurso, além de estimular de forma elucidativa a preservação dos mananciais e do meio em seu entorno.

3. Conclusões

As análises demonstraram que esses indicadores são importantes instrumentos de gestão dos recursos hídricos (águas subterrâneas e superficiais), para diagnosticar o estado do recurso hídrico, auxiliar os tomadores de decisão, com condições de análises consistentes no que diz respeito ao abastecimento público, com proposição de diretrizes de gestão destes recursos.

A água subterrânea vem se estabelecendo com participação efetiva como fonte suplementar ao abastecimento público, para diversos fins, inclusive o uso humano, irrigação e industrial, portanto, a construção desses indicadores é de extrema relevância, e em alguns estudos revisados na literatura, já é possível avaliar através dos indicadores a situação atual dos aquíferos existentes no que tange ao risco de se explorar descontroladamente os aquíferos, além de avaliar a disponibilidade das águas subterrâneas e condições de qualidade da respectiva região.

O indicador de estresse hídrico se mostrou simples e eficiente para demonstrar a situação de um manancial utilizado para fins de abastecimento público, mostrando-se como uma ferramenta relevante para o planejamento e para as deliberações dos gestores das empresas de saneamento.

Uma gestão que tenha como pilar a segurança hídrica contempla a garantia de uso da água para todos os usuários que dela necessite, seja pelo seu acesso pela via subterrânea ou por meio dos mananciais superficiais, desde que tenham quantidade e qualidade suficientes para permitir o uso potável do recurso, garantindo também para as gerações vindouras.

Cientes da sua importância, os gestores necessitam colocar em prática o uso dos indicadores, trazendo as informações e respectivos reflexos para as deliberações e planejamento, inerentes a atividade diária, pois observa-se que infelizmente, por mais relevante que seja, estes indicadores são deixados de lado no momento da tomada da decisão, em preterimento a outros motivos que são insuficientes para demonstrar o verdadeiro cenário hídrico em questão.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências bibliográficas

Bellen, H. *Indicadores de sustentabilidade* - um levantamento dos principais sistemas de avaliação.Cad. EBAPE.BR vol.2 no.1 Rio de Janeiro: 2004 Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-39512004000100002>. Acesso em 17 de abril de 2021.

Cabral, J.J.S.P., Santos, S.M. (2007) *Indicadores de sustentabilidade na utilização de água subterrânea*: Considerações sobre a explotação sustentável em aqüíferos costeiros in XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo, SP. 2007.

Cavalcanti, G. Montenegro, S. *Aplicação de Indicadores para águas subterrâneas como alerta para o Estado atual de explotação dos aqüíferos intersticiais da região metropolitana do Recife – PE*. Disponível em: <https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/110/a6535c7a74fc8962da6d6e1d4d37a77e_d3fd22ba897e193d1b69ebf9795bf806.pdf>. Acesso em 08 de abril de 2021 .

Conejo, J.; Maranhão, N.; Burnett, J. E Antunes, B. (2009) *Sobre um Índice de Disponibilidade Hídrica Aplicável à Gestão dos Recursos Hídricos*. 2009. Disponível em <https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/110/86d54c77ce6b54ec0e65aa3cfeae4825_c36373 eaae96149566fd59126b7e2f24.pdf. Acessado em: 14 de maio de 2021.

Durães, M. F.; De Mello, C. R.; Beskow, S. (2015) *Estresse hidrológico: aplicação às bacias dos rios Paraopeba e Sapucaí, Minas Gerais*. Revista Brasileira de Recursos Hídricas, v. 20, p. 352-359, 2015.

Fidalgo, E.C.C. *Critérios para Análise de Métodos e Indicadores ambientais usados na Etapa de Diagnóstico de Planejamentos Ambientais*. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas. São Paulo, Brasil, 2003.

Hammond, A., *et al*. *Environmental indicators*: a systematic approach tome a suring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development. Washington, D.C.: World ResourcesInstitut, 1995.

Malheiros, T. F.; Coutinho, S. M. V.; Philippi Jr, A. A. P. *Indicadores de sustentabilidade: uma abordagem conceitual*. In: PHILIPPI JR, A.;

PIRES, A. apud NICHOLSON, E., COLLEN, B., BARAUSSE, A., BLANCHARD, J. L., COSTELLOE, B. T., SULLIVAN, K. M. E., *et al*.(2012). *Making robust policy decisions using global biodiversity indicators*. PLoS ONE. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041128.

Miranda, A. B. Teixeira, B. A. *Indicadores para monitoramento da sustentabilidade em sistemas urbanos de abastecimento de água e esgotamento sanitário*. Eng. Sanit. Ambiental. Vol 9, nº 4 – out/dez 2004, 269-279.

Silva, M. *Indicadores de sustentabilidade para a gestão do manancial de abastecimento público de Oliveira, MG*. Lavras, MG, 2016.

Tundisi, J. G. *Governança da água*. Revista UFMG, Belo Horizonte, v. 20, n. 2, p. 222-235, jul./dez. 2013. Disponível em: <https://www.ufmg.br/revistaufmg/downloads/20-2/10-governanca-da-agua-jose-tundisi.pdf>. Acesso em 16 de maio de 2021

Impact of urbanization on groundwater quantity and quality in Kabul city, Afghanistan

Asadullah FARAHMAND[1], Mohammad Salem HUSSAINI[2], Manuel ABRUNHOSA[3]

[1] Groundwater Resources Department, Ministry of Energy and Water, Kabul, Afghanistan, asadullahfarahmand18@gmail.com

[2] Department of Engineering Geology and Hydrogeology, Kabul Polytechnic University, Kabul, Afghanistan, s.hossaini@kpu.edu.af

[3] Centro de Investigação da Terra e do Espaço da Universidade de Coimbra, Portugal (CITEUC), Coimbra, Portugal, manuel.abrunhosa@gmail.com

Abstract

The shallow and deep aquifers of the Kabul Basin are the main sources of drinking water for the residents of Kabul city. The groundwater quantity and quality of shallow aquifers have been deteriorating in recent years due to rapid development that has created an increased demand for drinking water, which is increasingly being fulfilled by groundwater abstraction. The study evaluates the hydrogeological framework of the Quaternary aquifer of Kabul basin, Afghanistan, and the impact of urbanization on the groundwater resources around the city of Kabul. Time series of Landsat satellite land cover/ land use (LCLU) images indicate that the urban area increased by 40% between 2000 and 2020, whilst the agricultural area simultaneously decreased by 32% and bare land had decreased from about 67% to 52% during this period of time. The assumed groundwater overdraft in 2019 was 301.4×103 m^3/day, while the recharge was 153.4×103 m^3/day, meaning a negative balance about 54 million cubic meter (MCM) in this year. Due to the long-term decline of water levels at the rate of 8090 cm/year, and locally (Khairkhana, Dasht-e-Barchi) 30-50 m during 2005-2019, a considerable groundwater drawdown is shown. This increases the chance of land subsidence and groundwater quality deterioration at the study area. The assumed land subsidence with a maximum value of -5.3 cm/year was observed in the Upper Kabul aquifer basin. Groundwater quality, on the other hand, reveals that chloride concentrations and salinity increased throughout the aquifer between 2005 and 2020, while the nitrate concentration decreased in most places of the Kabul Plain over the considered period. The major factors controlling groundwater chemistry in the aquifer are the dissolution of carbonate, gypsum minerals, weathering of silicates, ion exchange, and mixing. Based on Cl/Br ratios, dissolution of minerals, anthropogenic and urban effects, and evaporitic lacustrine deposits are the possible sources of salinity in the aquifer. In conclusion, the quantity and quality situation of urban groundwater in Kabul is in a worrying state and it is recommended that urgent scientific and sustainable solutions and measures be considered to manage this situation.

Keywords: Urbanization, ground subsidence, groundwater quality, land use land cover, Kabul basin.

Gestão sustentável de recursos hídricos em regiões vulcânicas insulares: O caso de estudo da Ilha Terceira

Paulo SILVA BORGES[1], César PIMENTEL[1], Francisco Cota RODRIGUES[2,3]

[1] IITAA – Instituto de Investigação de Ciências Agrárias e do Ambiente, Universidade dos Açores, paulo.filipe.borges@hotmail.com, cesarpimentel.83@gmail.com;

[2] Faculty of Agrarian Sciences and Environment, University of Azores, Portugal francisco.c.rodrigues@uac.pt

[3] CIBIO-Açores - Research Center in Biodiversity and Genetic Resources-Azores.

Resumo

Os sistemas de abastecimento de água na ilha Terceira assentam na exploração de nascentes e furos associadas a aquíferos suspensos e de furos que intercetam o aquífero basal. As primeiras captações apresentam grande sazonalidade de caudais, enquanto as segundas estão sujeitas a fenómenos de intrusão salina. A relação entre os volumes captados e consumidos não é linear, indiciando a ausência de um sistema de monitorização adequado e perdas significativas nos sistemas de abastecimento. O sistema de armazenamento de água instalado na ilha está sobretudo voltado para o abastecimento do setor da agropecuário. Tendo em vista o impacte induzido no meio hidrológico subterrâneo pelas alterações climáticas, são feitas algumas recomendações.

Palavras-Chave: Ilha Terceira; Disponibilidades hídricas; Consumos; Alterações climáticas; Gestão.

1. Introdução

As alterações climáticas constituem uma das grandes preocupações da atualidade, prevendo-se que a maioria dos impactes afete os recursos hídricos implicando processos de gestão mais exigentes adaptados a cenários em constante mutação.

O uso e a gestão dos recursos hídricos nas ilhas dos Açores têm sido objeto de pressões crescentes nos últimos anos (Cruz *et al*., 2009; PGRH, 2022), algumas das quais associadas a problemas de financiamento da administração regional (Cruz & Tristão da Cunha, 2014). Cerca de 98% das águas captadas nos Açores para abastecimento humano tem origem subterrânea (Cruz & Coutinho, 1998), enquanto para a agropecuária esse valor é menor (Rodrigues *et al*., 2019). No contexto das alterações climáticas prevêm-se para os Açores mudanças no padrão anual de distribuição das precipitações, admitindo-se invernos mais chuvosos e períodos estivais mais secos e prolongados (PRAC, 2017).

As massas de água subterrâneas insulares enquadram-se em aquíferos basais, onde um corpo de água doce sobrenada água salgada proveniente de infiltrações do mar, e aquíferos suspensos associados a intercalações pouco permeáveis no terreno, designadamente paleossolos e depósitos piroclásticos alterados (Rodrigues, 2002). Enquanto as primeiras tendem a ter problemas de

salinização, sobretudo nos períodos de baixa recarga e grande exploração, as segundas têm capacidades de armazenamento baixas, apresentado uma grande sazonalidade no volume das descargas.

Neste trabalho caracteriza-se a gestão atual dos recursos hídricos insulares, tomando como caso estudo a ilha Terceira, relacionando-se os consumos e os volumes de água disponíveis e apontam-se soluções para uma gestão sustentável dos recursos hídricos a nível de ilha enquadrados nas alterações climáticas previstas (PRAC, 2017).

2. Enquadramento geográfico e administrativo

O arquipélago dos Açores é constituído por nove ilhas vulcânicas de pequena dimensão localizadas no Atlântico Norte. A ilha Terceira dispõe-se no grupo central apresentando uma área de 400 km^2. Do ponto de vista administrativo está dividida em dois concelhos, Angra do Heroísmo e Praia da Vitória, com 33 829 e 19 482 habitantes respectivamente (SREA, 2021).

O planeamento e gestão dos recursos hídricos na Região Autónoma dos Açores é competência do Governo Regional, exercendo funções reguladoras e de fiscalização da qualidade da água para consumo humano a Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos dos Açores (ERSARA). A gestão dos recursos hídricos da ilha Terceira faz-se a partir de cinco entidades distintas: Câmara Municipal de Angra do Heroísmo - CMAH e Praia Ambiente - PA (Município da Praia da Vitória), responsáveis pelo abastecimento humano e industrial; Instituto Regional de Ordenamento Agrário - IROA, responsável pelo abastecimento agropecuário; e, United States Force Azores (USFORAZ) e Força Aérea Portuguesa (FAP), pelo abastecimento humano e atividades militares.

3. Disponibilidades hidricas e consumos

3.1 Disponibilidades hidricas

De acordo com o balanço hídrico efetuado por Rodrigues (2002), a recarga de água subterrânea anual na ilha Terceira é da ordem dos 212,4 hm^3/ano, sendo apenas captados 7% desse volume (14,9 hm^3/ano).

Foram identificados na ilha Terceira, 261 pontos de água (nascentes, poços e furos - Fig. 1) sendo captados 63 nascentes e 29 furos (Rodrigues, 2002; PGRH, 2022). No Município de Angra do Heroísmo são captados 12 furos, três dos quais interceptam o aquífero basal, e 33 nascentes. No da Praia da Vitória são captados oito furos, dos quais um capta um aquífero suspenso, e 30 nascentes (PGRH, 2022). A USFORAZ abastece-se a partir de oito furos basais enquanto a FAP capta um furo basal e duas nascentes. O IROA utiliza dois furos que interceptam aquíferos suspensos. Os poços escavados são usados por particulares com caudais de extração sem expressão.

As nascentes captadas apresentam uma grande sazonalidade de caudais, os quais são complementados pelos furos. Estes últimos que captam o aquífero basal tendem a apresentar fenómenos de salinização, sobretudo nos períodos estivais onde se verificam as maiores extrações.

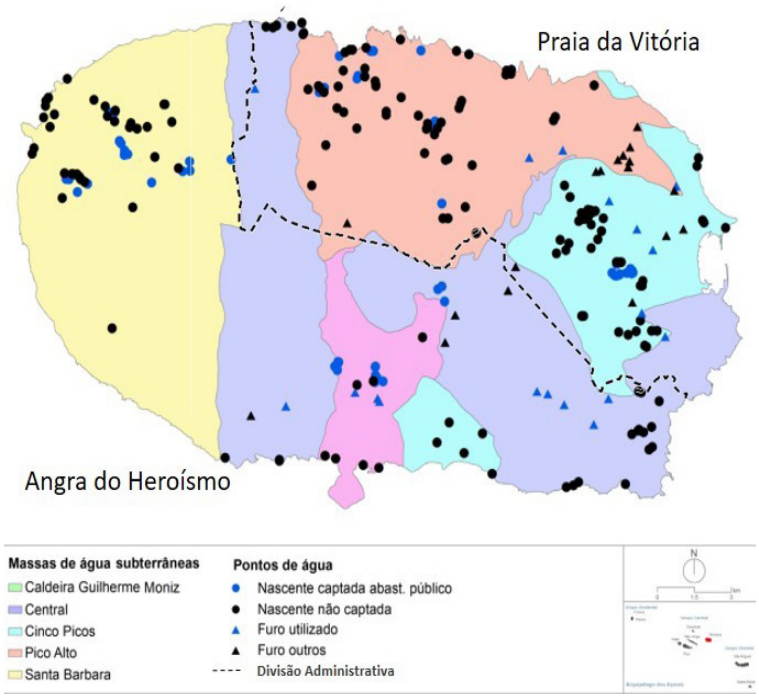


Fig. 1. Distribuição dos pontos de água na ilha Terceira. (adaptado de PGRH, 2022).

Dos caudais de nascente disponíveis do Concelho de Angra do Heroísmo, cerca de 98% são captados, enquanto na Praia da Vitória ocorre a situação inversa com apenas 44%. Este facto deve-se a neste último Município ocorrerem nascentes dispersas e de captação difícil dadas as características topográficas do terreno (tabela 1).

Tabela 1:Caudais médios das nascentes da ilha Terceira.

Concelho		L/s	hm^3/ano	%
Angra do Heroísmo	Total caudal estimado	298,4	9,28	100
	Captado	292,5	9,10	98
	Não captado conhecido	5,9	0,18	2
Praia da Vitória	Total caudal estimado	121,8	3,79	100
	Captado	54,1	1,68	44
	Não captado conhecido	67,0	2,09	56

2.2 Consumos

Em termos médios o consumo de água na ilha Terceira ronda os 7,24 hm^3/ano, dos quais 3,56 hm^3/ano são no Município de Angra do Heroísmo e 1,53 hm^3/ano no da Praia da Vitória. Os

consumos estimados para a USFORAZ e FAP aproximam-se dos 0,73 hm^3/ano e 0,075 hm^3/ano respectivamente. Os consumos agropecuários não são contabilizados nesta ilha, sendo estimados através do volume médio de abeberamento por animal, estimando-se que se situe nos 1,34 hm^3/ano (tabela 2).

Estes consumos apresentam uma forte sazonalidade, sendo mais elevados no período estival, com um acréscimo de 0,08 hm^3/mês no concelho de Angra do Heroísmo (CMAH), e de 0,05 hm^3/mês no da Praia da Vitória (PA). Os acréscimos de consumo verificados nas outras entidades gestoras não são monitorizados ou conhecidos.

Nos últimos anos verificou-se um decréscimo no consumo da água no concelho da Praia da Vitória. Este facto está provavelmente associado a uma diminuição da população (SREA, 2021), coincidente com a redução do efetivo da Base das Lajes. A crescente salinização das águas extraídas do aquífero basal e o receio da sua possivel contaminação, pode também ter contribuido para a redução do consumo humano detetada.

2.3 Armazenamento

Em termos de armazenamento de água esta ilha conta para abastecimento agropecuário três grandes lagoas artificiais com capacidade para 0,5 hm^3 e 23 reservatórios com capacidade de armazenamento de 0,011 hm^3. Para o abastecimento humano, conta-se com 58 reservatórios com capacidade total de 0,023 hm^3 (tabela 2).

Tabela 2: Disponibilidades hídricas, consumos e armazenamento de água na ilha Terceira.

Entidade Gestora	Caudal captado (hm^3/ano)			Consumo (hm^3/ano)				Armazenamento (hm^3)
	Total	Nascentes	Furos	Total médio	Doméstico	Empresarial	Outros	
CMAH	9,38	9,10	2,81	3,56	50-60%	30-40%	10-20%	0,015
PA	3,44	1,71	1,72	1,53	60-70%	10-20%	10-20%	0,008
USFORAZ	~0,73	0	~0,73	~0,73	70%	0%	30%	?
FAP	~0,075	?	?	~0,075	70%	0%	30%	?
IROA	~1,34	?	?	~1,34	0%	0%	100%	0,51
Total	12,81	10,81	1,72	7,24	50%	19%	29%	0,53

4. Alterações Climáticas

No contexto das alterações climáticas prevêm-se para a ilha Terceira mudanças no padrão da precipitação, admitindo-se invernos mais chuvosos e períodos de verão mais secos e prolongados (PRAC, 2017 - tabela 3). Esta situação aliada às características das massas de água subterrâneas da ilha, poderão implicar escassez de caudais, principalmente nas nascentes associadas a aquíferos suspensos, sobretudo, no fim do período estival. A ocorrência de períodos de menor recarga estival, associada a incrementos de exploração, poderá intensificar da salinização.

Tabela 3: Anomalias climáticas previstas para as variável temperatura média e precipitação na ilha Terceira de acordo com os cenários climáticos definidos pelo PRAC (2017).

Ilha	Variável Climática	Horizonte temporal	RCP 4.5	RCP 8.5	Observações
Terceira	Temperatura (ºC)	2010-2039	0,79	0,92	Aumento da temperatura média nos dois cenários
		2040-2069	1,29	1,67	
		2070-2099	1,65	2,74	
	Precipitação (%)	2010-2039	4,87	3,96	Aumento da precipitação a curto prazo, principalmente no outono; Diminuição a longo prazo no RCP 8.5, especialmente no verão
		2040-2069	1,67	2,56	
		2070-2099	0,28	-2,02	

Com base nos cenários climáticos apresentados na tabela 3, realizou-se um balanço hídrico sequencial ao nível do solo, considerando a sua capacidade da reserva útil de 120 mm (PGRH, 2022). Os impactos esperados, são apresentados na tabela 4. Conforme se pode observar, para os dois cenários considerados (moderado - RCP 4.5 e severo - RCP 8.5), verificam-se aumentos progressivos na evapotranspiração (ETR) e défice hídrico no solo (DEF) e aumentos do excedente hídrico (EXC) e retenção hídrica no solo (R) no período compreendido entre 2010 e 2039, que diminuem progressivamente até ao final do século. Estes elementos apontam aparentemente para recargas aquíferas menores.

Tabela 4: Balanço Hidrico Sequencial com base nos Cenários Climáticos.

R_{max}=120mm	PGRH (2022)	RCP4.5	RCP4.5	RCP4.5	RCP8.5	RCP8.5	RCP8.5
Horizonte Temporal	1961-1990	2010-2039	2040-2069	2070-2099	2010-2039	2040-2069	2070-2099
P (mm) anual	1125,6	1180,4	1144,4	1128,8	1170,2	1154,4	1102,9
T (°C) média	16,7	17,5	18,0	18,4	17,6	18,4	19,4
R anual	946,2	949,0	931,2	921,3	943,3	927,3	888,8
EXC anual	403,5	432,7	397,5	379,5	423,0	398,4	339,1
ETR anual	721,4	746,5	746,9	749,3	747,2	756,0	763,8
DEF anual	59,9	66,0	87,4	101,8	70,8	96,0	144,3

5. Conclusões e Recomendações

Apenas 7% da recarga aquífera que ocorre na ilha Terceira é atualmente captada, o que corresponde a sensivelmente a 14,96 hm^3/ano. A maior parte dos caudais das nascentes são captados, apresentando problemas de ordem quantitativa, associadas a uma forte sazonalidade. Os caudais extraídos através de furos basais tendem a apresentar problemas de ordem qualitativa, relacionados com fenómenos de salinização. Os principais impactes hidrológicos associados às alterações climáticas irão intensificar a variabilidade dos caudais e os processos de salinização no aquífero de base.

O consumo médio anual de água da ilha ronda os 12,81 hm^3/ano, havendo uma disparidade entre os caudais captados e os consumos. Este facto deve-se à conjugação de duas situações

distintas: perdas acentuadas de água na rede e volumes de água cedidos à atividade agropecuária que não são contabilizados. Verifica-se ainda uma sazonalidade nos consumos sendo mais elevados no verão, ou seja, no período de menor disponibilidade hídrica.

A capacidade de armazenamento de de água ronda os 0,53 hm^3, estando 0,023 hm^3 associados aos reservatórios que integram os sistemas de abastecimento domiciliário.

Face ao exposto anteriormente e tendo em conta os instrumentos de planeamento existentes (PGRH, 2022), destacamos algumas medidas já previstas e apresenta-se novas recomendações: a) implementar sistemas de monitorização, no setor agropecuário, de forma a conhecer-se os volumes de água consumidos, e no setor domiciliário para se quantificar as perdas; b) incrementar a capacidade de armazenamento tendo em vista mitigar eventuais reduções prolongadas de caudais associadas às alterações climáticas; c) adequar os usos da água à respectiva qualidade, minimizando a pressão sobre os sistemas de abastecimento humano; d) estabelecer um sistema de gestão integrada de água a nível ilha, de forma a maximizar o aproveitamento do recurso, diminuir a pressão sobre o aquifero basal, melhorar a qualidade da água fornecida e principalmente aumentar a sustentabilidade hidrica da ilha Terceira.

Agradecimentos

Agradece-se Instituto Regional de Ordenamento Agrário S.A. (IROA, S.A.), à Câmara Municipal de Angra do Heroísmo e à Empresa Municipal Praia Ambiente pelos dados fornecidos.

Referências bibliográficas

Cruz, J. V. & Tristão da Cunha, R. (2014), Gestão de recursos hídricos nos Açores: passado, presente e desafios futuros. Boletim do Núcleo Cultural da Horta, 23: 71-94.

Cruz, J.V., Antunes, P., Coutinho, R., Fontiela, J., & Freire, P. (2009) Questões significativas para a gestão da água na região hidrográfica dos Açores. Relatório Final. Centro de Vulcanologia e Avaliação de Riscos Geológicos.

PGRH (2022). Plano de Gestão das Regiões Hidrográficas dos Açores 2022-2027. Ilha Terceira. Caracterização e disagnóstico da Situação de Referência. Relatório Técnico. Volume 3. Direção Regional do Ordenamento do Território e Recursos Hídricos.

PRAC (2017). Programa Regional para as Alterações Climáticas dos Açores. Impactes, Vulnerabilidades e Medidas de Adaptação para o Setor Recursos Hídricos. Relatório Técnico. Direção Regional do Ambiente. Setor dos Recursos Hídricos.

Rodrigues, F.C. (2002). Estudo Hidrogeológico da Ilha Terceira. Tese de Doutoramento. Universidade dos Açores.

Rodrigues, F.C., Quadros S.Q., Silva Borges, P. F., Ortiz, C., Fontes, J.C. & Meola, A., (2019) Avaliação de recursos hídricos nas ilhas de São Jorge e Graciosa. Relatório Final. Instituto de Investigação e Tecnologia Agrária e do Ambiente. IROA, S.A.

SREA (2021). Serviço Regional de Estatística dos Açores. Informação Estatistica. Principais Resultados Preliminares. 6pp.

Fatores para a sustentabilidade dos recursos hídricos subterrâneos na península de setúbal

Ayodeji Ojo[1], Nuno Barreiras[2], João Nascimento[2]

[1] Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Lisboa, ayodeji.ojo@tecnico.ulisboa.pt

[2] CERIS - Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Lisboa, nuno.barreiras@tecnico.ulisboa.pt, jnascimento@tecnico.ulisboa.pt

RESUMO

Estudaram-se os principais fatores de sustentabilidade dos recursos hídricos da Península de Setúbal, uma área que sofreu um aumento demográfico significativo nos últimos anos, e que se reflete na exploração de águas subterrâneas do sistema aquífero Margem Esquerda da Bacia do Tejo-Sado. Foram aplicadas várias metodologias para a caracterização e quantificação dessas pressões no sistema aquífero no período compreendido entre 1990 e 2018, incluindo ainda uma avaliação da sustentabilidade do recurso no futuro, considerando os cenários climáticos RPC4.5 e RPC8.5.

Palavras-Chave: sustentabilidade; uso do solo; alterações climáticas; pressões; recarga.

1. Introdução

Este trabalho foca-se no estudo dos fatores de sustentabilidade dos recursos hídricos da Península de Setúbal, região cujo abastecimento de água para consumo humano, industrial e agrícola depende quase exclusivamente da captação de águas subterrâneas. A exploração e uso dos recursos hídricos subterrâneos devido à expansão urbana que se tem observado nos últimos anos na Península de Setúbal, conjugada com as alterações climáticas, pode levar a uma mudança significativa em muitos processos naturais (especialmente no ciclo hidrológico). Os efeitos dessas alterações, refletem-se por exemplo no aumento de superfícies impermeáveis, aumento das necessidades hídricas e captações de água, redução de áreas agrícolas, florestais, ecossistemas, redução da recarga, rebaixamento dos níveis piezométricos, entre outros. A área de estudo localiza-se no sistema aquífero Bacia do Tejo-Sado/Margem Esquerda (T3), e abrange cinco concelhos do distrito de Setúbal que inclui Almada, Palmela, Seixal, Sesimbra e Setúbal.

2. Metodologias

A análise de sustentabilidade recursos hídricos subterrâneos considera como fatores importantes a demografia, as alterações do uso do solo, as necessidades e utilização dos recursos hídricos, as alterações climáticas, a recarga e os níveis piezométricos, e uma análise de risco de contaminação.

Para a análise do uso do solo, utilizaram-se os mapas anuais do CORINE Land Cover (CLC) de

1990, 2000, 2006, 2012 e 2018 (European Environment Agency (EEA) 2021). Para a avaliação da demografia, foram usados dados sobre a população da base de dados online PORDATA para os mesmos horizontes que os mapas CORINE. Estes dados foram confrontados com os dados de licenciamento de captações de águas subterrâneas para a área de estudo, provenientes da ARH do Tejo e Oeste/APA. Para a avaliação e quantificação espacial dos impactos que os fatores como o uso do solo e variáveis climáticas têm na recarga do aquífero aplicou-se o Wetspass-M (Abdollahi *et al*. 2017). Para avaliar os efeitos de todos esses fatores nos níveis piezométricos fez-se um estudo da tendência piezométrica usando uma análise espectral dos dados de piezometria em vários pontos de observação na área. Para calcular a vulnerabilidade das águas subterrâneas à poluição para os anos de 1990 e 2018 foi usado o índice de suscetibilidade (IS) (Stigter *et al*. 2005). Finalmente, para avaliar os efeitos das alterações climáticas no balanço hídrico compararam-se dados climáticos (precipitação, evapotranspiração potencial, vento e temperatura) médios de 30 anos modelados para 1971-2000 com os dados modelados para 2041-2070 (considerando os cenários climáticos RCP4.5 e RCP8.5). Esses dados têm origem no Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA). Essa comparação permitiu obter a tendência das alterações nos dados climáticos para os dois cenários climáticos RCP4.5 e RCP8.5 no período 2041-2070. Por fim, essa tendência foi aplicada aos dados climáticos conhecidos do SNIRH para avaliar as diferenças na recarga, evapotranspiração real e escoamento superficial nos mesmos cenários climáticos futuros.

3. RESULtados

Relativamente à demografia, o concelho de Almada é o município com maior população, embora seja o concelho analisado de menor área. Por outro lado, o concelho de Palmela é o maior e que menor densidade populacional tem. A sua evolução ao longo dos períodos analisados está representado na Fig. 1, tal como a variação das taxas de crescimento em vários intervalos entre 1990 e 2018.

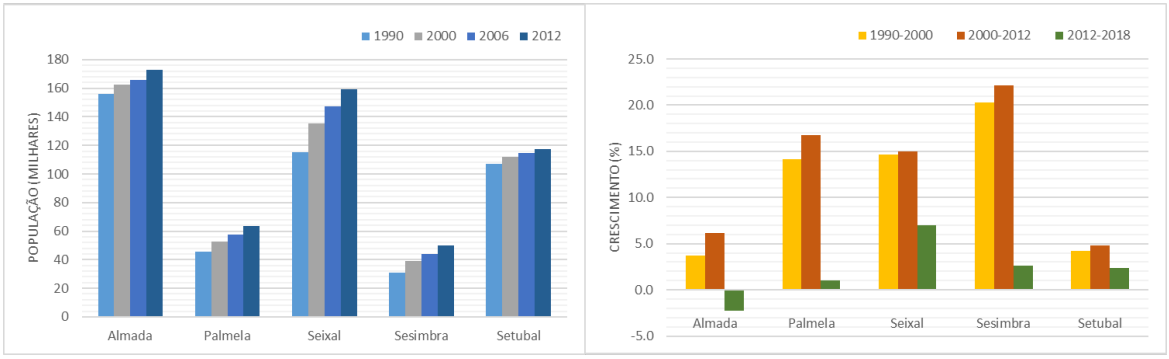
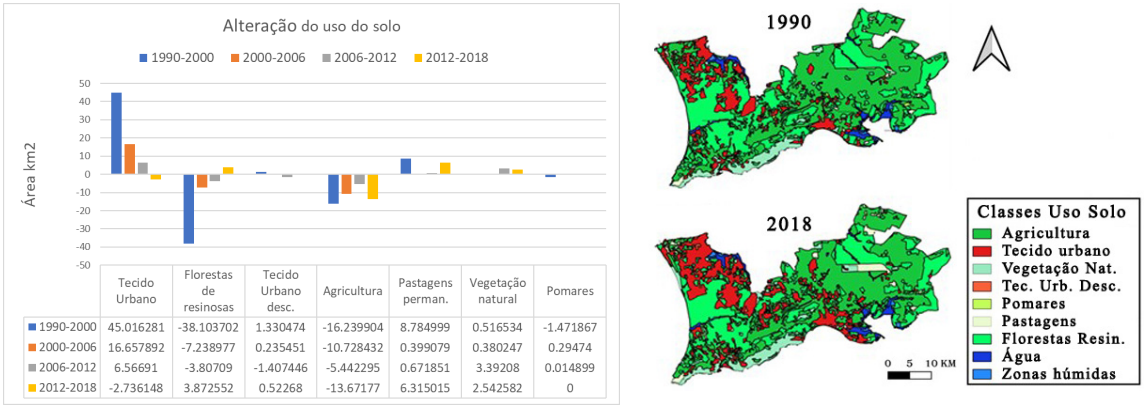


Fig. 1. Demografia nos concelhos estudados e taxas de crescimento nos períodos analisados.

A maior variação de crescimento é no concelho de Sesimbra (22.2% entre 2000-2012), enquanto

as menores taxas de variação estão em Setúbal. Este crescimento está relacionado com o aumento dos volumes licenciados de captação de águas subterrâneas na região, com coeficientes de correlação muito altos (88-98%). A maior densidade de captações de água subterrânea por km^2 está no concelho de Almada (34 captações/km^2) seguido do Seixal (23 captações/km^2), e por outro lado, Sesimbra apresenta a menor densidade com apenas 5 captações/km^2. O crescimento do tecido urbano também é observável na Fig. 2, principalmente nos concelhos de Almada e Seixal, resultando numa maior área de impermeabilização com potencial impacto na recarga do aquífero nestas áreas.



	Tecido Urbano	Florestas de resinosas	Tecido Urbano desc.	Agricultura	Pastagens perman.	Vegetação natural	Pomares
1990-2000	45.016281	-38.103702	1.330474	-16.239904	8.784999	0.516534	-1.471867
2000-2006	16.657892	-7.238977	0.235451	-10.728432	0.399079	0.380247	0.29474
2006-2012	6.56691	-3.80709	-1.407446	-5.442295	0.671851	3.39208	0.014899
2012-2018	-2.736148	3.872552	0.52268	-13.67177	6.315015	2.542582	0

Fig. 2. Tipos e alteração do uso do solo na área de estudo entre 1990-2018.

Na área de estudo existem licenciadas mais de 14600 captações de águas que se encontram distribuídas pelos vários concelhos de acordo com o gráfico da Fig. 3, e no qual se observa que Palmela possui o maior número. Por outro lado, a agricultura é o sector que mais consome água subterrânea (71%), sendo que grande parte das captações licenciadas em Palmela são para o uso agrícola. Devido à forte dependência que o abastecimento público nestes concelhos tem das águas subterrâneas seria de esperar um valor percentual do seu uso mais alto (2%).

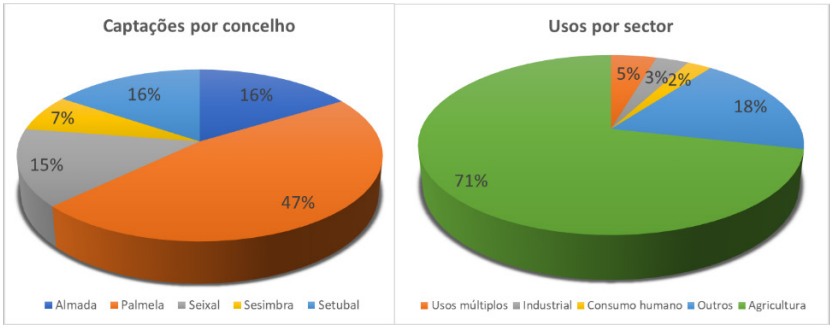


Fig. 3. Captações por concelho e usos por sector.

Foi feito o cálculo da recarga espacial tendo em conta os fatores físicos e climáticos para os vários períodos analisados. Os resultados mostram que considerando as variações do uso do solo

(perda de florestas e aumento do tecido urbano) e variáveis climáticas, as alterações dos padrões de recarga são mais significativas do que considerar apenas as alterações no uso do solo. No entanto, avaliando qual seria apenas o impacto da variação do uso do solo, os valores de recarga variam entre 104 e 106 mm, para os anos de 2012 e 1990 respetivamente. Esta variação de apenas 2 mm, para a área total poderá significar uma perda de 1.99 hm^3. As perdas de recarga poderão ser bastante maiores tendo em conta a redução da precipitação devido às alterações climáticas. Na Fig. 4 apresenta-se o mapa da distribuição da recarga por quantis para 2018, do qual se retira as zonas preferenciais de recarga (classe Q3<Max, >165 mm/ano).

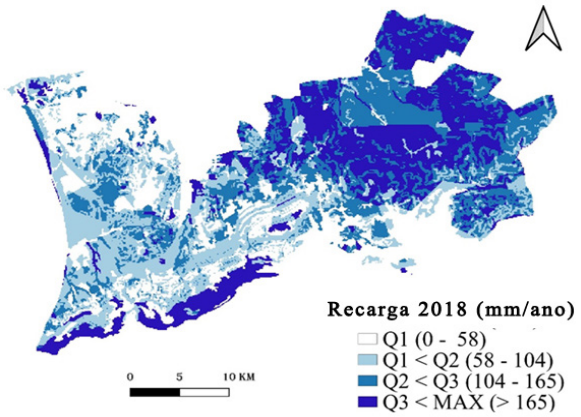


Fig. 4. Recarga por quantis, 2018.

Foi feita uma análise de tendência piezométrica aplicando uma análise de espectro singular para estudar a variação do nível da água ao longo dos anos. Para isso, foram utilizados 11 piezómetros com 10 anos de dados no mínimo (SNIRH, 2021), independente da profundidade do nível piezométrico. Geralmente, as séries seguem uma boa tendência inicial com menos variações intra e interanuais. Mesmo a partir dos valores de assimetria, apenas um dos poços (433/297) apresenta assimetria negativa. A variação intra e interanual do nível piezométrico na área de estudo pode ser atribuída à influência de fatores climáticos como a precipitação e uso do solo, como por exemplo, irrigação e captações de água devido ao aumento da demanda (Fig. 5). Para todas as observações, o principal componente que contribui para a variação da série é a recarga direta a partir da precipitação ou irrigação em terrenos agrícolas.

A aplicação do IS mostrou que, a área contém zonas de vulnerabilidade baixa a moderada (50-60) a muito alta (>80). As áreas mais suscetíveis à contaminação localizam-se no concelho de Palmela, precisamente devido às atividades agrícolas e às taxas de recarga altas que aí se calcularam. No entanto, o risco de contaminação em 2018 é, geralmente, mais baixo do que em 1990 devido à redução da recarga por precipitação.

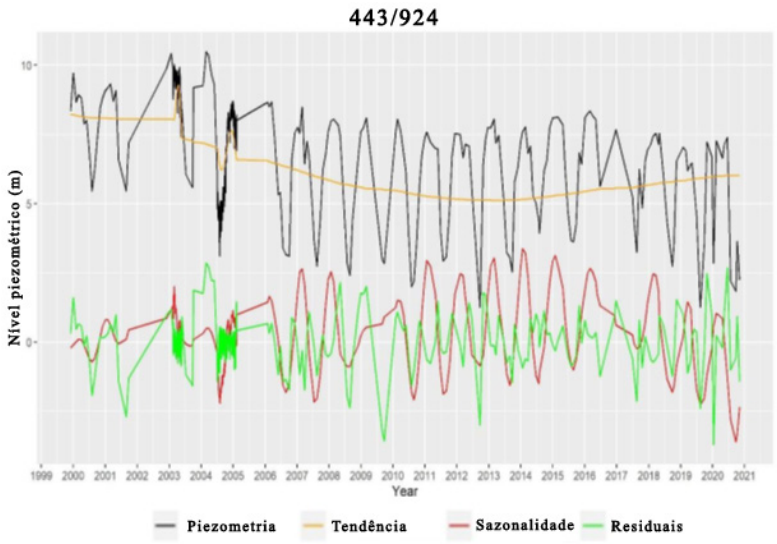


Fig. 4. Resultados do SSA para o piezómetro 443/924 (fonte de dados: SNIRH, 2021).

Os resultados dos cenários de alterações climáticas foram comparados com os de 2018. A recarga, escoamento e evapotranspiração real em 2018 é maior do que nos dois cenários simulados em meados do século. A recarga no RCP4.5 é ligeiramente superior ao de RCP8.5. Geralmente, a diferença entre os componentes do balanço hídrico em ambos os cenários está entre 1 e 5 mm.

4. Conclusões

Neste trabalho estudaram-se os principais fatores que poderão influenciar e limitar a sustentabilidade dos recursos hídricos subterrâneos, neste caso no sistema aquífero da Margem Esquerda da Bacia do Tejo-Sado. A avaliação mostrou que apesar de haver um aumento populacional e de volumes licenciados para captação de águas subterrâneas, não há uma depleção clara do recurso em grande parte das estações monitorizadas. A partir das tendências da piezometria não foi possível estabelecer uma relação direta com a recarga e o uso do solo. A maior pressão do aquífero será a contaminação devido às atividades agrícolas. A avaliação da sustentabilidade futura do aquífero com o cenário climático RCP4.5 e RCP8.5 mostrou que as alterações climáticas poderão ter um papel importante na variação dos componentes hidrológicos no futuro. Em ambos os cenários observou-se uma redução da recarga em 6% e 7% respetivamente nos cenários RCP4.5 e RCP8.5, quando comparados com os valores médios presentes (1990-2020).

Referências bibliográficas

Abdollahi K, Bashir I, Verbeiren B, Harouna MR, Van Griensven A, Huysmans M, Batelaan O (2017). A distributed monthly water balance model: formulation and application on Black Volta Basin. Environmental Earth Sciences, 76(5), 1–18. https://doi.org/10.1007/s12665-017-6512-1

European Environment Agency (EEA). (2021). CORINE Land Cover - User Manual. Copernicus Land Monitoring Service. https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/

Stigter T, Ribeiro L, Dill A (2006). Evaluation of an intrinsic and a specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinisation and nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal. Hydrogeology Journal, 14(1–2), 79–99. https://doi.org/10.1007/s10040-004-0396-3

Referências internet

PORDATA. Disponível em: <www.pordata.pt> Acesso durante o ano 2021

SNIRH. Disponível em: <www.snirh.pt> Acesso durante o ano 2021

Ciência cidadã e sistemas de informação melhorados para uma gestão participativa e sustentável da água subterrânea

Vânia SERRÃO SOUSA[1], Marta VARANDA[2], José Paulo MONTEIRO[1], Sofia BENTO[2], Luís COSTA[1], Marta ROMERO[2], Margarida Ribau TEIXEIRA[1] e Luís NUNES[1]

[1] Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, FCT, 8005-319 Faro, Portugal, vssousa@ualg.pt, jpmontei@ualg.pt, lrcosta@ualg.pt, mribau@ualg.pt, lnunes@ualg.pt

[2] Instituto Superior de Economia e Gestão (ISEG), Universidade de Lisboa, 1249-078 Lisboa, Portugal, marta@iseg.ulisboa.pt, sbento@iseg.ulisboa.pt, mromero@socius.iseg.ulisboa.pt

Resumo

O aumento da extração de água associado às alterações climáticas, leva ao rebaixamento dos níveis e consequente degradação da qualidade dos aquíferos. No sul da Europa e norte de África a diminuição da precipitação, tem impactes significativos não só para as massas de água subterrâneas como também a nível da segurança alimentar, sustentabilidade dos solos e superfície fértil disponível para a produção de alimentos. O objetivo global do projeto eGROUNDWATER é apoiar a gestão participativa da água subterrânea nas regiões mediterrânicas através da conceção, teste e avaliação de novos sistemas de informação, contribuindo para a sustentabilidade deste recurso. Estes sistemas de informação inovadores incluem a ciência cidadã e ferramentas baseadas nas Tecnologias de Informação e Comunicação (TIC), a fim de melhorar o conhecimento sobre os sistemas de água subterrânea. Através da participação ativa dos cidadãos, os sistemas de informação concebidos durante o projeto serão usados para co-criar soluções inovadoras para a utilização e gestão sustentável da água subterrânea.

Palavras-Chave: água subterrânea; aquífero; ciência cidadã; monitorização; sustentabilidade.

1. Introdução

Segundo a Organização para a Alimentação e Agricultura das Nações Unidas (FAO), aproximadamente 40% da área de regadio a nível global depende de água subterrânea. O aumento da extração de água associado à pouca regulação das extrações, leva ao rebaixamento dos níveis e consequente degradação da qualidade dos aquíferos, como tem vindo a acontecer com alguns dos aquíferos mais importantes e de melhor qualidade do mundo.

Para além destes fatores, as alterações climáticas também contribuem para o agravamento da situação. No sul da Europa e norte de África a diminuição da precipitação, tem impactes significativos não só para as massas de água subterrâneas como também a nível da segurança alimentar, sustentabilidade dos solos e superfície fértil disponível para a produção de alimentos.

Uma das questões mais críticas na gestão das águas subterrâneas é a escassez de dados. O uso de *Big Data* e Sistemas de Informação Melhorados (EIS) são fundamentais para ultrapassar este

obstáculo, fornecendo aos utilizadores e gestores dados úteis, precisos e fidedignos. Esta informação permite melhorar a precisão e a confiança dos modelos utilizados na avaliação, modelação e gestão das águas subterrâneas. Considerando a incerteza sobre a disponibilidade de água devido ao clima e às alterações globais, um melhor conhecimento e mais detalhado do recurso é cada vez mais imprescindível. O projeto eGROUNDWATER [1] surge então para fazer face a esta necessidade. Assim, o principal objetivo deste projeto é desenvolver sistemas de informação que melhorem o conhecimento sobre as águas subterrâneas na região mediterrânica e permitam o desenho de estratégias de adaptação inovadoras para a sua gestão sustentável e eficiente.

2. Enquadramento

Novos sistemas de informação podem suportar uma melhor produção de conhecimento sobre o estado dos sistemas de águas subterrâneas. Adicionalmente, estes sistemas podem promover a utilização e partilha deste conhecimento com as partes interessadas (usuários, modeladores, decisores, cidadãos), permitindo desenvolver estratégias de gestão mais eficientes e sustentáveis. O envolvimento dos cidadãos promove a aprendizagem, no sentido de aumentar a capacidade dos utilizadores para lidarem com a variabilidade e incerteza na gestão das águas subterrâneas [2].

No projeto eGROUNDWATER, os meios tradicionais de recolha de dados são complementados por técnicas inovadoras como sistemas de observação da Terra (drones, deteção remota), sensores automáticos, utilização de Tecnologias de Informação e Comunicação (TICs) (por exemplo, aplicações móveis) e o envolvimento de cidadãos e partes interessadas tanto na recolha de dados como na elaboração de medidas (ciência cidadã).

Englobando quatro estudos de caso na região mediterrânea, Portugal, Marrocos, Argélia e Espanha, a metodologia (Figura 1) a seguir está a ser desenvolvida através dos seguintes passos: i) avaliar a possibilidade de utilização de alguns sistemas de informação sobre recursos e utilizações de águas subterrâneas nos países parceiros e identificar lacunas na recolha e pós-processamento de informação, ii) desenvolver ferramentas inovadoras baseadas em TIC para uma aquisição de informação melhorada utilizando ciência cidadã, iii) melhorar as ferramentas de modelação das águas subterrâneas existentes que permitem o aperfeiçoamento de modelos, iv) desenvolver estratégias de gestão participativa de águas subterrâneas, apoiadas por novos sistemas de informação (EIS) e pela modelação do escoamento de água subterrânea e novos modelos de governança, v) analisar o impacto socio-económico destes novos sistemas de informação, na interação entre *stakeholders* e coordenação de usos da água, vi) avaliar as transições institucionais necessárias para a mudança de práticas de gestão sustentável, bem como aferir as carências de capacitação para este mesmo fim e desenvolver os *pathways* que permitam escalar ao nível do país as estratégias de gestão sustentável de água subterrânea testadas nos casos de estudo e vii) aplicar a ferramenta baseada nas TIC nos países parceiros e estudar o potencial de replicação noutros locais [2].

Em Portugal, o estudo de caso é sistema aquífero da Campina de Faro, situado no Algarve. A precipitação média anual na área é de 550 mm e as taxas de recarga variam entre 15 e 20%, o que resulta numa recarga natural de 10 hm^3/ano. O sistema aquífero é composto por dois subsistemas separados pela ribeira de São Lourenço. O sistema mais ocidental do aquífero (Vale do Lobo) é uma área com grande desenvolvimento residencial, agrícola e turístico, famosa pelos seus campos de golfe, e tem mostrado tendências decrescentes nos níveis das águas subterrâneas ao longo dos últimos 20 anos, e consequentemente, em risco de intrusão salina. No subsistema de Faro, a Este, a agricultura tem sido desde há séculos o principal uso do solo. No passado dominada por cultivos mediterrânicos de sequeiro, a agricultura tornou-se mais intensiva com a expansão do regadio durante a década dos 1970', devido ao desenvolvimento de bombas capazes de extrair água do aquífero mais profundo. Atualmente, os cultivos mais dominantes (todos de regadio) são os citrinos, abacateiros, legumes e frutos vermelhos. O uso intensivo de fertilizantes desde os anos 1970 tem sido identificado como a origem da contaminação do aquífero com nitratos que perdura até o dia de hoje (apenas no sub-sistema Este). Outras fontes de poluição identificadas são: Aeroporto Internacional de Faro, várias estações de tratamento de águas residuais, um aterro (fontes pontuais); várias estradas e autoestradas, linhas ferroviárias e um porto comercial (fontes móveis); agricultura e fossas sépticas (difusas); intrusão de água do mar. Como consequência disto, as águas subterrâneas têm um importante contributo como vetor para o transporte de nutrientes para a lagoa costeira protegida Ria Formosa. As estimativas iniciais da contribuição de azoto para toda a bacia hidrográfica da lagoa via água subterrânea, situam-se na ordem dos 700 toneladas de azoto/ano [3].

Figura 1. Esquema da metodologia a ser seguida durante o projeto (Figura adotada de [2]).

3. Referências

[1] EGROUNDWATER Project, eGROUNDWATER, (2020). https://egroundwater.com/pt-pt/ (accessed March 29, 2022).

[2] EGROUNDWATER Project, eGROUNDWATER, (2020). https://egroundwater.com/pt-pt/the-project/ (accessed March 29, 2022).

[3] EGROUNDWATER Project, eGROUNDWATER, (2020). https://egroundwater.com/pt-pt/casos-estudo/aquifero-campina-de-faro/ (accessed March 29, 2022).

Agradecimentos

Projeto financiado por: *PRIMA programme supported by the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme.*

Peculiar signatures of CO_2-rich thermal and mineral waters around the world

Max PISOLKAR[1], José M. MARQUES[2], Paula M. CARREIRA[3], Manuel ANTUNES da SILVA[4]

[1] Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais 1049-001 Lisboa, maxpisolkar@gmail.com

[2] Instituto Superior Técnico, CERENA, Av. Rovisco Pais 1049-001 Lisboa, Portugal, jose.marques@tecnico.ulisboa.pt

[3] Instituto Superior Técnico, C2TN, Campus Tecnológico e Nuclear, Loures, Portugal, carreira@ctn.tecnico.ulisboa.pt

[4] Super Bock Group, Apartado 1044, 4466-955 S. Mamede de Infesta, Portugal, Antunesda.Silva@superbockgroup.com

Abstract

Usually, in thermal and mineral water springs (and boreholes) without natural CO_2, Total Dissolved Solids (TDS) and temperature show a positive correlation due to the increased water-rock interaction at high temperatures. In this study information of around thirty CO_2-rich thermal and/or mineral water systems, located all over the world, was collated to find further occurrences of this phenomenon and main patterns between them. Systems with both hot and cold springs, displayed a higher TDS in the colder springs, enhancing that the most important factor for this difference may be the increased water-rock interaction at low-temperatures due to the presence of CO_2 in thermal/mineral water systems. This study integrated the development of a comprehensive hydrogeological conceptual circulation model of CO_2-rich thermal and mineral water systems. Three types of systems: Type 1, dominated by granitic rocks, Type 2, dominated by sedimentary rocks, and Type 3, dominated by volcanic and metasedimentary rocks, were outlined based upon the geology and geochemical characteristics that the water obtains from recharge to discharge.

Key-Words: CO_2-rich mineral waters; geochemistry; water-rock interaction; hydrogeological conceptual models

1. Introduction

This study will focus on a specific type of thermal and mineral waters: the CO_2-rich thermal and mineral waters. CO_2-rich waters have been defined by Barnes *et al*. (1978) as water that contains a minimum of 1 g/L of dissolved CO_2, or 1g/L of bicarbonate and with a pH of less than 8.3.

The origin of the CO_2 in CO_2-rich waters has four main sources (*e.g.*, Barnes *et al*., 1978): organic matter degradation – the decay of organic matter produces CO_2 in soil, which enters the water system via recharge pathways through the CO_2 enriched soil; interaction with carbonates - oxidation of carbonaceous sediments due to water-rock interaction at depth causing dissolution of CO_2 into the groundwaters; metamorphic devolatilization – subduction, and subsequent heating of carbonate-bearing marine sediments due to volcanism leads to CO_2 being released from the rock into the groundwater system; magmatic degassing - release of gases (*e.g.*, carbon dioxide) into the water when magma is cooled.

CO_2-rich waters mainly discharge in areas of historical or current seismicity, both at a regional and local scale, as well as near areas of active or recent volcanism and areas of high crustal heat flow. These areas mostly fall under localities near or along the boundaries of major crustal plates, with the tectonic activity due to plate boundary movement and interaction. Subduction and igneous intrusion processes create ideal conditions for the release of CO_2 from rocks at depth, as well as deep fracturing related to these processes allowing interaction with the mantle, a common source of CO_2 in CO_2-rich thermal and mineral waters (*e.g.*, Barnes *et al.*, 1978; Marques *et al.*, 2019).

This study was mainly focused on understanding the factors (*e.g.*, geomorphological, geological, tectonic, etc.), controlling the occurrence of this thermal and mineral waters. Furthermore, a special emphasis will be put on the peculiar geochemical - water-rock interaction processes ascribed to the unusual signatures presented by the CO_2-rich thermal and mineral waters. A special focus will be put on the assessment of the hydrogeological conceptual models of the CO_2-rich thermal and mineral waters. A conceptual model of a given hydrogeological system should be clear, qualitative, and include a physical description of the operation of the system (*e.g.*, Moore, 2003). The conceptual model consists of maps and cross-sections showing: i) the tectonics and subsurface geology, ii) preferential distribution of recharge, iii) main flow path directions, and iv) discharge areas.

2. Distribution and occurrences of CO_2-rich mineral waters worldwide

An updated summary of CO_2 occurrences worldwide has been designed, with a special focus on low-temperature CO_2-rich thermal and mineral water systems, which can be summarised in the map below (Fig. 1).

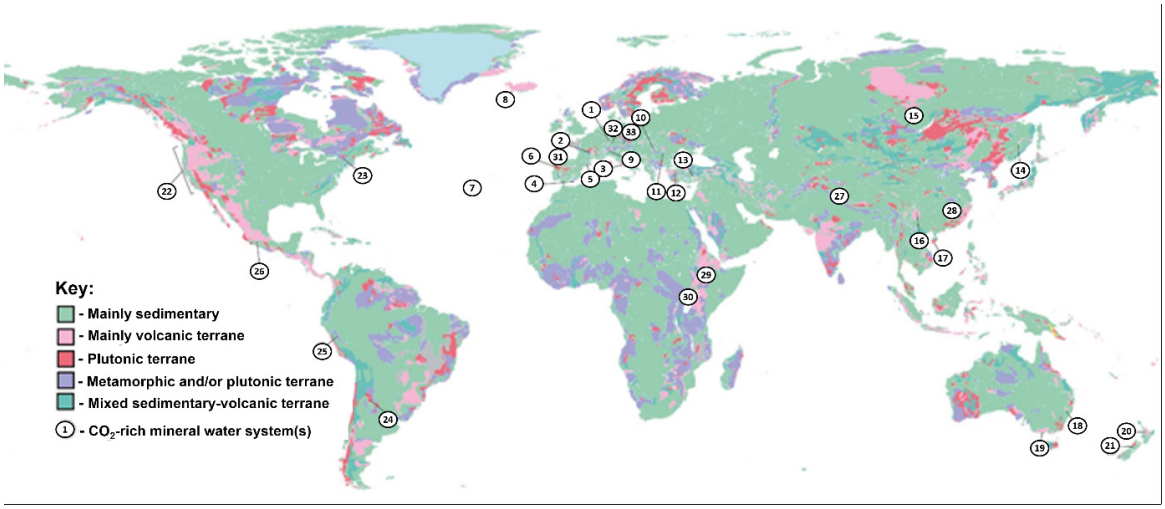


Fig. 1. Geological world map, adapted from Kirkham *et al.* (1995), showing the locations of the studied CO_2-rich thermal and mineral waters. (1) Rhenish Massif and Eifel, Germany; (2) Massif Central, France; (3) Central Italy, (4) Betic Cordilleras, Spain; (5) Catalonia, Spain; (6) Melgaço, Chaves, Vilarelho da Raia and Pedras Salgadas-Vidago, Portugal; (7) São Miguel, Azores, Portugal; (8) Reykjanes Peninsula, Iceland; (9) Swiss Alps, Switzerland; (10) Eastern Carpathians, Romania; (11) Western Carpathians, Poland; (12) North-west Anatolia, Turkey; (13) Central Anatolia, Turkey; (14) Lastochka and Mukhen spas, Russia; (15) Tuva, Siberia, Russia; (16) Huanglong, Kangding & Xiage, Sichuan, China; (17) Korean Peninsula, South Korea; (18) Ballimore, New South Wales, Australia; (19) Daylesford, Victoria, Australia; (20) Haruaki, New Zealand; (21) Southern Alps, New Zealand; (22) Western Coast of USA; (23) Saratoga Springs, USA; (24) Argentinian Alitplano, Argentina; (25) Cordillera Blanca, Peru; (26) Jungepeao, Mexico; (27) Tsamda and Gondasampa, Nepal, (28) Jiangxi, China, (29) East African Rift Zone, Ethiopia, (30) Rwenzori region, Uganda, (31) Ourense, Galicia; (32) Czech Republic. Adapted from Pisolkar (2017).

To organize the review of the diverse case studies in a form which allows the inference of features present in different types of CO_2-rich thermal and mineral water, three categories of water systems were sellected based on the geological environment in which they occur:

Type 1 – Geologically dominated by granitic rocks, with volcanic and sedimentary facies present in some systems. Geomorphologically, granitic massifs are common with related graben structures.

Type 2 – Sedimentary rocks (carbonates, limestones, and sandstones) are common, with a thickness > 1 km forming aquifer systems from which the spring waters emerge.

Type 3 – Volcanic rocks and metasedimentary complexes, with hydromineral systems occurring in areas of active or ancient volcanism.

Each system was characterized considering the following features: geology, tectonic structure, CO2 origin, flow paths (CO_2 and water), recharge, discharge, geochemistry, and temperature.

3. A comprehensive conceptual model of CO_2-rich mineral water systems

In Figure 2, a comprehensive summary of the key features of each category (1 to 6) of CO_2-rich thermal and mineral water systems is presented, set in a hypothetical location which contains the three types of systems in one geomorphological setting. The hypothetical setting is a graben, with the eastern block composed of granitic rocks. The base of the graben is mainly sedimentary containing limestones and sandstones. The western block of the graben is composed of three lithologies: volcanic and metasedimentary complexes and carbonates (see Pisolkar 2017).

1) *Ca-HCO_3 type waters:* the water enters through porous/fissured carbonate lithology, and then reaches the graben bounding fault where CO_2 derived from metamorphic devolatilization enters the water. Interaction between the CO_2 enriched water and the carbonate rocks induces the Ca2+ dissolution into the water. The depth this water circulates is comparatively low, producing a cold spring water at the surface, where calcareous tufa deposition is active around the spring's area.

2) *Na-Cl-Ca-HCO_3 type waters:* the water infiltrates through fractured metasedimentary complexes, before reaching evaporitic layers, where it gains sodium and chloride. A deep fault supplies metamorphic CO_2 to the water. Water-rock interaction between the CO_2-rich water and metasedimentary complexes causes the dissolution of Na^+, Cl^- and $Ca2^+$ into the water. This water does not reach sufficient depth to become hot. Finally, the water passes through a fault through the sedimentary cover to emerge at the surface as spring water.

3) *Cl-SO4-HCO_3 type waters:* the water infiltrates through volcanic complexes, with volcanism related fractures providing infiltration pathways. The water circulates at great depths and becomes hotter than springs 1 and 2, with rising mantle providing a heat source. The CO_2 is supplied to the water via a deep fault, with a metamorphic devolatilization origin. The water-rock interaction

between the CO_2-rich water and the volcanic complexes explains the presence of chloride and sulphate, the dominant ions of this type of spring waters.

4) *Na-Ca-HCO_3 type waters:* the recharging water passes through fractured granitic rocks, deeply circulating before reaching a deep fault which is carrying CO_2 from the mantle. The water obtains this CO_2, and water-rock interactions occur within the granitic rocks, causing the dissolution of Na^+ and HCO_3- into the water. The water then passes through a secondary fault which crosses a limestone layer, where the limestone dissolution provides a secondary CO_2 source, as well as adding Ca2+ to the geochemistry of the water. At the surface, the water discharges at a high temperature, with travertine deposition at the surface.

5) and 6) *Na-HCO_3 type waters:* similarly to spring waters 4, springs waters 5 and 6 initially infiltrate though fractured granitic rocks. Spring waters 5 reaches a greater circulation depth than spring waters 6, giving it a higher discharge temperature. CO_2 is provided by a deep fault carrying mantle-derived gas. The water-rock interaction occurs between the CO_2-rich water and the granite. Due to the increased water-rock interaction at lower temperatures in CO_2-rich waters (see Greber 1994; Marques *et al.* 2019), spring waters 5 shown lower TDS than spring waters 6.

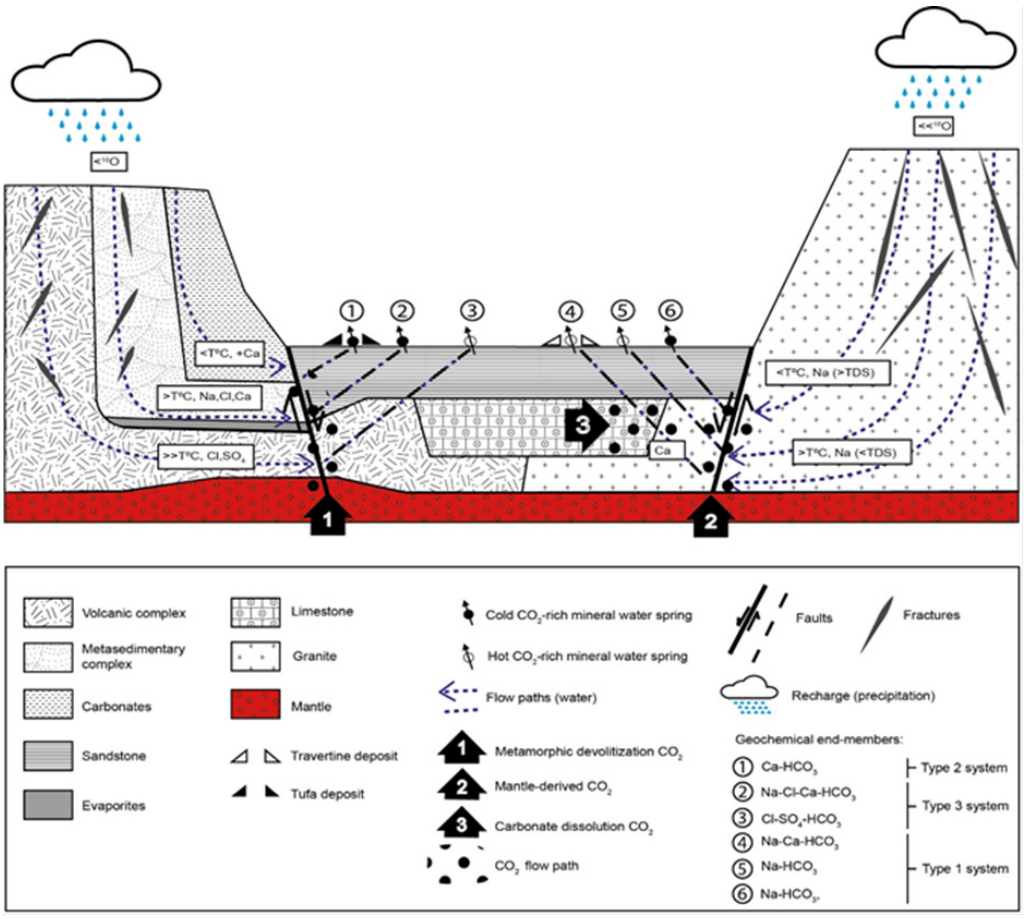


Fig. 2. A comprehensive conceptual circulation model of CO_2-rich thermal and mineral water systems. Taken from Pisolkar (2017).

4. Concluding remarks

This paper involved the compilation of a variety of CO_2-rich thermal and mineral systems worldwide, with the aim of making a comprehensive conceptual model of CO_2-rich thermal and mineral water systems. This hydromineral systems systematization allowed the categorizations into three distinct groups, based on the hydrogeological features characteristic of each type of system. The key features used classify the systems were geology, tectonic structure, origin of CO_2, flow paths, water recharge and discharge, and geochemistry (dominant anions and cations, TDS, pH). Through the formation of this classification system, a comprehensive conceptual circulation model of CO_2-rich thermal and mineral water systems was developed. This model displays the six most common, or characteristic pathways from recharge to discharge within the three categories (Types 1 to 3), and clearly displays the characteristics defined above and how they attain them. Such a comprehensive conceptual model can be used as a base to help define a hydrogeological system and may be an important tool for the future studies in similar hydrogeologic environments.

Acknowledments

Max Pisolkar would like to acknowledge Super Bock Group by the internship performed. CERENA/|IST author was supported by FCT through the FCT-UIDB/04028/2020 project. C2TN/IST author acknowledge the FCT (Portuguese Foundation for Science and Technology) support through the strategic project FCT-UIDB/04349/2020.

References

Barnes I, Irwin P, White DE (1978) Global distribution of carbon dioxide discharges, and major zones of seismicity. U.S. Geological Survey, Water-Resources, 78-39

Greber E (1994) Deep circulation of CO_2-rich palaeowaters in a seismically active zone (Kuzuluk/Adaparazi, northwestern Turkey). Geothermics, 23, 151-174

Kirkham RV, Chorlton LB, Carriere JJ (1995) Generalized geology of the world. Geological Survey of Canada, Open File 2915d

Marques JM, Carreira PM, Aires-Barros LA, Monteiro Santos FA, Antunes da Silva M, Represas P (2019) Assessment of Chaves low-temperature CO_2-rich geothermal system (N-Portugal) using an interdisciplinary geosciences approach. Geofluids, Special Issue - Geothermal Systems: Interdisciplinary Approaches for an Effective Exploration, Volume 2019, Article ID 1379093, 24 pages, https://doi.org/10.1155/2019/1379093

Moore JE (2003) Field Hydrogeology: A Guide for Site Investigations and Report Preparation. Lewis Publishers, Second Edition, a CRC Press Company, New York

Pisolkar M (2017) Why CO_2-rich mineral waters present peculiar signatures, when compared with other types of mineral waters? Vidago - Pedras Salgadas case study. MSc. Dissertation in Mining and Geological Engineering. Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal.

Gestão da água subterrânea da bacia do rio Maipo, Chile

João NASCIMENTO[1], Nuno BARREIRAS[1], Claudia GALLEGUILLOS[2], Valentina CARDENAS[2]

[1] CERIS - Instituto Superior Técnico – Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, jnascimento@ tecnico.ulisboa.pt nuno.barreiras@tecnico.ulisboa.pt

[2] Fundación Chile - Avenida Parque Antonio Rabat Sur 6165, Vitacura, Santiago de Chile

Resumo

O presente trabalho enquadra-se na iniciativa "Escenarios Hídricos 2030", a decorrer na Fundação Chile, Fundação Futuro Latinoamericano e Fundação Avina. Um dos objetivos desta iniciativa é alcançar a segurança e sustentabilidade dos recursos hídricos para o Chile no ano 2050. Nesse sentido, está a ser desenvolvido o Plano Nacional de Segurança Hídrica e sub-planos que correspondem a eixos de intervenção. O caso do presente artigo, enquadra-se na componente de gestão dos aquíferos e consiste na quantificação espacial da recarga da bacia do rio Maipo, no Chile, utilizando o modelo WetSpass. Além da estimativa da recarga avalia-se o risco de contaminação das águas subterrâneas e avaliam-se medidas de gestão passíveis de ser aplicadas à bacia.

Palavras-Chave: Gestão de água subterrânea; Cálculo da recarga; Gestão de utilizadores; Sobreexploração; Risco de contaminação.

1. Introdução e enquadramento do trabalho

A bacia do Rio Maipo, tem uma área aproximada de 15.300 km^2 e inclui as áreas urbanas de Santiago e Valparaíso. Tem como principais afluentes os rios Volcán, Colorado, Yeso, Mapocho y Puangue.

A seleção da bacia Maipo, resulta da sua importância socioeconómica, uma vez que inclui importantes zonas urbanas, industriais e agrícolas.

Outra razão, prende-se com o rebaixamento contínuo da piezometria nas últimas décadas, o que reflete a sobrexploração dos seus aquíferos. Refira-se que tendo por base os 100 piezómetros que a Direção Geral de Águas do Chile monitoriza, 80% apresentam tendência significativa de descida dos níveis. (Figura 1).

2. Metodologia

Enquadrado pelos Planos de ação, o trabalho dividiu-se em duas etapas:

1. Quantificação da recarga de água subterrânea, identificação das áreas mais importantes para a recarga e avaliação do seu risco de contaminação
2. Identificação de potenciais medidas de gestão para a inversão do regime de exploração passíveis de serem aplicados na bacia.

Para o estudo da recarga considerou-se o modelo Water and Energy Transfer between Soil, Plants and Atmosphere (WetSpass), apresentado em Batelaan *et al*. 1996; Wang *et al*. 1996 e Batelaan e De Smedt 2001.

A avaliação do risco de contaminação foi feita através do índice de suscetibilidade (Ribeiro, 2005). Ambos os métodos discretizam os dados espacialmente, o que se torna bastante útil para a sua análise.

A aplicação das metodologias propostas exigiu um esforço de compilação e tratamento dos dados. Os dados de entrada incluíram variáveis geográficas, pedológicas, geológicas, geomorfológicas, climáticas, uso do solo e recursos hídricos.

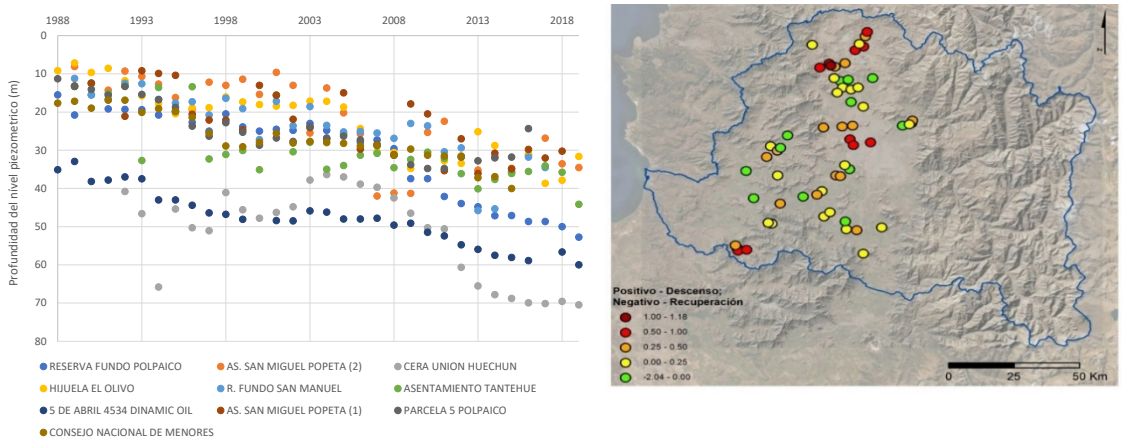


Fig. 1: Séries de piezometria com as maiores descidas (esq.) e resultado da análise de tendências da piezometria (dir.)

3. Cálculo da recarga

A aplicação do modelo WetSpass demonstrou que a escorrência superficial é originada principalmente a este de Santiago. Os valores de recarga variam entre ≅0 e 292 mm/ano, com um valor médio de 93 mm/ano (Fig 2 esq.).

A identificação das áreas principais de recarga teve por base a identificação dos 25% de células com maiores valores de recarga. Como se mostra na Fig 2 (dir.), estas áreas localizam-se nas planícies a sul e oeste da bacia e nas aluviões associadas às principais linhas de água.

Ao se cruzar as áreas principais de recarga com o risco de contaminação determinado pelo método IS, verifica-se que 54% destas áreas têm um risco de contaminação de moderado/alto a muito alto, ou seja, mais de metade das zonas preferenciais de recarga apresentam risco de contaminação significativo.

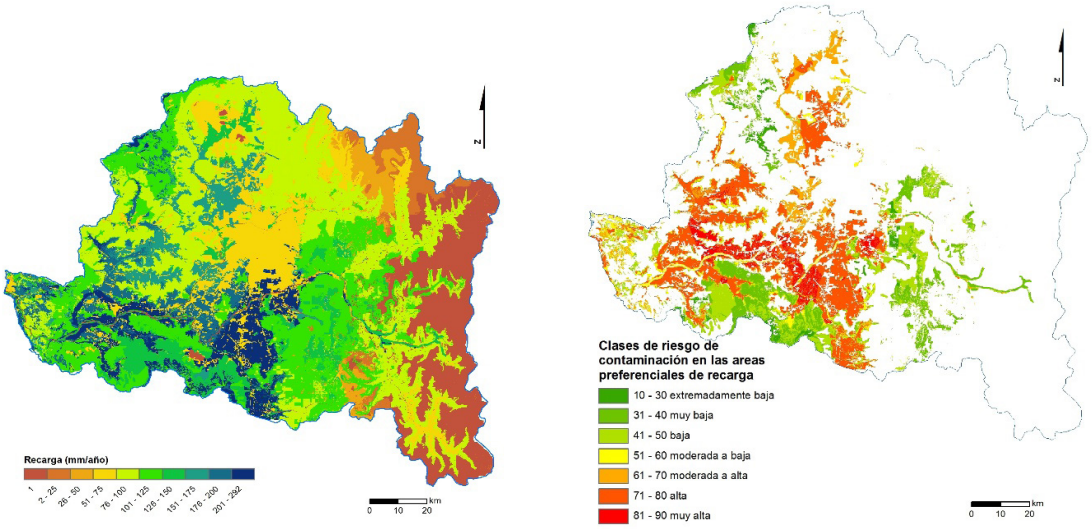


Fig 2: Valores de recarga (esq.) e risco de contaminação nas áreas preferenciais de recarga (dir.)

Tendo por base o mapa de recarga e a localização e volume dos direitos de utilização de água subterrânea, avaliou-se a sobreexploração por subbacia (Figura 3). Como era esperado, a sobreexploração dos aquíferos ocorre nas zonas principais agrícolas, a norte e sul de Santiago. De acordo com a metodologia considerada, estima-se que na bacia do rio Maipo o volume de água subterrâneo captado corresponde a 135% do valor da recarga.

Este cenário de sobreexploração tem repercussões na disponibilidade de água no presente e no futuro, atualmente visível na descida acentuada dos níveis piezométricos.

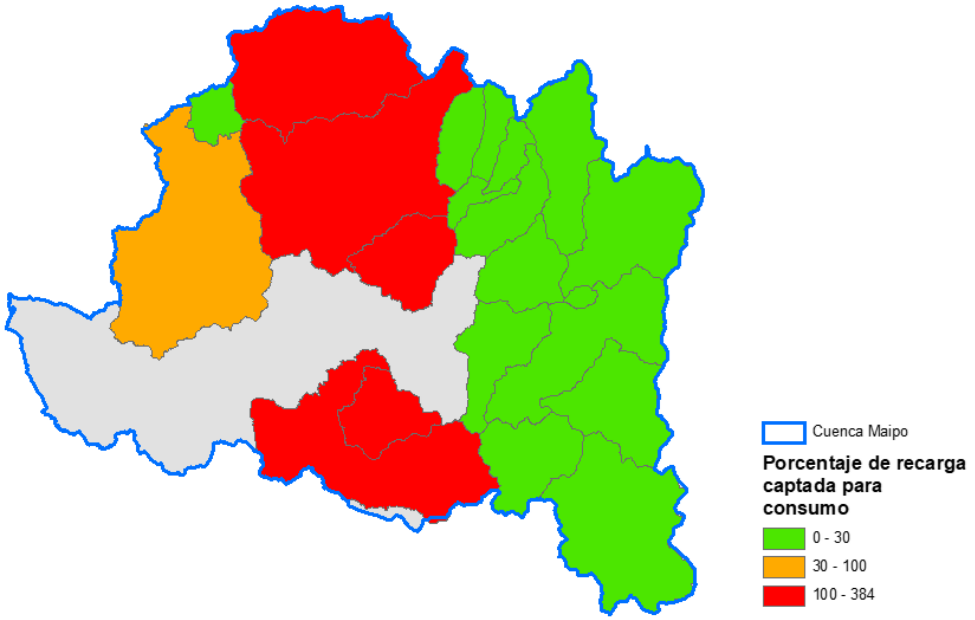


Fig 3. Balanço entre recarga e direitos de uso da água subterrânea

4. Identificação de medidas potenciais a implementar

Como se demonstrou, a gestão dos recursos hídricos da bacia do rio Maipo, deverá ter o objetivo de integrar medidas de melhoria da quantidade e proteção da qualidade da água.

A interdependência entre a quantidade e qualidade obriga à necessidade de uma visão holística, com uma boa identificação das consequências dos diferentes cenários de gestão possíveis de aplicar, tanto para a quantidade como para a qualidade. No final, deverão ser tomadas medidas que otimizem o interesse económico do aquífero, a saúde pública e o contributo para os ecossistemas.

No caso da bacia Maipo, e tendo em conta o exposto nos capítulos anteriores, o modelo de gestão deverá começar pelo conhecimento aprofundado dos sistemas aquíferos e dos seus utilizadores. Numa primeira fase, deverão ser instaladas redes de monitorização adicionais. Este tipo de rede de monitorização, denominadas como redes de investigação, procuram estudar problemas hidrogeológicos específicos, como por exemplo, drenância entre camadas, focos de contaminação e deslocação de plumas de contaminação, relação entre água subterrânea e superficial, intrusão salina, entre outras situações específicas da bacia. Paralelamente, a rede de monitorização tradicional também deverá continuar ativa.

A caracterização dos utilizadores tem a mesma importância que o estudo hidrogeológico. Identificar os volumes de água necessários, as parcelas agrícolas, caracterizar as práticas agrícolas atuais, incluindo os produtos utilizados, as expectativas dos agricultores para o futuro, a experiência com outro tipo de agricultura, são algumas das informações importantes para a definição do modelo de gestão futura. Saliente-se que esta proximidade aos agricultores deverá ser feita numa base de confiança, caso contrário não será possível obter todas as informações necessárias. A promoção de mesas redondas e pequenos seminários é um dos meios mais efetivos para perceber as principais preocupações dos utilizadores assim como demonstrar-lhes os desafios existentes na gestão dos recursos hídricos na sua região.

A gestão dos utilizadores, apesar de ser o melhor caminho para a melhoria do estado dos aquíferos, é um dos maiores desafios no modelo de gestão. As questões socioeconómicas são bastante relevantes no que respeita à alteração de hábitos, preferindo muitas vezes os utilizadores adiar para as gerações futuras a resolução dos problemas de escassez ou qualidade da água.

Nesta vertente, é importante numa primeira fase reavaliar o enquadramento legal do sistema de licenciamento de recursos hídricos e dos direitos dos proprietários dos terrenos. Muitas vezes estes direitos relacionam-se devido à propriedade privada do subsolo onde se enquadram as captações de água subterrânea. A existência de licenças perpétuas é outro fator que limita a gestão dos recursos hídricos. Por essa razão é necessário perceber de que forma esta tipologia de licenças poderão ser alteradas ou se existe possibilidade de transmissão entre utilizadores (por exemplo de um particular para o estado).

Nesta fase, tendo por base a informação compilada anteriormente deverão ser definidos cenários de utilização de recursos hídricos. Estes cenários permitirão conhecer os custos e benefícios unitários com os diferentes cenários, percebendo-se a sua exequibilidade técnica e financeira.

A definição dos cenários deverá sempre considerar uma melhoria e eficiência da irrigação, reduzindo o consumo de água e melhorando a produtividade. Este ponto é decisivo para o sucesso da implementação dos cenários no terreno, uma vez que a alteração das práticas agrícolas é bastante significativa na redução do consumo da água. Estes cenários deverão ainda considerar medidas de minimização de contaminação agrícola. Alguns exemplos destas medidas é o desenvolvimento de guias de boas práticas agrícolas tendo em conta as tecnologias atuais.

A terceira tarefa para o desenvolvimento do modelo de gestão dos recursos hídricos subterrâneas deverá basear-se na gestão da recarga e procura de origens alternativas. Estas medidas, sobretudo a definição de soluções técnicas para o aumento da recarga na bacia Maipo, têm âmbito local, tendo em conta os utilizadores existentes numa dada região.

Tal como a gestão dos utilizadores, deverão ser definidos cenários de gestão da recarga onde se avaliam os custos e benefícios de todas as soluções de maximização da recarga e captação noutras origens.

Nos últimos anos têm sido testados com sucesso algumas técnicas de gestão da recarga de onde se salientam as seguintes:

- Alteração das práticas de mobilidade no solo na agricultura de forma a evitar o escoamento superficial;
- Injeção de água diretamente num furo com os drenos em zona saturada ou seca;
- Percolação na base de represas construídas em linhas de água;
- Infiltração de água num tanque subterrâneo, captada no topo dos edifícios;
- Construção de furos perto de linhas de água superficial;
- Lagos de infiltração;
- Construção de barragens subterrânea;
- Infiltração/utilização de água residual tratada;
- Retenção de sedimentos com diques em linhas de água para formação de pequenos aquíferos aluvionares.

A escolha de qualquer uma destas opções terá de considerar as condições hidrogeológicas e a existência de água para potenciar a recarga. Estas duas variáveis são determinantes para o sucesso destas medidas.

No final destas fases, será possível obter de uma forma robusta para a bacia Maipo o custo e benefício dos vários cenários por m^3 de água assim como o volume total de água poupado ou adicionalmente fornecido.

Saliente-se que no final do esboço do plano de gestão dos recursos hídricos, todos os utilizadores deverão compreender que estão a partilhar um bem que não é ilimitado.

Para mais informações, aconselha-se a leitura do relatório: https://escenarioshidricos.cl/wp-content/uploads/2021/07/Estimacion-de-la-recarga-en-la-cuenca-del-rio-Maipo.pdf

Referências bibliográficas

Batelaan O, Wang ZM, De Smedt F (1996) An adaptive GIS toolbox for hydrological modeling. In: Kovar K, Nachtnebel HP (eds) Application of geographic information systems in hydrology and water resources management. IAHS Publication 235:3–9

Batelaan O, De Smedt F (2001) WetSpass: a flexible, GIS based, distributed recharge methodology for regional groundwater modeling, vol 269. IAHS Publication, pp 11–18

Ribeiro L. (2005) Desenvolvimento e aplicação de um novo índice de susceptibilidade dos aquíferos à contaminação de origem agrícola - in Actas do 7º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, ed. CDROM, APRH, Évora, Portugal.

Wang ZM, Batelaan O, De Smedt F (1996) A distributed model for water and energy transfer between soil, plants and atmosphere (WetSpa). Phys Chem Earth 21(3):189–193

Development of a conceptual circulation model for Ladeira de Envendos hydromineral system

Pedro CAÇADOR[1], José M. MARQUES[2], Paula M. CARREIRA[3], Manuel ANTUNES da SILVA[4]

[1] Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais 1049-001 Lisboa, pmrsgc@gmail.com

[2] Instituto Superior Técnico, CERENA, Av. Rovisco Pais 1049-001 Lisboa, Portugal, jose.marques@tecnico.ulisboa.pt

[3] Instituto Superior Técnico, C2TN, Campus Tecnológico e Nuclear, Loures, Portugal, carreira@ctn.tecnico.ulisboa.pt

[4] Super Bock Group, Apartado 1044, 4466-955 S. Mamede de Infesta, Portugal, Antunesda.Silva@superbockgroup.com

Abstract

In this paper, for the development of a hydrogeological conceptual circulation model of Ladeira de Envendos hydromineral system, an interdisciplinary approach was considered. Physico-chemical records of the mineral waters were provided by the Super Bock Group Enterprise (concessionaire of the local Spa) and two fieldwork campaigns were performed to improve knowledge on the isotopic signatures of mineral waters. The establishment of an isotopic profile ($\delta^{2}H$, $\delta^{18}O$ and ^{3}H) was essential for understanding the preferential recharge altitudes and mean residence times. Ladeira de Envendos hydromineral system is divided into three subsystems with similar mineral water circulation conditions, in which precipitation infiltrates at an altitude of about 400 m.a.s.l. (based on $\delta^{2}H$ and $\delta^{18}O$ data) and circulate through fractured permeable quartzites. Through recharge to discharge, the infiltrated water acquires silica by water-rock interaction; the water upflow is controlled by the rock fractures and fault systems and emerge at temperatures of around 21°C. Tritium data indicates an active recharge and a mineral water circulation time between 25 and 40 years.

Key-Words: Ladeira de Envendos hydromineral system; hydrogeochemistry; isotope hydrology; conceptual circulation model.

1. Introduction

The present work encompasses a series of studies on the Ladeira de Envendos hydromineral system to develop a conceptual circulation model clarifying briefly and concisely the following characteristics of this hydromineral system: geomorphology and local/regional geology, chemistry of the mineral waters, potential recharge areas, and mean residence time of mineral waters. The proposed goals were achieved by i) using bibliographic research on local/regional geomorphology and geology, ii) conducting field work campaigns for collecting field parameters and sampling mineral (Nascente de Ladeira de Envendos - V1, Vital 2 - V2, and Vital 3 – V3) and "normal" waters (Cabroeira direita – CD, Cabroeira esquerda – CE, Nascente da Charneira - NC1, Nascente do Pego da Rainha – NPR, and Nascente da Charneira 2 - NC2) of the region, for isotopic analysis ($\delta^{2}H$, $\delta^{18}O$ and ^{3}H), and iii) examining physico- chemical records of this hydromineral system.

2. Hydrogeological and geochemical framework

The Ladeira de Envendos hydromineral system is associated with the northeast flank of the Amêndoa-Carvoeiro syncline (Fig. 1), in the southern limit of the Hesperian Massif with the Tertiary Basin of the Tagus River (Romão & Esperancinha, 2006). The mean annual air temperature in is 14.1 ºC with an average precipitation of 524 mm/year (Cordovil *et al*. 2018). According to Romão & Esperancinha (2006), the geological framework of Ladeira de Envendos region is dominated by the Amêndoa-Carvoeiro Syncline of Ordovician-Silurian age with WNW-ESE orientation. The Amêndoa-Carvoeiro syncline is a continuous aligned quartzite ridges that form a set of inselbergs (Romão & Esperancinha 2006), marked as 1, 2 and 3 in Figure 1. These units are called Serra da Moita da Asna, Serra da Amieirosa and Serra das Águas Quentes respectively. This division is ascribed to the tectonic of the region, mainly deep faults responsible for the discharge of the hydromineral waters.

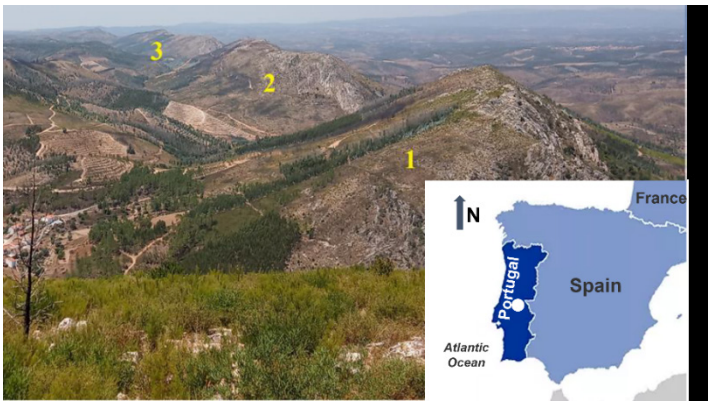


Fig. 1. NE flank of the Amêndoa-Carvoeiro syncline and the tectonic accidents responsible for its compartmentation into "inselbergs" blocks: Serra da Moita da Asna (1), Serra da Amieirosa (2) and Serra das Águas Quentes (3). Photo by J.M. Marques (2020). Adapted from Caçador (2021).

Romão & Esperancinha (2006) highlight the Armorican Quartzites formation as the one with the greatest hydrogeological importance due to its high fracture permeability. The outcrops of Armorican Quartzites constitute ridges in the Ordovician syncline and are embedded between the Beiras Group and the Brejo Fundeiro formations both, being impermeable, avoid lateral flow and directing groundwater flow along the quartzite formation.

Two fieldwork campaigns carried out, in July 2019 (summer campaign) and in January 2020 (winter campaign), pH, electrical conductivity (µS/cm), temperature (ºC), and redox potential (mV) were measured *in situ*. The set of 9 sampling sites was selected to create a representative network in the Amêndoa-Carvoeiro syncline in the three continuous quartzite ridges. The results obtained showed homogeneity of the water pH, Eh and electrical conductivity per sampling point, although an increase in the water temperature was noticeable in the summer campaign, showing the influence of the air temperature. The sampled waters tend to be acid ($4.32 < pH < 5.64$), presenting a relatively

high redox potential (88.05 < Eh < 168.30). The mineral waters present electrical conductivity (EC) mean values of 43.9 µS/cm, typical of hyposaline waters, ascribed to a shallow circulation, and small water-rock interaction in a fractured aquifer system. The issue temperature of the mineral waters is higher than the mean annual air temperature, in a range of values between 20.60 ºC and 21.45 ºC, classifying the mineral waters as thermal waters. Table 1 presents the average chemical composition calculated for each of the three sampling sites of Ladeira de Envendos mineral waters, namely V1, V2 and V3 (data from 2010 to 2019, provided by the Super Bock Group Enterprise). The low mineralization and the predominance of silica in the chemical composition of these mineral waters is ascribed to water-rock interaction with the quartzite rocks.

Table 1. Average chemical composition of the V1, V2 and v3 sampling points. Data im mg/L. Adapted from Caçador (2021).

Sampling point	HCO3	Cl	SO4	NO3	Na	K	Ca	Mg	SiO2
V1 (n=43)	0.50	7.25	1.90	1.52	4.17	0.35	0.49	0.74	10.06
V2 (n=64)	0.43	7.51	3.03	1.06	4.43	0.31	0.45	0.67	9.07
V3 (n=60)	0.44	6.60	1.62	1.23	3.87	0.19	0.36	0.56	8.62

All the mineral water samples belong to the Na-Cl-type waters, showing strong signatures like the regional precipitation (low mineralization and geochemical facies). From the observation of the diagram of Fig. 2, the stability of the water composition over the 9-year period is enhanced. The highest mineralization recorded in spring V1 and borehole V2 should be related to the fact that the water that reaches these sampling sites circulates along the entire length of the blocks to which they belong, allowing a relatively higher interaction with the rock matrix of the aquifer. Regarding borehole V3, this intersects the underground flow system at depth very close to the beginning of block 2, capturing mineral waters with a shorter circulation time, shorter water-rock interaction, therefore, less mineralized.

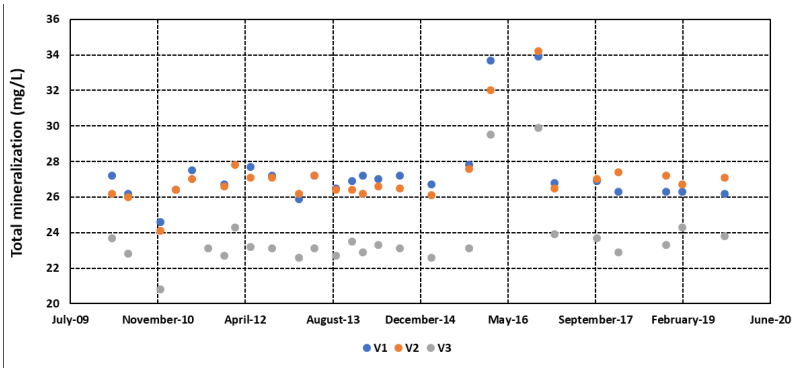


Fig. 2. Temporal evolution of total mineralization in Ladeira de Envendos mineral waters. Data provided by Super Bock Group. Taken from Caçador (2021).

3. Isotopic signatures of the waters

The groundwater samples collected during the two fieldwork campaigns were analyzed using nuclear techniques, at the "Laboratório de Isótopos Ambientais" of CTN/IST. In all water samples, the isotopic composition in $\delta^{18}O$ and in $\delta^{2}H$ is reported to V-SMOW and determination of the tritium content is expressed in TU (Tritium Units). The $\delta^{18}O$ and $\delta^{2}H$ data revealed, with the exception for one point (NC1), that all water samples have a similar composition, forming a cluster (see Fig.3), indicating similar preferential recharge altitudes, along the quartzite ridges.

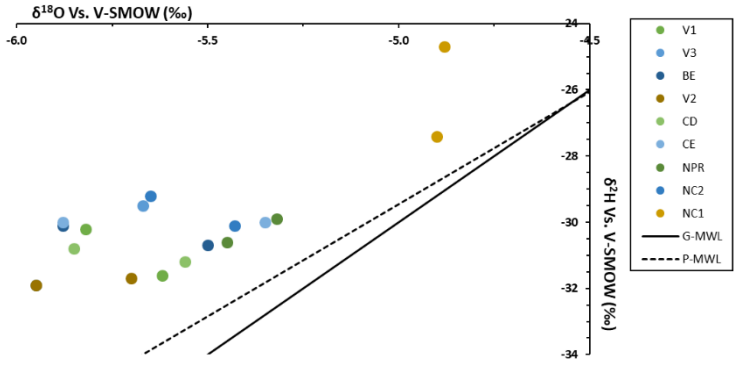


Fig. 3. Projection of isotopic composition of the water samples from Ladeira de Envendos hydromineral system in a $\delta^{2}H$ - $\delta^{18}O$ orthogonal diagram. The projected lines represent the G-MWL ($\delta^{2}H = 8*\delta^{18}O +10$, Craig 1961) and the P-MWL ($\delta^{2}H = 6.78*\delta^{18}O+4.45$, Carreira *et al.* 2009). Taken from Caçador (2021).

The mineral waters from Ladeira de Envendos hydromineral system have a tritium average content of 0.79 ± 0.28 TU, indicating the presence of a strong component of modern recharge, i.e., active recharge of the system. Since the mean average 3H content of the region was never quantified, and if one considers an initial content of tritium in the atmosphere between 3 TU to 4 TU (Carreira *et al*. 2009), it is possible to estimated that the mean residence time for these mineral waters between 25 to 40 years.

4. Ladeira de Envendos Conceptual circulation model

Ladeira de Envendos hydromineral system (see Fig. 4) originates from the infiltration (1) of meteoric waters along the quartzite ridges of the Serra da Moita da Asna (1), Serra da Amieirosa (2) and Serra das Águas Quentes (3), with approximately 400 m a.s.l., where the fractured quartzite rocks promote the depth infiltration of precipitation, promoting the heating (2) of the local meteoric waters to temperatures in the order of 35ºC – 40ºC, according to the silica geothermometric models proposed by Truesdell (1975), enhancing the water-rock interaction (3), which results into the preferential dissolution of silica since quartz is the main mineral constituent of the quartzite rocks. Besides, based on these temperatures the maximum circulation depth of Ladeira de Envendos was calculated varying between 0.63 to 0.78 km. The quartzite fracturing system responsible for the recharge is also how the mineral water rises (4), being in some points also favored by the fault

systems responsible by the subdivision of the several blocks. The natural discharge (5) of the system occurs at a temperature of around 21ºC, manifesting itself in the form of springs on the southeast flank of each of the blocks represented (orange zones - Fig. 4). Considering the levels of tritium in mineral waters from springs and boreholes, each of the circulation subsystems has an average residence time between 25 to 40 years. Ladeira de Envendos hydromineral system is segmented into three subsystems (blocks) with very similar signatures (recharge altitudes, underground flow paths, water-rock interaction, and mean residence time) conditioned by local/regional hydrogeological characteristics (Fig.4).

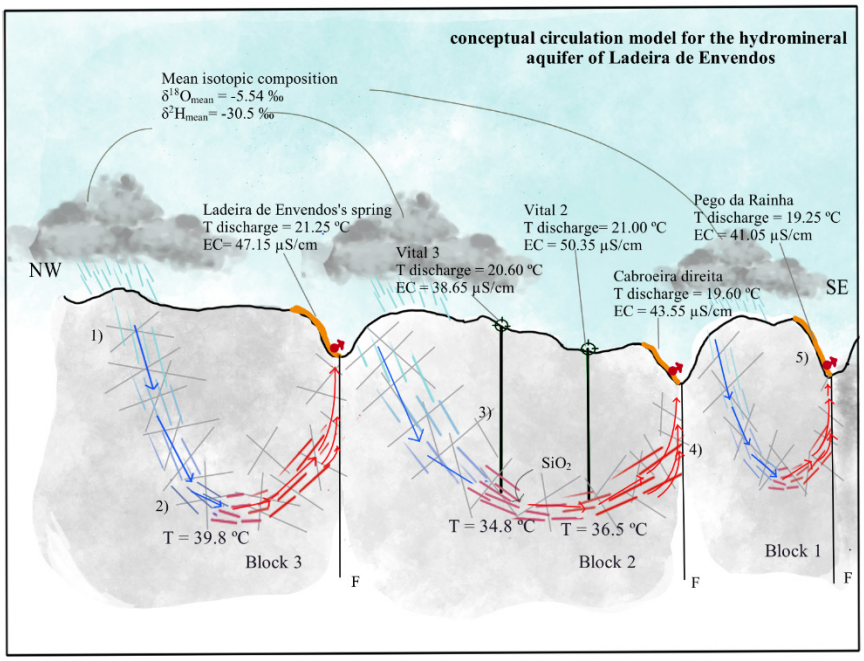


Fig. 4. Schematic representation of a preliminary proposal of the conceptual hydrogeological model of the Ladeira de Envendos hydromineral system (without scale). F represents the fault systems. Adapted from Caçador (2021).

Acknowledgments

The authors would like to acknowledge cooperation of the Super Bock Group. CERENA/|IST author was supported by FCT through the FCT-UIDB/04028/2020 project. C2TN/IST author acknowledge the FCT (Portuguese Foundation for Science and Technology) support through the strategic project FCT-UIDB/04349/2020.

References

Caçador P (2021) Elaboração de um Modelo Interpretativo do Aquífero Hidromineral de Ladeira de Envendos. Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Geológica e de Minas. Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal

Carreira PM, Nunes D, Valério P, Araújo MF (2009) A 15-year record of seasonal variation in the isotopic composition. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 281: 153-156

Cordovil CMS, Cruz S, Brito AG, Cameira MR, Poulsen JR, Thodsen H, Kronvang B (2018) A Simplified Nitrogen Assessment in Tagus River Basin: A Management Focused Review. Water, 10 (4), 406, 18 p. doi:10.3390/w10040406

Craig H. (1961) Isotopic variations in meteoric waters, 133 (3465): 1702-1703

Romão J & Esperancinha A (2006) Carta geológica de Portugal-Folha 28-A Mação. Nota Explicativa. Departamento de Geologia, Instituto nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação, 77 pp

Truesdell AH (1975) Summary of Section III. Geochemical techniques in exploration. Proc. Second United Nations Symposium on the Development and Use of Geothermal Resources.San Francisco, California: Lawrence Berkley Laboratory, University of Califórnia, 53 - 79

A Gestão Integrada de Recursos Hídricos (GIRH): a experiência brasileira como modelo de gestão

Patrícia GUIMARÃES[1], Yanko XAVIER[2]

[1] *Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Av Senador Salgado Filho, s/n,Natal, Brasil , patricia.borba@ufrn.edu*

[2] *Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Av Senador Salgado Filho, s/n,Natal, Brasil , yanko.xavier@ufrn.edu*

Resumo

O processo de gestão do recurso natural água ainda não está consolidado, em face das dificuldades naturais colocadas pelos sistemas ambientais e pelos desafios representados pela ação antrópica sobre os ambientes naturais. Neste contexto, a aplicação de um modelo de Gestão Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) vem possibilitar a garantia para o atendimento de metas de desenvolvimento sustentável e implica em subsidiar políticas públicas eficientes para a proteção do meio ambiente, especialmente em função de a bacia hidrográfica representar a unidade de gestão ambiental por excelência. Este trabalho apresenta uma discussão sobre esta temática, a partir do modelo brasileiro de GIRH, aplicado ao cenário de águas subterrâneas. faz-se um delineamento teórico do tema, seguido da apresentação do cenário institucional brasileiro vigente, como contributo para uma discussão internacional que avance na abordagem de cenários de gestão integrada de recursos hídricos em bacias superficiais e subterrâneas.

Palavras-Chave: Gestão Integrada de Recursos Hídricos; modelos de gestão; águas subterrâneas; Brasil; GIRH.

Introdução

O processo de gestão do recurso natural água ainda não está consolidado, em face das dificuldades naturais colocadas pelos sistemas ambientais e pelos desafios representados pela ação antrópica sobre os ambientes naturais. Neste contexto, a aplicação das tecnologias para Gestão Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) vem possibilitar a garantia para o atendimento de metas de desenvolvimento sustentável e implica em subsidiar políticas públicas eficientes para a proteção do meio ambiente, especialmente em função de a bacia hidrográfica representar a unidade de gestão ambiental por excelência.

1.Enquadramento teórico do tema

Loucks e Van Beek (2005) se referem à Gestão Integrada de Recursos Hídricos (Integrated Water Resources Management – IWRM) como um processo que remonta aos anos 80, como uma resposta às pressões crescentes sobre os recursos hídricos, decorrentes do aumento populacional e desenvolvimento sócio-econômico, que forçou muitos países a reconsiderarem suas opções de uso de água, com a adoção de processos organizados de gestão. A GIRH, portanto, considera o uso

da água relacionado às funções sociais e atividades econômicas, o que determina a necessidade de normas e regulamentos para o uso sustentável, além de exigir infraestrutura adequada (Loucks & van Beek, 2005).

Tucci (2008) ressalta que a gestão integrada de recursos hídricos é essencial para o planejamento urbano, que exige igualmente infra-estrutura e gestão sócio-ambiental, que "envolve a avaliação e aprovação de projetos, monitoramento, fiscalização e pesquisa para que o desenvolvimento urbano seja socioambiental sustentável."

Porto & Porto (2008) sustentam que "a questão central que deve reger a gestão é a integração dos vários aspectos que interferem no uso dos recursos hídricos e na sua proteção ambiental", e reforçam a unidade de gestão na bacia hidrográfica, como um ente sistêmico que centraliza as atividades humanas sobre o território.

Segundo Loucks & Van Beck (2005) a interação entre as dimensões da GIRH podem ser representadas por três eixos: essa interação se dá em nível do sistema de recursos naturais (NRS – Natural resource system), do sistema sócio-econômico (SES - Socioeconomic system) e do sistema administrativo-institucional (AIS - Administrative and institutional system) (Figura 1).

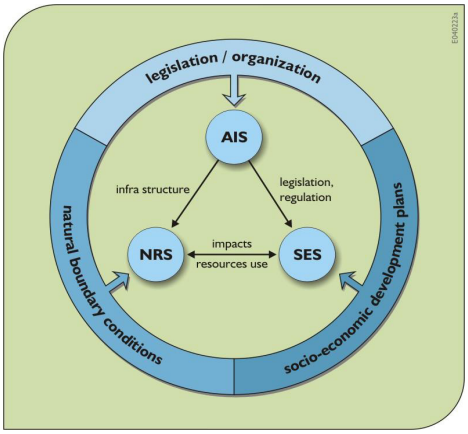


Figura 1 – Interações da GIHR/IWRM.
Fonte: Loucks e Van Beck, 2005.

Essa configuração representa a interação das três esferas que fundamentam o processo de avaliação institucional de políticas públicas, com base em critérios de GIRH: a esfera legal/ institucional, a esfera ambiental, representada pelas condições e limites naturais do sistema e os planos de desenvolvimento sócio-econômico. O sistema administrativo-institucional interage através da estrutura de gestão com o sistema de recursos naturais e através de leis e regulamentos, com o sistema sócio-econômico. Esse interage com o sistema de recursos naturais, extraindo recursos e causando impactos no mesmo. A GIRH, é um processo que promove a utilização e a gestão coordenadas da água, solo e recursos relacionados, a fim de maximizar o bem estar econômico

e social resultante, de maneira eqüitativa, sem comprometer a sustentabilidade de ecossistemas vitais, o que inclui no caso, a gestão de águas superficiais e subterrâneas, a integração solo e água, a bacia hidrográfica e seus ambientes adjacentes costeiros, dentre outros elementos dos ecossistemas e das sociedades humanas, significando uma abordagem para o desenvolvimento sustentável que encontra apoio em elementos descritos a seguir (Quadro 1).

Quadro 1 - Requisitos da abordagem GIRH para políticas de planejamento e gestão.

O planejamento e estratégias de recursos hídricos devem ser integrados dentro de metas sociais, econômicas e ambientais amplas;
As políticas, prioridades e implicações dos recursos hídricos devem considerar o relacionamento de duas vias entre políticas macroeconômicas e o desenvolvimento, gestão e uso da água;
Deve existir uma integração transversal e setorial no desenvolvimento da política de gestão;
As decisões relacionadas com a água tomadas em nível local e de bacia hidrográfica devem estar alinhadas, ou pelo menos não conflitantes com a realização de objetivos nacionais;
Os atores institucionais precisam ser ouvidos no planejamento e gerenciamento da água, com particular atenção na pluralidade da composição das entidades de representação popular;
As metodologias integrativas devem estar indissociadas do conceito de desenvolvimento sustentável.

A gestão integrada de recursos hídricos pode então ser interpretada como a integração conceitual e operacional entre políticas, leis, regulações, instituições, sociedade civil e os consumidores – usuários – cidadãos, num ambiente determinado pela governança. De acordo com GWP (2009) a GIRH deve reconhecer os interesses dos mais variados grupos, os setores usuários de água e as necessidades ambientais. A abordagem integrada coordena esses interesses em diferentes escalas, do local ao global (leia-se, no âmbito internacional), enfatizando o envolvimento na política nacional e os processos legislativos, estabelecendo boa governança e criando um efetivo arranjo institucional e legal, como caminhos para decisões mais equânimes e sustentáveis, que incluem o suporte informacional, os instrumentos econômicos e o monitoramento (GWP, 2009). Na escala local, a GIRH passa necessariamente pela bacia hidrográfica enquanto unidade de gestão e deve refletir abordagens teóricas próprias no segmento ambiental, baseadas na governança, na integração institucional e na informação e avaliação, que serão detalhados adiante. Com base nesses pressupostos, é possível estabelecer um quadro conceitual do relacionamento entre os aspectos fundantes da GIRH.

Baseados nesse quadro esquemático representativo estão definidos os aspectos centrais da GIRH no contexto da gestão de águas superficiais e subterrâneas: i.integração institucional, ii.informação e avaliação e iii.governança.

2. O cenário institucional brasileiro para GIRH

O tratamento institucional dos recursos hídricos no Brasil tem como maior expressão o marco regulatório específico contido na Lei Federal n° 9.433/97, definidora dos parâmetros da Política

Nacional de Recursos Hídricos (PNRH).

A PNRH brasileira inovou ao instituir novos princípios e modelos de gestão com sentido essencialmente participativo, estabelecendo, portanto, os parâmetros da governança de águas no país. O conceito de governança de águas envolve os processos políticos, econômicos, sociais e instituições pelas quais os governos, a sociedade civil e o setor privado decidem sobre qual o melhor modo disposição dos recursos hídricos para o uso, desenvolvimento e gestão e vem sendo bastante explorado no sentido de proporcionar a participação dos atores sociais interessados (stakeholders) nos processos decisórios acerca do uso dos recursos naturais, nos níveis globais, regionais e locais. Já um sistema de governança pode ser caracterizado como um arranjo institucional criado para exercer as funções da governança numa sociedade e para um fim específico.

A gestão dos recursos hídricos, nos termos da Lei nº 9.433/1997, encontra-se delegada aos Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH) criados, dentro do sentido de subsidiariedade dessa norma, para permitir a gestão descentralizada do processo decisório ao nível local, com a participação dos usuários do sistema, do poder público e da sociedade civil (BRASIL, 1997) A discussão da efetividade dessa participação popular requer análises focadas nos três níveis dessa atuação colegiada, com elementos que permitam realçar os elementos inerentes a essa participação no contexto institucional global.

Paulatinamente a localidade passou a representar um espaço de atuação efetiva do movimento ambientalista, com o reforço da identidade desse movimento a partir do local para o global, incluindo o papel da democracia representativa como modelo implícito nos movimentos ecológicos. A adoção da espacialidade local e de uma preocupação intertemporal provocariam uma tendência de atuação harmônica entre as pessoas e o meio ambiente.

3.Conclusões

A ideia de governança na filosofia de GIRH vem sendo amplamente discutida, não apenas pela sua clara institucionalização no Brasil, mas especialmente no tocante à possíveis assimetrias de poder causadas por possíveis déficits de representatividade de segmentos sociais. Enquanto espaços de representação onde devem atuar forças de múltiplos stakeholders, os CBH seriam Multi-stakeholders platforms (MSP), nas quais questões como dificuldade de acesso à informação acerca dos mananciais a serem geridos, nos mais diversos aspectos, como os hidrológicos, econômicos, sociais e políticos, por exemplo, induziriam à interpretações falseadas da realidade, por parte daqueles menos privilegiados. Por outro lado, representantes estariam apenas ao serviço de suas instituições ou firmas, sem maiores preocupações com a coletividade e a garantia do bem público ambiental. A composição dessas modalidades de MSP deve ser medida, pela participação equânime de Estado, sociedade civil e setor privado. Esse posicionamento encontra eco no formato de composição dos CBH, com usuários, representantes da sociedade civil e do setor público (BRASIL, 1997).

A presença das decisões nos níveis mais baixos, tendo-se o processo de gestão estatal baseado no comando-e-controle como precursor do atual modelo nacional participativo, foi um ganho significativo na aproximação das decisões do cotidiano local, apesar de algumas assimetrias observadas.

Referências bibliográficas

GWP - Global Water Partnership (2009) A handbook for integrated water resources management in basins. The Global Water Partnership/ International Network of Basin Organizations (INBO). Suécia. 104p.

LOUCKS, Daniel, P VAN BEEK, Eelco (2005) Water resources systems planning and management: an introduction to methods, models and applications. UNESCO Publishing. Paris.680p.

Legislação

BRASIL. (1997) Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília.

Referências de internet

PORTO, Monica F. A.; PORTO, Rubem La Laina (2008) Gestão de bacias hidrográficas. In: Estudos Avançados. [online]. vol.22, n.63, pp. 43-60. ISSN 0103-4014. Obtido em:<http://www.scielo.br/scielo.php?script= sci_ arttext & pid=S0103-40142008000200004 & lng= en\ nrm= i & tlng=pt.> Acesso em 07 de fevereiro. 2022.

TUCCI, Carlos E. M. (2008) Águas urbanas. In: Estudos avançados [online], vol.22, n.63 . pp. 97-112. ISSN 0103-4014. Obtido em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script= sci_arttext & pid=S0103-40142008000200007 & lng= en\ nrm= i & tlng=pt>. Acesso em: Acesso em 07 de fevereiro. 2022.

Intrusão salina na Campina de Faro – Sector de Vale do Lobo: contributos da prospecção geofísica

Judite FERNANDES[1], Francisco MORENO[2], Pedro SOARES[2], Edite REIS[3], Cláudia COSTA[4], Daniela ALMEIDA[4], Alexandra DIAS[4]

[1] LNEG, Alfragide, judite.fernandes@lneg.pt

[2] Instituto Dom Luiz, Lisboa, fjmoreno@fc.ul.pt, pabsoares@fc.ul.pt

[3] APA-ARH Algarve, Faro, edite.reis@apambiente.pt

[4] IST, Lisboa, claudia.castela.costa@tecnico.ulisboa.pt, daniela.almeida@tecnico.ulisboa.pt, alexandra.c.dias@tecnico.ulisboa.pt

Resumo

A aplicação dos métodos de tomografia de resistividade eléctrica e de polarização induzida, juntamente com indicadores hidrogeológicos e físico-químicos, contribuíram para quantificar que 14.4% do sector de Vale de Lobo do Sistema Aquífero da Campina de Faro se encontra actualmente impactado por intrusão salina, essencialmente o aquífero inferior dos biocalcarenitos do Miocénico que está sobreexplorado. A penetração da água salgada não é homogénea e dá-se por caminhos preferenciais. Face às alterações climáticas que se projectam, com o declínio no escoamento das linhas de água e na recarga dos níveis freáticos, e a intensidade das extracções, espera-se o agravamento da intrusão de água do mar, inviabilizando a captação para irrigação na agricultura e campos de golfe, reduzindo drasticamente a descarga de água doce nos ribeiros e na Ria Formosa.

Palavras-Chave: Intrusão salina; Hidrogeofísica; Sistema Aquífero Campina de Faro; sector de Vale do Lobo

1. Introdução

Os efeitos das alterações climáticas são já uma realidade no Sul de Portugal. Os recentes trabalhos de Proença de Oliveira *et al*. (2021) mostram que, para a bacia hidrográfica das ribeiras do Algarve (RH8), i) a variação da precipitação anual média entre os períodos 1945/46-1980/81 e 1981/82-2015/16 é de -14%, ii) a variação do escoamento anual médio para o mesmo período é de -21%, iii) a projecção da variação da precipitação anual média, entre aquele período histórico e o final do século, para os cenários climáticos RCP4.5 e RCP8.5 é, respectivamente, de -12% e -29%, e iv) a projecção da variação do escoamento anual médio é de -21% para o cenário RCP4.5 e de -49% para o RCP8.5. Note-se que o escoamento é também afectado pelo aumento da evapotranspiração que resulta do aumento da temperatura.

À diminuição de recursos hídricos superficiais e subterrâneos (declínio no escoamento das linhas de água e na recarga dos níveis freáticos) junta-se a intensa exploração de água subterrânea para irrigação e manutenção de culturas e outras ocupações de solo, como sejam, áreas relvadas de

campos de golfe e jardins. Actualmente, o sector de Vale do Lobo do Sistema Aquífero (SA) da Campina de Faro possui um balanço hídrico desequilibrado e insustentável, onde os volumes de água subterrânea extraídos excedem largamente o volume da água de recarga. Alguns indicadores físico-químicos e níveis da água subterrânea apontam para um processo de intrusão salina em curso, que tenderá a agravar-se com a perda de recursos. Salienta-se que a Ria Formosa, a Sul do SA da Campina de Faro, é um ecossistema de grande biodiversidade, cujo equilíbrio físico-químico depende dos escoamentos superficial e de de base do sistema aquífero que se mistura com a água das marés.

2. ENQUADRAMENTO

O sector de Vale do Lobo do Sistema Aquífero da Campina de Faro (Almeida *et al*., 2001) é intensamente explorado para abastecimento dos sectores agrícola e do turismo. É constituído por uma cobertura de areias mais ou menos argilosas do Plio-quaternário, com cerca de 30 a 60 m de espessura, que cobrem calcarenitos fossilíferos do Miocénico. Existem numerosas falhas de direcções W-E, NNW-SSE e NNE-SSW, algumas com injecção de evaporitos (argilas interestratificadas com gesso e salgema). As areias suportam um aquífero freático enquanto os biocalcarenitos suportam um aquífero confinado a semi-confinado. No passado, existiam evidências de artesianismo revelando, nalgumas áreas, a independência hidráulica dos dois aquíferos. O fluxo natural é de Norte para Sul na direcção da Ria Formosa e do mar. A alteração deste padrão deve-se às intensas extracções. O aquífero freático recebe recarga directa da precipitação e o aquífero inferior recebe recarga indirecta a partir da drenância do aquífero superior, de ribeiras com comportamento influente e através das falhas que intersectam os calcários jurássicos e cretácicos localizados a Norte. Nos troços terminais das ribeiras, a jusante, o comportamento é/era? efluente e o escoamento de base mantém/ mantinha? ecossistemas dependentes da descarga da água subterrânea. As séries temporais da APA - ARH Algarve mostram que, desde 1995, os níveis da água se encontram sistematicamente abaixo do nível do mar e, desde 2010, os cloretos têm uma tendência de crescimento.

A avaliação efectuada no âmbito do Projecto TACTIC (Tools for Assessment of ClimaTe change ImpacT on groundwater and adaptation Strategies) do Programa GeoEra dos Eurogeosurveys (Fernandes *et al*., 2021) confirmou que, i) em Outubro de 2017 – final da época seca e em Maio de 2018 – final da época húmida, os níveis de água se mantinham abaixo do nível do mar (Fig.1), ii) a distribuição espacial do Cloreto em Outubro de 2017 evidenciava valores de 1000 a 2200 mg/L a Sul do sector, iii) as rCl/HCO_3 e rSO_4/HCO_3 diferenciam amostras de água subterrânea afectadas por intrusão salina das que dissolveram evaporitos e/ou incorporaram subprodutos de fertilizantes (Fig.2) e iv) observou-se uma coincidência espacial entre diversos indicadores de intrusão salina (concentrações de Na, Br, Sr, incremento de Cl nas séries temporais, rCl/Br ~655 da água do mar, rCl/HCO3>5).

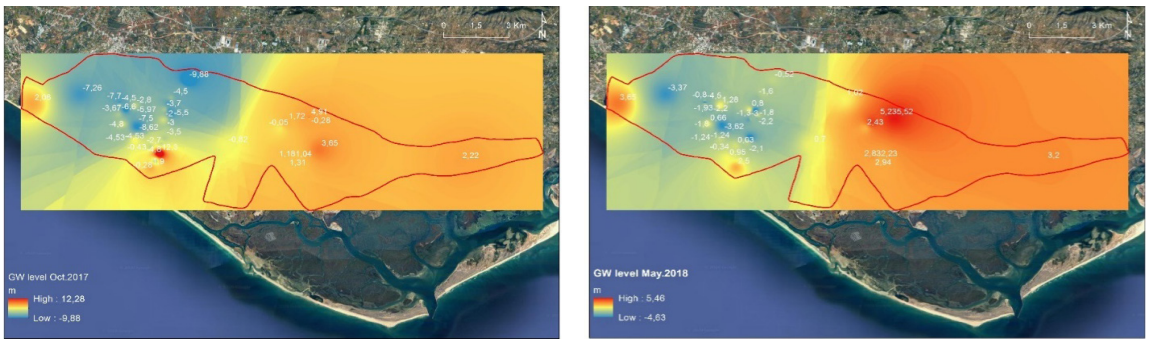


Fig. 1. Superfícies piezométricas em Outubro de 2017 (esquerda) e em Maio de 2018 (direita) para o SA da Campina de Faro. No sector de Vale de Lobo, os níveis encontram-se abaixo do nível do mar (azuis).

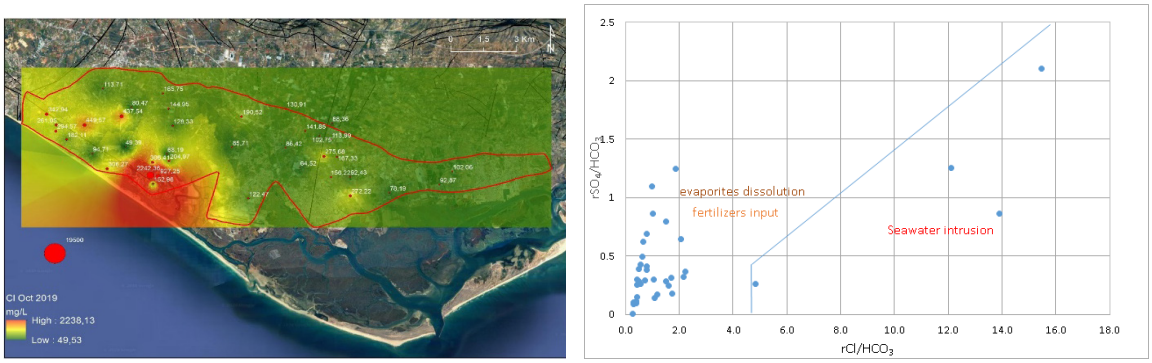


Fig. 2. Distribuição espacial do Cloreto nas águas subterrâneas (esquerda) em Outubro de 2019. Diferenciação de águas subterrâneas afectadas por intrusão salina daquelas que dissolveram evaporitos e/ou incorporaram subprodutos de fertilizantes.

Com o objectivo de confirmar a penetração da intrusão salina e delimitar a área e o volume de aquífero atingido, bem como delimitar zonas de mistura de águas, a APA - ARH Algarve promoveu a realização de prospecção hidrogeofísica com aplicação de tomografia de resistividade eléctrica e de polarização induzida, ao longo de 6000 m de perfis, maioritariamente perpendiculares à linha de costa[1].

3. Métodos

A condução electrolítica é a forma mais importante de propagação da corrente eléctrica no subsolo e na qual se baseia o método da resistividade eléctrica, que determina a dificuldade da corrente eléctrica atravessar material independentemente da sua forma. O equipamento usado no trabalho foi o Syscal Pro (IRIS Inc.) composto por 72 eléctrodos de corrente e 4 bobinas de cabo, num máximo de 355 m de perfil. Para medir perfis maiores, usou-se a técnica do roll-a-long, o que significa ligar o cabo inicial no fim do perfil de forma a medirem-se secções de 355 m até atingir o comprimento desejado. Existem diferentes dispositivos de medida em função da distribuição dos eléctrodos de corrente ao longo do perfil. Utilizou-se o dispositivo pólo-pólo: um dos eléctrodos de

1 Financiado pelo Programa de Estabilização Económica e Social (RCM 41/2022 de 4 de junho).

corrente (A) e de potencial (M) ficam dentro da linha do perfil e os respectivos pares (B, N) são instalados de forma perpendicular ao perfil a uma distância considerada infinita. Atingiram-se cerca de 200 m de profundidade.

A resistividade eléctrica, medida em Ω.m, define-se como resistividade aparente porque considera o terreno homogéneo. Não é uma situação real pois o terreno é composto por diferentes camadas de materiais. Para calcular a resistividade real do terreno realiza-se uma inversão matemática dos dados através de um processo iterativo com a matriz Jacobiana. O programa de inversão (Res2Dinv da Geotomo Inc.) procura o modelo de resistividade real que melhor se ajuste ao modelo de resistividade aparente.

A polarização induzida produz-se igualmente na condução electrolítica. Ao desligar a corrente, o potencial entre os eléctrodos não se anula instantaneamente: após um decréscimo inicial elevado a voltagem decai gradualmente para zero. Este decréscimo é considerado no domínio do tempo e mede-se após a injecção da corrente, em diferentes janelas de tempo, durante 500 ms. Os materiais polarizáveis, com capacidade para reter corrente eléctrica durante uns milissegundos, são minerais metálicos, grafite e argilas. Os valores de cargabilidade eléctrica são expressos, neste caso, em mV/V.

4. Resultados

4.1 Perfis de tomografia de resistividade eléctrica (ERT)

Na Fig.3 observam-se os perfis N-S realizados na Quinta do Lago, com início no braço da Ria Formosa e ao longo da Avenida André Jordan. Observa-se uma camada mais superficial do Plio-quaternário, com areias mais limpas representadas por altas resistividades eléctricas, na gama dos vermelhos, laranja e castanho e areias mais ou menos argilosas, com menores resistividades, na gama do amarelo a azul. Na segunda camada, na gama dos azuis e verdes, encontram-se os biocalcarenitos saturados de água salgada (azuis-escuros, <10 Ω.m), de água salobra (azuis, 10-76 Ω.m) e de água doce (verde 76-114 Ω.m). A penetração da água salgada não é homogénea e dá-se por caminhos preferenciais, associados a fracturas, falhas e condutas cársicas.

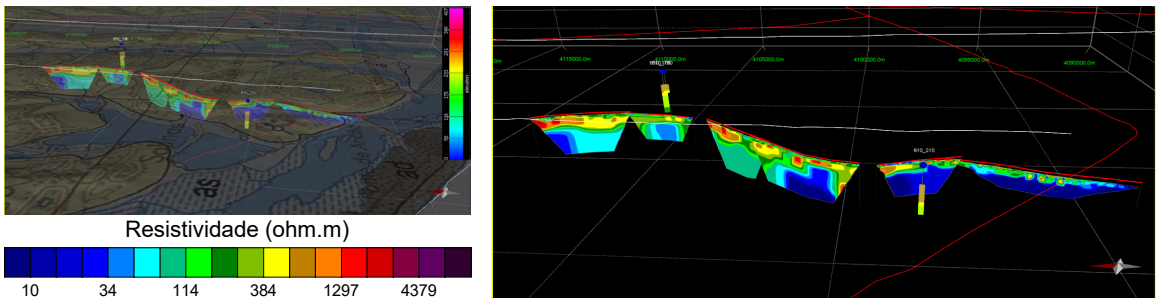


Fig. 3. Perfis ERT e logs de furos (direita); Localização sobre a folha 53A da Carta Geológica de Portugal à escala 1:50000 (esquerda) e escala de resistividade eléctrica adoptada.

4.2 Perfis de polarização induzida (IP)

Na Fig.4 encontram-se os perfis realizados a Norte da Quinta do Lago e a NW dos anteriores. O perfil de topo é de resistividade eléctrica e o da base é de polarização induzida. À descrição anteriormente feita para os perfis da Fig.3 acresce que, no seio dos biocalcarenitos, intersectaram-se condutas cársicas com circulação de água salgada e/ou muito salobra (círculos azuis) que lateralizam com faixas de circulação de água fresca (verdes). No perfil de IP (base) identificam-se duas estruturas profundas com cargabilidade. A morfologia destas estruturas e a sua continuidade em profundidade, indiciam injecção de evaporitos, sendo a cargabilidade dada pelas argilas interestratificadas com gesso. A água salgada destas estruturas não provém do mar, mas da dissolução do salgema dos evaporitos.

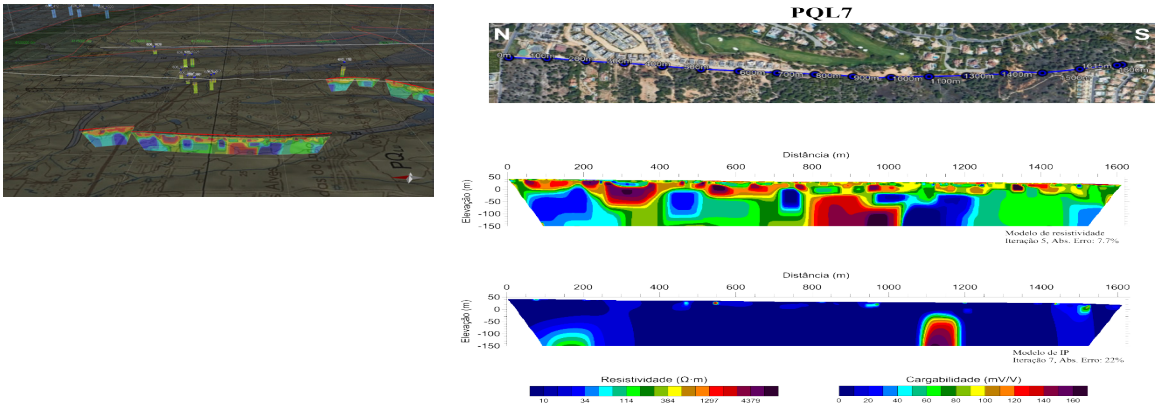


Fig. 4. Perfis ERT e IP (direita); Localização sobre a folha 53A da Carta Geológica de Portugal à escala 1:50000 (esquerda).

4.3 Penetração da intrusão salina

A análise combinada de geologia e estrutura, parâmetros físico-químicos, níveis hidroestáticos, perfis de ERT e IP permitiu a delimitação de uma área de 4.6 km² actualmente impactada por intrusão salina, o que corresponde a cerca de 14.4% do sector de Vale de Lobo do SA da Campina de Faro. Este impacto dá-se essencialmente no aquífero inferior dos biocalcarenitos do Miocénico que se encontra sobreexplorado. O aquífero superior não apresenta circulação de água salgada.

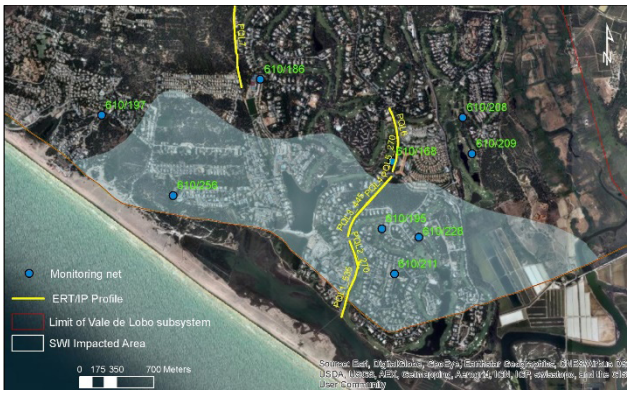


Fig. 5. Área do sector de Vale do Lobo do SA da Campina de Faro afectada por intrusão salina.

5. Conclusões

A aplicação dos métodos de tomografia de resistividade eléctrica e de polarização induzida contribuiram para quantificar que 14.4% do sector de Vale de Lobo do Sistema Aquífero da Campina de Faro encontra-se actualmente impactado por intrusão salina, essencialmente o aquífero inferior dos biocalcarenitos que se encontra sobreexplorado. A penetração da água salgada não é homogénea e dá-se por caminhos preferenciais, associados a fracturas, falhas e condutas cársicas. Foram identificados outros locais com circulação de água salobra/salgada proveniente da dissolução de evaporitos. Os modelos climáticos projectam a diminuição da água disponível pelo que, mesmo a manter-se o actual volume de extracções, antevê-se o agravamento da penetração da intrusão salina no aquífero.

Referências bibliográficas

Almeida, C., Mendonça, J. J. L., Jesus, M. R., Gomes, A. J., 2000. Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Vol. III. CGUL e Instituto da Água. DOI: 10.13140/RG.2.1.2036.6163.

Judite Fernandes, Carla Midões, Adelaide Ferreira, Ana Castanheira, Fernando Monteiro, Ana Pereira, José Sampaio (Geological Survey of Portugal - LNEG); Edite Reis (Portugal Environment Agency – APA - ARH Algarve); Rui Hugman, Luís Costa, Kathleen Standen e José Paulo Monteiro (Algarve University - UALG), 2021 - Pilot Description and Assessment: Campina de Faro Aquifer System (Portugal). Projecto TACTIC do Programa GEOERA, EU Grant agrement nº 731176, 69 p.

Proença de Oliveira, R. *et al*., 2021. Avaliação das disponibilidades hídricas actuais e futuras e aplicação do índice de escassez WEI+. Apresentação pública na APA, 7/12/2021.

Interpretação hidrogeológica da modelação 3D das sondagens eléctricas verticais (SEV) da década de 1960 na bacia do Cunene, Angola

Elsa Cristina RAMALHO[1], Alain FRANCÉS[1], Fernando MONTEIRO SANTOS[2]

[1] Laboratório Nacional de Energia e Geologia, LNEG, Estrada da Portela, Bairro do Zambujal, Apartado 7586, Alfragide, 2610-999 Amadora, Portugal. elsa.ramalho@lneg.pt; alain.frances@lneg.pt

[2] Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa - Instituto D. Luiz, Campo Grande C8, Lisboa, 1749-016 Portugal, fasantos@fc.ul.pt

Resumo

Secas severas periódicas e plurianuais constituem um dos grandes problemas da província do Cunene, em Angola, afectando significativamente a vida de perto de um milhão de pessoas. O abastecimento de água às populações rurais dispersas tem por isso que ser feita com o recurso a "chanas", que secam totalmente na estação seca, ou a furos pouco profundos, geralmente de mineralização elevada. Este problema foi identificado já há várias décadas e para o tentar mitigar, na década de 1960, foi levado a cabo pelas autoridades um programa que compreendeu a realização de prospecção geoeléctrica numa área de grande dimensão e perfuração de sondagens. Assim, em 1966/67 foram realizadas 482 sondagens eléctricas verticais (SEV) na região do Cunene. A partir do reprocessamento destas SEVs, foi recentemente possível realizar um modelo 3D de resistividade elétrica com o intuito de melhorar o conhecimento acerca da hidrogeologia da zona do Cunene e relacioná-lo com a nova informação entretanto obtida a partir de trabalhos realizados no âmbito do projecto Planageo e de estudos na Namíbia. A validação deste modelo irá ajudar a planear futuras ações, visando o abastecimento de água para um desenvolvimento sustentável das populações da região.

Palavras-Chave: Hidrogeologia; sistema aquífero Kalahari-Oshangwena; resistividade eléctrica; modelo 3D.

1. Introdução

A província do Cunene, localizada no sul de Angola e a fazer fronteira com a Namíbia, sofre com frequência de secas severas plurianuais. Durante a estação seca, a temperatura média mensal é de 22-24ºC com uma pluviosidade média de 100 mm/mês nos meses de Dezembro a Março, enquanto que esta é praticamente nula entre Maio e Setembro (Francés *et al*., 2020). Com clima árido seco, desértico, a população da província, atualmente com cerca de um milhão de habitantes dispersa por uma área superior a 80 000 km^2, tem graves carências de abastecimento de água, que é normalmente feita por "chanas" ou furos com profundidade inferior a 50 m. Este é um problema com o qual as autoridades se defrontam desde há décadas e que vão tentando mitigar com diversas ações no terreno. Em 1966, o "Plano de Coordenação para o Abastecimento de Água às Regiões Pastorícias do Sul de Angola" (PCAARPSA), contemplou a realização de uma campanha geofísica

utilizando prospeção elétrica, seguida da perfuração de mais de 50 sondagens mecânicas, cujas mineralogia da componente argilosa e hidrogeologia foram estudadas em detalhe. Mais de 50 anos depois, e após 40 anos de guerra colonial e civil, muitos desses trabalhos perderam-se, tendo-se igualmente perdido a informação que lhes serviu de base. Algumas das zonas investigadas em 1966 são atualmente de muito difícil acesso e outras ainda contêm minas anti-pessoal e anti-tanque, pelo que alguma desta informação é atualmente difícil, senão impossível, de tornar a obter no terreno. Recentemente, no entanto, no âmbito do projeto Planageo (Plano Geológico de Angola), foi realizado um levantamento da informação ainda existente, passível de ser utilizada em investigação hidrogeológica. Graças ao elevado volume de trabalho realizado na década de 1960, realizou-se um modelo 3D baseado na informação geofísica recuperada, com o intuito de melhorar o conhecimento acerca da hidrogeologia da zona do Cunene e conseguir prever com algum grau de certeza a profundidade máxima para furos de captação a perfurar na região. A validação deste modelo irá, no futuro, ajudar a planear ações que contribuam para um desenvolvimento sustentável das populações da região, garantindo-lhes um abastecimento de água mais consistente e permitindo o reforço do desenvolvimento de atividades pastorícias e criação de gado.

2. Enquadramento geológico e hidrogeológico

A área de estudo, localizada na bacia transfronteiriça endorreica Cuvelai-Etosha, em Angola e na Namíbia (Fig. 1), é composta por intercalações de areia fina, calibrada, siltes e argila (Feria *et al*., 2021), e contém o sistema aquífero multicamada Kalahari-Ohangwena-KOH (Lindenmaier *et al*., 2014), que poderá vir a ser a principal fonte de abastecimento de água subterrânea às populações. Geograficamente, localiza-se no sul de Angola e no norte da Namíbia, sendo a recarga feita, na sua maioria, a montante, nas formações cristalinas dos planaltos de Angola ou pelos rios que atravessam a bacia (Francés *et al*., 2020). A parte namibiana do sistema aquífero KOH tem vindo a ser estudada em detalhe ao longo do tempo (c.f. Lindenmaier *et al*., 2014, Miller *et al*., 2010, Wallner *et al*., 2017). Geologicamente, este sistema aquífero é constituído por vários aquíferos separados por aquitardos argilosos, cuja possança atinge normalmente dezenas de metros. Assim, de acordo com Lindenmaier *et al*. (2014), do topo para a base, até 60 m de profundidade, estão presentes aquíferos suspensos, constituídos por níveis lenticulares de areias finas a médias, correspondentes a paleo-chanas (Hamutoko *et al*., 2019), com água geralmente de baixa mineralização, que se esgotam com frequência na estação seca (KOH-0). A profundidades entre 120-170 m, e sob um aquitardo agiloso, ocorre o chamado KOH-1, aquífero confinado ou semi-confinado constituído por camadas de areias, areias argilosas e siltosas e argilas muito heterogéneas, com águas de elevada salinidade (Lindenmaier *et al*., 2014). A profundidades por vezes superiores a 200 m, ocorre o aquífero KOH-2 com dimensão regional, confinado, composto por areias finas a médias com condutividades hidráulicas que oscilam entre 10-9-10-6 m/d (Lindenmaier *et al*., 2014). É este

aquífero, de água pouco mineralizada relativamente ao contexto regional, que pode constituir a fonte mais permanente de água, o que, no entanto, exige a perfuração de furos com considerável complexidade técnica.

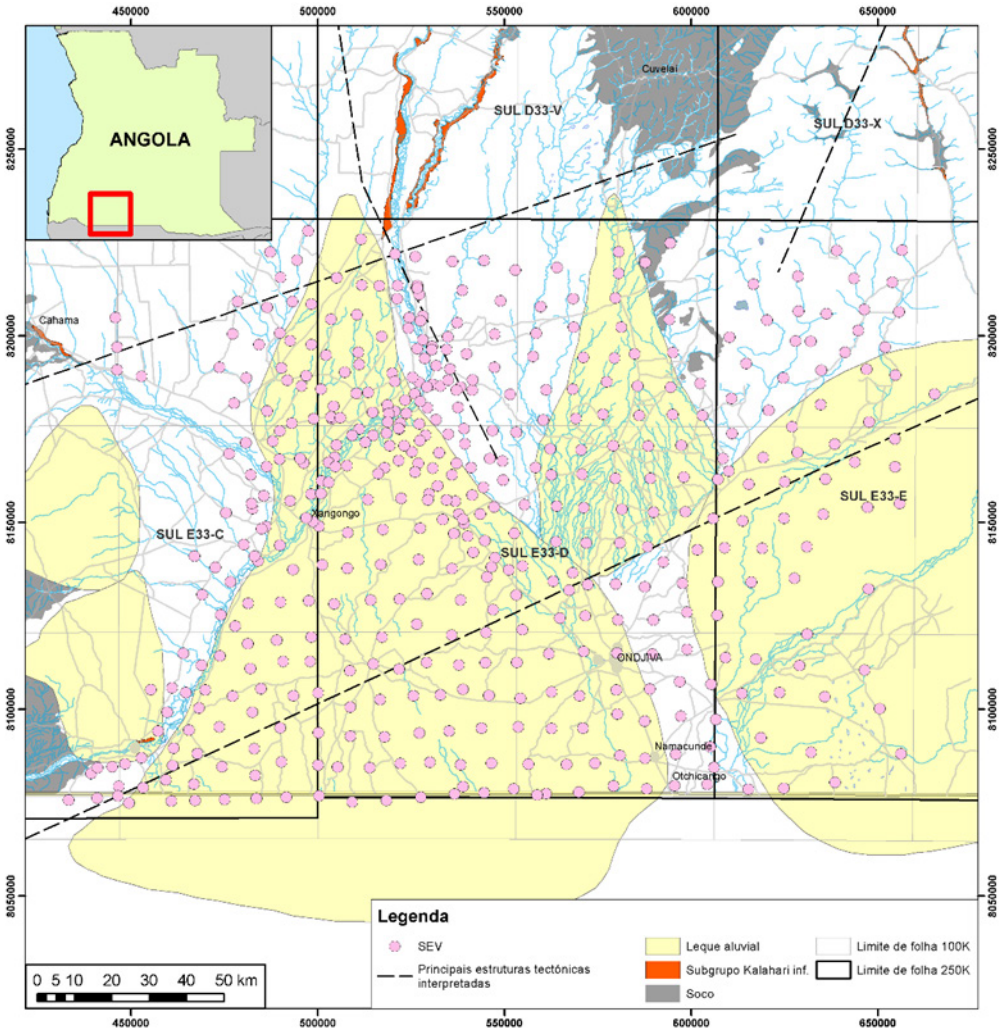


Fig. 1. Esboço geológico baseado em Feria *et al.* (2021) com a distribuição geográfica das SEV da década de 1960, cuja aquisição foi realizada por Nascimento e Moura Esteves (1966) e Nascimento *et al.* (1967).

3. Modelação 3D das sondagens elétricas verticais da década de 1960

As 482 sondagens elétricas verticais realizadas na região do Cunene entre os anos de 1966/67 (Fig.1), utilizando o dispositivo de Schlumberger com AB/2 a variar entre os 350 e os 1200 m e com uma malha a variar entre os 2,5 e os 10 km (Nascimento e Moura Esteves, 1966; Nascimento *et al.*, 1967) foram reprocessadas e foi realizada a inversão 1D de todas as sondagens e, posteriormente, modelação quasi 3D.

O método baseia-se numa inversão de mínimos quadrados de um terreno estratificado

regularizada por constrangimentos laterias, que permite transições suaves e que se encontra descrita em Monteiro Santos (2004) e Monteiro Santos *et al*. (2011). Todas as sondagens foram invertidas conjuntamente, como um sistema, e considerando os vizinhos mais próximos (locais das SEV), não tendo sido utilizada uma malha para realizar a inversão devido à distribuição irregular dos pontos de medida. A profundidade de investigação foi de 300 m. O resultado obtido encontra-se na Fig. 2.

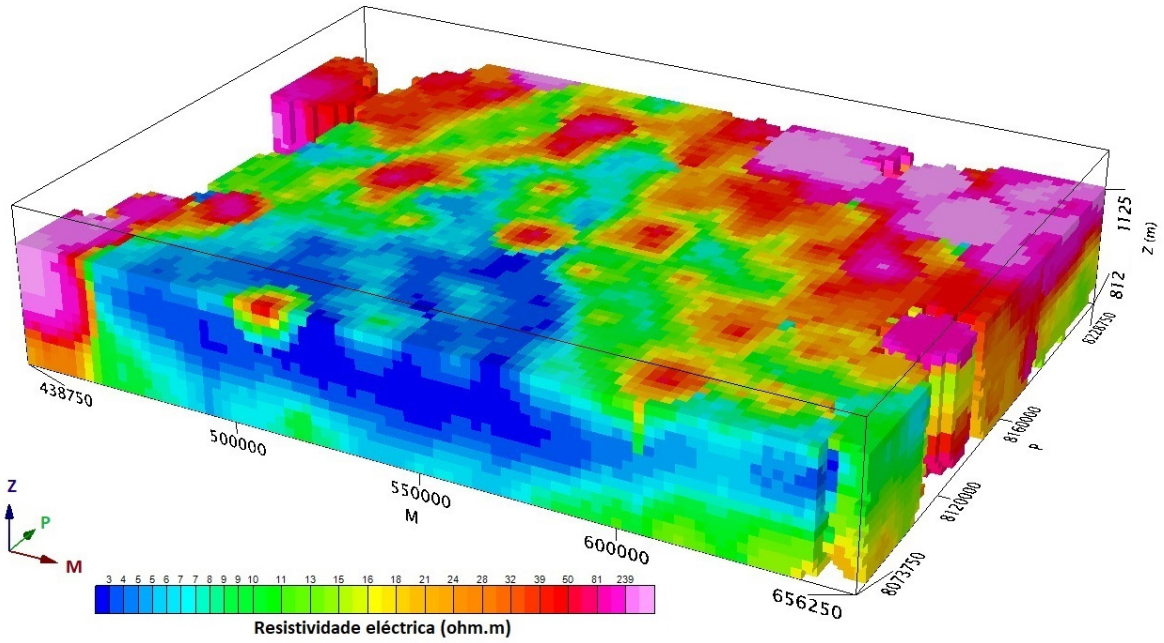


Fig. 2. Modelo 3D de resistividade elétrica realizado a partir da inversão das 482 SEV realizadas em 1966/67 na região do Cunene. Coordenadas UTM, WGS84. A fatia vertical W-E da imagem corresponde à fronteira com a Namíbia. As resistividades muito baixas, a azul-escuro, correspondem a zonas argilosas ou arenosas contendo água muito mineralizada do KOH-1.

4. Interpretação hidrogeológica

Considerando as formações geológicas que compõem o sistema aquífero multicamada KOH, Schildknecht (2012) e Lindenmeyer *et al*. (2014) atribuíram as seguintes resistividades elétricas para os resultados de levantamentos de prospeção eletromagnética no domínio do tempo (TDEM): (i) 0-3 ohm.m: areias contendo água muito mineralizada ou argilas; (ii) 3-20 ohm.m: areias contendo água salobra; (iii) >20 ohm.m: areias contenham água pouco mineralizada. Uma vez que os métodos eléctricos e electromagnéticos de prospeção podem ser interpretados em relação à mesma propriedade física, a resistividade eléctrica, valores semelhantes também poderão servir como referência aos limites de resistividade eléctrica considerados na interpretação do modelo 3D da bacia do Cunene com base em SEV.

Assim, pode verificar-se nas zonas N e W da zona estudada, o afloramento de formações mais resistivas que constituem os bordos da bacia (soco) e que se prolongam em profundidade. Por outro lado, na região próxima da fronteira com a Namíbia, a fatia vertical transversal ao eixo da

bacia (direção W-E) atinge valores de 3-4 ohm.m até profundidades próximas dos 300 m. Para W e E, valores de resistividade mais elevada são cada vez mais atingidos a menores profundidades quanto mais distantes estão do centro da bacia. Isto significa que na zona central e meridional da bacia, o KOH-2 é atingido a maiores profundidades do que nos bordos, o que é compatível com a informação obtida nos furos realizados no âmbito do PCAARPSA. Por outro lado, devido à elevada mineralização da água do aquífero KOH-1 e à pequena espessura que evidencia, a sua identificação torna-se difícil, se não impossível, a partir do modelo 3D baseado em SEV.

5. Conclusões

A interpretação do modelo 3D realizado a partir das SEV efectuadas na década de 1960 na bacia do Cunene permitiu conhecer melhor o sistema aquífero KOH, e em particular o aquífero KOH-2 e o seu potencial enquanto alternativa de abastecimento de água às localidades periféricas e à população dispersa da região do Cunene. A partir deste modelo, foi possível planear novos trabalhos de prospecção hidrogeológica, como TDEM e sondagens mecânicas profundas para conversão em piezómetros para estudo do KOH-2, que além da nova informação que têm vindo a fornecer, têm igualmente estado a validar o presente modelo. Salienta-se que a interpretação de toda a nova informação geológica e hidrogeológica obtida no âmbito do projecto Planageo tem sido consistente com o modelo 3D das SEV realizadas na década de 1960.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao projeto Planageo, bem como a todos os colegas com quem tiveram o privilégio de trabalhar ao longo dos mais de 5 anos da sua duração e que de muitas e diferentes formas contribuiram para a realização deste trabalho.

Referências bibliográficas

Francés, A, Carvalho, J, Rodrigues, J F (2020). Contributo ao "Estudo Geológico, Geofísico e Hidrogeológico do Sistema aquífero KOH em Angola", relatório interno UTE (IGME, LNEG, Impulso) IGEO, Luanda, 67 pp.

Feria, M C., Martín Banda, R, Garcia Lobón, J L, Gumiel, J C , Rey Moral, C, Merino, E (2021). Notícia Explicativa da Carta geológica de síntese e hidrogeológica, Escala 1:500.000, 186p.

Hamutoko, J., Post, V., Wanke, H., Beyer, M., Houben, G. and Mapani, B. (2019). The role of local perched aquifers in regional groundwater recharge in semi-arid environments: evidence from the Cuvelai-Etosha Basin, Namibia. Hydrogeology Journal 1-15. https://doi.org/10.1007/s10040-019-02008-w

Lindenmaier, F, Miller, R, Fenner, J., Christelis, G, Dill, H G, Himmelsbach, T, Kaufhold, S, Lohe, C, Quinger, M, Schildknecht, F, Symons, G, Walzer, A, van Wyk, B (2014). Structure and genesis of the Cubango Megafan in northern Namíbia: implications for its hydrogeology. Hydrogeology Journal 22, 1307–1328. https://doi.org/10.1007/s10040-014-1141-1

Miller, R McG, Pickford, M, Senut, B (2010). The geology, palaeontology and evolution of the Etosha pan, Namibia: implications for terminal Kalahari deposition. South African Journal of Geology, (113):3, 307-334. https://doi.org/10.2113/gssajg.113.3.307

Monteiro Santos, F A (2004). 1-D laterally constrained inversion of EM34 profiling data, Journal of Applied Geophysics, 56, 123-134. https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2004.04.005

Monteiro Santos, F A, Triantafilis, J, Bruzgulis, K, 2011. A spatially constrained 1D inversion algorithm for quasi-3D conductivity imaging: Application to DUALEM-421 data collected in a riverine plain, Geophysics, Vol. 76, No. 2, P. B43–B53, 11 FIGS. https://doi.org/10.1190/1.3537834

Nascimento, U, Moura Esteves, J (1966). Prospecção geofísica da possança das formações detríticas nas áreas dos concelhos de Roçadas e Cuanhama (Baixo Cunene). Serv. de Geotecnia, Div. de Prospecção, Rel. Técnico nº 38 e anexo.

Nascimento, U, Moura Esteves, J, Farinha, J A R (1967). Prospecção geofísica da possança das formações detríticas nas áreas dos concelhos de Roçadas e Cuanhama (Baixo Cunene). Serv. de Geotecnia, Div. de Prospecção. Rel. Complementar ao Relatório Técnico nº 41, 8p. e anexo.

Schildknecht, F (2012). Groundwater exploration with TEM soundings in the Cuvelai-Etosha Basin. Grundwasser für den Norden Namibias (Cuveai-Etosha Becken), 2006.2073.2, 05-2326, 35p.+annexes.

Wallner, M., Houben, G., Lohe, C., Quinger, M., Himmelsbach, T. (2017). Inverse modeling and uncertainty analysis of potential groundwater recharge to the confined semi-fossil Ohangwena II Aquifer, Namibia. Hydrogeology Journal, (25): 2303-2321. https://doi.org/10.1007/s10040-017-1615-z

River-aquifer interactions in the Campina de Faro aquifer

Kath STANDEN[1], José Paulo MONTEIRO[1], Luís COSTA[1], Rui HUGMAN[2]

[1] Universidade do Algarve, Centro de Ciências e Tecnologias da Água/ CERIS, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, jpmontei@ualg.pt

[2] Universidade do Algarve, Centro de Ciências e Tecnologias da Água/ CERIS, Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, luisrdcosta@gmail.com

[3] Reserach Fellow at Flinders University, Cape Town, South Africa, rui.hugman@flinders.edu.au

Abstract

The structure and spatial distribution of the fractured hard rocks, karstic formations and porous lithologies, presenting contrasting permeability and very different infiltration rates, aligned in strips roughly parallel to the coast in the Algarve are in the origin of the presence of successive influent and effluent reaches in the watercourses of this region. The type and intensity of river-aquifer interactions change in very short distances in the different present lithologies spanning from Paleozoic to Quaternary rocks. Previous research in this area was mainly focused on the contacts of the Jurassic karstic aquifers with the Paleozoic hard rocks located to the North and with the same Jurassic karstic rocks in the area of contact with younger (Mesocenozoic) lithologies to the South. In the present paper we discuss the river-aquifer interactions in the coastal zone, to the south of the previously studied areas.

Palavras-Chave: River-aquifer interactions; Campina de Faro aquifer

1. Introduction

The water balance of the karst aquifers of the northern border of the Mesocenozoic sedimentary basin of the Algarve cannot be estimated without taking into account the allogenic recharge of water resulting from the runoff generated upstream in the low permeability and low infiltration areas of Carboniferous rocks outcrops (shales and greywackes) located further North (Monteiro, 2007; Salvador *et al* 2012). South of the Jurassic outcrops, near the coastal strip, the carbonate and detritic aquifers are covered by quaternary sediments with a relevant clay content and low infiltration of the subjacent deep karstic lithologies. The Campina de Faro Aquifer (m18) and neighbour aquifer systems North of it (Almansil Medronhal, São João da Venda Quelfes, Chão de Cevada Quinta João de Ourém) include that coastal strip in Central Algarve and the transition to the northern outcropping karstic aquifers. Oliveira *et al* (2015) performed the analysis of hydrometric data available for the Rio Seco in this area with the objective of studying the viability to infiltrate the discharge of flash floods in infiltration basins to improve water storage and water quality in the eastern sector of the Campina de Faro Aquifer. The Ribeira de São Lourenço is now under investigation also in relation with the use of the respective flow with the same objectives research in the western sector of the aquifer.

2. Hidrogeological interpretation of hydrometric data

The intersections between the Rio Seco and Ribeira de São Lourenço surface water catchments with the Campina de Faro and upstream connected aquifer systems are shown on Fig. 1. Catchments were delineated using the available Digital Elevation Model for Portugal, with 30 m resolution, using the watershed delineator from the SWAT hydrological model implemented in ArcGIS. The calculated áreas of the Rio Seco and Ribeira de São Lourenço are 63.22 km^2 and 59.53 km^2, respectively. The available flow data of the streams results from hydrometric gauges from the Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH). There are two gauging stations in Rio Seco: Coiro da Burra (31J/01H) and Rio Seco (31J/01HA). In the case of Ribeira de São Lourenço hydrometric data is available for the Sítio da Igreja gauging station.

Flow data is available in both Rio Seco gauges between 1st October 1996 and 30th September 2005, with a limited amount of missing data (104 days and 12 days respectively). Missing data were filled using linear interpolation between datapoints, with manual checking against the other gauge during longer periods of missing data to ensure that significant flow events were not missed. Annual flow statistics were calculated for the selected analysis period by hydrological year (1st October to 30th September), results of which are presented in Table 1.

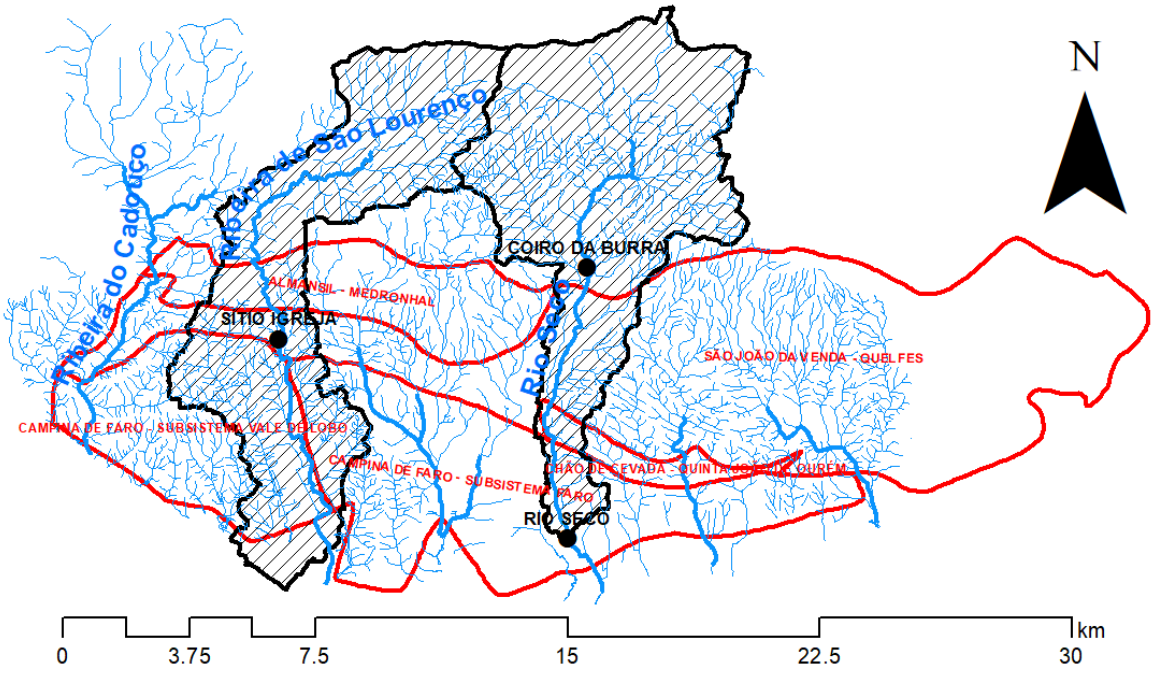


Fig. 1. Watershades, hydrometric stations and aquifer systems in the studied area.

Like the Rio Seco, the Ribeira da São Lourenço has a large part of its catchment upstream of the Campina de Faro aquifer. The upper catchment area measured from the Igreja gauge is 31.26 km^2, located on Cretaceous limestones. The area upstream of the gauge is known to be karstic with

Jurassic limestones and dolomites found at the surface, with a number of sink holes present along the course of the river. It is expected that a proportion of the surface runoff is lost from the river into the aquifer, but it is not known whether there is a direct connection between the Jurassic limestones and the Miocene aquifer in the Vale do Lobo area, or whether the flow is routed towards the Carcavai / Cadouço catchment and potentially the Quarteira aquifer system (not shown in Figure 1) further west. Figure 2 and 3 present the measured flows in the hydrometric gauges of Rio Seco and Ribeira de São Lourenço in 1996/97.

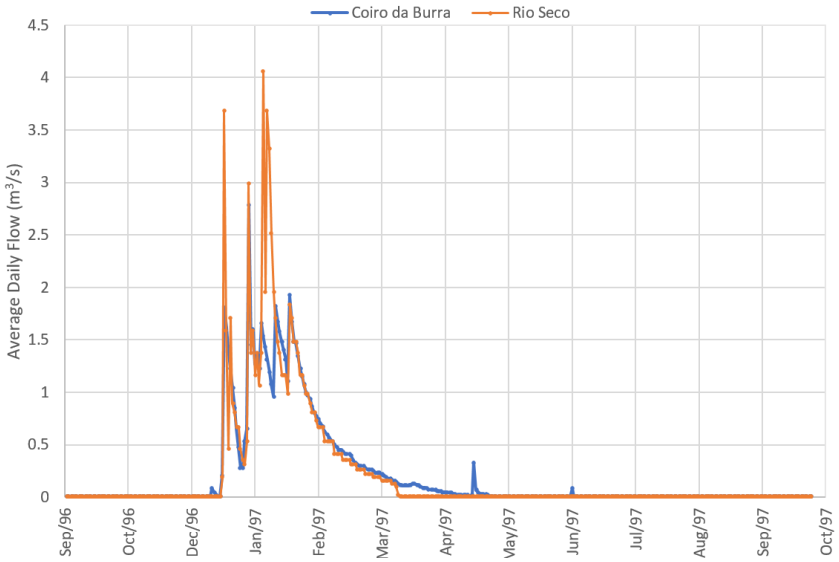


Fig. 2, Rio Seco Flow at upstream gauge (Coiro da Burra) and downstream gauge (Rio Seco) for hydrological year 1996/7.

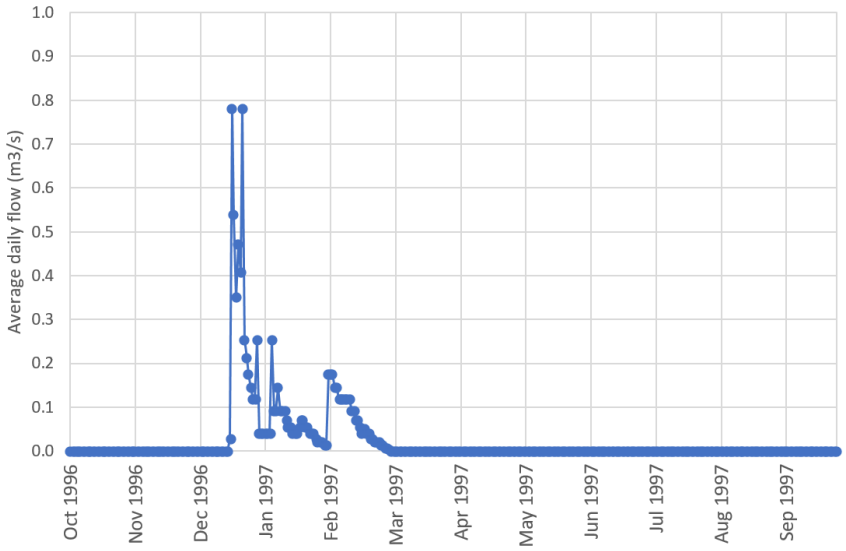


Fig. 3. Ribeira de São Lourenço Flow measured at Igreja gauge for hydrological year 1996/7.

The average annual flow for the Ribeira de São Lourenço at the Igreja hydrometric station is based on data for hydrometric years 1996 to 2004, in order to be comparable to the data from the Rio Seco. No data was available for hydrological years 2005 and 2006, although data was available for 2007. The catchment area is slightly smaller than that for the Rio Seco at Coiro da Burra, although it covers very similar catchment geology, mostly Jurassic limestones and dolomites. However, the annual average flow for these reaches of the stream is around 1.25 Mm^3/yr for São Lourenço and 6.8 Mm^3/yr for Rio Seco, and the unit flow in the São Lourenço catchment is less than half that of the Rio Seco, 40,000 $m^3/yr/km^2$ compared to 89,000 $m^3/yr/km^2$. Despite the strong similarities between both catchments regarding rainfall, their geomorphology, land use and geographical location (the northern part of the catchments are adjacent), the generated flow at each is surprisingly quite different.

Table 1. Annual flow statistics. Annual runoff (m^3/yr) and number of days of river flow (days/ yr), calculated from data available at the Rio Seco and São Lourenço hydrometric stations.

YEAR	ANNUAL RUNOFF RIO SECO	ANNUAL RUNOFF S. LOURENÇO	DAYS OF RIVER FLOW RIO SECO	DAYS OF RIVER FLOW SÃO LOURENÇO IGREJA
1995	25,675,747	-	165	-
1996	6,807,283	756,173	88	77
1997	8,078,918	3,071,174	112	103
1998	0	259	0	3
1999	43,805	69,898	12	13
2000	8,775,821	1,910,218	116	115
2001	9,963,130	2,094,336	114	139
2002	29,695,421	3,299,184	181	199
2003	512,179	78,624	31	37
2004	193,190	605	2	3
2005	1,539,302	-	16	-
2006	5,630,256	-	50	-
2007	-	159,322	-	31
1996-2004 AVERAGE	6,805,820	1,253,386	73	77

Based on the catchment flow per km^2 values, it is expected that close to 1.5 Mm^3/yr on average may be lost due to riverbed infiltration in the São Lourenço catchment, but it is not known how this is distributed along the river, or which aquifer unit / system the water eventually flows in to. From the water management point of view, it is intended to know if this flow could reach the M18, since this system has a negative water balance. Notwithstanding, there is no information available to assess if the infiltrated water flows towards west, to the Quarteira aquifer (M7), or to deeper geological formations (Cretaceous/Jurassic). The resume of the data analysed in the hydrometric gauges of both watersheds is presented in Table 1.

3. Final remarks

The areas of the of the Rio Seco and the Ribeira de São Lourenço with 63.22 km^2 and 59.53 km^2, respectively cover very similar catchment geology, mostly Jurassic limestones and dolomites to the North and also similar detritic sedimentary cover in the southern area. However, the annual average flow is around 1.25 Mm^3/yr for the São Lourenço river, compared to 6.8 Mm^3/yr at the Rio Seco. Therefore, despite strong catchment similarities in rainfall, soil type, geology, land use and geographical location, the flow regime is conspicuously different. The observed differences are probably related with the groundwater surface water interactions due to local scale structures in the origin of the sinkholes present in Ribeira the São Lourenço that can explain the close to 1.5 Mm^3/yr on average that may be lost due to riverbed infiltration in this catchment. These differences show that planning water management at the regional scale in the Algarve region cannot be effective without taking into account local scale river-aquifer interactions.

Acknowledgments

The authors wish to thank the funding for the research leading to these results received from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under the Marie Skłodowska-Curie grant agreement no. 814066 (Managed Aquifer Recharge Solutions Training Network—MARSoluT).

References

Monteiro JP, Ribeiro L, Reis E, Martins J, Matos Silva J (2007) Modelling Stream-Groundwater Interactions in the Querença-Silves Aquifer System. XXXV AIH Congress. Groundwater and Ecosystems. Lisbon. Portugal. pp 41-42, doc. Elect. in CD Rom. 10pp

Oliveira MO, Lobo Ferreira JP, Leitão T, Costa L, Carvalho T, Agostinho R., Monteiro JP (2015) New test of the GABARDINE infiltration basin for mar in Rio Seco (Campina da Faro aquifer system, Algarve). 10.º Seminário de Águas Subterrâneas. APRH, Évora, pp 73-76.

Salvador N, Monteiro J.P, Hugman R, Stigter T Y, and Reis E (2012) Quantifying and modelling the contribution of streams that recharge the Querença-Silves aquifer in the south of Portugal, Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 12, 3217-3227, doi:10.5194/nhess-12-3217-2012.

Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) https://snirh.apambiente.pt/

Análise da Vulnerabilidade intrÍnseca das águas subterrâneas do rio paraopeba (minas gerais – brasil)

Victor Hugo SARRAZIN LIMA[1], Fernando António LEAL PACHECO[2], João Paulo MOURA[4], Teresa Cristina TARLÉ PISSARRA[5], Renato Farias do VALLE JUNIOR[6], Maytê Maria Abreu Pires de MELO SILVA[6], Carlos Alberto VALERA[7], Marília Carvalho de MELO[8], Luís Filipe SANCHES FERNANDES[3, 4]

[1] Universidade de Trás os montes e Alto Douro, 5000-598, Vila Real, Portugal, victorsl98sarrazin@gmail.com

[2] CQVR – Centro de Química de Vila Real, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Ap. 1013, 5001-801 Vila Real, Portugal, fpacheco@utad.pt

[3] CITAB – Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Ap. 1013, 5001–801 Vila Real, Portugal, lfilipe@utad.pt

[4] Dept. of Engineering, University of Trás-os-Montes e Alto Douro, 5001-801 Vila Real, Portugal and Knowledge Engineering and Decision Support Research Center, Porto, Portugal jpmoura@utad.pt

[5] Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane, s/n, Jaboticabal, SP 14884-900, Brazil, teresa.pissarra@unesp.br

[6] Instituto Federal do Triângulo Mineiro, Campus Uberaba, Laboratório de Geoprossessamento, Uberaba, MG 38064-790, Brazil, renato@iftm.edu.br, mayte@iftm.edu.br

[7] Coordenadoria Regional das Promotorias de Justiça do Meio Ambiente das Bacias dos Rios Paranaíba e Baixo Rio Grande, Rua Coronel Antônio Rios, 951, Uberaba, MG 38061-150, Brazil, carlosvalera@mpmg.mp.br

[8] Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, Cidade Administrativa do Estado de Minas Gerais, Rodovia João Paulo II, 4143, Bairro Serra Verde - Belo Horizonte – Minas Gerais, Brazil, marilia.melo@meioambiente.mg.gov.br

RESUMO

Em 2015, foram aprovados os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável que visam, em termos mundiais, garantir, proteger, recuperar, promover e alcançar a sustentabilidade social e ambiental do nosso planeta até 2030. Nesse contexto, surge o trabalho aqui apresentado que envolve os impactos de rejeitos nos recursos hídricos subterrâneos após a rotura da barragem de Brumadinho. No dia 25 de janeiro de 2019, a rotura da barragem de rejeitos em Brumadinho, Minas Gerais, Brasil, ocasionou a destruição da vegetação e dos rios que alimentavam as populações e os animais, gerando um impacto social, econômico e ambiental sem precedentes. Nos últimos anos, a região afetada enfrenta um período de precipitações intensas, promovendo uma maior lixiviação do solo e aumento nas recargas das águas subterrâneas, ocasionando aumento da vulnerabilidade e risco de contaminação aquífera das sub-bacias do rio Paraopeba pelos rejeitos dissipados, principalmente a sub-bacia do Ferro-Carvão, epicentro deste desastre. Por se tratar de um local de concentração dos rejeitos de mineração, está sendo desenvolvida uma análise da vulnerabilidade intrínseca e dos riscos das águas subterrâneas à poluição na bacia do rio Paraopeba, incluindo, naturalmente, a sub-bacia do Ferro-Carvão. Para a realização da análise da vulnerabilidade intrínseca das águas subterrâneas nos locais de estudos, está sendo utilizado o método sustentável DRASTIC, que consiste em 7 parâmetros ambientais (D- profundidade das águas subterrâneas; R- recarga dos aquíferos; A- material do aquífero; S- tipo de solo; T- topografia; I- impacto da zona não saturada;

C- condutividade hidráulica). No momento, está analisada a vulnerabilidade intrínseca das águas subterrâneas na bacia do rio Paraopeba, incluindo a sub-bacia Ferro-Carvão, para dar seguimento ao desenvolvimento do "Hazard map" e analisar os possíveis riscos de poluentes contaminarem as águas subterrâneas ao longo da bacia do rio Paraopeba e sub-bacia Ferro-Carvão.

Palavras-Chave: DRASTIC; vulnerabilidade intrínseca; rejeitos; águas subterrâneas; riscos.

1. Introdução

"As tragédias de Mariana e Brumadinho mudaram para sempre a nossa atuação. Jamais as esqueceremos e nem deixaremos de atuar na reparação integral dos seus impactos e garantir a não repetição. E mais do que isso: nos comprometemos com um Novo Pacto com a Sociedade". A Vale S.A tem desenvolvido iniciativas no sentido de garantir a preservação e a sustentabilidade do planeta, como exemplos, a mitigação dos impactos de suas operações, as remediações possíveis em Brumadinho e a agregação dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) que visam proteger, recuperar, promover e alcançar a sustentabilidade ambiental e social. Além disso, a Vale S.A construiu projetos de estudos ambientais, como o Projeto ENTIRE, que tem como princípios de desenvolvimento de investigação os desafios 6 e 15 da ODS, acerca da qualidade da água para o consumo humano, para a natureza e para a preservação dos recursos hídricos, e proteção da fauna e flora do ambiente em estudo, respectivamente (Vale S.A, 2022).

No momento, está concluída a primeira fase da investigação que consistia em uma análise sustentável da vulnerabilidade intrínseca das águas subterrâneas do local em estudo. O local em estudo, abrange as principais regiões da bacia do rio Paraopeba monitoradas, após o rompimento da barragem de rejeitos em Brumadinho, e principalmente a sub-bacia do Ferro-Carvão, onde se localiza uma alta concentração dos rejeitos de minérios. A análise sustentável realizada, foi através da construção de um modelo paramétrico, DRASTIC. A segunda fase de investigação, será desenvolvido mais adiante, acerca dos possíveis riscos de contaminação das águas subterrâneas, através da relação entre o DRASTIC e o "Hazard Map".

2. Enquadramento

2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Paraopeba apresenta uma área de drenagem de 13.643 km² e está situada no Brasil, na região sudeste do Estado de Minas Gerais, próxima a cidade de Belo Horizonte. Sua área compreende total e parcialmente 48 municipios e apresenta uma população estimada de 1,4 milhões de habitantes. Trata-se de uma bacia com padrão de drenagem dendrítico, exorreica e alongada. A condição climática da bacia é o clima temperado úmido com inverno seco, verão

quente ou temperado. A precipitação média anual das chuvas na região da bacia para o período de 1941-2018, com pelo menos 30 anos de dados observados, está em torno dos 1400 a 1500 mm médio anuais. Sua Altimetria varia entre 560 metros a 1400 metros (MDGEO, 2020; Plano Diretor de Recursos Hídricos Da Bacia Hidrográfica Do Rio Paraopeba-SF3 Resumo Executivo, 2020.).

O bloco 0, descrito pela MDGEO e pela ARCADIS, é a região do córrego Ferro-Carvão, possui uma área estimada de 60 km² e está situada no epicentro do desastre ocorrido. Dos 11,7 milhões de metros cúbicos de rejeitos dissipados, 7,8 milhões de metros cúbicos permaneceram na sub-bacia Ferro-Carvão. Este bloco está no contexto geológico do Quadrilatero Ferrifero, que agrupa três unidades geológicas principais: o Supergrupo Minas; o Supergrupo Rio das Velhas; e o embasamento cristalino (formado pelo complexo granito-gnáissico). O Supergrupo Minas é composto por três Grupos: Caraça; Itabira; e Piracicaba e se sobrepõe às rochas dos complexos metamórficos e Supergrupo Rio das Velhas em contato tectônico(MDGEO, 2020; ARCADIS, 2021.).

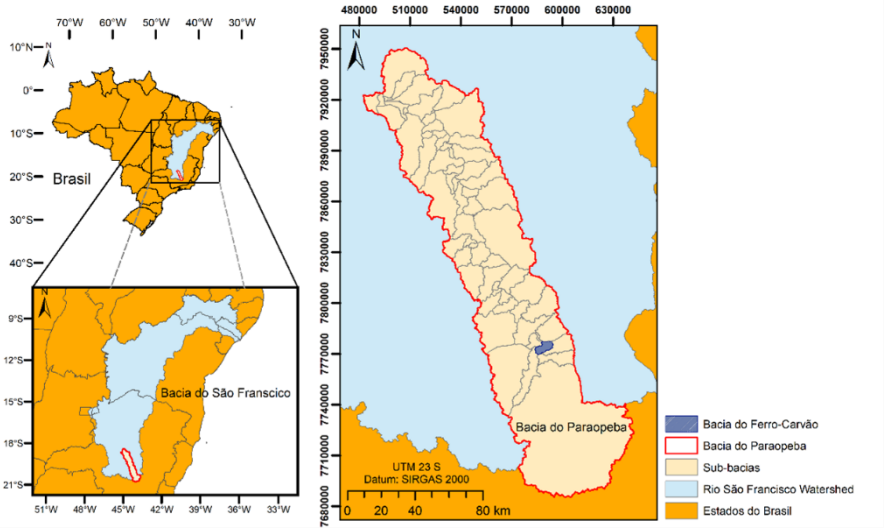


Fig. 1. Mapa de localização (Bacia do rio Paraopeba e Bloco 0).

2.2 Descrição do método DRASTIC

O método DRASTIC quantifica e avalia a vulnerabilidade intrínseca das águas subterrâneas à contaminação dos rejeitos propagados na bacia hidrográfica em análise, gerando um mapa da vulnerabilidade da região em estudo. Esse método paramétrico assume que os rejeitos de minérios são introduzidos a partir da superfície terrestre, utilizando como ligação entre os poluentes e as águas subterrâneas, a profundidade do aquífero subterrâneo que o poluente ultrapassará (D); a recarga do aquífero, permitindo ultrapassar com mais facilidade as camadas geológicas, se a recarga for alta (R); o tipo de material do aquífero, que poderá abrandar o meio de entrada e propagação dos poluentes no aquífero, rocha metamórfica como exemplo de material com porosidade baixa

(A); o tipo de solo, que diminui ou aumenta os efeitos de propagação dos rejeitos de acordo com a sua permeabilidade (S); a topografia da bacia hidrográfica em estudo, analisando seus declives que influenciam a infiltração de poluentes nos aquíferos (T); a zona vadosa ou zona não saturada do solo, através do tipo de material geológico que os rejeitos de minério estão sujeitos a percolar (I); e por fim a condutividade hidráulica, que utiliza a quantidade de água que passa através dos poros do material geológico no aquífero (C). Cada parâmetro acima referido possui um peso específico na análise da vulnerabilidade intrínseca das águas subterrâneas (Aller *et al*., 1987; António & Pacheco, 2012; Fernandes *et al*., 2014; Pacheco *et al*., 2015; Saidi *et al*., 2011).

Por meio do artigo de (Aller *et al*., 1987.), adquire-se os índices de cada parâmetro () estudado e os respetivos pesos (). A vulnerabilidade intrinseca é calculada através da seguinte equação:

DRASTIC = (Dp×Di)+(Rp×Ri)+(Ap×Ai)+(Sp×Si)+(Tp×Ti)+(Ip×Ii)+(Cp×Ci) [Eq. 1]

O valor mínimo de vulnerabilidade intrínseca é 23 e o valor máximo 226. O código americano de cores é adotado para a elaboração de mapas de vulnerabilidade DRASTIC, sendo valores pequenos considerados como baixa vulnerabilidade e valores maiores como alta vulnerabilidade (António & Pacheco, 2012.).

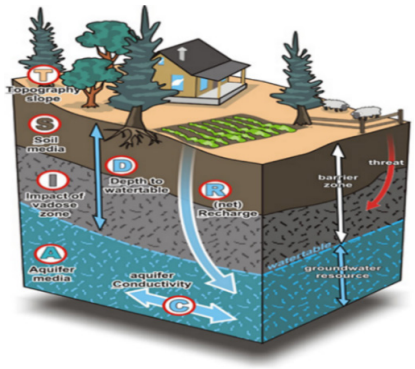


Fig. 2. Parâmetros do índice DRASTIC.
Fonte:(Pinto *et al*., 2018.)

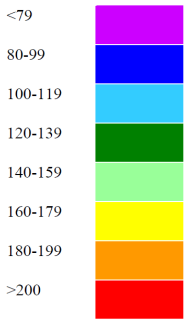


Fig. 3. Escala de cores do índice de vulnerabilidade intrínseca.
Fonte: (António & Pacheco, 2012.).

Tabela 1. Ponderações.

Parâmetro	Peso
D	5
R	4
A	3
S	2
T	1
I	5
C	3

2.3 Cálculos e dados desenvolvidos

A aquisição e tratamento de dados é base das análises de dados científicos, pois tem a intenção de modelar uma situação do ambiente que está a ser estudada com mais exatidão. Assim, um modelo paramétrico que estime a vulnerabilidade das águas subterrâneas ao longo da bacia do rio Paraopeba por meio de 7 parâmetros ambientais, necessita de adquirir, organizar e preparar os dados brutos, para ter uma melhor acuracidade (António & Pacheco, 2012; Fernandes *et al*., 2014; Pacheco *et al*., 2015).

A partir do tratamento dos dados fornecidos pela Vale. S.A para desenvolver os parâmetros do DRASTIC, elaboraram-se cálculos com processamentos analíticos matemáticos, como a conversão da vazão especifica dos poços analisados em condutividade hidráulica, ou processamentos analíticos geoespaciais, como o cálculo das declividades na área da bacia hidrográfica a partir do Mapa Digital do Terreno (MDT), por meio das ferramentas do Sistema de Informação Geográfica (SIG) no software ArcMap.

3. Conclusões

Em nossa presente análise do mapa de vulnerabilidade intrínseca da bacia do rio Paraopeba, resumimos que em totalidade, a área em estudo é considerada de baixa a moderada vulnerabilidade de contaminação do aquífero, com exceção dos rios principais e do entorno da Usina hidrelétrica de Três Marias, onde se estima uma alta vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação. Em relação à sub-bacia do Ferro-Carvão, inferimos que é uma região de baixa vulnerabilidade de contaminação das águas subterrâneas, admitindo-se assim a construção de infraestruturas nesta área demarcada, pois caso ocorra algum desastre ambiental, possui um impacto baixo de contaminação das águas subterrâneas pelos poluentes.

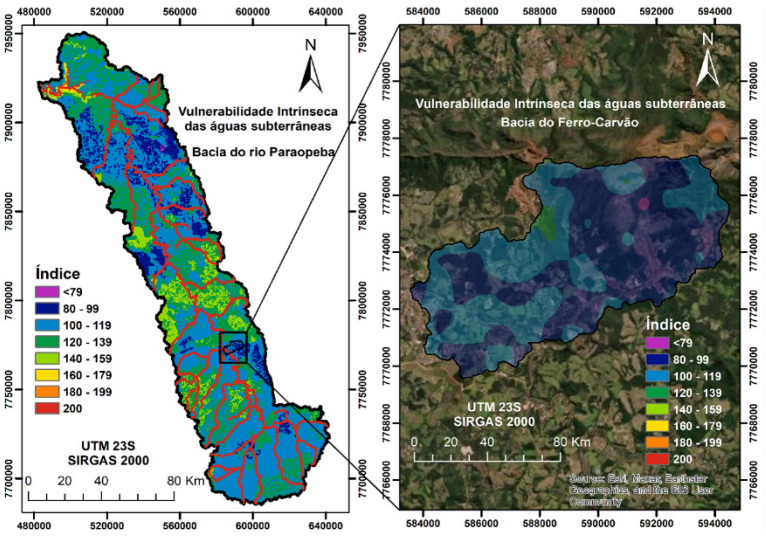


Fig. 4. Mapa de Vulnerabilidade.

Agradecimentos

Os autores que participam no início dessa primorosa investigação, agradecem à empresa Vale S.A, pelo apoio financeiro e pelos dados fornecidos, para a elaboração de análises que beneficiarão um desenvolvimento sustentável e produzirão novos estudos das águas subterrâneas do rio Paraopeba.

Referências bibliográficas

Aller, L., Bennet, T., Lehr, J. H., Petty, R. J., Hackett, G., Applications, J. T., Branch, A., & Kerr, R. S. (1987). *DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings*.

António, F., Pacheco, L. (2012). *Universidade de trás-os-montes e alto douro vulnerabilidade e risco de contaminação de aquíferos: comparação de modelos baseados no método DRASTIC*.

Fernandes, L., Cardoso, L., Pacheco, F., Leitão, S., & Moura, J. (2014). DRASTIC and GOD vulnerability maps of the Cabril River Basin, Portugal. *Revista Escola de Minas*.

Vale S.A., MDGEO. (2020.). Modelo Conceitual para Avaliar os Impactos na Qualidade da Água Subterrânea em Função do Rompimento da Barragem B1. www.mdgeo.eco.br

Pacheco, F. A. L., Pires, L. M. G. R., Santos, R. M. B., & Sanches Fernandes, L. F. (2015). Factor weighting in DRASTIC modeling. Science of the Total Environment, 505, 474–486. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.092

Pinto, A., Branco, S., Paulino, V., Santos, M., Gomes, N., & Marques, L. (2018). Desafios da Educação em Timor-Leste. https://www.researchgate.net/publication/332555191

Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba-SF3 Resumo Executivo. (2020.).

Saidi, S., Bouri, S., ben Dhia, H., & Anselme, B. (2011). Assessment of groundwater risk using intrinsic vulnerability and hazard mapping: Application to Souassi aquifer, Tunisian Sahel. Agricultural Water Management, 98(10), 1671–1682. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.06.005

Vale SA., ARCADIS. (2020.). *Relatório técnico-caracterização geoquímica dos rejeitos em profundidade e solo sotoposto*.

Referências internet

Vale S.A. *Nossa Estratégia e Compromisso*. Disponivel em:

http://www.vale.com/esg/pt/Paginas/NossaEstrategiaCompromissos.aspx, Acesso em 29 de março de 2022.

ANEXOS

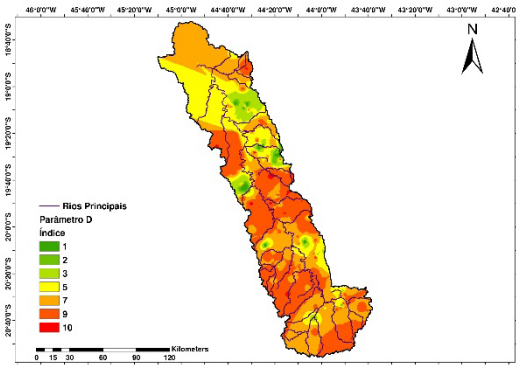


Fig. 5. Índice de vulnerabilidade intrínseca (D).

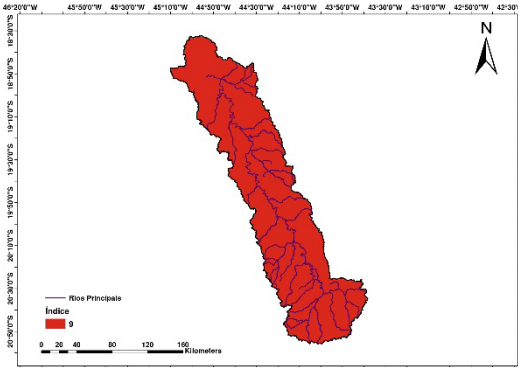


Fig. 6. Índice de vulnerabilidade intrínseca (R).

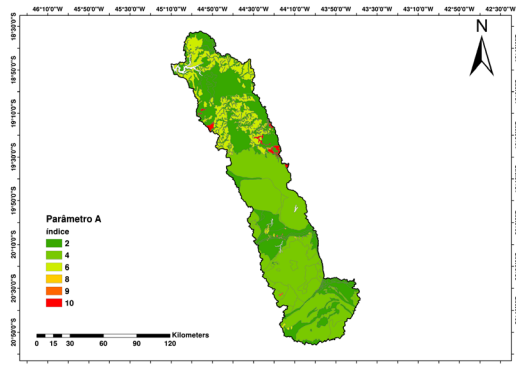


Fig. 7. Índice de vulnerabilidade intrínseca (A).

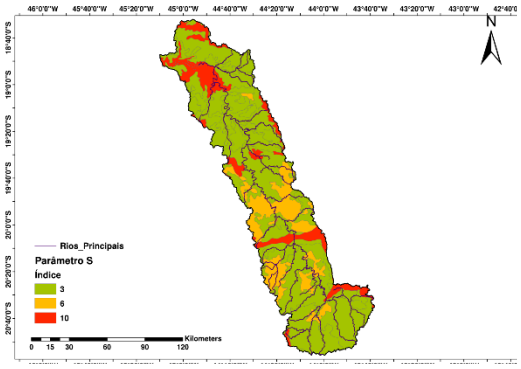


Fig. 8. Índice de vulnerabilidade intrínseca (S).

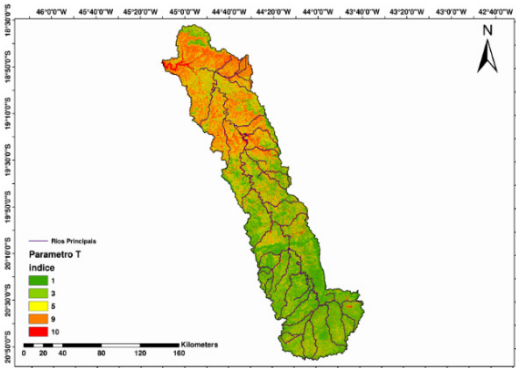


Fig. 9. Índice de vulnerabilidade intrínseca (T).

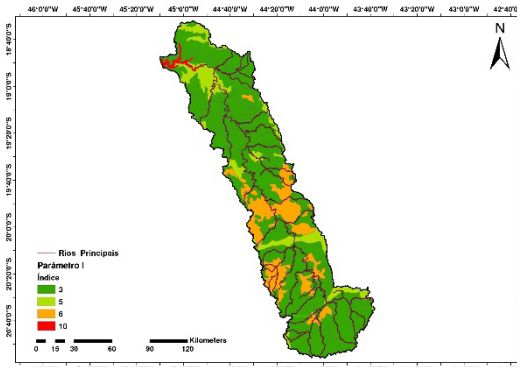


Fig. 10. Índice de vulnerabilidade intrínseca (I).

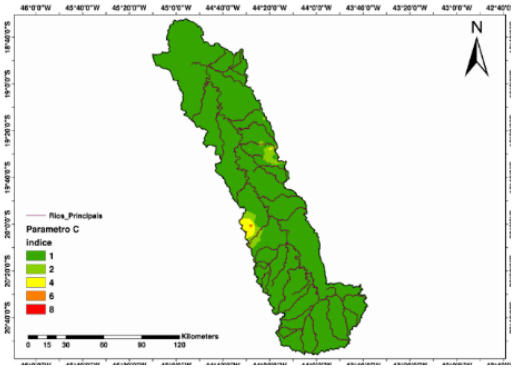


Fig. 11. Índice de vulnerabilidade intrínseca (C).

Evaluation of water quality using hydrochemistry, irrigation water quality indices (IWQI), and water quality indices (WQI) in the synclinal of Essaouira basin, North-West Coast, Morocco

Otman EL MOUNTASSIR[1]*, Mohammed BAHIR[1, 2], Paula M. CARREIRA[3], Abdelghani CHEHBOUNI[2, 4] Driss DHIBA[2], Hicham EL JIAR[2]

[1] High Energy and Astrophysics Laboratory, Faculty of Sciences Semlalia, Cadi Ayyad University, Morocco. otman.elmountassir@ced.uca.ma

[2] IWRI, Mohammed VI Polytechnic University (UM6P), Morocco. mohammed.bahir@um6p.ma; abdelghani.chehbouni@um6p.ma; driss.dhiba@um6p.ma; Hicham.eljiar@um6p.ma

[3] Centro de Ciéncias e Tecnologias Nucleares, C2TN/IST, Universidade de Lisboa, Portugal, carreira@ctn.tecnico.ulisboa.pt

[4] CESBIO, CNRS, CNES, IRD, Université de Toulouse, France France. abdelghani.chehbouni@um6p.ma

Abstract

Groundwater is an important water resource in arid and semi-arid regions. The impact of human activities on groundwater is increasing. In the present study, groundwater quality was evaluated using water quality index methods (WQI and IWQI) to determine the sustainable and most appropriate usage of groundwater. A total of 91 groundwater samples, from shallow, springs, and deep aquifers, were collected from two campaigns 2016, and 2020 in the Meskala-Ouazzi sub-basin. Spatial distribution maps were prepared using GIS for drinking and irrigation WQI assessments of the groundwater. The drinking water quality index (DWQI) has indicated that only 64% of the wells were categorized under good to excellent for drinking while the majority (36%) were poor to unsuitable for drinking, and required appropriate treatment. Furthermore, the irrigation water quality index (IWQI) has indicated that 83% of the wells were classified good quality for agriculture, and can be utilized only for high salt tolerant plants. The comparison between the two campaigns indicates that the quality of groundwater is deteriorating in pontual places in the study area. Finally, remediation measures have also been suggested for the prediction of unsuitable zone.

Keywords: groundwater suitability; drinking and irrigation purposes; GIS; WQI; IWQI; Essaouira basin.

1. Introduction

Environmental pollution is one of the most important obstacles to the sustainable development of countries. Water is an extremely valuable, economic and strategic natural resource in the whole world (Rabeiy 2018).

Aquifers are especially vulnerable to the effects of uncontrolled abstraction and improper land use, putting groundwater quality very poor (Bahir *et al*. 2021, 2021b; El Mountassir *et al*. 2021b). The quality of water at these resources needs proper attention, especially since pure water is essential for drinking, agriculture, and residential use.

The Water Quality Index (WQI) is a useful method for evaluating the change and trend of water environment quality by synthesizing multiple original parameters to a single index (Bahir *et al*. 2021b). As a water quality assessment model, WQI determines the relative weight of each parameter based on its importance in water environment protection and integrates multiple variables into a dimensionless variable to represent the comprehensive water quality status and grade (El Mountassir *et al*. 2021a, 2021b). WQI has played an increasingly crucial role in the water quality assessment of rivers, lakes and groundwater. Determination of WQI and IWQI requires a long sequence of calculations to convert multiple numbers from the physicochemical elements data into a single value that reveals the validity of water quality level for drinking and irrigation usage.

For that, the goals of this research were to evaluate the appropriateness of groundwater for drinking and irrigation with respect to WQI and IWQI.

2. Study area

The Meskala-Ouazi sub-basin is part of Essaouira basin and is located at the Southeast of Morocco. It is delimited by the Atlantic Sea in the west and by the mountainous reliefs of the Rift in the south (Fig. 1). This study is crossed by Wadi Ouazzi and Wadi Igrounzar whose natural outlet is the Atlantic Ocean and has a total area of 1260 km^2. The study area is under semiarid climate with irregular rainfall of about 300 mm/year and the temperature oscillates around 20°C (El Mountassir *et al*. 2021a, 2021b).

Two sampling campaigns (30 boreholes, wells and springs), and (61 boreholes, wells and springs) were sampled in 2016, 2020, respectively in the Meskala–Ouazzi region of Essaouira basin (Fig. 1).

3. Water quality assessment

The Water Quality Index (WQI) was used to assess groundwater quality for drinking purposes in the Meskala-Ouazzi sub-basin study area. The relative importance of each chemical parameter in the deterioration of water quality for domestic use determines the weight assigned to each chemical parameter, which ranges from one to five. The WQI for groundwater samples collected and analyzed was evaluated based on method described by Vasanthavigar *et al*. (2010) and WHO (2011) guidelines for drinking water quality were employed in the calculation of WQI. The DWQI values were calculated using the average concentrations of determinants of 91 samples at each sample location according to Brown *et al*. (1970).

This analysis showed that the Water Quality Index ranges from 51.38 to 359.61 for 91 samples, with an average of 141.85.

Therefore, groundwater samples were generally "good water" (16.7%), "Poor quality water" (53.3%), "Very poor quality water'(10%), and "Unfit for drinking" (20%) for the campaign 2016.

Groundwater samples were generally "good water" (42.62%), "Poor quality water" (37.7%), "Very Poor quality water" (14.75%), and "Unfit for drinking" (4.93%) for the campaign 2020.

The spatial distribution of WQI in the Meskala sub-basin of groundwater samples collected in 2016, and 2020 is represented in Fig. 2. It is evident that in most areas of the sub-basin of Essaouira, the phreatic water was poor or good quality water. Following the results of the two years of water quality index, we observed that, particularly in the downstream part of the Essaouira basin, water quality is deteriorating. The comparison between the two campaigns indicates that the quality of groundwater is deteriorating in certain places in the study area, but improving in other places.

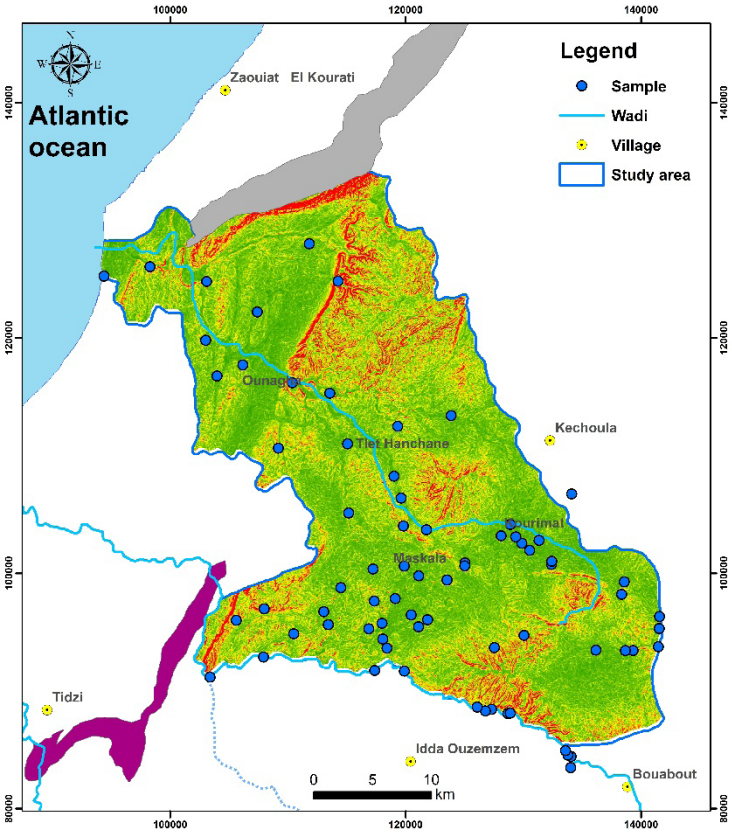


Fig. 1. Study area.

4. Groundwater quality for irrigation purposes

The growth of a plant depends on the types of soil and water quality, where water is considered as the essential element. When poor quality of water is used for cultivation purposes, it affects the production of the crop. Intense practices of agricultural and higher rate of chemical fertilizers using salinity on the coastal area mixing with the groundwater has made a serious effect on the quality of groundwater.

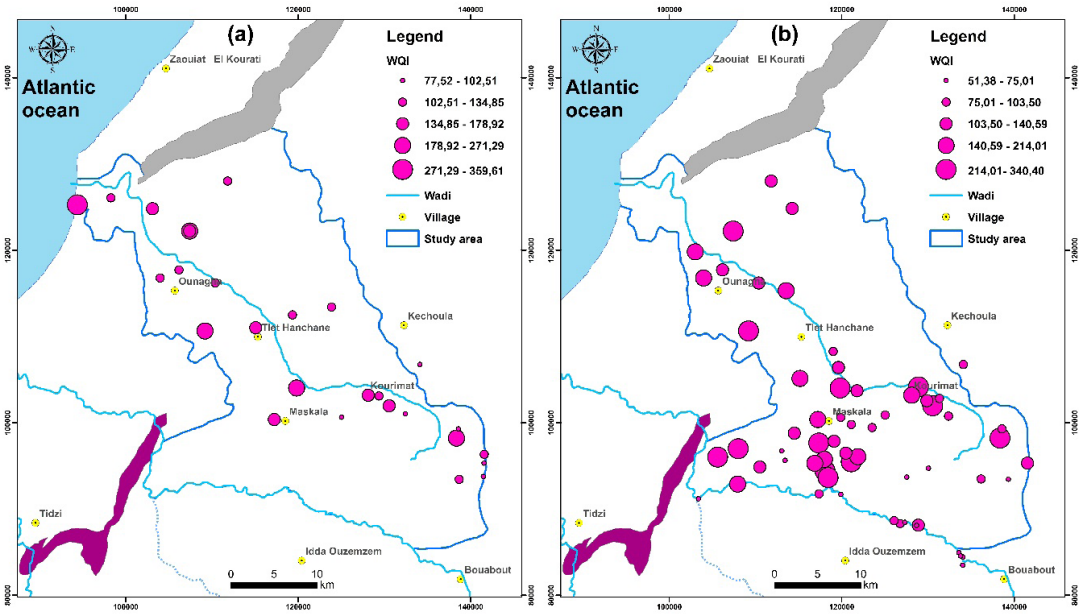


Fig. 2. Spatial distribution of WQI in the study area of two campaigns (a) 2016, and (b) 2020.

During the present study, the IWQI model has been proposed based on integration with eleven hydrogeological groundwater quality parameters: they are pH, Cl, NO_3, HCO_3, sodium adsorption ratio (SAR), sodium percentage (Na%), magnesium hazard (MH), Potential Salinity (PS), Permeability Index (PI), Kelley ratio (KR) and EC (µS/cm). Where meq/L is recorded for all concentrations except: PI, Na, MH in %

This irrigation groundwater quality parameter has been calculated depending on recommendation reported by Al-Hamdany *et al*. (2020) and water quality is divided into five categorie such as: excellent quality (IWQI <50), good quality (50< IWQI <100), poor quality (100<IWQI< 200), very poor (200< IWQI <300) and improper quality (IWQI > 300).

The IWQI values ranged from 40.88 to 154.61 with an average of 76.56 for the two campaigns (2016 and 2020), according to the results. When compared with water quality classification, it was found that 13.4% of the studied water samples were of excellent water quality class, and 66.6% were good water quality, and 20% were poor water quality for the campaign 2016. Groundwater samples were generally "excellent water" (8.2%), "good quality water" (83.6%), and "poor water" (8.2%) for the campaign 2020.

Figure 3 illustrates the spatial distribution of IWQI of the two campaigns 2016 and 2020, after digitizing the toposheets to generate the various thematic spatial maps, using ArcGIS 10.8 and IDW interpolation techniques for examining the spatial variation in the groundwater quality. This map provides information on inferior groundwater quality zones, where they can occur for implementing the treatment measures to improve the water quality and subsequently to increase the crop

production.

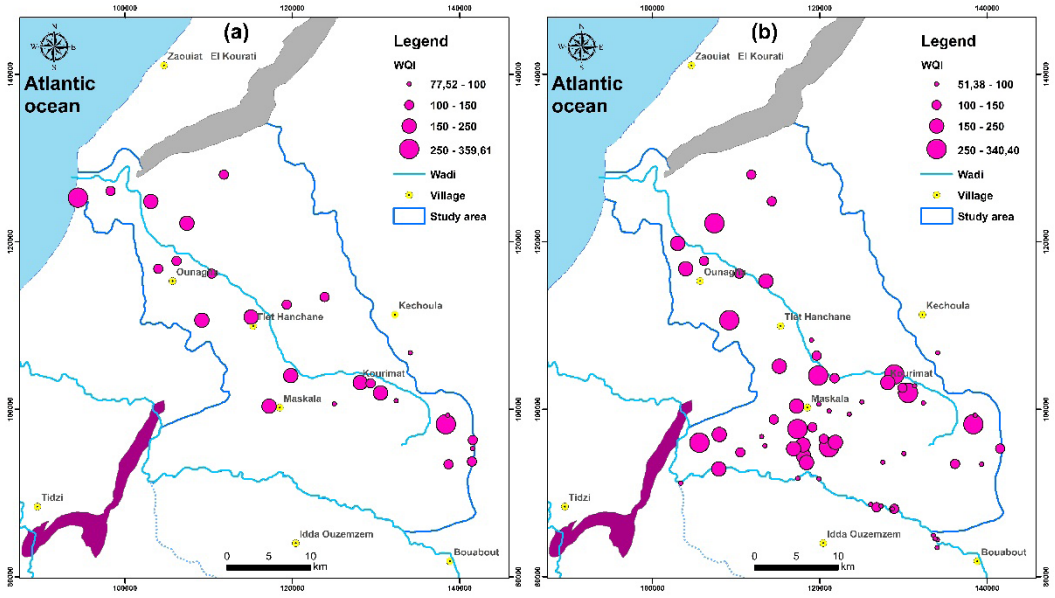


Fig. 3. Spatial distribution of IWQI in the study area of two campaigns (a) 2016, and (b) 2020.

5. Conclusion

Water analysis results were evaluated using WQI and IWQI techniques to assess groundwater quality for drinking and irrigation water use. In terms of water management sustainability, knowing groundwater quality in the region and establishing the use areas are critical. According to the results of the WQI technique, all groundwater samples in the research region are not suitable for drinking water but good for agricultural uses. The customized WQI has proven to be a useful tool in managing groundwater quality. It may easily to assess water quality for drinking and irrigation in the region.

Bibliographic references

Bahir M, El Mountassir O, Ouazar D, Carreira PM (2021a) Hydrochemical Analysis and Evaluation of Groundwater Quality in Ouazi Basin (Essaouira, Morocco). In: Abrunhosa M., Chambel A., Peppoloni S., Chaminé H.I. (eds). Proceedings of the 1st Congress on Geoethics and Groundwater Management, Porto, 18-22 May 2020.

Bahir M, EL Mountassir O, Ouazar D, Chehbouni A, Carreira PM (2021b) Stable isotope and quality of groundwater around Ksob sub-basin, Essaouira, Morocco.Sustain. Water Resour. Manag.7, 73

Brown RM, McClelland NI, Deininger RA, Tozer RG (1970) A water quality index: do we dare? Water sewage works 117, 339–343

El Mountassir O, Ouazar D, Bahir M, Chehbouni A, Carreira PM (2021a) GIS-based assessment of aquifer vulnerability using DRASTIC model and stable isotope: a case study on Essaouira basin. Arab J Geosci, 14,321

El Mountassir O, Ouazar D, Bahir M, Chehbouni A, Carreira PM (2021b) Geochemical and isotopic evidence of groundwater salinization processes in the Essaouira region, north-west coast, Morocco. SN Appl Sci, 3,698

Rabeiy RE (2018) Assessment and modeling of groundwater quality using WQI and GIS in Upper Egypt area. Environmental Science and Pollution Research, 25(31), 30808-30817

Vasanthavigar M, Srinivasamoorthy K, Vijayaragavan K, Rajiv Ganthi R, Chidambaram S, Anandhan P, Manivannan R, Vasudevan S (2010) Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India. Environmental monitoring and assessment, 171(1), 595-609

WHO (2011) Guidelines for drinking-water quality. WHO Chronicle, 38(4), 104–108

O impacto que as associações podem ter na gestão dos recursos hídricos

Paulo SILVA BORGES[1,2], Raquel SOUSA[1,2], Carla ALMEIDA ROCHA[1,2], Zunchany MATOLA[1,2]

[1] ECHN-PT - Early Careers Hydrogeologists Network, Grupo Português. echn.pt@gmail.com

[2] IAH - International Association of Hydrogeologists

Resumo

Por todo o mundo associações e organizações internacionais e nacionais ligadas à gestão, promoção e investigação dos recursos hídricos têm desenvolvido um papel determinante na cooperação para o desenvolvimento da sociedade civil nos temas ligados à água. Estas entidades constituídas por especialistas das mais diferentes áreas e uma comunidade científica comprometida na investigação promovem sinergias e partilha de conhecimento científico, interna e externa que resultam na consolidação de conhecimento especializado da compreensão pelas comunidades e consumidores. Nos últimos anos as associações e a cooperaçáo têm apoiado as ações de divulgação e valorização dos recursos hídricos devido aos riscos, ameaças e vulnerabilidades a que os recursos hídricos estão sujeitos face ao desenvolvimento económico, crescimento populacional, crescente demanda, impacto da industrialização, agricultura e outras atividades antrópicas e às alterações climáticas que afetam directamente os sistemas hídricos. A sociedade civil e em particular as associações de carácter científico ou de gestão dos recursos hídricos são assim uma referência para representação da comunidade científica junto dos decisores governamentais e sociedade. A cooperação entre as diferentes associações, na sensibilização para os problemas afetos aos recursos hídricos e a apresentação de soluções para os mesmos, resultando numa união e aproximação dos seus membros integrantes gerando impactos diretos ou indiretos na qualidade de vida das sociedades. Em Portugal, as associações de contacto mais direto com a sociedade civil e decisores dedicam-se à gestão do abastecimento de água e das águas residuais, são exemplo a APDA (Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas), LIS-WATER (Lisbon International Centre for Water), APESB (Associação Portuguesa de Engenharia Sanitária e Ambiental). Já a APIAM (Águas minerais e de Nascente de Portugal) destaca-se na defesa da qualidade das águas minerais e de nascente engarrafadas. Por outro lado, a AIH-PT (Associação Internacional de Hidrogeólogos - Grupo Português), APRH (Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos) e CNAIA (Comissão Nacional da Associação Internacional da Água) dinamizam a divulgação científica apoiando o desenvolvimento da investigação e ensino em Portugal e divulgam a experiência portuguesa nos palcos internacionais. Por fim a PPA (Parceria Portuguesa para a Água) promove a ligação entre a sociedade civil, comunidade/utilizadores, associações e empresas com o objetivo de desenvolver o conhecimento e acapacidade nacionais no sector da água. Os papéis das diferentes associações contribuem para o crescimento da sociedade portuguesa no contexto da gestão sustentável os recursos hídricos e equiparado aos sistemas internacionais cujas ligações são de cooperação constante.

Palavras-Chave: Associações; Networking; Recursos Hídricos; Comunidade.

Agradecimentos

Agradecemos a todas as Associações Portuguesas que têm contribuído para a difusão do conhecimento dos Recursos Hidricos e para o desenvolvimento da Sociedade Portuguesa.

Referências internet

Águas Minerais e de Nascente de Portugal. Disponível em: < https://www.apiam.pt/ > 19 de abril de 2022.

Associação Internacional de Hidrogeólogos. Disponível em: < https://portugal.iah.org/> Acesso em 31 de março de 2022

Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas. Disponível em: < https://www.apda.pt/pt/pagina/23/representacoes-internacionais/?p=pt/pagina/23/representacoes-internacionais/> Acesso em 19 de abril de 2022.

Associação Portuguesa de Engenharia Sanitária e Ambiental Disponível em: < http://apesb.org/pt/ > 19 de abril de 2022.

Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. Disponível em: < www.aprh.pt > Acesso em 31 de março de 2022

Comissão Nacional da Associação Internacional da Água. Disponível em: < https://www.aprh.pt/pt/biblioteca/associacoes/cnaia > Acesso em 18 de abril de 2022.

LIS-Water. Disponível em: < https://lis-water.org/ > 19 de abril de 2022.

Parceria Portuguesa para a Água. Disponível em: < http://www.ppa.pt/ > 19 de abril de 2022.

Rede de Hidrogeólogos em Inicio de Carreira. Disponível em: < https://portugal.iah.org/echn-pt> Acesso em 31 de março de 2022

Groundwater vulnerability and water quality indexes on a semi-arid region

Oussama DHAOUI[1], Margarida ANTUNES[2], Agoubi BELGACEM[3], Adel KHARROUBI[3]

[1] Higher Institute of Water Sciences and Techniques, University of Gabes, University Campus, 6033 Gabes Applied - Hydrosciences Laboratory; ICT Institute of Earth Sciences, Pole of University of Minho; oussama.dhaoui@enis.tn

[2] ICT, Institute of Earth Sciences, Pole of University of Minho, Campus de Gualtar, 4710-057 Braga, Portugal; imantunes

[3] 1Higher Institute of Water Sciences and Techniques, University of Gabes, University Campus, 6033 Gabes Applied -Hydrosciences Laboratory; agoubi.belgacem@gmail.com

Resumo

Groundwater is an important resource used for multiple purposes and needs to be protected all over the world, especially in semi-arid and arid regions. Tunisia is facing the problem of water scarcity due to its arid and semi-arid climate. This region has a rather unstable climate with irregular rainfall quantity and spatial distribution leading to either periods of drought or intensive rainy periods.

Groundwater salinization is a major problem due to natural processes and anthropogenic activities. Salinization processes has caused considerable environmental and economic consequences. The inland aquifer from Menzel Habib area covers an area about 1148 km^2, in the northwest of Gabès (southeastern Tunisia), between latitudes 34° and 34°20′ N, and longitudes 9°15′ and 9°58′ E. The Menzel Habib region is characterized by groundwater potentiality and quality, mainly for domestic purposes and agricultural activities (Dhaoui *et al*., 2021). So, groundwater assessment quality is crucial for a sustainable water resoruces management.

The Menzel Habib aquifer system is an example of groundwater salinization in inland areas. Groundwater registered a significant Total Dissolved Solids (TDS) content, resulted from high sodium, chloride, sulfate, magnesium, and calcium water concentrations. TDS could be indicated as a groundwater water quality indicator. The integration of water contamination indicators and groundwater vulnerability models is a new vision and first-hand information on groundwater quality assessment, combining hydrogeological and hydrogeochemical features (Dhaoui *et al*. 2022).

The main aim of this study is to assess the vulnerability of the Menzel Habib aquifer using GIS-based vulnerability models to provide information on groundwater contamination. This study also aims to develop a new index for assessing and mapping groundwater vulnerability to salinization on the study area. Groundwater vulnerability of Menzel Habib aquifer has been firstly assessed using multiple methods such as DRASTIC, DRASTIC pesticide, SINTACS and SI models. These indices are based on combination of intrinsic and specific characteristics of the aquifer system. The obtained results indicate different degrees of vulnerability, varying from very extremely low to high vulnerability, according to each applied model. The aquifer vulnerability results indicate that the highest vulnerability areas are located on the western region, which could be associated to a lower deep of groundwater combined with evaporation processes, and a consequent salinity increase (Dhaoui *et al*. 2022).

The accuracy of the best vulnerability model was evaluated by the correlation between the

vulnerability indices and contamination water indicators. A modified vulnerability index is proposed by adding to hydrogeological data an eighth parameter, corresponding to TDS water contents. The modified index is based on the standard DRASTIC index and the adding of TDS: DRASTIC_Sal, considering TDS as an important indicator reflecting groundwater salinization, and assigned by a weight of 5. This new index is a simple approach for aquifer salinization vulnerability assessment, particularly on inland aquifers from arid and semi-arid regions with associated agricultural activities.

As a result, DRASTIC_Sal index reveals a significant variation in the study area vulnerability compred to traditional DRASTIC index. The new index ranges between 106 and 191, distributed by six vulnerability classes corresponding to: very low (0.88%), low (68.85%), moderate to low (15.9%), moderate to high (5.22%), high (6.15%) and very high vulnerability (3% of total area). The highest values are registered in the western part of the area which could be explained mainly by the low depth of groundwater level. The eastern part of the area also shows a high vulnerability due to intensive agricultural activities. The validation results demonstrate that the modified groundwater vulnerability index is in a good agreement with water salinity (coefficient correltion up 0.82). The obtained results indicate a good modification compared to the traditional vulnerability indices which could be explained by the effect of groundwater salinity on the vulnerability index calculation. Consequently, this validation could be considered as an approximation for providing local groundwater vulnerability to salinization.

The expected outcomes of the current study will be a helpful knowledge concerning the status of groundwater vulnerability from Menzel Habib region and will be a decision-making tool to be considered by authorities in land use planning as well as in groundwater resource management.

Groundwater management is a critical issue in arid and semi-arid areas particularly due to some factors, like limited rainfall, high evaporation, and scarcity of surface water, with consequences on groundwater resources.

Palavras-Chave: Groundwater vulnerability; water quality indicators; salinization; agricultural use; Tunisia.

Agradecimentos

The authors would like to acknowledge to the technical staff at the Laboratory Applied Hydrosciences Research Unit of Higher Institute of Water Sciences and Techniques of Gabès (Tunisia) for their help to produce this paper. This research was developed under the FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia, I.P. program, through the projects reference UIDB/04683/2020 and UIDP/04683/2020

Referências bibliográficas

Dhaoui O, Antunes IMHR, Agoubi B, Kharroubi A (2021) Geochemical processes of groundwater salinization in an arid area, southeastern Tunisia. Arabian Journal of Geosciences, 14, 1721. https://doi.org/10.1007/s12517-021-08155-3

Dhaoui O, Antunes IMHR, Agoubi B, Kharroubi A (2022) Integration of water contamination indicators and vulnerability indices on groundwater management in Menzel Habib area, south-eastern Tunisia. Environmental Research, 205, 112491, 12pp. https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112491

Exploração de imagens de satélite SENTINEL-2 para estimação da cor aparente dos rios

Gonçalo FERREIRA[1], Ana Paula FALCAO[1, 2], Alexandre B. GONÇALVES[1, 2], Orquídia NEVES[1, 3]

[1] Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa, Portugal

[2] CERIS, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa

[3] CERENA, Instituto Superior Técnico, Univerisdade de Lisboa

goncalo.freitas.ferreira@tecnico.ulisboa.pt; ana.p.falcao@tecnico.ulisboa.pt; alexandre.goncalves@tecnico.ulisboa.pt; orquidia.neves@tecnico.ulisboa.pt

Resumo

Apresenta-se uma metodologia baseada no processamento de imagens de satélite Sentinel-2 para determinação da cor aparente dos rios. A metodologia utiliza uma classificação que permite estimar o ângulo de reflectância, sendo a partir deste possível determinar o comprimento de onda e, por fim, a cor aparente da água, segundo a escala de Forel-Ule. Uma implementação experimental com base em imagens do Médio Tejo com quatro datas de aquisição – de maio a setembro de 2020 – permitiu obter os mapas da cor aparente. Este mapeamento permitirá explorar eventuais correlações com a evolução dos valores de parâmetros medidos pela Agência Portuguesa do Ambiente em duas estações de monitorização junto a Constância.

Palavras-Chave: Classificação de imagens de satélite; cor da água; Sentinel-2; fontes poluição; Rio Tejo.

1. Introdução

O uso dos rios para despejo de vários tipos resíduos, agrícolas e industriais, ocorre essencialmente longe de áreas densamente povoadas (Best, 2019), com efeitos imediatos na qualidade das massas de água (Foley *et al*., 2005). O setor agrícola é o que mais água utiliza, mas o seu uso é também muito intenso em indústrias com forte componente de fabricação ou refrigeração (Hertel & Liu, 2019).

O rio Tejo tem sido continuamente alvo de descargas de produtos finais por parte das indústrias locais e de particulares, fragilizando o ecossistema e potenciando problemas de saúde nas comunidades próximas (Martins, 2016).

Acresce ainda que fenómenos naturais podem afetar o abastecimento/disponibilidade dos recursos hídricos naturais, tais como as mudanças climáticas, os períodos de seca e a imprevisibilidade da precipitação (Vivas & Maia, 2010). A necessidade de preservar e gerir de forma sustentável este recurso tem estimulado a adaptação de medidas de monitorização através de imagens de satélite, recorrendo à escala Forel-Ule (Gardner *et al*., 2021). Esta escala é usada para determinar a cor aparente de um corpo de água, recorrendo à comparação da cor da coluna de água, vista de um

plano acima da superfície contra um fundo branco (em geral a porção branca de um disco de Secchi a 1 m de profundidade), com uma paleta padronizada de cores.

Pretende-se neste trabalho recorrer à metodologia de Gardner para caracterizar a "cor" da água do rio Tejo entre maio e setembro de 2020, recorrendo às imagens Sentinel-2, disponibilizadas pela Agência Espacial Europeia (ESA), e procurar correlações com parâmetros fisico-químicos ou biológicos analisados em amostras de água medidos em estações hidrométricas, estabelecidas pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA).

2. Enquadramento

Em Portugal, o consumo de água é distribuído pela agricultura e indústrias locais devido ao aumento das áreas irrigadas e da urbanização, respetivamente. Segundo Calado (2020), a diminuição das vazões a montante e o aumento das descargas de poluentes são provenientes de múltiplos setores económicos, como o agropecuário e o industrial. Relativamente ao rio Tejo, outro fator responsável pela alteração das suas características naturais foi a construção das barragens de Fratel e de Belver (Rodrigues, 2016). Segundo Rodrigues (2016), a regularização sazonal ou intra-anual das águas das barragens teve como efeito a modificação do domínio natural do rio, implicando ocorrência de elevados índices de seca e diminuição do valor das vazões diárias, levando à redução do volume anual da parte superior da bacia, em função do aumento do consumo e das transferências de água.

Nesse sentido, é importante realçar que a gestão sustentável dos recursos hídricos do rio Tejo requer a resolução dos problemas observados, a avaliação dos efeitos das alterações do regime de caudais no rio, a avaliação da dinâmica sedimentar, a poluição, a falta de transparência nos padrões de operação dos empreendimentos hidroelétricos, para ultrapassar a deficiente monitorização dos recursos hídricos e má manutenção e monitorização da rede fluvial, apresentados em Rodrigues (2016). No presente, a monitorização da qualidade das águas é realizada pela APA, recorrendo à análise de parâmetros físico-quimicos e biológicos das águas em estações hidrométricas colocadas ao longo do rio (APA, 2016).

3. Material e métodos

3.1 Área de estudo

O rio Tejo nasce na Serra de Albarracín (Espanha), tem uma extensão de 1100 km, dos quais 230 km em Portugal (Figura 1). De acordo com a APA (2016a), a região do Tejo e Ribeiras do Oeste - RH5 integra a bacia do Tejo e ribeiras adjacentes, as bacias hidrográficas das Ribeiras do Oeste, as suas águas subterrâneas e as águas costeiras adjacentes, de acordo com o Decreto-Lei nº. 347/2007, de 19 de outubro, que foi alterado pelo Decreto-Lei nº. 117/2015 de 23 de junho.

Esta região é partilhada com Espanha, fazendo parte do Plano Hidrológico correspondente à parte espanhola do Decreto Real 125/2007 de 2 de fevereiro (APA, 2019). A gestão da água do rio Tejo também é partilhada pelos dois países, onde têm sido reportadas várias práticas ambientais questionáveis, identificadas por vários autores (Moreno, Giménez & Ortiz, 2014; Rodrigues, 2016).

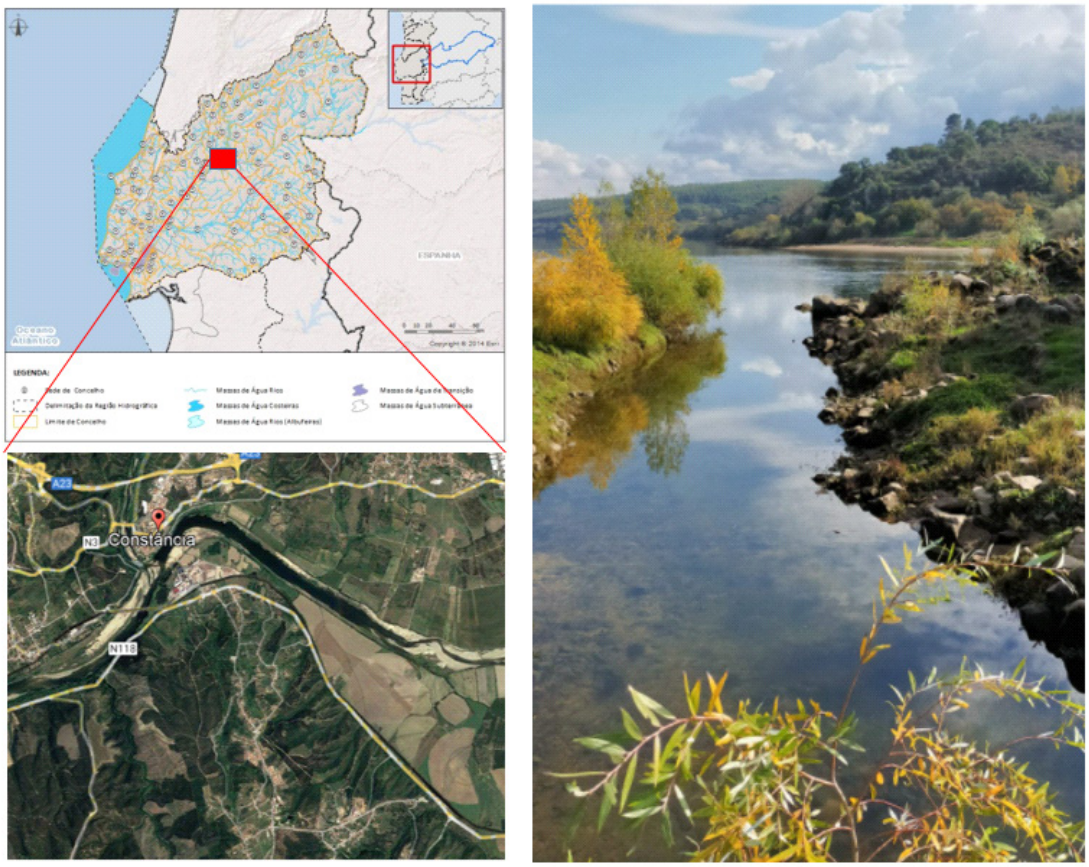


Figura 1 - a) Representação da bacia hidrográfica; b) Localização das estações da APA utilizadas no estudo; c) Imagem do rio Tejo na proximidade da estação Constância (Jus. Zêzere).

3.2 Imagens de satélite e dados das estações da APA

As imagens utilizadas neste estudo foram adquiridas pelo satélite Sentinel-2 nos dias 29 de maio, 3 de julho, 22 de agosto e 6 de setembro de 2020. A família de satélites Sentinel-2 é constituída por dois satélites multiespectrais (Sentinel 2A e Sentinel 2B) que operam simultaneamente, faseados a 180° entre si, em órbita síncrona do Sol a uma altitude média de 786 km. As imagens são caracterizadas por uma resolução espacial de 10 m e compostas por 13 bandas espectrais.

Em complemento ao estudo foram analisados valores dos parâmetros físico-quimicos e biológicos determinados na água das estações hidrométricas Constância (Mont. Zêzere) - 17G/07 e Constância (Jus. Zêzere) - 17G/10 (Figura 2).

3.3 Estimação da "cor" da água

A extração da superfície de refletância (Rs) da água dos rios, pela própria dinâmica relacionada com alterações de forma e de localização, tem-se revelado muito desafiante (Tomsett & Leyland, 2019). De acordo com a metodologia proposta por Gardner *et al*. (2018), a estimativa da cor da água é feita com base no cálculo dos valores tristímulus, apresentados segundo as três componentes primárias (X, Y, Z), que especificam um estímulo de cor do olho humano (Woerd & Wernand, 2015). Os níveis radiométricos nas bandas vermelha, verde e azul são, primeiro, convertidas em valores tristimulares (X,Y,Z), sendo depois convertidos em coordenadas de cromaticidade (x,y,z) e posteriormente convertidos em intervalos de comprimento de onda de acordo com as 21 classes de escala de cores Forel-Ule (escala FU). O comprimento de onda mais próximo é determinado pelo ângulo de matiz através das tabelas da Comissão Internacional de Iluminação (Wang *et al*., 2014). Para diminuir o tempo de computação foi utilizada uma figura de recorte com a delimitação do canal principal, que foi utilizada para todas as datas, dado que não houve mudanças significativas na morfologia do rio durante o período em análise.

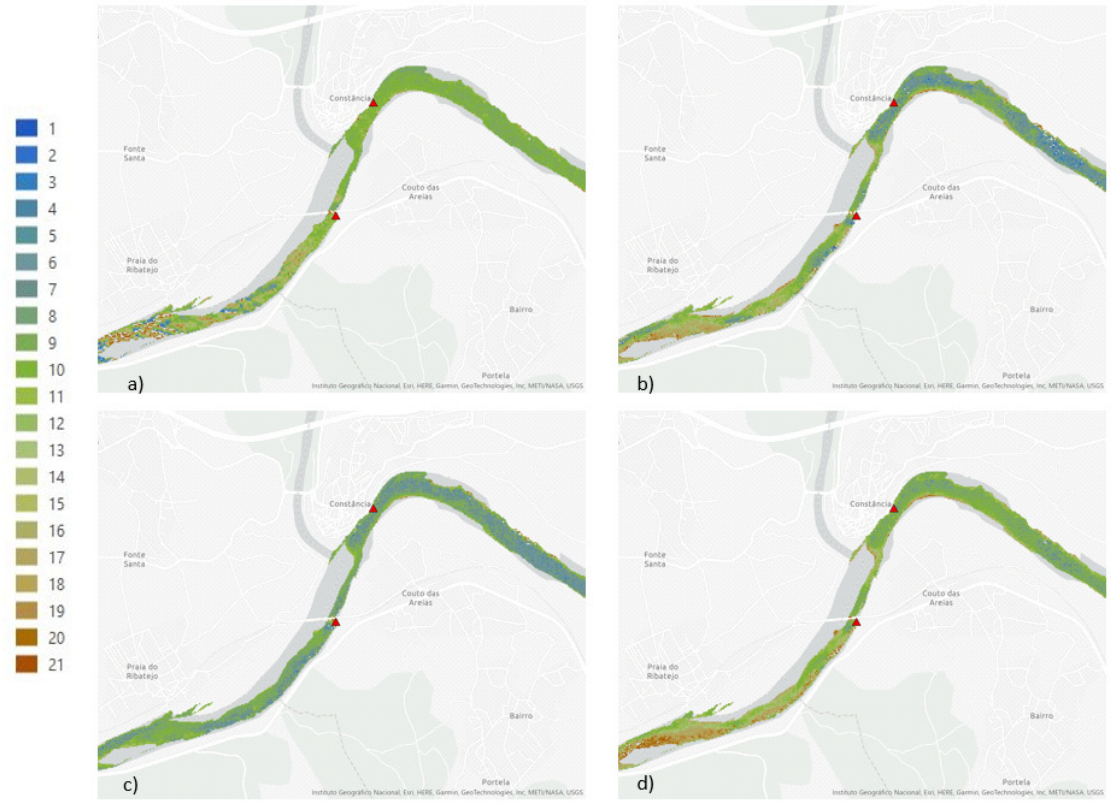


Figura 2 – Caracterização das cores da água, em torno das estações de Constância 17G/07 e 17G/10 (▲), de acordo com a escala FU para as imagens adquiridas em: a) 29 de maio; b) 2 de julho; c) 22 de agosto; d) 6 de setembro.

A jusante da estação 17G/07 há predominância de "cor" mais quente (laranja/vermelho) o que pode relacionar-se, por exemplo, com tendência para concentração mais elevada do parâmetro turvação e de indicadores de flora intestinal (humana ou animal) comparativamente a montante, que apresenta "cor" mais fria (verde/azul). Descargas de efluentes da indústria do papel, com elevada carga orgânica (ex. celulose), a existência de fossas sépticas ou a aplicação no solo de chorumes de agropecuárias, prática comum em áreas rurais, podem estar na origem de alguns dos valores detetados, os quais podem ser agravados depois de um período seco ou após período de chuva intensa.

4. Considerações finais

A metodologia aplicada permite fornecer uma estimativa da "cor" aparente da água fluvial a partir de imagens de satélite. A elevada frequência de aquisição das imagens combinadas com a elevada resolução espacial permitirá complementar a análise dos parâmetros fisico-quimicos e biologicos registados nas estações hidrométricas, contribuindo para a monitorização do Rio e para o apoio da tomada de decisões informadas.

Referências bibliográficas

APA, I.P. (2016) Plano de Gestão da Região Hidrográfica. Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5).

APA, I.P. (2019). O Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste – Avaliação Intercalar da Implementação das Medidas.

Best, J. (2019). Anthropogenic stresses on the world's big rivers. Nature Geoscience, 12(1), 7–21.

Calado, F., (2020) Poluição no Rio Tejo: Análise de perceções e experiências de pescadores e ambientalistas contra as descargas de efluentes da indústria da celulose. Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Estudos do Ambiente e da Sustentabilidade.

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., *et al*. (2005). Global consequences of land use. Science, 309(5734), 570–574.

Gardner, J. R., Yang, X., Topp, S. N., Ross, M. R.. V., Altenau, E. H., & Pavelsky, T. M. (2021). The color of rivers. Geophysical Research Letters, 48, e2020GL088946. https://doi.org/10.1029/2020GL088946

Hertel, T., & Liu, J. (2019). Implications of water scarcity for economic growth. In Economy-Wide Modeling of Water at Regional and Global Scales (pp. 11-35). Springer: Singapore

Lehmann, M. K., Nguyen, U., Allan, M., & Van der Woerd, H. J. (2018). Colour classification of 1486 lakes across a wide range of optical water types. Remote Sensing, 10(8), 1273.

Moreno, J.M.; Giménez, A.M.; Ortiz, M.I.L. El Memorándum Sobre el Trasvase Tajo-Segura. Modelo de Resolución de Conflictos hídricos. Rev. Aranzadi De Derecho Ambient. 2014, 29, 23–48.

Rodrigues, A.C. (2016) A Look at the Situation of Management of Water Resources of the Tagus. In Serrano, J., Iribas, B. The Tagus River. Economy, Culture and Environment. El Río Tajo. Economía, Cultura y Medio Ambiente (p. 49-59).

Sentinel-2 - Satellite Description. ESA. Disponível online em: https://eos.com/find-satellite/sentinel-2/

Wang, S., Li, J., Shen, Q., Zhang, B., Zhang, F., & Lu, Z. (2014). MODIS-based radiometric color extraction and classification of inland water with the Forel-Ule scale: A case study of Lake Taihu. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 8(2), 907–918.

Woerd, H. J., & Wernand, M. R. (2015). True colour classification of natural waters with medium-spectral resolution satellites: SeaWiFS, MODIS, MERIS and OLCI. Sensors, 15(10), 25663–25680.

Comparação de métodos para a delimitação das áreas de excedência na avaliação do Estado químico de Massas de Água Subterrânea

Tiago N. MARTINS, Manuel M. OLIVEIRA, Teresa E. LEITÃO

Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil 101, 1700-066 Lisboa,
tmartins@lnec.pt, moliveira@lnec.pt, tleitao@lnec.pt

Resumo

O interpolador Inverso da Distância Ponderada (*Inverse Distance Weighted* – IDW) é frequentemente considerado na representação geográfica da distribuição de concentrações médias de parâmetros químicos, acima de tudo pela sua simplicidade de utilização. Pode ser o mais adequado na definição da percentagem da área com concentrações acima da Norma de Qualidade Ambiental (NQA) para a definição do Estado Químico (EQ) de massas de água subterrâneas (MAS) quando, por exemplo, existem poucos pontos de monitorização ou em que a sua distribuição não cobre a totalidade da unidade de monitorização, fatores que impossibilitam a aplicação de métodos mais robustos. Muito embora o IDW se adeque na grande maioria das situações, noutras, particularmente naquelas em que existem valores muito díspares num conjunto relativamente reduzido de pontos, as superfícies geradas por este interpolador podem não ser representativas. O presente trabalho baseia-se nas observações efetuadas no âmbito da avaliação do EQ das Unidades de Monitorização (UM) da EDIA para o período de 2020, tendo sido experimentadas formas expeditas de adimensionalização dos dados no sentido de avaliar as diferenças em termos de área de excedência de parâmetros químicos, teste fundamental no conjunto de procedimentos para a caracterização do EQ.

Palavras-Chave: Estado Químico; interpolação; Inverso da Distância; IDW; adimensionalização.

1. Introdução e enquadramento

A metodologia utilizada para a avaliação do Estado Químico das Massas de Águas Subterrâneas (MAS) tem por base o Documento Guia n.º 18 "*Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment*" (European Commission, 2009), elaborado pelos Estados-membros da UE, que estabelece as metodologias de implementação comuns da Diretiva Quadro da Água (DQA). Este Documento-Guia especifica que, de acordo com o artigo 4.º da Diretiva das Águas Subterrâneas, uma MAS é considerada em Bom estado químico (EQ) quando nenhum dos limites estabelecidos nas Normas de Qualidade Ambiental1 (NQA) é ultrapassado em nenhum ponto. Caso contrário devem

1 As NQA incluem as Normas de Qualidade [Anexo I da Diretiva das Águas Subterrâneas (DAS, DL 208/2008)] e os Limiares [previstos no Anexo II do DL 208/2008 e no Anexo VII do DL 77/2006 (definidos em INAG, 2009 e atualizados em APA, 2015)]

ser identificados todos os pontos de amostragem em que existe a excedência de alguma NQA e quais os parâmetros que conduzem a que seja atribuído estado Medíocre pontualmente, tendo que se realizar uma avaliação pormenorizada do EQ em termos da percentagem de área de excedência.

Esta avaliação subdivide-se em três fases: (1) a agregação dos dados recolhidos nos procedimentos de monitorização de vigilância e operacionais, (2) a avaliação da extensão da excedência pela quantificação de pontos de monitorização em estado medíocre e (3) a definição da fração da área de excedência e verificação se não é superior ao limite de 20%.

A agregação dos dados é feita, para cada parâmetro, através da média aritmética dos valores monitorizados para um período suficientemente extenso, de forma a permitir a avaliação do comportamento médio do conjunto de parâmetros definidos na DQA, tendo-se neste caso utilizado o período correspondente a quatro trimestres de 2020.

A avaliação da extensão da excedência é feita comparando, para cada parâmetro, o valor médio com a NQA, contabilizando-se o número de pontos que ultrapassam a NQA, que se consideram como apresentando EQ Medíocre.

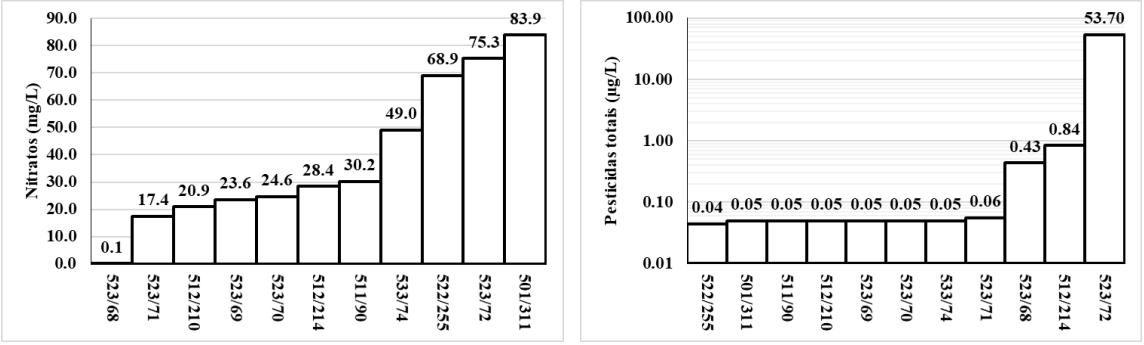
Para os parâmetros em que, em pelo menos num ponto, houve a classificação do estado Medíocre calcula-se a fração da área de excedência. No caso da fração da área de excedência ser superior a 20 % da área da MAS, é automaticamente atribuída a classificação de estado global da MAS Medíocre segundo o critério "*one out, all out*".

É prática a área de excedência ser calculada em ambiente de Sistema de Informação Geográfica pela implementação de um interpolador, geralmente o Inverso da Distância Ponderada (*Inverse Distance Weighted* – IDW), de ordem 2, sendo posteriormente determinada a percentagem da área da UM em que a interpolação realizada resulta em concentrações acima da NQA.

Os resultados que se apresentam têm como base os dados de monitorização agregados referentes ao período de 2020 nos onze pontos de monitorização da UM EDIA do Setor Este do Maciço Antigo Indiferenciado (MAI) (Leitão *et al*., 2021) e sobre os quais se iniciou a discussão sobre a adequabilidade da implementação direta do IDW. É importante referir sobre a qualidade dos dados de base que, de forma a obter resultados credíveis, os Laboratórios envolvidos na colheita de amostras e análises têm os seus métodos validados e estão estabelecidos e implementados procedimentos de controlo de interno e de avaliação externa da qualidade. Nos procedimentos de controlo interno estão incluídos: (1) duplicados de colheita e de análise, (2) brancos de campo e de equipamento para monitorizar fontes de contaminação e (3) amostras reforçadas, para avaliação da estabilidade da amostra durante o tempo de transporte e armazenamento.

Para os testes realizados recorreu-se a dois parâmetros, Nitratos e Pesticidas Totais, com distribuições muito distintas conforme se pode observar nos gráficos de valores ordenados (Fig.1).

Nesta avaliação, a NQA é excedida em três e em dois dos onze pontos de monitorização nos Nitratos e Pesticidas Totais, respetivamente.



(A) (B)

Fig. 1. Valores ordenados de Nitratos (A) e Pesticidas totais (B) no Setor Este do MAI da EDIA (2020).

2. Resultados e discussão

O IDW é um interpolador determinístico exato de fácil implementação, sendo o método utilizado no Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos para a geração de mapas de isovalores de parâmetros químicos de águas subterrâneas. É, portanto, o interpolador de referência, na ordem 2 [IDW2], usado na delimitação das áreas de excedência, em situações em que não é possível a aplicação de métodos mais robustos.

Para comparação, realizou-se também o teste de excedência com base no IDW de ordem 3 [IDW3] e foram implementados dois processos de adimensionalização que não assentam na concentração média do parâmetro detetada no ponto, mas sim na sua área de influência, suprimindo-se o efeito de valores extremos nas superfícies interpoladas. No primeiro caso os dados foram adimensionalizados sobre o princípio de ocorrência de excedência [Sim/Não], onde parâmetro acima da NQA = 1 (Sim) e abaixo da NQA = 0 (Não), sendo posteriormente utilizado o interpolador IDW de ordem 2 para identificar as áreas de excedência [IDW2 (S/N)]. No segundo caso é implementado o método dos polígonos de Thiessen, que estabelece a área de influência dos pontos com base no princípio da definição de uma área em que a distância entre o ponto de origem e qualquer outra coordenada dentro do polígono é menor do que qualquer um dos outros pontos de origem. Todos os pontos que caem dentro dessa área assumem o mesmo valor que é registado no ponto central desse polígono.

Pode observar-se que a implementação dos diferentes métodos sobre um parâmetro com variação suave entre valores máximos e mínimos (i.e., com uma distribuição mais próxima da normal) como se verifica no caso dos Nitratos, produz resultados muito semelhantes entre si (Fig. 2, Tabela 1), com a percentagem de área acima da NQA, variando entre 15 e 20%, abaixo do limiar de atribuição do EQ Medíocre.

Nos Pesticidas totais, onde se detetou pelo menos um ponto com uma concentração extremamente alta comparativamente aos restantes, a aplicação de [IDW2] resultou em 92% da área e [IDW3] em 73%, correspondendo a EQ Medíocre. No entanto, a aplicação do [IDW2 (S/N)] e dos polígonos de Thiessen (Figura 2, Tabela 1) resultam ambos em áreas de excedência inferiores a 20%, evidenciando que o método do IDW poderá não ser adequado, particularmente em situações em que a distribuição dos dados se afasta da normalidade, sobrestimando fortemente as áreas de excedência, resultando em Estado Químico medíocre.

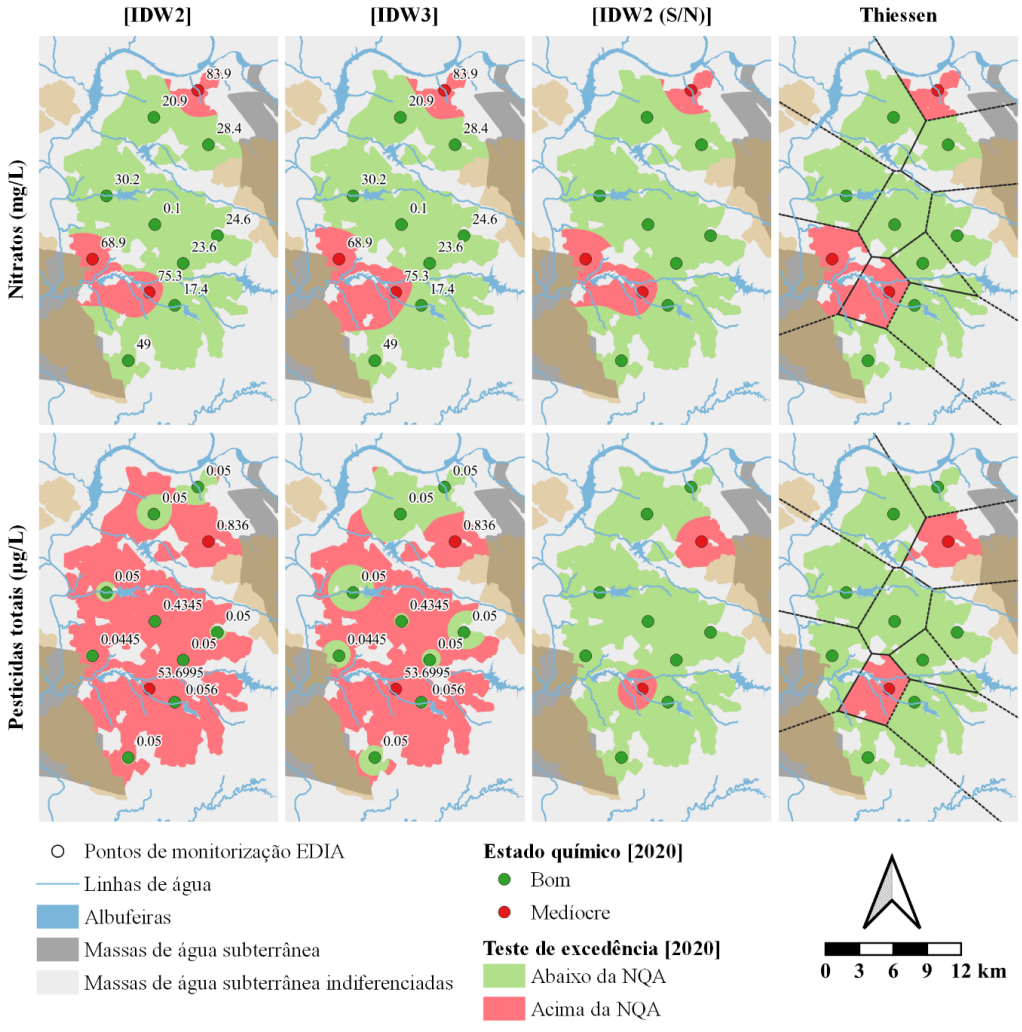


Fig. 2. Mapas de excedência da NQA para a avaliação do EQ.

Tabela 1. Percentagens de área de excedência (acima da NQA).

Parâmetro	Método			
	IDW2 - Concentração medida	IDW3 - Concentração medida	IDW2 - S/N	Polígonos de Thiessen
Nitratos	15,0%	19,6%	15,3%	19,9%
Pesticidas totais	92,0%	73,3%	9,7%	15,4%

3. Conclusões

Os procedimentos estabelecidos no Documento-Guia n.º 18 para a avaliação do Estado Químico baseiam-se na implementação de testes sobre a totalidade das Massas de Água Subterrâneas ou em diferentes setores que as compõem, caso existam. Estas MAS são estabelecidas conforme os limites geológicos (físicos) que influenciam/limitam o comportamento do fluxo subterrâneo e/ou com base em modelos hidrogeológicos conceptuais.

Deve reforçar-se que a avaliação do Estado Químico com base na interpolação ignora outros fatores que podem influenciar a distribuição e propagação de contaminantes, nomeadamente as propriedades hidráulicas do aquífero, o impacto de estruturas geológicas que possam constituir-se como barreiras ou, inversamente, elementos facilitadores da propagação, e as condições do fluxo subterrâneo através de, por exemplo, efeitos de cones de rebaixamento induzidos por bombeamento e que afetam a direção e velocidade de dispersão.

Apesar de ser um procedimento de elevada complexidade, a montagem de um modelo numérico de transporte de massa, que tem a capacidade de integrar os fatores previamente descritos, permitiria obter um zoneamento da distribuição de contaminantes mais próxima da realidade.

O interpolador IDW, usualmente utilizado por ser de fácil aplicação, em comparação com outros interpoladores como o *kriging*, não oferece mapas de variância que permitam aferir a qualidade da superfície gerada. Há ainda que considerar que o interpolador IDW produz resultados fortemente influenciados pelos valores extremos, o que é evidente no caso do teste de excedência aos Pesticidas Totais na UM Setor Este do MAI em 2020. **Em alternativa**, e de forma menos complexa comparativamente à construção de um modelo numérico de transporte de massa, **podem ser considerados métodos de adimensionalização dos dados previamente à aplicação do interpolador IDW nos casos em que existem valores de concentrações extremamente contrastantes**. Note-se que no procedimento de avaliação do EQ a eliminação de *outliers* não é considerada uma opção.

O número de pontos e a distribuição geográfica dos mesmos – que são relativamente bem distribuídos no caso da UM estudada – também limita o tipo de interpolador a utilizar. O reduzido número de pontos numa UM pode comprometer a utilização de interpoladores não determinísticos como o *kriging*, que pode ter inclusivamente um efeito vantajoso atenuador de valores extremos.

Finalmente há que referir que os procedimentos que aqui se apresentam decorrem de um trabalho sobre unidades nas quais os limites geográficos na sua maioria não correspondem a limites geológicos ou hidrogeológicos, mas sim a limites administrativos dos blocos de rega das Unidades de Monitorização da EDIA. Esta breve análise permite também reforçar as recomendações de que as redes de monitorização sejam estabelecidas sempre que possível numa malha regular sobre as unidades de monitorização de forma a possibilitar a aplicação dos processos de interpolação sobre os quais se assenta a avaliação do Estado Químico com considerável grau de confiança.

Agradecimentos

Os autores agradecem à EDIA que autorizou a apresentação dos dados de qualidade decorrentes da avaliação do estado qualitativo das Unidades de Monitorização inseridas no Programa Global de Monitorização dos Recursos Hídricos Subterrâneos do EFMA – Fase de Exploração. Os autores agradecem também à AmbiPar Control Lda., em particular ao Eng.º Pedro Morais, pelos esclarecimentos sobre os procedimentos da garantia da qualidade na colheita e análise de águas subterrâneas. A investigação apresentada foi desenvolvida no âmbito do Plano de Investigação e Inovação do LNEC para o período de 2013 a 2020 intitulado "Gestão do Risco e Segurança em Hidráulica e Ambiente" (Proc. 0605/112/20383).

Referências bibliográficas

APA (2015) Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Minho e Lima. 2.º Ciclo de Planeamento. Anexo V dos Planos de Gestão das Regiões Hidrográficas 2016/2021 publicados pela Agência Portuguesa do Ambiente.

European Commission (2009) Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 18 – Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment. ISSN 1725-1087, ISBN 978-92-79-11374-1, https://doi.org/10.2779/77587

Leitão, T.E.; Oliveira, M.M.; Martins T.N. (2021) Avaliação do Estado Químico e Quantitativo das Águas Subterrâneas das Unidades de Monitorização do Projeto da EDIA. LNEC – Proc. 0605/1201/23066. Relatório 348/2021 – DHA/NRE.

Águas subterrâneas na sustentabilidade das cidades do século XXI

Manuel ABRUNHOSA[1], Ana ANDRADE[1]

[1] CITEUC - Centro de Investigação da Terra e do Espaço da Universidade de Coimbra, Observatório Geofísico e Astronómico, Almas de Freire - Sta Clara, 3040-004 Coimbra, manuel.abrunhosa@gmail.com, aiandrade09@gmail.com

Resumo

A urbanização é um fenómeno de concentração e assimilação da população rural em locais (cidades/urbes) estruturados e socialmente complexos onde a atividade principal não é a agricultura. Iniciou-se na região da Mesopotâmia durante o 3º Milénio A.C (Clark, 2013) e, desde então, tem-se estendido inexoravelmente a todo o mundo e a praticamente todas as culturas. À escala global, a população urbana igualou a população rural em 2007, verificando-se que em 2021 a população urbana ultrapassava já largamente a rural, com 4,46 mil milhões e 3,42 mil milhões de pessoas, respetivamente; tendência que continuará a acentuar-se (UN, 2019; Khélifi, 2021). Em Portugal, no ano de 2022, estima-se que a população urbana represente 67,4% da população total, com uma taxa anual de crescimento de 0,44% (The World Factbook, 2022).

O consumo direto da água na agricultura é, à escala global, o principal utilizador da água doce, excluindo a água utilizada transitoriamente na produção hidroelétrica. No entanto, as cidades representam cada vez mais um destino de consumo direto de água doce (McDonald *et al*., 2014), bem como de consumo indireto através da água virtual compreendida, quer nos processos de produção e transformação dos alimentos e das matérias-primas, quer nas manufaturas e na produção de energia utilizada nas cidades (Paterson *et al*., 2015). Apesar do crescimento da população urbana e das grandes necessidades de concentração do uso da água, não tem sido a escassez o fator limitativo do urbanismo (Liu, 2018).

A água subterrânea é parte integrante da vida das cidades (Howard, 2015; Foster, 2020), como eventual origem de água local ou remota, a par da água superficial de rios e lagos, eles próprios compostos em parte por descargas de aquíferos. Esta água tanto é a água física, como a água subterrânea virtual associada aos produtos e serviços colocados nas cidades. A qualidade e estabilidade, em geral, das águas subterrâneas, torna-as a opção privilegiada para a água para fins domésticos. Causas naturais podem contrariar esta realidade frequente, como a inexistência de aquíferos a distâncias, caudais e qualidade economicamente sustentáveis. Há ainda a referir causas políticas ou culturais que negam às águas subterrâneas um papel economicamente benéfico no abastecimento doméstico em favor de origens superficiais, não raro sem suporte científico e técnico, para além do económico, renegando os princípios da gestão integrada dos recursos hídricos.

A água subterrânea também interage com as cidades de formas não relacionadas com o seu consumo direto ou indireto, uma vez que a urbanização tem a capacidade de alterar significativamente o funcionamento quantitativo e qualitativo do ciclo da água local, incluindo a sua componente subterrânea. A recarga dos aquíferos subjacentes às cidades pode ser afetada por processos urbanos, nomeadamente a sua redução por impermeabilização do solo. Por outro

lado, também se pode verificar o aumento da recarga com origem nas perdas físicas das redes de abastecimento, estimadas globalmente em cerca de 32,7 mil milhões de m^3/ano (Kingdom *et al*., 2006), e de drenagem das águas residuais. As necessidades de drenagem exigidas ou induzidas pelas construções à superfície ou subterrâneas, as extrações para produção de água de abastecimento doméstico, industrial ou para produção de energia, contribuem para a diminuição de reservas/ recursos hídricos, causando rebaixamento dos níveis piezométricos (Preene & Fisher, 2015, Kim *et al*., 2017). Estas situações alteram o padrão de escoamento subterrâneo nos aquíferos, promovem a compactação dos aquíferos, a expansão e deslocamento de contaminações pontuais e a eventual intrusão salina em cidades litorais. As perdas quantitativas e qualitativas de recursos hídricos e as deformações induzidas no solo por subsidência são exemplos de aspetos negativos associados à interação das águas subterrâneas com o meio urbano, contribuindo para a degradação dos serviços económicos e geoambientais prestados pelas águas subterrâneas e pelos aquíferos, que raramente são contabilizados. Por oposição, também a recuperação dos níveis piezométricos após o abandono da exploração de captações, como em antigas cinturas industriais absorvidas pela expansão urbana, pode causar graves prejuízos pelo alagamento de espaços subterrâneos entretanto construídos, a instabilidade geotécnica e o excesso de água na rede de águas pluviais.

No balanço hídrico urbano, que tem como entrada a água de abastecimento, apesar de serem menos importantes que os usos conservativos, há que considerar os processos consuntivos associados ao seu uso como fluido evaporativo em sistemas de climatização de edifícios (Asim *et al*., 2022) e na componente perdida por evapotranspiração associada à rega de jardins e à lavagem de pavimentos. A gestão de todas as perdas na água urbana é essencial para a conservação dos recursos hídricos e económicos (Sardinha *et al*., 2017).

Daqui resulta que, após a utilização, a maioria da água doméstica que compõe a água residual transportará inúmeras substâncias inorgânicas e orgânicas, micro-organismos e radionuclídeos (Pereira & Domingos, 2020), do que resulta apresentar qualidade incompatível com os meios recetores, tornando necessário um tratamento adequado. Ainda assim, após o tratamento técnica e legalmente adequado, podem persistir questões com algumas classes de contaminantes que são transferidos para o ambiente (Montaña *et al*., 2013).

O escoamento superficial nas cidades é em regra concentrado, por vezes com eventos desastrosos, mas pode ser controlado por meio de uma adequada configuração do urbanismo e por sistemas de drenagem urbana sustentável que utilizam a capacidade transitória de armazenamento em aquíferos superficiais naturais ou construídos, de espaços abertos com pisos permeáveis, bacias de retenção, coberturas verdes no edificado e outros processos, permitindo reduzir a ocorrência de cheias rápidas. As águas subterrâneas locais, neste enquadramento, podem contribuir para a promoção da segurança da cidade (Aboelnga *et al*., 2019).

Para além das Alterações Climáticas emergentes que desregularão geograficamente o ritmo e os fluxos de água na componente atmosférica do seu ciclo, as cidades, que segundo Liu *et al*. (2014) ocupavam cerca de 3% da superfície terrestre, são elas próprias causadoras de alterações climáticas, como as ilhas de calor, o desvio ou a fixação anormal de massas de ar baixas, a alteração da frequência e da quantidade de precipitação, a redução da infiltração natural (águas verdes) e da

evapotranspiração a partir do solo exposto, e o aumento da infiltração proveniente das águas azuis e cinzentas. Estas infiltrações, entre difusas e pontuais, veiculam igualmente produtos gerados nas cidades e depositados nas superfícies por deposição aérea, contribuindo para a recarga contaminada dos aquíferos locais (Bouzonville *et al*., 2011). Como os aquiferos locais têm também descargas locais, os seus tempos curtos de residência podem não ser suficientes para a auto-depuração necessária a uma utilização salutar dessas águas, quer provenientes de extrações ou de decarga natural, nos cada vez mais frequentes ecossistemas construídos para apoio à biodiversidade e como áreas de lazer em meio urbano (Guidotti, 2015).

Em várias cidades concorrem aquíferos, locais ou regionais, e aquíferos usualmente profundos que manifestam ocorrências geotérmicas, quer em nascentes naturais, quer em captações construídas. Estas captações aproveitam localmente a conjugação das propriedades térmicas e químicas para utilização em saúde/bem-estar/lazer, ou para climatização de edifícios. O potencial das águas termais nas cidades revela-se pelo facto de muitas cidades europeias terem nascido e se desenvolvido em estreita dependência com o geotermalismo. Chaves e São Pedro do Sul são exemplos portugueses, mas os exemplos internacionais de Vichy e Budapeste são ainda mais expressivos do uso geotermalismo em saúde e bem-estar. A necessidade de proteção desses recursos, apesar de importar em custos e limitações de uso para a cidade, retroage com mais-valias de sustentabilidade ambiental e de desenvolvimento económico.

Mas não são só as águas subterrâneas quentes as utilizáveis como fonte de energia térmica nas cidades. As águas subterrâneas e os aquíferos com temperaturas próximas da média do ar têm capacidade de acumulação ou extração térmica muito grande, proporcional à porosidade e à temperatura basal, pelo que podem ser usados para neles se dispor de calor gerado na climatização de edifícios e em processos industriais e também permite que se lhes retire calor próprio para, depois de multiplicado por bombas de calor, se aquecerem edifícios (Fleuchaus *et al*., 2018). Em algumas situações esta solução é alternada ao longo do ano, utilizando a capacidade de poder injetar ou extrair calorias dos aquíferos, ainda que sem extração de água. Apesar destes processos exigirem um considerável investimento inicial (como também os painéis solares fotovoltaicos) estas soluções são em regra muito competitivas e podem ser ambientalmente sustentáveis no que diz respeito ao consumo de recursos naturais energéticos e de água, face às soluções convencionais de aquecimento elétrico e de arrefecimento com torres de refrigeração (com perda de água e suscetíveis ao desenvolvimento e espalhamento de Salmonella), ou até a queima de combustíveis.

Em termos hidrogeológicos, para além da complexa interação com os aquíferos locais, as cidades com frequência importam água física e virtual de aquíferos regionais. Desta forma as cidades são responsáveis pelas consequências da perda de recursos hídricos a grandes distâncias, nomeadamente quando se tem em consideração a água virtual. Ao exportar água para a cidade, essas regiões periféricas veem-se limitadas na possível alocação alternativa dos seus recursos hídricos, nomeadamente na agricultura ou na indústria, o que corresponde a um défice de desenvolvimento que raramente será contabilizado nessas regiões. Por outro lado, quando o abastecimento público é considerado prioritário, como em Portugal, exige-se para essas regiões um estatuto de proteção ambiental e sanitária contra a sobre-exploração e a contaminação, o que corresponde a uma

potencial melhoria das condições de sustentabilidade ambiental à escala regional.

O interesse na utilização dos aquíferos como origens das águas urbanas em Portugal não tem tido os desenvolvimentos que possivelmente deveria, atendendo ao que se conhece do estado quantitativo e qualitativo dos principais aquíferos próximos de vários centros urbanos (Ribeiro & Braga dos Santos, 2004).

O estudo das águas subterrâneas nas áreas urbanas deverá ser realizado em continuidade, não apenas aplicado em projetos concretos (Waterways, 2017). É essencial que seja mantida uma estrutura pública que possa dar resposta às questões de diversa índole levantadas pelas interações entre as águas subterrâneas e superficiais e as cidades, numa perspetiva de gestão integrada (Beretta, 2019).

Para tal as cidades precisam, com as adaptações específicas de cada uma, estabelecer políticas que cumpram os objetivos do desenvolvimento sustentável (OECD, 2014) e de promover a formação avançada e a colocação de especialistas em água subterrânea na investigação, no ensino, na aplicação e na administração, onde terão que atuar transdisciplinar, proactiva e geoeticamente com todos os parceiros envolvidos (cidadãos, cientistas, engenheiros, gestores e decisores políticos). O défice de intervenção das águas subterrâneas no abastecimento da cidade quando há indicadores que apontam para a vantagem da sua consideração é apenas um dos grandes problemas não resolvidos (Ribeiro & Braga dos Santos, 2004) em que as águas subterrâneas são matéria central na sustentabilidade das cidades. O défice de uma cultura pública da água em que as águas subterrâneas têm o seu justo lugar faz-se pagar por atrasos no desenvolvimento sustentável, no défice de resiliência às alterações climáticas e por crises económicas e de segurança.

Palavras-Chave: Hidrogeologia urbana; Águas Subterrâneas; Cidades; Sustentabilidade

Referências bibliográficas

Aboelnga HT, Ribbe L, Frechen F-B, Saghir J (2019) Urban Water Security: Definition and Assessment Framework. Resources, 8, 178. DOI: 10.3390/resources8040178

Asim N, Badiei M, Mohammad M, Razali H, Rajabi A, Haw LC, Ghazali, MJ (2022) Sustainability of Heating, Ventilation and Air-Conditioning (HVAC) Systems in Buildings—An Overview. Int J. Environ Res. Public Health, 19, 1016. DOI:10.3390/ijerph19021016

Beretta GP (2019) Sustainable management of groundwater in large urban areas and monitoring networks. Acque Sotterranee-Italian Journal of Groundwater, 8 (2). DOI 10.7343/as-2019-396

Bouzonville A, Elsass P, Eldridge S (2011) Soil contamination through atmospheric deposition in an urban area. In: Proceeding of the 20th Clean Air Society of Australia and New Zealand Conference, July-August, 2011, Auckland, New Zealand

Clark P (Ed) (2013) Cities in the World History. Oxford University Press, ISBN 978-0-19-958953-1

Fleuchaus P, Godschalk B, Stober I, Blum P (2018) Worldwide application of aquifer thermal energy storage – A

review. Renewable and Sustainable Energy Reviews 94, 861-876. DOI: 10.1016/j.rser.2018.06.057

Foster S (2020) Global Policy Overview of Groundwater in Urban Development—A Tale of 10 Cities!. Water 12, 456. DOI: 10.3390/w12020456

Guidotti TL (2015) Artificial Ecosystems. DOI:10.1093/acprof:oso/9780199325337.003.0009. In: Guidotti TL (2015) Health and Sustainability: An Introduction. Oxford University Press, Oxford New York

Howard KWF (2015). Sustainable cities and the groundwater governance challenge. Environ Earth Sci 73: 2543-2554. DOI 10.1007/s/12665-014-3370-y

Khélifi N (2021) Foreword. XIX-XX. In: Abrunhosa M, Chambel A, Peppoloni S, Chaminé HI (eds): Advances in Geoethics and Groundwater Management: Theory and Practice for a Sustainable Development, Proceedings of the 1st Congress on Geoethics and Groundwater Management (GEOETH&GWM'20), Porto, Portugal 2020, Springer

Kim W-S, Cha J-H, Kwon O, Baek Y, Lee J-Y (2017) Analysis of the characteristics in variation of groundwater level in consideration of geological property during excavation in urban area. In: Advances in Engineering Research (AER), 102, 243-247. Second International Conference on Mechanics, Materials and Structural Engineering (ICMMSE 2017). Atlantis Press

Kingdom B, Liemberger R, Marin P (2006) The Challenge of reducing Non-Revenue Water (NRW) in developing countries how the private sector can help: A look at performance-based service contracting. Water Supply and Sanitation Sector Board Discussion Paper Series, Paper no. 8. The World Bank Group.Washington

Liu Y (2018) Why an urban population continues to grow under intensifying water scarcity: an answer from generalized water resources. Urban Water Journal, 15, 961–965. DOI: 10.1080/1573062X.2019.1595674

Liu Z, He C, Zhou Y, Wu J (2014) How much of the world's land has been urbanized, really? A hierarchical framework for avoiding confusion. Landscape Ecol, 29, 763-771. DOI 10.1007/s10980-014-0034-y

McDonald RI, Weber K, Padowski J, Flörke M, Schneider C, Green PA, Gleesone T, Eckman S, Lehner B, Balk D, Boucher T, Grill G, Montgomery M (2014) Water on an urban planet: Urbanization and the reach of urban water infrastructure. Global Environmental Change, 27, 96-105. DOI 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.022

Montaña M, Camacho A, Devesa R, Vallés I, Céspedes R, Serrano I, Blàzquez S, Barjola V (2013) The presence of radionuclides in wastewater treatment plants in Spain and their effect on human health. Journal of Cleaner Production, 60, 77-82. DOI: 10.1016/j.jclepro.2011.07.007

OECD (2014) Policy Perspectives: Managing water for future cities. Paris.

Paterson W, Rushforth R, Ruddell BL, Konar M, Ahams IC, Gironás J, Mijic A, Mejia A (2015) Water Footprint of Cities: A Review and Suggestions for Future Research. Sustainability, 7, 8461-8490. DOI: 10.3390/su7078461

Pereira A, Domingos F (2020) Monitorização da Radioatividade em Água para Consumo Humano em Portugal Continental - Avaliação do Risco. Laboratório de Radioatividade Natural, Universidade de Coimbra.

Preene M, Fisher S (2015) Impacts from groundwater control in urban areas, 2847-2852. In: Proceedings of the XVI ECSMGE. Geotechnical Engineering for Infrastructure and Development. ISBN 978-0-7277-6067-8. ICE Publishing

Ribeiro L, Braga dos Santos J (2004) O Projeto Setúbal revisitado 25 anos depois. 7º Congresso da Água. Lisboa. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos

Sardinha J, Serranito F, Donnelly A, Marmelo V, Saraiva P, Dias N, Guimarães R, Morais D, Rocha V (2017) Active Water Loss Control. 2nd ed. EPAL Technical Editions. Lisbon ISBN 978-989-8490-02-5

UN (2019) World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, Online Edition United Nations. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. United Nations, New York

Waterways (2017) Estudo do descritor Hidrogeologia para a construção dos túneis Monsanto/Santa Apolónia e Chelas/Beato, no âmbito do Plano Geral de Drenagem de Lisboa. Proc. 0022/AQS/AD/DGES/ND/2016. (relatório)

Referências internet

The World Factbook (2022). Portugal. Acesso a pasta «Urbanization» Disponível em: <https://www.cia.gov/the-world-factbook/countries/portugal> acesso em 09 de abril de 2022

Vulnerabilidade do sistema aquífero Tejo-Sado/Margem Esquerda considerando a proximidade ao estuário do Tejo no Barreiro

Daniela BAPTISTA[1], Manuela SIMÕES[2], Catarina SILVA[1]

[1] Departamento de Geologia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, danielabaptista897@gmail.com; csilva@fc.ul.pt.

[2] Departamento de Ciências da Terra e GeoBioTec, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade NOVA de Lisboa, Campus de Caparica, 2829-516 Caparica, mmsr@fct.unl.pt.

Resumo

A proximidade ao estuário do Tejo e a elevada vulnerabilidade do sistema aquífero Tejo-Sado/Margem Esquerda, conjugadas com as elevadas exigências na qualidade da água para abastecimento público, justificam e estão na base do desenvolvimento deste trabalho. Para isso, procedeu-se à consulta bibliográfica sobre o estado atual do conhecimento deste sistema aquífero, à recolha de dados geológicos, hidrogeológicos e hidroquímicos de captações destinadas ao abastecimento público da Câmara Municipal do Barreiro e do Parque Empresarial Baía do Tejo e à análise da legislação aplicada à qualidade da água para abastecimento público. A análise química à concentração de cloreto na água do aquífero semiconfinado permitiu verificar que existem duas zonas de entrada de água com concentração elevada de cloreto problemáticas, alertando para uma possível vulnerabilidade do sistema aquífero associada à frente estuarina e às ribeiras associadas à mesma, podendo ocorrer fenómenos de intrusão salina em que o aquitardo alimenta o aquífero semiconfinado por drenância sempre que este é solicitado.

Palavras-Chave: Sistema Aquífero Tejo-Sado/Margem Esquerda; Barreiro; Vulnerabilidade; Intrusão salina.

1. Introdução

A intrusão salina é um fenómeno, natural ou provocado pela ação do homem, que pode assumir proporções inevitáveis em consequência da sobreexploração dos aquíferos costeiros ou através de captações mal construídas, modificando a composição físico-química das águas. O cloreto é geralmente dos *iões* mais estáveis nos aquíferos, bastante solúvel e de difícil precipitação, está presente em elevada quantidade em águas marinhas, sendo o principal indicador de contaminação por intrusão salina. Assim, o enriquecimento deste ião em água doce e de *iões* alcalinoterrosos em água marinha ou estuarina pode indicar este tipo de fenómenos, dado que estas comportam um maior teor em sais.

A proximidade ao estuário do Tejo e a elevada vulnerabilidade do sistema aquífero captado, conjugadas com as elevadas exigências na qualidade da água para abastecimento público, justificam e estão na base do desenvolvimento deste trabalho, que tem como objetivo perceber a vulnerabilidade do sistema aquífero na zona de captação, face à aproximação ao estuário, no

desenvolvimento de fenómenos de intrusão salina, bastante comprometedores da longevidade das captações e da preservação da qualidade da água captada, confrontando as condições de exploração do sistema aquífero Tejo-Sado/Margem Esquerda no município do Barreiro com as exigências de qualidade da água de abastecimento público vigentes na legislação.

2. Enquadramento geográfico e modelo hidrogeológico conceptual

O Barreiro localiza-se em Portugal Continental, no distrito de Setúbal, na margem esquerda do rio Tejo. É delimitado a norte pelo estuário do Tejo, a oeste por um dos baixios do estuário marginado pelo município do Seixal, a leste pelo município da Moita e a sul pelos municípios de Palmela, Setúbal e Sesimbra.

O modelo hidrogeológico conceptual do sistema aquífero Tejo-Sado/Margem Esquerda é constituído por num sistema multicamada com três aquíferos, um superior livre instalado nas aluviões do Quaternário e nas areias do Pliocénico, um semiconfinado, instalado nas camadas da base do Pliocénico e nas camadas biocalcareníticas do Miocénico superior a médio, e um confinado, mais profundo e menos conhecido, nas camadas da base do Miocénico. Entre os aquíferos do Plio-Quaternário e do Mio-Pliocénico existe um nível arenoargiloso que conecta com as duas unidades aquíferas em toda a área de estudo, funcionando como aquitardo, e na base dos aquíferos semiconfinado e confinado ocorre um nível argilomargoso que funciona como um aquicludo. Segundo Almeida et. al (2000), no Barreiro, os furos que captam o Miocénico apresentam baixos caudais específicos, entre 0,02 l/s/m e 1,7 l/s/m, comparativamente aos valores observados em furos que captam o Pliocénico, 0,03 l/s/m a 12,4 l/s/m, contudo, quando captam os dois aquíferos em simultâneo, estes valores são bastante aleatórios consoante as caraterísticas hidrogeológicas do local.

O modelo hidrogeológico conceptual do funcionamento hidráulico consiste num escoamento subterrâneo no sentido SSE-NNW, desde a zona de recarga, situada nos afloramentos das unidades miocénicas no flanco Norte da Serra da Arrábida, em direção ao estuário do Tejo, com comunicação hidráulica entre os aquíferos através do aquitardo, e entre o estuário do Tejo e o aquífero superior livre e aquitardo. Segundo Mendonça (2007), a recarga dá-se por infiltração direta da precipitação em toda a bacia, normalmente nos depósitos pliocénicos e quaternários, cedendo parte dessa recarga por drenância aos depósitos subjacentes do Pliocénico e Miocénico.

As águas subterrâneas da Bacia do Baixo-Tejo, quando livres de perturbações, possuem entre 30 mg/l e 40 mg/l de cloretos, sendo que valores superiores poderão indicar modificações na qualidade das águas. A exploração intensiva do sistema aquífero Tejo-Sado/Margem Esquerda implica um potencial hidráulico do aquífero livre superior ao do semiconfinado, ao contrário do que ocorreria sem extração, e consequentemente, o sentido do fluxo encontrar-se-á atualmente invertido em muitas áreas da bacia. Assumindo que os dois aquíferos estão em conexão hidráulica, poderá haver

transferências do aquífero livre para o semiconfinado e vice-versa, consoante se está em zonas de recarga ou de descarga do sistema (Simões, 1998).

3. Metodologia e resultados

Para avaliar a vulnerabilidade do sistema aquífero Tejo-Sado/Margem Esquerda considerando a proximidade ao estuário do Tejo, procedeu-se à consulta bibliográfica sobre o estado atual do conhecimento deste sistema aquífero, à recolha de dados geológicos, hidrogeológicos e hidroquímicos de captações destinadas ao abastecimento público da Câmara Municipal do Barreiro e do Parque Empresarial Baía do Tejo e à análise da legislação aplicada à qualidade da água para abastecimento público.

Para avaliar a evolução da concentração de cloreto ao longo do tempo representou-se graficamente a concentração de cloreto, em mg/l, e as respetivas retas de tendência em cada captação da Câmara Municipal do Barreiro e do Parque Empresarial Baía do Tejo, entre 2012 e 2020. Para além disso, projetou-se o valor máximo recomendado (VMR) e o valor paramétrico (VP) dos cloretos para águas subterrâneas destinadas a produção de água para consumo humano (Fig. 1). Segundo o Decreto-Lei nº 236/98, de 1 de agosto, o valor máximo recomendado (VMR) para os cloretos é de 200 mg/l para águas subterrâneas destinadas a produção de água para consumo humano, e, segundo o Decreto-Lei n.º 152/2017, de 7 de dezembro, o valor paramétrico (VP) para os cloretos é de 250 mg/l.

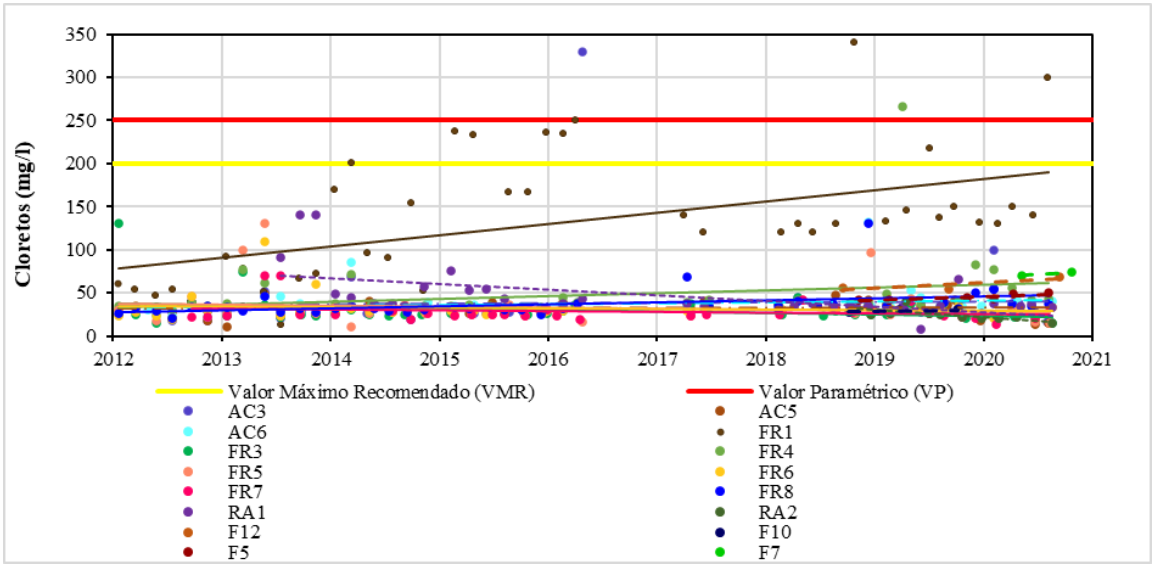


Fig. 1. Representação da concentração de cloretos (mg/l) e respetivas retas de tendência em cada captação do município do Barreiro ao longo do tempo, entre 2012 e 2020.

De modo geral, a tendência da concentração de cloreto entre 2012 e 2020 é aproximadamente constante, próxima dos valores expectáveis para o Barreiro. A tendência da captação RA1 aparenta ser decrescente, no entanto, analisando em pormenor, verifica-se que as três primeiras leituras,

em 2013, têm valores mais elevados comparativamente com os restantes que se encontram aproximadamente constantes, o que pode sugerir que as primeiras leituras tiveram algum problema na amostragem ou possível contaminação inerente à furação. Os cloretos tendem a aumentar ligeiramente nas captações FR4, FR8, F5 e F12, contudo, a FR1 mostra um aumento bastante mais acentuado e acima do expectável comparativamente com as restantes captações, indicando concentrações de cloreto bastante irregulares. Ao longo do tempo, verifica-se também uma dispersão significativa nos valores de cloreto relativamente ao expectável, valores esses que, por vezes, atingiram ou ultrapassaram o VMR e o VP para águas subterrâneas destinadas a consumo humano. Na captação AC3, o VP foi ultrapassado em abril de 2016, na FR4 foi ultrapassado em abril de 2019, e na FR1 atingiu o VMR em março de 2013, ultrapassou-o em cinco amostragens, entre 2015 e 2016 e em 2019, atingiu o VP em abril de 2016, e ultrapassou-o em agosto de 2020.

Para a distribuição espacial de cloretos no município do Barreiro, foram considerados dois cenários (Fig. 2):

a) Cenário em que a captação FR1 não é considerada por ter valores de cloreto anómalos;

b) Cenário em que a captação FR1 é considerada.

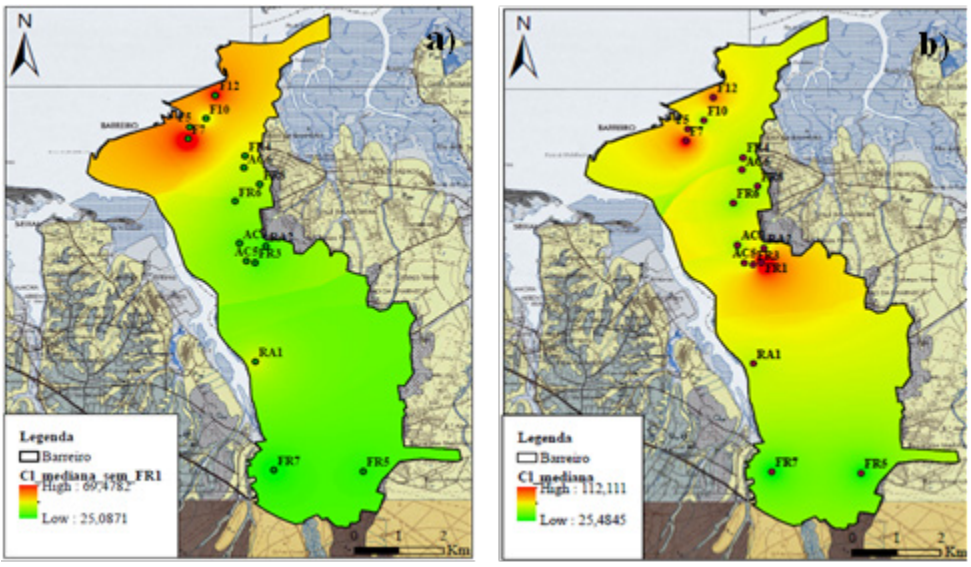


Fig. 2. Distribuição espacial da concentração de cloretos (mg/l) no município do Barreiro considerando os dois cenários, interpolada com a mediana de cloretos em cada captação pelo método Inverso da Distância, recorrendo ao software ArcGIS 10.7.1.

No cenário em que a captação FR1 não é considerada, verificam-se concentrações de cloreto mais elevadas a norte do Barreiro, junto ao estuário do Tejo, diminuindo para sul, e variando entre 25,1 e 69,5 mg/L. Este seria um cenário possível, caso não ocorressem problemas nesta captação, pois as que se encontram em redor têm concentrações de cloreto semelhantes e dentro dos valores expectáveis para a região.

No cenário em que a captação FR1 é considerada, as concentrações de cloreto mais baixas encontram-se a sul do município, e as mais elevadas encontram-se em FR1, junto à ribeira da Moita, e a norte, junto ao estuário do Tejo, variando entre 25,5 e 112,1 mg/L.

A coluna litológica da captação FR1 indica que é uma captação em meio detrítico, com reduzida percentagem de sedimentação argilosa, permitindo a ocorrência de comunicação hidráulica com o estuário.

4. Discussão e conclusões

Este cenário mostra duas zonas de entrada de água com concentração elevada de cloreto problemáticas, alertando para uma possível vulnerabilidade do sistema aquífero associada à frente estuarina e às ribeiras associadas à mesma. A proximidade com a ribeira da Moita (ciclo de marés) e a possibilidade de ocorrência de problemas na impermeabilização da captação por envelhecimento da captação FR1, nomeadamente, assentamentos posteriores, corrosão ou ruturas, podem provocar mistura com águas mais superficiais, colocando água do aquífero superficial em comunicação hidráulica com a água do aquífero semiconfinado.

Em regime de equilíbrio do aquífero semiconfinado, a concentração de cloreto mantém-se estável no tempo e no espaço, ocorrendo apenas uma evolução na composição da água consoante o tempo de permanência dos cloretos no aquífero, contudo, a análise estatística, temporal, espacial e em profundidade dos dados de captações destinadas ao abastecimento público permitiram verificar que existem desequilíbrios no sistema. Neste caso, é provável que ocorra uma alteração no regime de exploração por sobreexploração ou sobreposição do efeito de extração de captações próximas, em que é exercida uma forte pressão no aquífero semiconfinado, que leva a um rebaixamento muito acentuado do nível hidrodinâmico, gerando uma grande diferença de carga hidráulica entre o aquífero semiconfinado e o superior livre. Posto isto, a zona de chamada da captação pode aumentar, variando no tempo e no espaço de forma diferente, e consequentemente, provocar mistura de água de diferentes proveniências, principalmente do aquífero superior livre com o aquífero semiconfinado por drenância do aquitardo, alterando a composição da água. Quando isto acontece, o bombeamento é interrompido durante algum tempo e é iniciado noutra captação, até que a anterior estabilize a composição da água, sendo essa a razão pela qual aparecem alguns valores acima do expectável num determinado período, que posteriormente estabilizam. Para além disso, a maioria desses valores concentram-se entre os meses de março e julho, que correspondem às estações de primavera e verão, onde pode haver uma maior pressão sobre o aquífero. No caso da FR1, a captação salinizou, sendo este um fenómeno irreversível.

A análise hidroquímica dos cloretos no município do Barreiro indica que ocorre um fenómeno de intrusão salina em que o aquitardo alimenta o aquífero semiconfinado por drenância sempre que este é solicitado, logo, propõe-se ao município do Barreiro a cimentação total das captações

salinizadas, como é o exemplo da FR1.

Sugere-se que as futuras captações para abastecimento público sejam construídas de forma mais cuidada, isolando bem as camadas superiores correspondentes ao aquífero superior livre e aquitardo. Na zona frente ao estuário, mesmo com captações bem isoladas, é difícil contornar o problema, logo, é de evitar construir futuras captações para abastecimento público neste local. Recomenda-se a quem realiza os cadernos de encargos / projetos de captação pública, e que, posteriormente, os lança a concurso público, a inclusão de isolamento em aço, com cimentações (calda de cimento ou Troptogel) a alta pressão do anular exterior, do tipo "Hallyburton" a pelo menos 70 bar, e não apenas uma simples aplicação de compactonite, que em muitos casos, operacionalmente, não funciona.

Agradecimentos

Agradecemos à Câmara Municipal do Barreiro, Divisão de Águas e Saneamento do Departamento de Águas e Resíduos e Engenheiro David Cabanas, assim como ao Parque Empresarial Baía do Tejo, Engenheira Carla e Engenheiro Miguel pela cedência de dados essenciais para o desenvolvimento deste trabalho.

Referências bibliográficas

Almeida, C., Mendonça, J. J. L., Jesus, M. R. & Gomes, A. J. (2000). Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Instituto da Água. Centro de Geologia da Universidade de Lisboa. 661 pp.

MENDONÇA, J. P. (2007). Caracterização geológica e hidrogeológica da Bacia Terciária do Tejo-Sado. in Tágides, os aquíferos das bacias hidrográficas do rio Tejo e das ribeiras do Oeste: saberes e reflexões. ARH Tejo. 59 - 65 pp.

SIMÕES, M. (1998). Contribuição para o Conhecimento Hidrogeológico do Cenozóico na Bacia do Baixo Tejo. Dissertação de Doutoramento em Geologia. Especialização em Hidrogeologia. Universidade NOVA de Lisboa, Departamento de Ciências da Terra, Monte da Caparica. 310 pp.

Legislação

Decreto-Lei n.º 152/2017 de 7 de Dezembro. Diário da República n.º 235 - 1.ª série. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.

Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto. Diário da República n.º 176 - 1.ª série A. Ministério do Ambiente. Lisboa.

Managed aquifer recharge: a solution to mitigate water scarcity also in Portugal

Teresa E. LEITÃO, J.P. LOBO FERREIRA, Tiago N. MARTINS, Manuel M. OLIVEIRA, Marcel HOROVITZ

Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Av. do Brasil 101, 1700-066 Lisboa, tleitao@lnec.pt, lferreira@lnec.pt, tmartins@lnec.pt, moliveira@lnec.pt, mhorovitz@lnec.pt

Abstract

Portugal's climate is characterized by dry summers and wet winters, with strong interannual disparities. Water scarcity periods have become more frequent, together with changes in rainfall intensity and duration, causing more intense extreme events, such as floods and droughts. Furthermore, water demand is likely to increase in a near future, namely due to growing water needs for agriculture and tourism. At the same time, large quantities of water are being lost to the oceans, e.g. during floods, and treated wastewater is discharged away, while these could be alternative water sources to increase water availability. In several countries facing similar conditions, the use of adaptive and innovative water concepts, such as Managed Aquifer Recharge (MAR), have been developed and are now applied (about 1200 MAR case sites worldwide). MAR schemes consist in storing water in aquifers in periods of excess, to help addressing subsequent water scarcity periods. Besides, water quality can be improved during transport of the infiltrated water through the unsaturated and saturated zones, together with Soil-Aquifer-Treatment (SAT) systems, due to biodegradation, adsorption and filtration processes. Research and applied research on this subject is being carried out in Portugal in the last 18 years during several EU projects such as the FP5 GABARDINE project (2005-2009, LNEC), FP7 MARSOL project (2013-2016, LNEC, TARH, UALG), H2020 MARSoluT project (2019-2023, LNEC, UALG) and AGREEMAR PRIMA project (2022-2025, LNEC). In this abstract, some of the latest efforts made on this subject are highlighted. It is the author's conviction that with those results, the scientific conditions to fully support full scale MAR application in Portugal are met.

Key-words: Managed Aquifer Recharge; water availability increase; water quality improvement; drought alleviation; alternative water management schemes.

1. Current situation on MAR

Worldwide, the use of MAR as *A Key to Sustainability* is vast. More than one thousand MAR schemes sites in over 50 countries from Europe, Asia, Africa, North and South America, and Oceania have been collected, analysed and compiled in the first MAR global inventory (cf. https://www.un-igrac.org/special-project/mar-portal) made by IGRAC (the International Groundwater Resources Assessment Centre) in collaboration with INOWAS and DEMEAU EU projects, and the IAH-MAR commission (cf. Fig. 1).

The importance of this thematic has led to the development of an International Symposium on

Managed Aquifer Recharge (ISMAR), which is being held since 1988, under the auspices of the American Society of Civil Engineers (ASCE), International Association of Hydrologists (IAH), and the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), the 11th edition of ISMAR being held in the USA on April 2022.

Managed aquifer recharge, or the intentional recharge of water into aquifers for subsequent recovery or environmental benefit, is being used in Europe since the 19th century. Most of the initial MAR schemes corresponded to riverbank filtration, a technique where water is pumped from groundwater wells via the banks of a river (or other surface water body). The water abstracted is thus surface water that has received a preliminary treatment by passing a short distance through sediments and soil to where it is abstracted (e.g. water suppliers in Berlin produce approx. 75% of the drinking water by bank filtration and artificial groundwater recharge). More recently, MAR methodologies encompass many designs (Escalante *et al*., 2007), the more popular being infiltration ponds (that can include treatment schemes, such as soil-aquifer treatment, SAT), direct injection wells, and subsurface dams. The use of alternative water sources is now increasingly popular, namely, the use of surface runoff surplus, treated urban stormwater, treated wastewater and industrial cooling effluents.

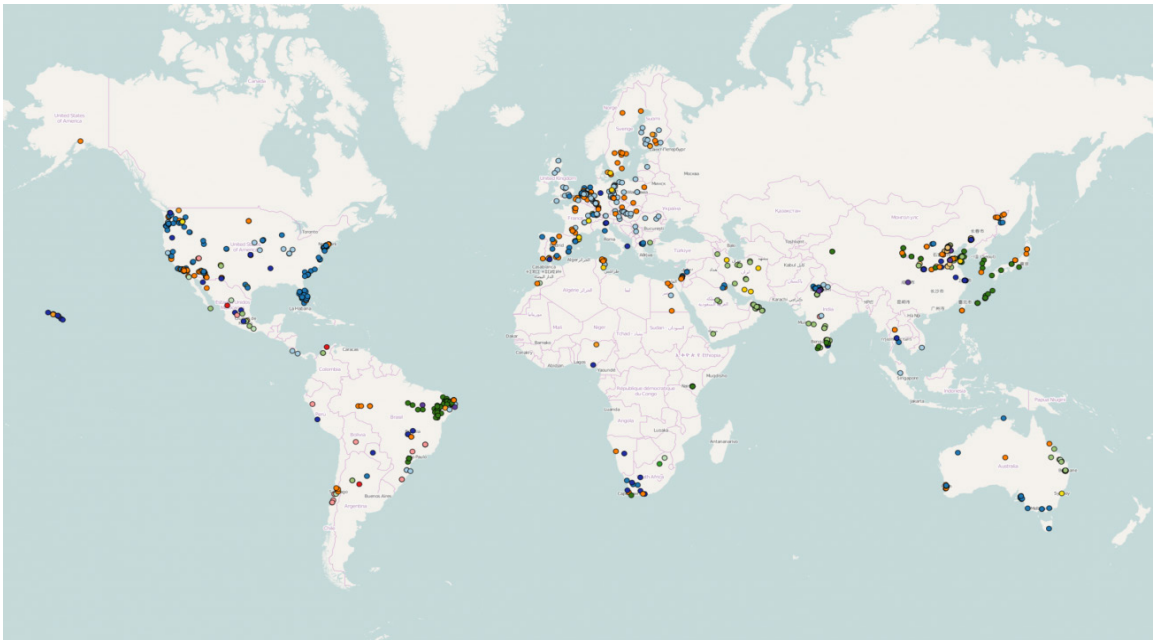


Fig. 1 – Global inventory of MAR sites (please check https://www.un-igrac.org/special-project/mar-portal for further details on MAR schemas concerning each dot colour)

The storage of water in aquifers has clear advantages for the Mediterranean conditions, when compared to surface storage: less evaporation, better protection against contamination, low land requirement and investment (Dillon, 2019).

Although MAR can be a key-solution to Europe's and the worldwide water crisis, its actual implementation is rather limited when compared to its potential. Several reasons are behind that, starting with the apprehension of water authorities on water quality changes and health risks, together with the absence of regulation or even policy objections, and the public perception (Rodríguez-Escales *et al*., 2018). There is also the challenge of involving stakeholders, the main drivers for implementation, that MAR is safe and sustainable. On that subject, scientific knowledge has to be bridged with water management entities, SMEs, and farmers willing to diversify methodologies and apply innovative practices into implementation agreements.

From the research viewpoint, scientific base supports for MAR are vital in sustaining adaptive and innovative water governance strategies to optimize water resources and to achieve water security, according to Integrated Water Resources Management (IWRM) principles. Three aspects of MAR must be clear for water authorities and stakeholders to actively promote its use: (1) scientific-based methodology to mapping the geospatial MAR feasibility, including water availability of conventional and non-conventional water resources; (2) tailor MAR systems for optimized performance; (3) ensure effective monitoring networks – which may provide real-time warnings and allows for swift decision making – and water quality protection derived from the knowledge on the fate of contaminants present in (reclaimed) water during infiltration.

2. Main achievements and latest developments in LNEC

Since 2005, the main advances on MAR thematic include (Fig. 2): 1) (A) infiltration/recharge basins constructed in rio Seco riverbed (400 m^2), (B) direct infiltration in traditional large wells, using both river water and groundwater as water source, 2) (C, D) infiltration and contaminant's attenuation tests with large-scale physical model & (E) lab soil-columns, and 3) (F) soil-aquifer treatment basins at SB Messines using treated wastewater.

To further complement and develop the necessary tools and understanding of MAR, two PhD theses are being developed at LNEC within ongoing projects, one concerning the development of a decision support protocol for MAR sites suitability definition and the other concerning the assessment of water quality improvement using large-scale physical models simulating soil-aquifer treatment (SAT) during MAR.

In the first PhD, the selection of suitable sites for MAR implementation through GIS-based multi-criteria decision analysis is being planned, by considering the water resources availability, the intrinsic site suitability while considering expected climate change scenarios to envisage realistic mitigation and adaptation strategies. Therefore, for some regions of Portugal, a realistic hydrological assessment of water quantity and quality available for MAR, including an inventory of non-conventional water sources will be done together with a GIS-based methodology for hydrogeologic site suitability characterization.

A

B

C

E

D

F

Fig. 2 – GABARDINE and MARSOL projects. A: infiltration/recharge basins (https://vimeo.com/208667775), B: MAR recharge wells (https://youtu.be/xDoYfcjn8MI), C, D: large scale physical experiments (https://vimeo.com/208670944), E: laboratory soil-columns, F: soil-aquifer treatment basins at SB Messines wastewater treatment plant (https://youtu.be/BJF8Cif48No)

In the second PhD, the possible attenuation (e.g. by sorption, biodegradation, immobilization) of micropollutants (e.g. pharmaceutical compounds, PhC) and nutrients during MAR systems using pond infiltration is being characterized in large-scale tank experiments. Different types of soils and biochar are being studied as reactive layers to (i) provide materials with high sorption potential, (ii) establish specific redox conditions that can be advantageous for microbial PhC biodegradation reactions, (iii) provide electron donors to stimulate microbiological activity and biodegradation, and (iv) create conditions for chemical precipitation and contaminant immobilization. Tests will range from laboratory soil-column to laboratory tank testing scale, trying to combine the representativeness of real scale in-situ studies with controlled laboratory soil-column experiments. The concept of long-term experiments of reactive barrier in MAR design will serve for tailored MAR designs adapted to different source water qualities.

Conclusions

Considering the existing and future water availability in Portugal, a shift in the paradigm of sustainable integrated water resources is needed. Focusing on contributing to alleviate the water stress and increase the water availability - therefore looking at the water cycle in a holistic and integrated manner, including water reuse - new water storage schemes are needed, being groundwater storage through MAR one of the key-solutions. Adaptive and innovative water management strategies, such as planning and implementing the storage of excess water from different sources (flash floods, treated wastewater, industry and agriculture surpluses) in MAR, must be considered. Water storage in aquifers has clear advantages for the Mediterranean conditions when compared to surface storage, regarding evaporation, contamination protection, land requirements and overall investments.

For MAR implementation to become a common activity in the future, the process for implementation will be subjected to the approval of feasibility maps and water quality insurance, as the basis for decision making and regulation. Both PhDs, together with all previous projects developments, have led to support the necessary knowledge required to adapt the traditional Programmes of Measures of River Basin Management Plans in order to include MAR schemes in conjunction with surface water storage in dams, aiming to increase water availability and water security, therefore allowing to address tomorrow's challenges within a climate change context.

Acknowledgements

The work presented has received funding from the EU FP6 GABARDINE Grant Agreement 518118, EU FP7 MARSOL Grant Agreement 619120, H2020 MARSoluT Marie Skłodowska-Curie Actions Innovative Training Network and LNEC's 2013-2020 Research and Innovation Plan, Risk Management and Safety in Hydraulics and Environment (Proc. 0605/112/20383). Tiago N. Martins thanks the Fundação para a Ciência e a Tecnologia, Portugal for the Ph.D. Grant PD/BD/135590/2018 within H2Doc - Environmental Hydraulics and Hydrology.

Referências bibliográficas

Dillon, P, Stuyfzand, P, T Grischek, M Lluria, R D G Pyne, R C Jain, J Bear, J Schwarz, W Wang, E Fernandez, C Stefan, M Pettenati, J van der Gun, C Sprenger, G Massmann, B R Scanlon, J Xanke, P Jokela, Y Zheng, R Rossetto, M Shamrukh, P Pavelic, E Murray, A Ross, J P Bonilla Valverde, A Palma Nava, N Ansems, K Posavec, K Ha, R Martin & M Sapiano (2019) Sixty years of global progress in managed aquifer recharge. Hydrogeology Journal, 27, 1-30.

Escalante, E, Prieto, I, Copano González, C, San Sebastián Sauto, J (2007) DINA-MAR. Project for Management of Aquifer Recharge in the Context of Sustainable Development. Lines of Action and Results https://dinamar.tragsa.es/pdf/dina-mar-2007-2011-libro.pdf.

Rodríguez-Escales, P, Canelles, A, Sanchez-Vila, X, Folch, A, Kurtzman, D, Rossetto, R, Fernández-Escalante, E, Lobo-Ferreira, J-P, Sapiano, M, San-Sebastián, J, Schüth, C (2018) A risk assessment methodology to evaluate the risk failure of managed aquifer recharge in the Mediterranean Basin. Hydrology and Earth System Sciences 22, 3213–3227. https://doi.org/10.5194/hess-22-3213-2018.

Estado químico das águas subterrâneas em áreas agrícolas. Exemplos no Alentejo

Teresa E. LEITÃO[1], Tiago N. MARTINS[1], Manuel M. OLIVEIRA[1], Pedro MORAIS[2], José MORAIS[2], Ana ILHEU[3], Martinho MURTEIRA[3]

[1] Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Av. do Brasil 101, 1700-066 Lisboa, tleitao@lnec.pt, tmartins@lnec.pt, moliveira@lnec.pt

[2] AmbiPar Control, Consultoria, Análises e Amostragem Ambiental, Lda., Rua de Almodôvar 92d, 7780-171 Castro Verde, pedro.morais@ambiparcontrol.pt

[3] Empresa de Desenvolvimento e Infra-estruturas do Alqueva, S.A., Rua Zeca Afonso 2, 7800-522 Beja, ailheu@edia.pt, mmurteira@edia.pt

Resumo

Neste resumo apresenta-se uma síntese dos resultados da avaliação do Estado Químico das Unidades de Monitorização (UM) de águas subterrâneas amostradas pela empresa AmbiPar Control, Consultoria, Análises e Amostragem Ambiental, Lda., no ano 2021, para a Empresa de Desenvolvimento e Infraestruturas do Alqueva, S.A.. A análise foi efetuada num conjunto de aproveitamentos hidroagrícolas e os resultados permitem concluir que o Estado Químico global de todas as UM (avaliado considerando os mesmos critérios das massas de água subterrânea) é Medíocre, sendo este estado atribuído maioritariamente por terem sido detetadas áreas superiores a 20% da área total da UM com concentração em nitratos acima de 50 mg/L, havendo outros casos em que o estado Medíocre se deve à ocorrência de áreas superiores a 20% da área total da UM com cloretos ou glifosato (pesticida) acima das respetivas normas de qualidade ambiental (250 mg/L e 0,1 µg/L, respetivamente). Apresentam-se as principais conclusões do estudo no sentido de fomentar o debate sobre quais deverão ser as medidas globais de prevenção da contaminação difusa a médio prazo, atendendo ao contexto socioeconómico e à sustentabilidade ambiental de áreas agrícolas a médio e longo prazo.

Palavras-Chave: Estado Químico; águas subterrâneas; áreas agrícolas; sustentabilidade.

1. Introdução

O objetivo deste trabalho foi avaliar o Estado Químico das Unidades de Monitorização (UM) de águas subterrâneas que foram amostradas e analisadas pela AmbiPar Control para a Empresa de Desenvolvimento e Infraestruturas do Alqueva, S.A. (EDIA), para um conjunto de estações com resultados para o ano 2021. Este trabalho vem na sequência de amostragens equivalentes realizadas para os anos 2018-2020 e têm como objetivo avaliar os impactes do regadio no âmbito do Empreendimento de Fins Múltiplos de Alqueva.

A área analisada é composta por sete Unidades de Monitorização, conforme se apresenta na Fig.1, e interseta três Massas de Águas Subterrâneas (MAS) dos Gabros de Beja, de Moura – Ficalho

e da Bacia de Alvalade, além das Massas de Água Indiferenciadas (MAI) da Bacia do Sado, Bacia do Guadiana, Bacia do Tejo – Sado Indiferenciada e a Zona Sul Portuguesa (ZSP) da Bacia do Sado e do Guadiana.

A análise de Estado Químico incide sobre os limites geográficos das UM e não sobre os limites geológicos/hidrogeológicos das MAS da região, aplicando-se às UM os mesmos critérios que se aplicam às MAS. No total foram analisados os dados de quatro campanhas realizadas durante o ano de 2021 em 86 pontos de amostragem localizados nas UM e áreas envolventes.

Este artigo baseia-se no trabalho de Leitão *et al*. (2022).

2. Metodologias

A metodologia utilizada para a avaliação do Estado Químico das Massas de Águas Subterrâneas teve por base o Documento Guia n.º 18 "Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment" (European Commission, 2009), elaborado pelos Estados-membros da UE para apoiar metodologias de implementação comum da Diretiva-Quadro da Água (DQA). Foi, ainda, considerada a legislação portuguesa sobre esta matéria, nomeadamente os Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de março, n.º 208/2008 de 28 de outubro, n.º 83/2011 de 20 de junho e n.º 34/2016 de 28 de junho.

O procedimento definido no Documento-Guia n.º 18 estabelece as metodologias de implementação comuns da DQA, que se subdivide nos seguintes elementos:

- **Agregação dos resultados** recolhidos nos procedimentos de monitorização de vigilância e operacionais.
- Avaliação da **extensão da excedência** pela quantificação dos pontos de monitorização em estado Medíocre.
- Definição da percentagem da **área de excedência**.

Os **resultados são agregados** com recurso à média aritmética de cada parâmetro por ponto de monitorização. Para resultados inferiores ao Limite de Quantificação (Lq), o cálculo dos valores médios é obtido através da fixação em metade do valor do Lq em causa. Quando o valor médio das medições é inferior ao Lq, refere-se <Lq (cf. DL 83/2011). No caso dos pesticidas com valores quantificados acima do Lq (mesmo que abaixo da NQA dos pesticidas individuais, 0,1 µg/L) somam-se os resultados dos diferentes pesticidas e, nessa situação, aplica-se a NQA dos pesticidas totais (0,5 µg/L).

O Documento-Guia n.º 18 especifica que, de acordo com o artigo 4.º da Diretiva das Águas Subterrâneas, uma MAS é considerada em Bom Estado Químico quando nenhum dos limites estabelecidos nas Normas de Qualidade Ambiental (NQA) é ultrapassado. Caso contrário, devem ser identificados os pontos de amostragem em que existe a **excedência** de alguma NQA e quais os parâmetros que conduzem a que seja atribuído estado Medíocre pontualmente, bastando ser

identificado apenas um ponto neste estado para se ter que realizar uma avaliação pormenorizada do Estado Químico em termos da percentagem de área de excedência desse parâmetro.

O teste da percentagem da **área de excedência** é realizado em ambiente de Sistema de Informação Geográfica, sendo gerada uma superfície geoestatística pela implementação do interpolador do Inverso da Distância Ponderada (*Inverse Distance Weighted* – IDW), de ordem 2. Posteriormente é determinada a percentagem da área da Unidade de Monitorização em que a interpolação realizada resulta em concentrações acima da NQA, sendo automaticamente atribuída a classificação de estado global da MAS Medíocre quando a distribuição da concentração de um dos parâmetros é superior à NQA em mais do que 20% da área, cessando a realização de novos testes de excedência.

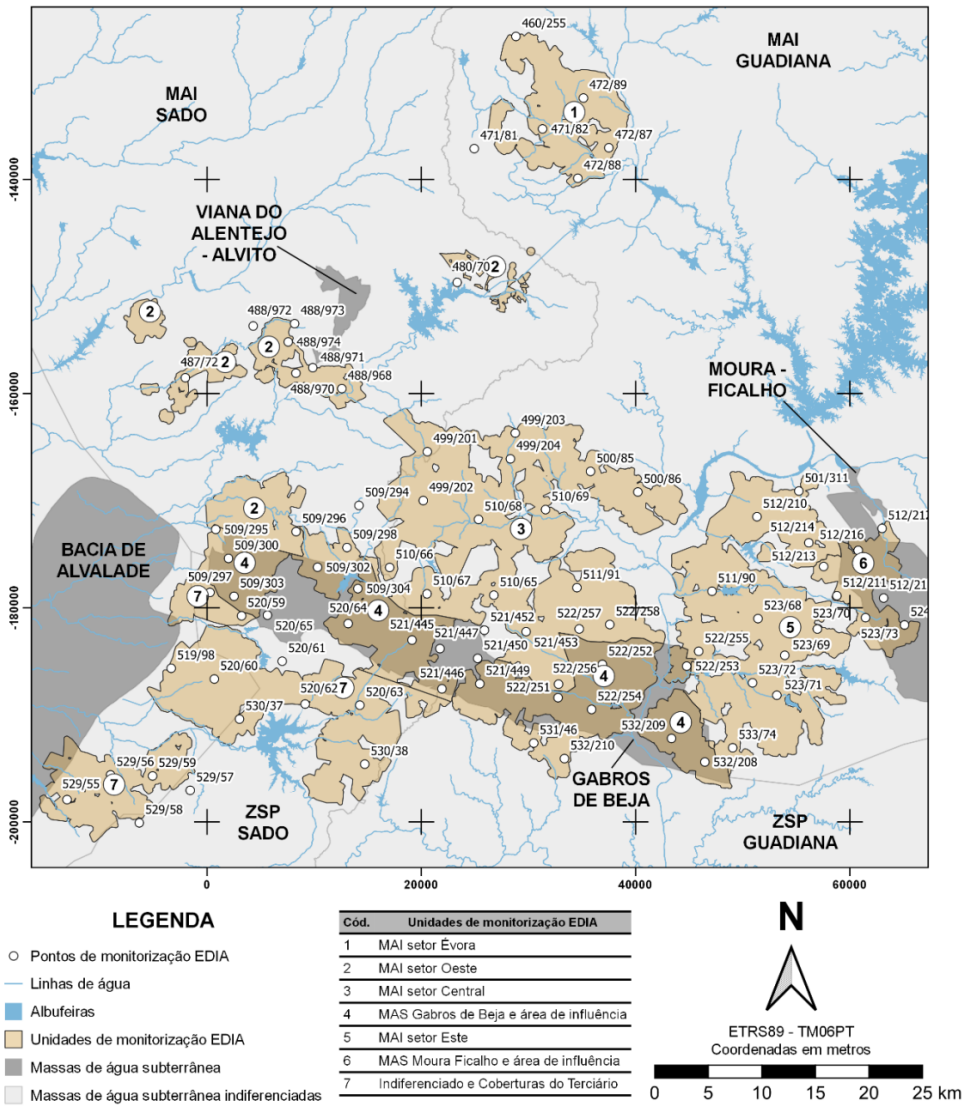


Fig. 1 – Localização das unidades de monitorização da EDIA e sua relação com as massas de águas subterrâneas na área de estudo.

3. Resultados e conclusões

A análise efetuada permitiu concluir que o Estado Químico global de todas as Unidades de Monitorização (UM) é Medíocre no ano 2021 (Quadro 1 e Fig. 2), mantendo-se o Estado já verificado em anos anteriores analisados (2018-2020, cf. Leitão *et al*., 2021).

Quadro 1 – Síntese da avaliação global do Estado Químico para 2021.

Unidade de monitorização	Cumprido o critério da NQA?	Teste de excedência que definiu o EQ e % da área > NQA	Estado Químico
1 - MAI Setor Évora	Não: NO_3^-, Cloruturão, AMPA, Pesticidas totais	NO_3^- (94%)	Medíocre
2 - MAI Setor Oeste	Não: Cl^-, NO_3^-, CE, pH, Glifosato, AMPA, MCPA, PCE	Cl^- (66%)	Medíocre
3 - MAI Setor Central	Não: NO_3^-, AMPA, 2.4-D	NO_3^- (26%)	Medíocre
4 - MAS Gabros de Beja e área de influência	Não: NO_3^-, Glifosato, AMPA, Pesticidas totais, Cl^-, 2.4-D, As, Dimetoato, Linurão, Bentazona, MCPA, S-metolachlor, Isoproturão, PCE	NO_3^- (69%)	Medíocre
5 - MAI Setor Este	Não: Glifosato, NO_3^-, AMPA, Pesticidas totais, As, Desetilterbutilazina, Bentazona, MCPA, S-metolachlor, PCE	Glifosato (95%) (pesticida)	Medíocre
6 - MAS Moura Ficalho e área de influência	Não: NO_3^-, Glifosato, NH_4^+, As, AMPA, Pesticidas totais	NO_3^- (56%)	Medíocre
7 - Indiferenciado - Coberturas do Terciário	Não: NO_3^-, Cl^-, CE, SO_4^{2-}, Glifosato, AMPA, Pesticidas totais, pH, NH_4^+, MCPA, S-metolachlor	NO_3^- (71%)	Medíocre

Nota: EQ – Estado Químico, NQA – Norma de Qualidade Ambiental [inclui as Normas de Qualidade, Anexo I da Diretiva das Águas Subterrâneas (DAS, DL 208/2008) e os Limiares de qualidade, previstos no Anexo II do DL 208/2008 e no Anexo VII do DL 77/2006 (definidos em INAG, 2009 e atualizados em APA, 2015)].

Seguindo a metodologia apresentada, ou seja, pela aplicação sequencial do teste de excedência aos parâmetros aos quais foi atribuído estado pontual Medíocre, ordenados por ordem decrescente do número de pontos de monitorização neste estado, o Estado Químico global Medíocre deve-se maioritariamente à presença de Nitratos. As exceções encontram-se na UM "MAI Setor Oeste" em que o Cloreto é o parâmetro químico a partir do qual a implementação do teste de excedência resulta no Estado Químico Medíocre e na UM "MAI Setor Este", onde a reprovação no teste de excedência ocorreu para o pesticida Glifosato (Quadro 1).

As unidades de monitorização "MAI Setor Este" e "MAI Setor Évora" mantêm-se como as unidades com piores resultados aos testes de excedência, com mais de 90% da área acima da NQA para Glifosato (pesticida) e para nitratos, respetivamente (Quadro 1).

No Quadro 2 apresenta-se uma síntese do número de pontos em Estado Químico Medíocre para cada UM ao longo dos últimos quatro anos e respetivo parâmetro responsável (cf. Leitão *et al*., 2021, 2022).

O Quadro 2 permite verificar que a unidade de monitorização "MAS Gabros de Beja e Área de influência" tem apresentado um número decrescente de pontos em EQ Medíocre causado pela concentração em nitratos (corroborada pela decrescente % de área acima da NQA) (contudo

verifica-se a presença crescente pontos em Estado Químico Medíocre causado por pesticidas). A unidade de monitorização "Indiferenciado - Coberturas do Terciário" tem apresentado um número crescente de pontos em EQ Medíocre também causado pela concentração em nitratos (corroborada pela crescente % de área acima da NQA). As restantes unidades de monitorização têm apresentado variações ao longo dos anos relativamente ao número de pontos em EQ Medíocre.

Quadro 2 – Síntese do número de pontos em Estado Químico Medíocre para cada UM e respetivo parâmetro responsável.

Unidade de monitorização (n.º de pontos amostrados)	**2018**		**2019**		**2020**		**2021**	
	Parâmetro	Pontos em EQ Medíocre	Parâmetro	Pontos em EQ Medíocre	Parâmetro	Pontos em EQ Medíocre	Parâmetro	Pontos em EQ Medíocre
1 - MAI Setor Évora (6)	Nitratos	5	Nitratos	5	Nitratos	5	Nitratos	4
2 - MAI Setor Oeste (11)	Cloretos	3	CE	3	Cloretos	4	Cloretos	4
3 - MAI Setor Central (17)	Nitratos	7	Nitratos	8	Nitratos	7	Nitratos	6
4 - MAS Gabros de Beja e Área de influência (19)	Nitratos	15	Nitratos	13	Nitratos	13	Nitratos	11
5 - MAI Setor Este (11)	Nitratos	4	Nitratos	3	AMPA	3	Glifosato	5
6 - MAS Moura - Ficalho e Área de influência (7)	Nitratos	4	Nitratos	2	Nitratos	2	Nitratos	3
7 - Indiferenciado - Coberturas do Terciário (15)	Nitratos	6	Nitratos	6	Nitratos	7	Nitratos	8

Notas: EQ – Estado Químico
CE – Condutividade elétrica

Referências bibliográficas

APA (2015) Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Minho e Lima. 2.º Ciclo de Planeamento. Anexo V dos Planos de Gestão das Regiões Hidrográficas 2016/2021 publicados pela Agência Portuguesa do Ambiente.

European Commission (2009) Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 18 – Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment. ISSN 1725-1087, ISBN 978-92-79-11374-1, https://doi.org/10.2779/77587.

Hirsch, RM, Slack, JR, Smith, RA (1982) Techniques of trend analysis for monthly water quality data. Water Resources Research, 18(1), 107–121, https://doi.org/10.1029/WR018i001p00107

INAG (2009) Estabelecimento de Limiares nas Águas Subterrâneas. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Instituto da Água, I. P., Departamento de Monitorização e Sistemas de Informação do Domínio Hídrico.

Leitão, TE, Oliveira, MM, Martins TN (2021) Avaliação do Estado Químico e Quantitativo das Águas Subterrâneas das Unidades de Monitorização do Projeto da EDIA. LNEC – Proc. 0605/1201/23066. Relatório 348/2021 – DHA/NRE.

Leitão, TE, Oliveira, MM, Martins TN (2022) Avaliação do Estado Químico e Quantitativo das Águas Subterrâneas das Unidades de Monitorização do Projeto da EDIA, Ano 2021. LNEC – Proc. 0605/1201/23230. Relatório 81/2022 – DHA/NRE.

Utilização de métodos de deteção remota para análise dos impactos de incêndios florestais na recarga ao aquífero Vieira de Leiria-Marinha Grande – Portugal

Mariana LA PASTA CORDEIRO[1], Maria Teresa CONDESSO DE MELO[1], João Pedro NUNES[2]

[1] *Instituto Superior Técnico – Universidade de Lisboa, Av. Rovisco Pais, 1, 1049-001, Lisboa, Portugal, mlapasta@tecnico.ulisboa.pt, teresa.melo@tecnico.ulisboa.pt*

[2] *Wageningen University, 6708, Wageningen, Netherlands, joao.carvalhonunes@wur.nl*

Resumo

Os incêndios florestais afetam a vida de milhares de pessoas no mundo todo, e embora suas consequências tenham sido documentadas por vários autores ao longo dos anos, os impactos nas águas subterrâneas têm sido pouco investigados e ainda são mal compreendidos. A região de Marinha Grande, Portugal é essencialmente abastecida por águas subterrâneas provenientes do Aquífero de Vieira de Leiria-Marinha, no entanto, muito pouco se sabe sobre os efeitos do grande incêndio ocorrido no Pinhal de Leiria em outubro de 2017, responsável pela devastação de cerca de 86% da floresta. No presente estudo, dados de IVDN recolhidos da base de dados do satélite MODIS e dados climáticos da base de dados E-OBS para o período de 2001-2020 foram usados para estimar a evapotranspiração potencial ajustada (ETPAj) na área de estudo. Dados climáticos e de propriedades do solo foram inseridos no software Easybal, desenvolvido pelo grupo de Hidrologia Subterrânea da Universidade Politécnica da Catalunya, para simular a recarga de água subterrânea nas áreas ardida e não ardida do Pinhal de Leiria. Os resultados mostram uma diminuição da ETPAj devido à remoção da vegetação pelo incêndio e um aumento da recarga da água subterrânea no aquífero de cerca de 15% no primeiro ano, 7% no segundo e 3% no terceiro ano quando comparados com os valores esperados. Este aumento provavelmente não está relacionado exclusivamente com a diminuição da evapotranspiração, mas também é condicionado pelas características geológicas e pedológicas da área, gradiente topográfico suave, escoamento superficial insignificante, altas taxas de infiltração, além de condições climáticas específicas.

Palavras-Chave: recarga subterrânea; deteção remota; ETP; incêndios florestais.

1. Introdução

Os incêndios florestais afetam a vida de milhares de pessoas no mundo todo, não apenas por seus impactos ambientais, mas também pelas perdas sociais, culturais e económicas inerentes a estes eventos. Ao longo dos anos, diversos autores documentaram os efeitos dos incêndios florestais (e.g. Greenbaum *et al*., 2021; Neary *et al*., 2005) que incluem a remoção da vegetação que atua como barreira protetora do solo, deposição de cinzas, alterações nas propriedades físicas das rochas e do solo, além de mudanças na qualidade e quantidade dos recursos hídricos nas regiões afetadas.

Diversos estudos sugerem que as mudanças climáticas e de uso e ocupação do solo possuem um papel essencial no aumento do número de incêndios florestais, assim como na intensidade e extensão dos mesmos (e.g. Feyen *et al*., 2020; EU, 2018). Portanto, entender as causas e analisar os impactos destes eventos, é primordial no planeamento e implementação das medidas de adaptação e mitigação visando um melhor gerenciamento dos recursos em cenários de mudanças climáticas (Rhoades *et al*., 2019).

O Pinhal de Leiria é uma floresta única que começou a ser plantada a mais de 700 anos a fim de conter o avanço e a degradação do sistema de dunas próximo à região de Leiria. Após um verão bastante seco, com temperaturas extremas, um incêndio ocorrido em outubro de 2017 na região da Marinha Grande, destruiu aproximadamente 86% da floresta. O principal objetivo do presente estudo é avaliar os efeitos deste incêndio na recarga das águas subterrâneas à porção superficial do aquífero Vieira de Leiria-Marinha Grande (O12), para isso os seguintes objetivos específicos foram definidos: (1) Preparação de um inventário de pontos de água na área de estudo; (2) Identificar as zonas de recarga e descarga das água subterrâneas e elaborar o modelo conceptual hidrogeológico do aquífero; (3) Utilizar dados de deteção remota para obter os índices de vegetação e variáveis climáticas a fim de determinar a ETPAj para as áreas ardida e não ardida do Pinhal de Leiria; (4) Estimar a recarga ao aquífero para o período de 2001-2020 utilizando o *software EasyBal* (Serrano-Juan & Vazquez-Suñe, 2015).

2. Área de estudo

A área de estudo consiste na porção superficial do aquífero Vieira de Leiria-Marinha Grande, localizado no distrito de Leiria, com aproximadamente 320 km² (Fig. 1). De acordo com os dados extraídos do E-OBS para o período de 2001-2020, as médias anuais de temperatura e precipitação são de 16°C e 750mm, respectivamente. O gradiente topográfico é relativamente baixo, porém o sistema de dunas presente na região provoca diferenças locais abruptas que podem interferir nas condições hidrogeológicas.

De acordo com os dados obtidos do projeto *Corinne Land Cover* desenvolvido pelo *Copernicus Land Monitoring Service* em 2018, mais de 70% da área de estudo é coberta por floresta, arbustos, vegetação rasteira e pasto, além disso existem áreas de cultivo de alimentos e algumas indústrias em operação na região.

A porção superficial do aquífero O12 é composta por unidades Quaternárias de areias de duna e arenitos Pliocénicos de elevada condutividade hidráulica e taxas de infiltração (Almeida *et al*., 2000). O fluxo regional de água subterrânea é majoritariamente SE-NW, tornando-se praticamente E-W na parte Sul do aquífero e apesar da principal zona de descarga estar localizada no Oceano Atlântico, zonas de descarga locais são verificadas em campo pela presença de nascentes.

Antes do incêndio ocorrido em outubro de 2017, a vegetação na área de estudo era composta essencialmente por pinheiros. Após o incêndio, inicialmente a vegetação foi completamente removida da área ardida, e posteriormente foi substituída por arbustos e vegetação rasteira. Esta mudança pode afetar os processos hidrogeológicos não somente pela redução da evapotranspiração e intercepção, mas também pela alteração das características do solo (repelência, comprimento das raízes, formação de macroporos e caminhos preferenciais etc.).

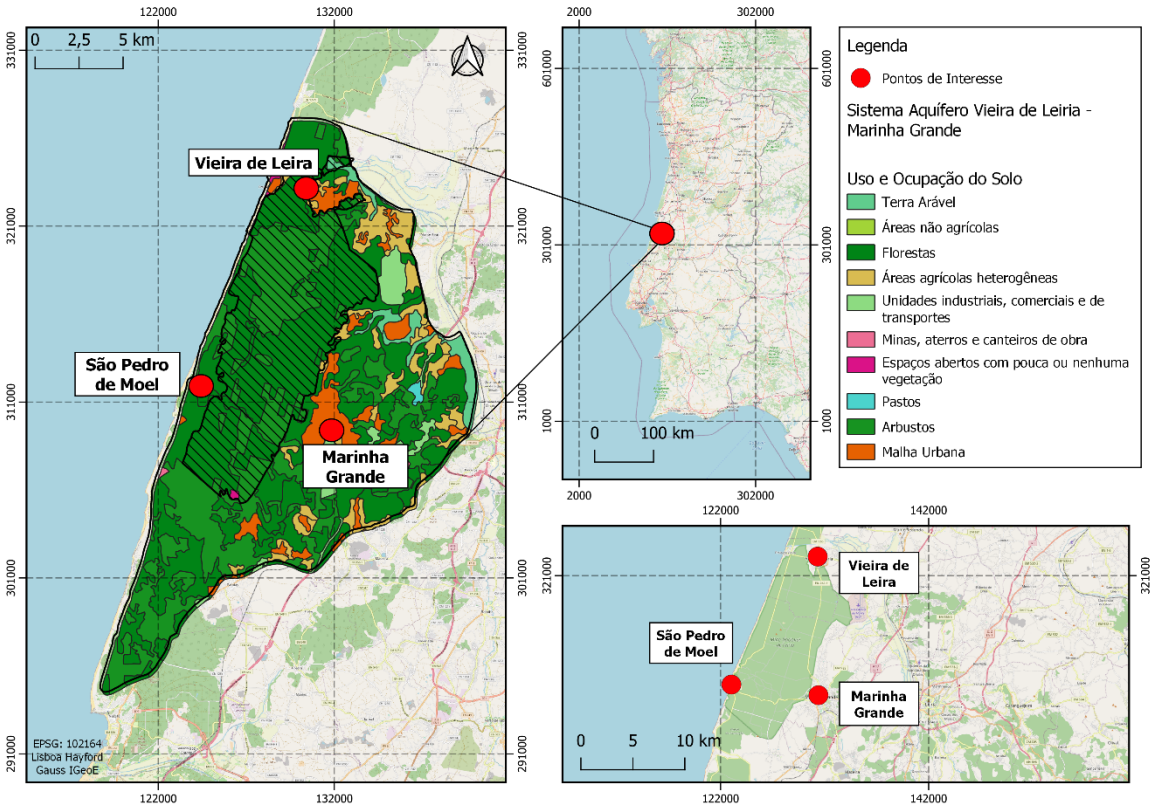


Fig. 1. Localização da área de estudo com a distribuição de uso e ocupação do solo. A área marcada em preto corresponde à área queimada no incêndio em outubro de 2017.

3. Resultados

3.1 Estimativa da evapotranspiração potencial ajustada (ETPAj) utilizando dados de deteção remota (MODIS)

A evapotranspiração potencial ajustada (ETPAj) foi calculada utilizando dados climáticos (precipitação e temperatura) obtidos na platorma E-OBS e os Índices de Vegetação por Diferença Normalizada (IVDN) do satélite MODIS (Didan, 2015) com resolução de 250 metros e intervalo de 16 dias. Observou-se um decréscimo abrupto do IVDN na área ardida (AA) logo após o incêndio, enquanto na área não ardida (AnA), o índice manteve-se semelhante ao observado ao longo da série histórica. Esta diferença está relacionada à perda de biomassa e redução do número de folhas

da vegetação (redução da absorção de clorofila).

O coeficiente de cultivo (Kc), foi calculado a partir dos índices IVDN conforme o método desenvolvido por Duchemin *et al*. (2006), demonstrado na Eq. 1 e aplicado na literatura para diversas espécies vegetais (Nunes *et al*., 2016; Ferrara *et al*., 2010).

$$Kc = a \,.\, (IVDN - IVDN_{min\ _Kc}) \qquad \text{[Eq.1]}$$

Os dados de Kc para a área de estudo foram estimados utilizando regressão linear para os anos anteriores ao incêndio e a mesma metodologia foi aplicada para os anos após o evento. A parametrização do Kc é uma limitação do presente estudo, pois embora a relação obtida seja consistente, diversos fatores incluindo propriedades do solo e da vegetação e condições climáticas podem afetar estas estimativas.

Considerando as limitações relacionadas à disponibilidade de dados, a evapotranspiração potencial (PETHS) foi estimada através do método de Hargreaves (Hargreaves & Samani, 1985) utilizando dados climáticos retirados da plataforma E-OBS para o período de 1995 a 2020. E por fim, a ETPAj foi estimada utilizando a Eq. 2 abaixo.

$$PET_{CA} = PET_{HS} \times K_c \qquad \text{[Eq.2]}$$

Devido à maior homogeneidade da vegetação na AA, os resultados obtidos para esta área foram consistentemente mais altos do que os obtidos para AnA. Além disso, observa-se um decréscimo abrupto nos valores de ETPAj na AA depois do incêndio devido à redução significativa da vegetação presente. Aproximadamente 6 meses após o incêndio, os valores de ETPAj começam a aumentar gradualmente atingindo valores similares aos anteriores ao evento, sugerindo o crescimento de vegetação na zona queimada.

3.2 Estimativa da recarga ao aquífero

As simulações de recarga foram feitas para a AA e AnA no período de 2001 a 2020 utilizando o *software Easybal v10.9* (Serrano-Juan & Vazquez-Suñe, 2015) desenvolvido pelo Grupo de Hidrogeologia da Universidade Politécnica da Catalunia, para analisar como as alterações provocadas pelo incêndio ocorrido em outubro de 2017 afetaram a porção superficial do aquífero Vieira de Leiria-Marinha Grande.

A fim de compreender o comportamento da recarga, a série histórica antes do incêndio foi normalizada e extrapolada para o período pós-incêndio visando a obter valores médios esperados de recarga caso o incêndio não houvesse ocorrido e comparar com os resultados obtidos.

No que diz respeito à AnA, a recarga anual após o incêndio é ligeiramente menor do que a esperada, isto pode estar relacionado ao fato de que os valores esperados foram baseados na média da série histórica e não consideram variações interanuais. As mesmas simulações foram realizadas

para a área ardida (AA) e os resultados mostram uma recarga de aproximadamente 40% antes do incêndio. Após o incêndio, as simulações sugerem um aumento da recarga em 50% no primeiro ano, 30% no segundo e 17% no terceiro quando comparados com os valores esperados.

A recarga total ao aquífero foi calculada pela média ponderada dos valores de recarga obtidos para a AA e a AnA. Os resultados apontam para um aumento de 15% no primeiro ano, 7% no segundo e 3% no terceiro ano após o incêndio. Esta redução no aumento na recarga total quando comparada com o aumento da recarga na AA, deve-se ao fato de que esta, representa apenas 1/3 da área total do aquífero, enquanto a Ana, que representa os restantes 2/3, não sofreu nenhuma alteração de recarga significativa no período pós incêndio.

4. Conclusões

Embora apresente diversas incertezas relacionadas com cálculos, interpolações, codições atmosféricas e precisão dos satélites, o uso de métodos de deteção remota para estimar a recarga ao aquífero é uma ferramenta bastante útil e versátil para ultrapassar a ausência de dados de monitorização temporal e espacialmente distribuidos. As estimativas de ETPAj na área de estudo mostram uma redução significativa no primeiro ano após o incêndio e uma recuperação gradual nos anos seguintes. O aumento nos valores de recarga não se deve apenas à diminuição da ETPAj, podendo relacionar-se também às diferenças de precipitação, por exemplo.

Os processos hidrogeológicos são complexos e interagem entre si, o que torna bastante complicado isolar as mudanças em parâmetros como profundidade das raízes, repelência, escoamento superficial e fatores climáticos. Entrentanto, o contexto geológico e as condições topográficas parecem exercer um papel decisivo na prevenção do aumento no escoamento superficial na área do Pinhal de Leiria, que combinado com a diminuição da ET e a presença de macroporos pode resultar no aumento da recarga das águas subterrâneas na área de estudo.

Agradecimentos

Este estudo foi desenvolvido no âmbito do Programa de Mestrado *Erasmus Mundus Groundwater and Global Change*. Agradecemos à Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) pelo financiamento através de uma Bolsa de Doutoramento (2021.06868.BD), ao *Civil Engineering Research And Innovation For Sustainability* (CERIS) do Instituto Superior Técnico, à Câmara Municipal da Marinha Grande, o Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), os pesquisadores do CGeo – Centro de Geociências da Universidade de Coimbra João Duarte e José Luís Carvalho pela ajuda durante o trabalho de campo, o *E-OBS dataset* do projeto UERRA (http://www.uerra.eu), o *Copernicus Climate Change Service*, e o projeto ECA&D (https://www.ecad.eu).

Referências bibliográficas

Almeida C, Mendonca JJL, Jesus MR, Gomes AJ (2000) "Sistemas Aquíferos de Portugal Continental." Instituto da Água.

Didan K (2015) "MOD13Q1 MODIS/Terra Vegetation Indices 16-Day L3 Global 250m SIN Grid V006." NASA EOSDIS Land Processes DAAC.

Duchemin B, Hadria R, Erraki S, Boulet G, Maisongrande, P (2006) "Monitoring wheat phenology and irrigation in Central Morocco: On the use of relationships between evapotranspiration, crops coefficients, leaf area index and remotely-sensed vegetation indices." Agricultural Water Management 1, 1-27.

European Commission: Joint Research Centre (2018) "Advance EFFIS report on Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2017".

Ferrara RM, Fiorentino C, Martinelli N, Garofalo P, Rana G (2010) "Comparison of Different Ground-Based NDVI Measurement Methodologies to Evaluate Crop Biophysical Properties." Italian Journal of Agronomy 5, 2.

Feyen L, Ciscar JC, Gosling S, Ibarreta D, Soria A (2020) Climate change impacts and adaptation in Europe. JRC PESETA IV final report. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Greenbaum N, Wittenberg L, Malkinson D, Inbar M (2021) "Hydrological and sedimentological changes following the 2010-forest fire in the Nahal Oren Basin, Mt. Carmel Israel–a comparison to pre-fire natural rates." Catena, 104891.

Hargreaves GH, Samani ZA (1985) "Reference Crop Evapotranspiration from Temperature." Appl. Eng. Agric 1, 96–99.

Neary DG, Ryan KC, DeBano LF (2005) "Wildland fire in ecosystems, effects of fire on soil and water." General Technical Report RMRS-GTR-42-vol. 4, Forest Service Rocky Mountain Research Station, U.S. Department of Agriculture, Fort Collins, 250pp.

Nunes JP, Malvar M, Benali AA, Rivas MER, Keizer JJ (2016) "A simple water balance model adapted for soil water repellency: application on Portuguese burned and unburned eucalypt stands." Hydrological Processes 30, 463-478.

Rhoades CC, Nunes JP, Silins U, Doerr SH (2019) "The influence of wildfire on water quality and watershed processes: new insights and remaining challenges." International Journal of Wildland Fire 28, 721-725.

Serrano-Juan A, Vàzquez Suñé E (2015) "EASYBAL Software." Spain CG3420724., March 31.

New developments and applications of GALDIT method: Bouteldja aquifer (Algeria) case-study assessing GALDIT parameters with geostatistics

João Paulo LOBO FERREIRA[1], Dahbia DJOUDAR HALLAL[2]

[1] Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Av. do Brasil, 101, 1700-066 Lisboa, lferreira@lnec.pt

[2] Laboratoire Génie de l'Eau et de l'Environnement, Ecole Nationale Supérieure de l'Hydraulique (High National School of Hydraulic), Blida, Algeria, d.djoudar@ensh.dz

Abstract

This paper addresses the application and new developments of GALDIT method worldwide. GALDIT approach has been first developed during the project "EU–India INCO-DEV COASTIN" whose objective was to determine the vulnerability of a North Goa, India, coastal aquifers to sea water intrusion. The approach is based on the hydrogeological characteristics (depth of the water body, thickness of the aquifer), morphological (distance from the coast), hydrodynamic (transmissivity) and chemistry (impact of marine intrusions). The parameters of this method are based on the physical characteristics that can affect the marine intrusion. In Portuguese Speaking Countries, namelly Portugal, Guiné-Bissau, Angola and Brazil, GALDIT method has been applied not only for cooperation sponsored research projects but also for academicals studies and Master Degrees at Universities. Some of the achieved results have been presented in several APRH Congresses and Groundwater Seminars, highlighting the effect of sea level rise in coastal aquifers[1]. Besides, in more than 25 countries coastal aquifers have also been studied using GALDIT model. In Northern Africa, as addressed in this paper, we can mention the groundwater of Guerbes–Annaba in Algeria, the groundwater of Mahdia, in Tunisia, the groundwater of Mnasra-Gharb, in Morocco, and the Quaternary layer of Collo, in Algeria. The original GALDIT method, as developed by Chachadi and Lobo-Ferreira (2001), has been further applied and developments have been made and suggested, as those addressed in this paper by coupling GALDIT method with a geostatistical approach by Djoudar *et al*. (2019). This was suggested to increase the potentialities of GALDIT method considering the spatial variability of the studied variables. Using a field data set of the Bouteldja aquifer, the semi-variograms of four continuous important variables (hydraulic conductivity A, groundwater level L, thickness T and sea water intrusion I) have been studied and modelled. The GALDIT computation and mapping of the Bouteldja aquifer has shown a medium to low vulnerability in narrow and parallel bands close to the shore area.

Keywords: GALDIT, Vulnerability, Sea water intrusion, Pollution, Salinity

1 https://drive.google.com/file/d/0B_WArT_Dlk89NjI1M2ZiMTEtNmY4MC00MjQ0LWJlZmUtMTMxMWY2MjdkZTVm/view?resourcekey=0-sN3K5Wwp_UpFK0gpEJkC8g.

1. Introduction

Continued human interference with the coastal hydrologic system has led to pollution of coastal groundwater aquifers by salt water. According to Chachadi and Lobo-Ferreira (2001) the incidence of groundwater pollution due to salt water intrusion has increased manifold in the last two decades. Change in groundwater levels with respect to mean sea elevation along the coast largely influences the extent of sea water intrusion in the fresh water aquifers. The smaller the drop in groundwater levels, the lesser the sea water intrusion in the aquifers. In other words, the magnitude of change in sea level would have the identical effect on sea water intrusion if the groundwater levels were held constant. In the geological past, sea levels have changed with changes in natural climatic conditions several times. This happened during the glacial and interglacial periods, which are well recorded by coastal sediments in the form of transgressive and regressive sediment types. However, in the geological present, the climate is largely influenced by human interference in the form of air and water pollution and this has led to an imbalance in atmospheric heat. The effect of this thermal imbalance is seen in the melting of polar ice caps leading to a rise in sea level. The overuse of groundwater along parts of the coastal belts for various purposes has affected groundwater quality and quantity. As an example, in India that led to rapid decline in groundwater levels leading to salt water intrusion and water quality deterioration particularly in parts of Andhra Pradesh, Gujarat, Orissa, Tamil Nadu, and West Bengal.

Researchers further developed different approaches to increase the applicability of GALDIT, e.g. Mojgan Bordbar papers[2] (1) "Modification of GALDIT model by Weights of Evidence (WoE) to assess groundwater vulnerability to seawater intrusion in Gharesoo-Gorgan Rood coastal aquifer", in Iran, a new modified GALDIT approach was applied to assess groundwater vulnerability and, (2) "Meta-heuristic algorithms in optimizing GALDIT framework: A comparative study for coastal aquifer vulnerability assessment[3]. The Weight of Evidence (WoE) statistical method was applied to modify the weights of GALDIT. The model was validated with correlation coefficient between groundwater vulnerability model and TDS concentrations. Using the optimization algorithms in each region increases the accuracy of GALDIT index.

2. Materials and methods

2.1 GALDIT method

GALDIT is an indexation vulnerability methodology which uses intervals, classes and weights. It was developed as preliminary tool to predict groundwater subject to marine salt water intrusion. The GALDIT method was developed by Chachadi and Lobo-Ferreira (2001) within the framework of the Euro-Indian COASTIN (INCO DEV program of the 4th EU Framework Research Programme). The

2 https://www.researchgate.net/publication/327222090_Modification_of_GALDIT_model_by_Weights_of_Evidence_to_assess_groundwater_vulnerability_to_seawater_intrusion_in_Gharesoo-Gorgan_Rood_coastal_aquifer

3 https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169420302286

first applications of GALDIT have been obtained in (1) the coastal regions of Goa, India and (2) the coastal region of the Algarve, Portugal (Fig. 1. NB: red color for high vulnerability areas, green for lower vulnerability, orange for not vulnerable areas, according to Chachadi and Lobo-Ferreira (2005) and Lobo-Ferreira et al., 2005).

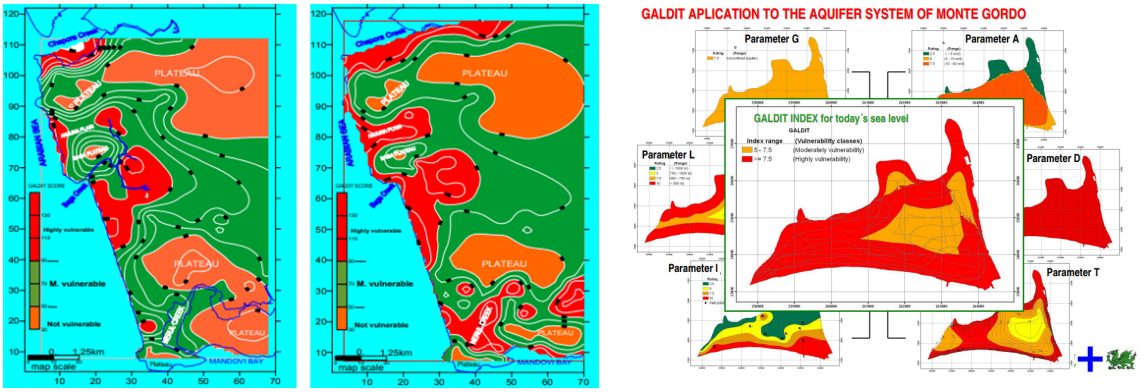


Fig. 1 – GALDIT index evaluated for North Goa, India (left) and Algarve, Portugal (right): comparison of sea water intrusion maps for today´s values and the assessement of extended high vulnerable areas for 0,5m raised sea level scenarios (according to Chachadi and Lobo-Ferreira (2005) and Lobo-Ferreira et al., 2005).

An indexation of the vulnerability and a classification of the potentialities of a sea water intrusion in a given coastal geological context were established from the six GALDIT parameters. The calculation of the GALDIT index is based on six parameters, which are: (G) groundwater occurrence (aquifer type; unconfined, confined and leaky, confined); (A) aquifer hydraulic conductivity; (L) groundwater level above sea level; (D) distance from the shore (distance inland perpendicular from shoreline); (I) impact of existing status of seawater intrusion in the area; and (T) thickness of the aquifer being mapped. This index is a weighted value where each parameter receives a weight corresponding to its relative role. It is defined by the following formula:

$$\mathrm{GALDIT} = \frac{\sum_{i=1}^{6} P_i R_i}{\sum_{i=1}^{6} P_i},$$

where Pi weights attributed to each parameter (i) according to its level of influence on the salted intrusion. The Pi weights goes from 1 (weak influence) to 4 (strong influence): G weight =1, A weight =3; L weight =4; D weight =4, I weight =1, and T weight =2. The Ri importance ratings are the following:

Indicator	Weight	Indicator Variables	Importance Rating
Groundwater occurrence/Aquifer type	1	Confined Aquifer	10
		Unconfined Aquifer	7.5
		Leaky confined Aquifer	5
		Bounded Aquifer (recharge and/or impervious boundary aligned parallel to the coast)	2.5

Indicator	Weight	Indicator Variables		Importance Rating
		Class	Range	
Aquifer Hydraulic Conductivity (m/day)	3	High	>40	10
		Medium	10-40	7.5
		Low	5-10	5
		Very low	<5	2.5

Indicator	Weight	Indicator Variables		Importance Rating
		Class	Range	
Height of ground water Level above msl (m)	4	High	<1.0	10
		Medium	1.0-1.5	7.5
		Low	1.5-2.0	5
		Very low	>2.0	2.5

Indicator	Weight	Indicator Variables		Importance Rating
		Class	Range	
Distance from shore / High Tide (m)	4	Very small	<500	10
		Small	500-750	7.5
		Medium	750-1000	5
		Far	>1000	2.5

Indicator	Weight	Indicator Variables		Importance Rating
		Class	Range of CT / $[HCO_3^{-1} + CO_3^{-2}]$, ratio in epm in ground water	based on CT / $[HCO_3^{-1} + CO_3^{-2}]$, ratio of ground water
Impact status of existing seawater intrusion	1	High	>2	10
		Medium	1.5-2.0	7.5
		Low	1-1.5	5
		Very low	<1	2.5

Indicator	Weight	Indicator Variables		Importance Rating based on the saturated aquifer thickness
		Class	Range	
Aquifer thickness (saturated) in metres	2	Large	>10	10
		Medium	7.5-10	7.5
		Small	5-7.5	5
		Very small	<5	2.5

2.2 Geostatistical computations

Hereinafter we highlight the new research developed by Djoudar *et al*. (2019) using the GALDIT method coupled with a geostatistical approach. This study has proposed a new approach using the GALDIT method coupled with a geostatistical approach to capture the spatial variability of those continuous variables composing the GALDIT. The four continuous variables A, L, I and T were geostatistically modeled and kriged all over the study area (divided into 150325 meshes of 60m ×60 m). These results combined with the discrete variables data (G and D) were then used to evaluate the final GALDIT index for each one of these meshes. Results are shown in Figs. 2, 3 and 4.

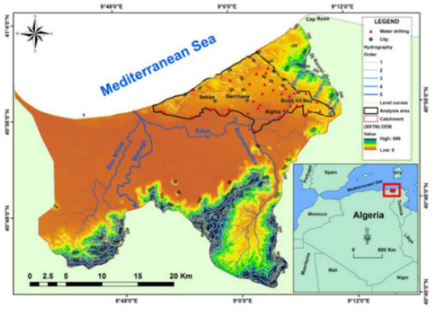


Fig. 2 - Geographic situation of the sand ridge of Bouteldja (according to Djoudar *et al*., 2019)

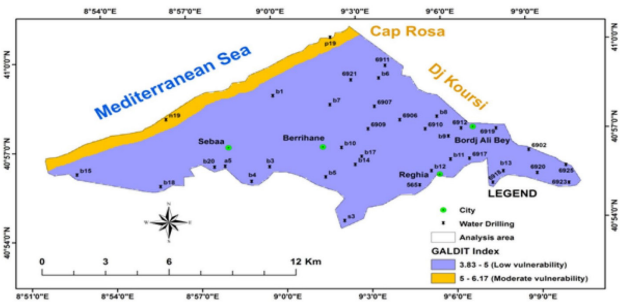


Fig. 3 - Map of GALDIT index vulnerability of the Bouteldja aquifer (according to Djoudar *et al*., 2019)

The principal tool in geostatistical computation, modelling and kriging, is the semi-variogram. A semi-variogram simply consists in calculating the spatial variance (or theoretical semi-variogram) between the observations in u and u plus a distance h further (u+h). This theoretical equation has been simplified to make the experimental calculations easier regarding the piezometric map of the dune massif of Bouteldja, considering former studies of Kherici *et al*. (2010). The geostatistical analysis was performed following several steps before final kriging maps. The first step was the experimental semi-variograms calculation and modelling of each variable in the sampled area. The omnidirectional experimental semi-variograms (EVS) for variables (hydraulic conductivity) A, (groundwater level above sea level) L, (thickness of the aquifer) T and (impact of existing status of seawater intrusion) I, have been calculated in the isotropic case because of the erratic behaviour of the directional structures. The EVS range distances have varied from 550 to 750 m. The kriged maps and the maps of estimation variances of the four variances A, L, I, T is shown in Fig. 4. The detailed description of the experimental variograms is available in Djoudar *et al*. (2019)[4].

3. Conclusions

The incidence of groundwater pollution due to salt water intrusion has increased manifold in the

4 https://doi.org/10.1007/s12665-018-8005-2.

last two decades. Change in groundwater levels with respect to mean sea elevation along the coast largely influences the extent of sea water intrusion in the fresh water aquifers. GALDIT is a well-known framework for evaluating the groundwater vulnerability in coastal zones. In more than 25 countries many coastal aquifers have been studied using GALDIT. In Northern Africa we highlighted the application of GALDIT to the groundwater of Bouteldja littoral aquifer, an important reservoir of groundwater in the extreme east of Algeria. The research developed for Bouteldja aquifer allowed the suggestion of a new approach using the GALDIT method coupled with a geostatistical approach to capture the spatial variability of those continuous variables composing the GALDIT method. The four continuous variables A, L, I and T were geostatistically modelled and kriged all over the study area. The GALDIT vulnerability map revealed mainly two levels of vulnerability: • Average level, along the coast which could be probably strong to very strong; considering the sandy nature of the aquifer reservoir; • Low level, in the rest of the study area. This could be explained by the protective role played by the clay lenses.

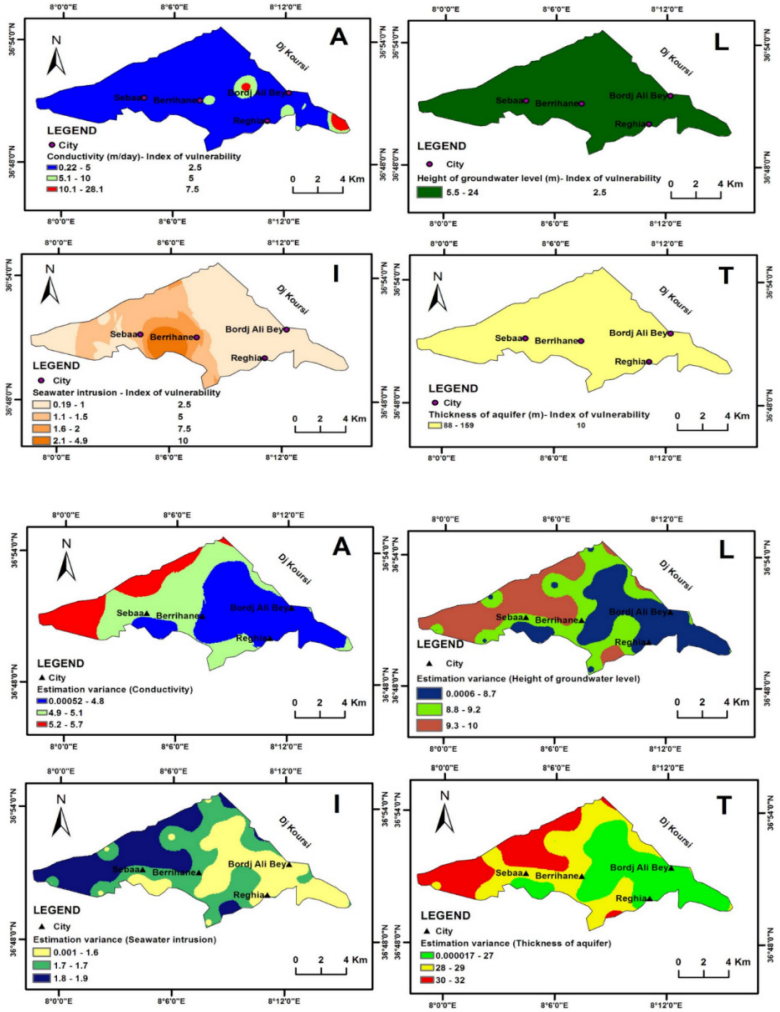


Fig. 4. Kriged maps and maps of estimation variances of the four variances A, L, I, T (according to Djoudar *et al.*, 2019).

References

Chachadi AG and Lobo-Ferreira JP (2001) - Sea water intrusion vulnerability mapping of aquifers using GALDIT method, Proceedings of the Workshop on Modelling in Hydrogeology, Anna University, Chennai, India.

Chachadi AG and Lobo-Ferreira JP (2005) - Assessing aquifer vulnerability to seawater intrusion using GALDIT method: part 2—GALDIT Indicator Descriptions. In: IAHS and LNEC, proceedings of the 4th the fourth inter Celtic colloquium on hydrology and management of water resources, held at Universidade do Minho, Guimarães, Portugal, July 11–13, 2005. 13801.24-172-180-12-Chachadii---LoboFerreira.pdf (iahs.info)

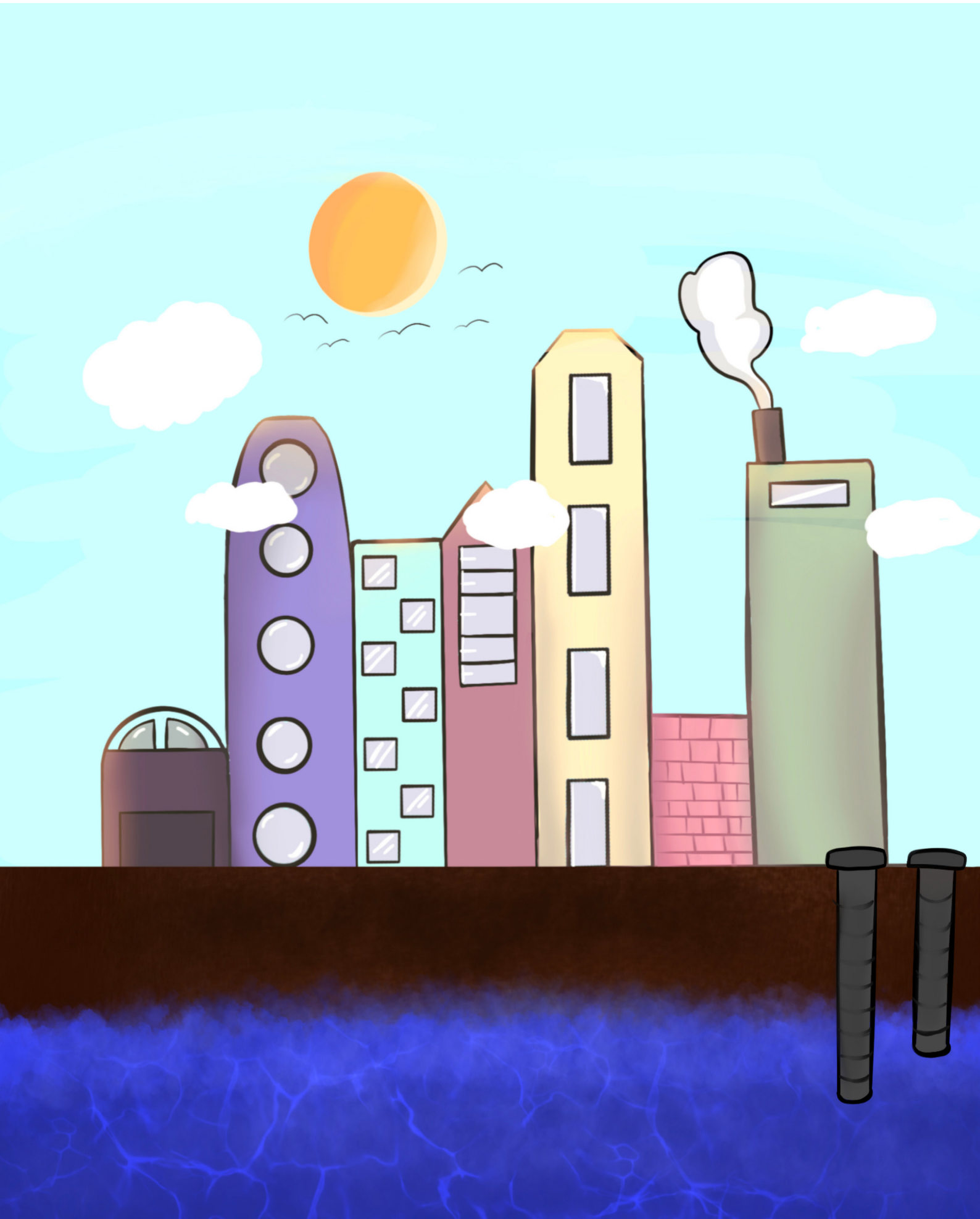
Djoudar H, Khelfi M, Zahouani S, Benamghar A, Hadda O, Ammari A and Lobo-Ferreira JP (2019) - Application of the GALDIT method combined with geostatistics at the Bouteldja aquifer (Algeria) Environmental Earth Sciences (2019) 78:22 https://doi.org/10.1007/s12665-018-8005-2.

Kherici N, Bousnoubra H, Derradji EF, Rouabhia AK and Fehdi C (2010) - Un nouveau graphique pour la détermination de la vulnérabilité et du risque de pollution des eaux souterraines. Geographia Technica (1):1–24

Lobo-Ferreira, JP, Chachadi, AG, Diamantino, C, Henriques, MJ (2005) - Assessing aquifer vulnerability to sea-water intrusion using GALDIT method: part 1—application to the Portuguese Aquifer of Monte Gordo. In: IAHS and LNEC, proceedings of the 4th the fourth inter Celtic colloquium on hydrology and management of water resources, held at Universidade do Minho, Guimarães, Portugal, July 11–13, 2005. 13800.23-161-171-11-IC307-LoboFerreira-I.pdf (iahs.info)

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS RECURSOS HÍDRICOS

45 ANOS em prol dos Recursos Hídricos

Grupo Português da Associação Internacional de Hidrogeólogos

TÉCNICO LISBOA