

## **Proposta e avaliação de um protocolo de monitorização dos nitratos num olival de regadio**

**Carolina Escudero de Moraes Sarmento**

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em  
**Engenharia Agronómica**

Orientadores: Prof. Dr. Gonçalo Pereira Fernandes Caleia Rodrigues

Eng.<sup>a</sup> Isabel Brutt Pacheco Vicente Ribeiro

**Júri:**

Presidente: Doutor João Rolim Fernandes Machado Lopes, Professor auxiliar do(a) Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Vogais: Doutora Maria do Rosário da Conceição Cameira, Professora associada do(a) Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa;

Doutor Gonçalo Pereira Fernandes Caleia Rodrigues, Professor auxiliar do(a) Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa, orientador.

## Resumo

O azoto (N) é um dos mais importantes nutrientes para o crescimento das plantas, podendo ser aplicado de forma incorreta e/ou excessiva. Este elemento pode atingir as massas de água através de diversos processos, originando a sua contaminação. Assim sendo, surge a necessidade de analisar o impacto das práticas de gestão das culturas na qualidade do solo e das águas superficiais. Em particular, torna-se crucial analisar o impacto da aplicação de fertilizante solúvel em água, ou seja, da fertirrega, na qualidade destes ecossistemas.

Este trabalho irá apresentar como caso de estudo um moderno olival de regadio na região do Alentejo, onde irão ser identificados os principais processos de perda de azoto para as massas de água superficiais e subterrâneas. Pretende, também, propor-se um esquema de monitorização, incluindo equipamentos e procedimentos, a adotar pela empresa gestora do olival. Nesse sentido, foram instalados equipamentos de monitorização da lixiviação e do escoamento superficial, nomeadamente cápsulas porosas abaixo e na zona das raízes das oliveiras (*Olea europaea*) para deteção da presença de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) na solução do solo e de eventuais fluxos para as águas subterrâneas. Procedeu-se também à avaliação dos débitos através da medição do volume de diversos gotejadores, por forma a aferir se a aplicação de nutrientes está a ser feita uniformemente.

Os resultados demonstram que, à exceção de um dia em que o débito dos gotejadores difere substancialmente do estipulado pelo fabricante, se verificam apenas diferenças pontuais no caudal dos diversos gotejadores. Sendo que essas incongruências apenas apresentaram repercussões diretas na concentração de nitratos da solução fertilizante e não na solução de solo, admite-se que estas foram compensadas em todos os casos. Em muitas das cápsulas porosas foi impossível recolher solução de solo e verificou-se um impacto visível das flutuações das unidades de fertilizante de azoto (UF N) fornecidas ao sistema nas concentrações encontradas na solução de solo. Relativamente às concentrações, de um modo geral, estas foram superiores em camadas mais profundas do solo e houve uma tendência para encontrar valores mais elevados no perfil do solo do que na água de rega, o que leva a crer que o solo tem o potencial de acumular nitratos proveniente de fertilizações anteriores. No que diz respeito ao protocolo é sugerido o aumento do número de pontos de amostragem, bem como a sua repetição num ano diferente do corrente, em que se verifique a ocorrência de precipitação.

### Palavras-chave:

Agricultura, escoamento superficial, fertirrega, lixiviação, qualidade da água

## **Abstract**

Nitrogen (N) is one of the most important nutrients for plant growth and can be applied incorrectly and/or excessively. This element can reach water bodies through various processes, causing their contamination. Therefore, it arises the need to analyse the impact of crop management practices on the quality of soil and surface water arises. In particular, it becomes crucial to analyse the impact of water-soluble fertilizer application, i.e., fertigation, on the quality of these ecosystems.

This work will present a case study of a modern and irrigated olive grove in Alentejo, where the main processes of N loss to surface and groundwater bodies will be identified. It is also intended to propose a monitoring scheme, including equipment and procedures, to be adopted by the olive grove management company. In that regard, leaching and surface runoff monitoring equipment was installed, specifically porous capsules below and in the root zone of the olive trees (*Olea europaea*) to detect the presence of nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) in the soil solution and possible flows to groundwater. The flow rates were also evaluated by measuring the volume of several drippers, to assess whether the nutrient application is being done evenly.

The results show that, except for one day when the flow rate of the drippers differed substantially from that stipulated by the manufacturer, there were only occasional differences in the flow rate of the different drippers. Since these inconsistencies only had direct repercussions on the nitrate concentration of the fertilizer solution and not on the soil solution, it is assumed that these were compensated in all cases. In many of the capsules it was impossible to collect soil solution and there was a visible impact of the fluctuations of the nitrogen fertilizer units (UF N) supplied on the concentrations found in the soil solution. Regarding the concentrations, in general, they were higher in deeper soil layers and there was a tendency to find higher values in the soil profile than in the irrigation water, which leads to believe that the soil has the potential to accumulate nitrates from previous fertilizations. As far as the protocol is concerned, it is suggested to increase the number of sampling points, as well as to repeat it in a year when precipitation occurs.

## **Keywords:**

Agriculture, runoff, fertigation, leaching, water quality

## Agradecimentos

Em primeiro lugar gostava de agradecer à equipa de orientação, Professor Gonçalo e Engenheira Isabel. Ao Professor Gonçalo agradeço em especial a calma e força que me transmitiu ao longo destes meses, mesmo quando houve alturas mais complicadas. À Engenheira Isabel quero agradecer por me incentivar e possibilitar a hipótese de escolher um tema que fosse ao encontro das minhas expectativas. À Professora Rosário Cameira deixo também uma nota de agradecimento porque, apesar de não ser minha orientadora no papel, deu-me uma ajuda imprescindível e mostrou-se disponível para o fazer em todos os momentos. Agradeço igualmente ao Professor Henrique Ribeiro, que tirou parte do seu tempo para me dar apoio.

Não posso também deixar de referir a equipa da Nutrifarms, que me recebeu de braços abertos e me ajudou em tudo. Queria deixar um agradecimento especial aos engenheiros António Mateus, Tiago Marques e Francisco Mocho, que me acompanharam em todo o processo e tiveram um papel muito importante na realização deste trabalho.

À minha família quero agradecer toda a força e apoio incansável que me deram sempre. Desde sempre que são o meu porto seguro e isso não foi exceção nos últimos cinco anos. Obrigada por partilharem a vida comigo e por puxarem por mim de uma maneira que mais ninguém no mundo é capaz de o fazer. Sei que sou uma privilegiada por vos ter!

Aos meus amigos, quero agradecer por festejarem comigo todas as vitórias e me darem a mão nos momentos mais difíceis. Àqueles com quem caminhei lado a lado pelo percurso académico agradeço todas as horas de estudo, desespero, boa disposição constante e festas, que culminam com o entregar desta dissertação. Sem vocês não teria sido possível ou, se fosse, não teria tido metade da piada. Emociona-me pensar que este é o fim de um capítulo que tanto me marcou, mas que bom é terminarmos isto como começamos, juntos! Àqueles que conheci noutras andanças deixo também uma mensagem especial por me incentivarem sempre a ser e fazer melhor, por me alegrarem os dias e por me acompanharem em tudo.

# Índice

<b>Resumo .....</b>	<b>ii</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>iii</b>
<b>Agradecimentos.....</b>	<b>iv</b>
<b>Índice.....</b>	<b>v</b>
<b>Índice de figuras .....</b>	<b>vii</b>
<b>Índice de quadros.....</b>	<b>viii</b>
<b>1. Introdução .....</b>	<b>9</b>
<b>2. Revisão Bibliográfica .....</b>	<b>10</b>
<b>2.1. A agricultura como potencial fonte difusa de poluição.....</b>	<b>10</b>
2.1.1 Contextualização.....	10
2.1.2 Legislação.....	12
<b>2.2. Processos de transporte de azoto para as massas de água .....</b>	<b>14</b>
2.2.1. Ciclo do azoto no ecossistema agrícola .....	14
2.2.2 Lixiviação.....	16
2.2.3. Escoamento superficial.....	17
2.2.4 Erosão .....	17
<b>2.3. Impacto da fertirrega na qualidade das águas superficiais .....</b>	<b>18</b>
2.3.1. Do olival tradicional ao moderno olival de regadio .....	18
2.3.2 A rega localizada e a fertirrega .....	19
<b>2.4. Monitorização de azoto em sistemas agrícolas .....</b>	<b>20</b>
2.4.1 Na solução de solo .....	20
2.4.2 Transporte para as massas de água.....	21
<b>3. Materiais e Métodos .....</b>	<b>22</b>
<b>3.1. Seleção e descrição do local de estudo .....</b>	<b>22</b>
3.1.1. Localização do local de estudo .....	22
3.1.2. Critérios para seleção do setor de rega .....	23
3.1.3. Características do sistema de fertirrega e plano de adubação.....	24
3.1.4. Características edafoclimáticas da região.....	25
<b>3.2. Implementação do sistema de monitorização.....</b>	<b>26</b>

3.2.1.	Equipamento utilizado .....	26
3.2.2.	Instalação do equipamento .....	28
3.2.3.	Seleção dos locais de amostragem .....	30
3.2.4.	Procedimento e frequência de amostragem .....	31
<b>3.3.</b>	<b>Tratamento de dados .....</b>	<b>34</b>
3.3.1.	Determinação dos caudais e volumes de rega .....	34
3.3.2.	Estimativa do teor de nitratos .....	35
<b>4.</b>	<b>Resultados e discussão .....</b>	<b>37</b>
4.1.	Solução de solo.....	37
4.2.	Volumes aplicados de água e nutrientes.....	39
4.3.	Plano de adubação .....	42
4.4.	Concentração de nitratos nos pontos de amostragem e gotejadores .....	44
4.4.1.	Análise geral.....	44
4.4.2.	Análise comparativa por zonas e cotas.....	48
4.5.	Comparação do teor de nitratos nas amostras com o plano de adubação .....	49
4.6.	Avaliação do protocolo implementado .....	51
<b>5.</b>	<b>Conclusões e recomendações futuras .....</b>	<b>53</b>
	<b>Referências bibliográficas .....</b>	<b>A</b>

## Índice de figuras

<b>Figura 1.</b> Ciclo do azoto (OCDE, 2001) .....	15
<b>Figura 2.</b> Limites da Herdade do Outeiro e setor selecionado .....	23
<b>Figura 3.</b> Proximidade da herdade à Albufeira do Roxo .....	23
<b>Figura 4.</b> Média da temperatura média diária e média da precipitação total durante o período de 1981-2010 em Beja (IPMA, 2022) (a); Média da temperatura média e média da precipitação total em 2022 em Beja (b) .....	25
<b>Figura 5.</b> Cápsula porosa .....	27
<b>Figura 6.</b> Cápsula porosa instalada e com a entrada de ar celada .....	29
<b>Figura 7.</b> Herdade do Outeiro (delimitada a amarelo), respetivos setores (áreas a azul) e pontos de monitorização localizados nas diferentes zonas do setor 21 .....	30
<b>Figura 8.</b> Localização dos pontos e gotejadores monitorizados.....	31
<b>Figura 9.</b> Bomba de vácuo .....	32
<b>Figura 10.</b> Demonstração da recolha de amostras .....	33
<b>Figura 11.</b> UF N acumuladas ao longo da campanha de fertilização até à última amostragem .....	43
<b>Figura 12.</b> Evolução da concentração de nitratos na solução de solo das cápsulas P140, P160 e gotejador G1 para as quatro datas (a); evolução da concentração de nitratos na solução de solo das cápsulas P340, P360 e gotejador G3 para as quatro datas (b); evolução da concentração de nitratos na solução de solo da cápsula P440 e gotejador G4 para as quatro datas (c); e evolução da concentração de nitratos na solução de solo das cápsulas P540, P560 e gotejador G5 para as quatro datas (d).....	45

## Índice de quadros

<b>Quadro 1.</b> Plano de adubação de azoto para as semanas correspondentes às datas de amostragem .....	24
<b>Quadro 2.</b> Cota de cada ponto de monitorização .....	31
<b>Quadro 3.</b> Volume de solução de solo retirado em cada cápsula e data de amostragem .....	37
<b>Quadro 4.</b> Caudais reais obtidos nos diferentes gotejadores e datas de amostragem .....	39
<b>Quadro 5.</b> Cota de cada gotejador .....	41
<b>Quadro 6.</b> Quantidade de adubo, UF N e UF N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> aplicadas diariamente e estimativas do teor de nitratos na solução de solo e na solução fertilizante .....	42
<b>Quadro 7.</b> Teor de nitratos médio da solução de solo e solução fertilizante, estimativas do teor de nitratos mínimo e máximo.....	50

## 1. Introdução

A agricultura é uma atividade cujos impactos têm sido bastante debatidos, nomeadamente no que diz respeito à eficiência da utilização de recursos e à sustentabilidade do próprio ecossistema agrícola (Schaller, 1993). Para além disso, atualmente, num contexto de alterações climáticas torna-se crucial procurar soluções que permitam a preservação de recursos que cada vez mais tendem para a escassez (FAO, 2018). Paralelamente, a demanda de produção de alimentos é crescente, havendo um conflito entre a tentativa de alcançar os objetivos ambientais definidos a nível europeu e a tentativa de manter a produção a um nível que permita suprir as exigências de toda a população mundial (FAO, 2018; Mockler *et al.*, 2017). Por essa razão, surgiu a necessidade de delinear um protocolo de monitorização que permita o controlo da qualidade das águas superficiais e do solo, avaliando o potencial impacto da fertirrega.

O azoto é o fertilizante mais usado na atividade agrícola (Follett, 1995) e uma das principais fontes de contaminação das águas é a emissão de nitratos, decorrente da libertação do azoto para as mesmas (Cameira & Mota, 2017). São diversos os indicadores de qualidade dos ecossistemas agrícolas, sendo que uma das principais preocupações relativamente à qualidade das águas está relacionada com a contaminação por nitratos (OCDE, 2001). Deste modo, achou-se pertinente que o protocolo a implementar incidisse sobre o estudo da contaminação por nitratos.

De modo geral, o objetivo do estudo passa pela elaboração e implementação de um protocolo de monitorização das perdas de azoto para as massas de água, ao nível da parcela agrícola de um olival de regadio. Em particular, pretende-se:

- Instalar equipamentos de baixo custo que permitam monitorizar as perdas identificadas;
- Delinear um protocolo de monitorização que estabeleça locais e frequências de medição dos elementos referidos, e implementá-lo num moderno olival de regadio pertencente à empresa Nutrifarms.

Sendo que a necessidade da criação deste protocolo surge da perceção da finitude dos recursos, este deverá ser pensado de maneira a não ser muito dispendioso. Assim, a adoção do mesmo por outras entidades agrícolas poderá não só ser uma forma de reduzir o impacto que as suas atividades têm sobre a qualidade do solo e das massas de água, como também de diminuir os custos de compra e aplicação de nutrientes que não estão a ser eficientemente utilizados pela cultura.

Através do recurso ao protocolo concebido pretende-se estudar o comportamento dos nitratos em profundidade, confrontar os resultados obtidos com o plano de adubação e com os valores estabelecidos na legislação, e verificar se há ou não ocorrência de processos que conduzam à perda do azoto fornecido à cultura.

Porém, para comparar as concentrações de nitrato em solução torna-se necessário elaborar uma análise que permita verificar se o caudal debitado é igual em todos os pontos de amostragem. Sem este estudo prévio, a comparação entre os resultados obtidos em cada ponto de monitorização tornar-se-ia pouco viável, uma vez que a hipótese de cada ponto estar a receber volumes de água e nutrientes diferentes não estaria a ser considerada.

No fim, deverá realizar-se uma avaliação objetiva do protocolo implementado por forma a aferir se o número e pontos de amostragem foram suficientes para a obtenção de dados fidedignos, bem como se foi atingido o objetivo de monitorizar o comportamento de nitratos numa parcela de maneira expedita.

## **2. Revisão Bibliográfica**

### **2.1. A agricultura como potencial fonte difusa de poluição**

#### *2.1.1 Contextualização*

A agricultura é considerada um dos setores com maior responsabilidade na contaminação das águas superficiais e subterrâneas por nitratos (Paredes *et al.*, 2020). Sendo uma prática que usa os recursos naturais em seu proveito, surgem implicações que se podem refletir na sua disponibilidade e sustentabilidade; implicações essas que têm vindo, cada vez mais, a ser debatidas. Em 1962, no livro “Primavera Silenciosa”, Rachel Carson alertou, pela primeira vez para problemas que, segundo a autora, seriam resultado da utilização desmesurada de pesticidas na agricultura (Blair *et al.*, 2015). Passados cerca de 60 anos, as preocupações com o impacto da gestão agrícola perduram, sendo necessário desmistificar algumas questões (Uygun & Albek, 2022).

Ao longo dos milénios tem-se verificado um crescimento da população mundial, o que gera problemas que se podem refletir no aumento da poluição das fontes de águas superficiais, tais como a industrialização e a urbanização (Uygun & Albek, 2022). Para além do aumento da população mundial a que se vem assistindo, a FAO (2018) prevê que em 2050 esta seja de, aproximadamente, 10 mil milhões de pessoas. Isto, em simultâneo com o facto da área disponível para a prática agrícola permanecer a mesma, insurgiu na necessidade de

se recorrer a modelos de produção mais intensivos, como única forma de dar resposta à procura por alimento (Struik & Kuyper, 2017).

Segundo Struik & Kuyper (2017), a intensificação está associada ao aumento simultâneo da utilização de recursos e da eficiência da sua utilização. Assim, este modelo tem como objetivo uma maior produção por unidade de *input*, podendo o *input* ser a área, por exemplo (FAO, 2004). Tendo em conta esta premissa torna-se claro que uma má gestão pode ser profundamente danosa para o ambiente (Tilman, 1999), sendo a água e o solo dois dos recursos mais afetados e podendo degradar-se irreversivelmente como consequência desta gestão inadequada. A contaminação das massas de água devido à lixiviação de nitratos constitui uma preocupação, principalmente devido à intensificação e à aplicação excessiva de fertilizantes azotados associada a esta prática (Tsagris & Tzouvelekas, 2022).

O conceito de poluição difusa refere-se à poluição da água e do ar causada pelo conjunto de atividades que não têm um ponto de descarga específico, como é o caso da atividade agrícola (Cameira & Mota, 2017). Assim sendo, a lixiviação de nitratos é um problema típico de poluição não pontual (Tsagris & Tzouvelekas, 2022).

Torna-se crucial procurar soluções que minimizem esta forma de poluição e permitam a preservação de recursos que cada vez mais tendem para a escassez. Por forma a estudar o impacto da fertirrega na qualidade das águas superficiais de um sistema agrícola e, em particular, de um moderno olival de regadio, é necessário perceber quais os maiores constrangimentos que desta prática advêm.

O azoto é um dos mais importantes nutrientes para o crescimento das plantas, representando o fertilizante mineral mais aplicado na agricultura, o que é justificável pelo facto de as reservas de azoto presentes no solo serem geralmente inadequadas para a produção ótima das culturas (Follett, 1995). De acordo com Smith *et al.* (1999), a parte de azoto remanescente que não é aproveitada pelas culturas pode sofrer diversos percursos que incluem: acumulação nos solos, deslocação no solo para águas superficiais, migração para águas subterrâneas ou entrada na atmosfera decorrente do processo de volatilização de amónia ou da emissão de óxido nitroso.

No entanto, o azoto não é o único elemento responsável pela contaminação ou degradação das águas e solos. À semelhança do azoto, o fósforo, sendo um elemento indispensável para o crescimento das culturas (Santos, 1996), pode destacar-se igualmente como um nutriente potenciador dos impactos negativos nestes ecossistemas (Schindler, 2006), tendo a aplicação de fertilizantes fosfatados vindo a ser associada a problemas na qualidade das águas (Bayad *et al.*, 2022).

Segundo Bayad *et al.* (2022), o fósforo e o azoto são elementos cruciais que sustentam o crescimento da biomassa aquática e, assim sendo, são potenciais contaminantes da água potável. Para além desta consequência negativa recorrente quando as fertilizações são inadequadas, a absorção extrema de fósforo e de azoto pelos recursos hídricos provoca mudanças na presença e variedade de espécies, e é também responsável pela eutrofização de ecossistemas aquáticos (Afreen, 2021).

A eutrofização é o fenómeno caracterizado pelo crescimento excessivo de plantas e algas nas massas de água devido ao aumento do fornecimento dos nutrientes anteriormente mencionados (Smith *et al.*, 1999). Esta proliferação desmedida de algas é preocupante, uma vez que a sua decomposição conduz a situações de ausência de oxigénio na coluna de água, o que é absolutamente limitante para a manutenção da vida neste compartimento ambiental (Zhou *et al.*, 2022).

Sendo considerado o nutriente mais limitante para o crescimento das culturas (Wey *et al.*, 2022), o azoto acaba, muitas vezes, por ser aplicado em quantidades excessivas. Tal ocorre dada a dificuldade em apurar a quantidade de azoto necessária para suprir as necessidades fisiológicas das produções vegetais, ao mesmo tempo que se tenta controlar o destino deste elemento e evitar perdas para o ambiente (Cassman & Dobermann, 2022).

Habitualmente, os nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) são a forma de azoto mineral mais abundante em solos agrícolas (Allende-Montalbán *et al.*, 2022), sendo um poluente bastante comum nas fontes de água superficiais e subterrâneas (Bijay-Singh & Craswell, 2021). Às consequências negativas do excesso de azoto já anteriormente mencionadas, acresce referir que a poluição por nitratos conduz a efeitos tóxicos para os organismos aquáticos e saúde humana (Paredes *et al.*, 2020).

De acordo com Ahada & Suthar (2018) as cited in (Singh *et al.*, 2022), cerca de 50% dos fertilizantes azotados aplicados drenam dos campos e contaminam as águas superficiais e subterrâneas, podendo levar a um aumento da concentração de nitratos nos recursos hídricos.

### 2.1.2 Legislação

A legislação é uma das ferramentas mais importantes para a preservação dos recursos naturais, uma vez que é através da existência de elementos legais, (e.g. Decretos-Lei, Diretivas), que são estipulados valores que não devem ser ultrapassados para que se possa garantir a continuidade da qualidade dos mesmos.

De facto, em muitas regiões, a redução da emissão de nutrientes para as massas de água surgiu através da existência e implementação de políticas ambientais e práticas de ordenamento de território (Mockler *et al.*, 2017).

A Diretiva Quadro da Água – Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000 (EPCEU, 2000) – é o instrumento mais abrangente da política da água da União Europeia, sendo a proteção e melhoramento dos recursos de água doce no sentido de atingir o bom estado das massas de águas da União Europeia o seu principal objetivo (Cerejeira & Silva, 2019). O propósito desta Diretiva é notório, uma vez que as avaliações feitas no âmbito da mesma indicam que mais de metade das massas de água superficiais na Europa estão num estado ecológico inferior a “bom” (Mockler *et al.*, 2017). Em Portugal, a Lei da Água – Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro – transpõe a Diretiva Quadro da Água (EPCEU, 2000) para a ordem jurídica nacional. Esta Diretiva define 50 mg L<sup>-1</sup> como valor de concentração limite nas águas subterrâneas.

A Diretiva 91/676/CEE, do Conselho, de 12 de dezembro de 1991, relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola apresenta, igualmente, uma enorme importância para este tema.

O Decreto-Lei nº236/98 de 1 de agosto estabelece normas, critérios e objetivos de qualidade com a finalidade de proteger o meio aquático e melhorar a qualidade das águas em função dos seus principais usos. Neste Decreto-Lei não só estão indicados os Valores Máximos Admissíveis (VMA), como também os Valores Máximos Recomendados (VMR), conforme a tipologia de água. No âmbito desta dissertação, as tipologias que se revestem de maior interesse são as seguintes: águas para suporte da vida aquícola e águas de rega. No Anexo XVI desta Decreto-Lei estipula-se um VMR de 50 mg L<sup>-1</sup> para águas destinadas à rega, enfatizando-se que *“concentrações elevadas podem afetar a produção e qualidade das culturas sensíveis. No plano de fertilização da parcela convirá contabilizar o azoto veiculado pela água de rega”*. No respeitante à qualidade de água para consumo humano, o Anexo VI define um VMR de 25 mg L<sup>-1</sup> e um VMA de 50 mg L<sup>-1</sup>.

A Diretiva 2020/2184 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de dezembro de 2020, relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano (EPCEU, 2020), é a reformulação da Diretiva 98/83/CE do Conselho, de 3 de novembro de 1998. É na Diretiva 2020/2184 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de dezembro de 2020 que se encontram os requisitos mínimos aplicáveis aos valores paramétricos utilizados para avaliar a qualidade da água destinada a consumo humano, sendo importante destacar o valor estipulado para os nitratos, ainda que seja o mesmo já definido no Decreto-Lei nº236/98 de 1 de agosto, acima mencionado. Dito isto, o valor máximo admissível de nitratos, ou seja, a

quantidade que não se pode exceder para que a água seja considerada própria para consumo humano é de 50 mg L<sup>-1</sup>.

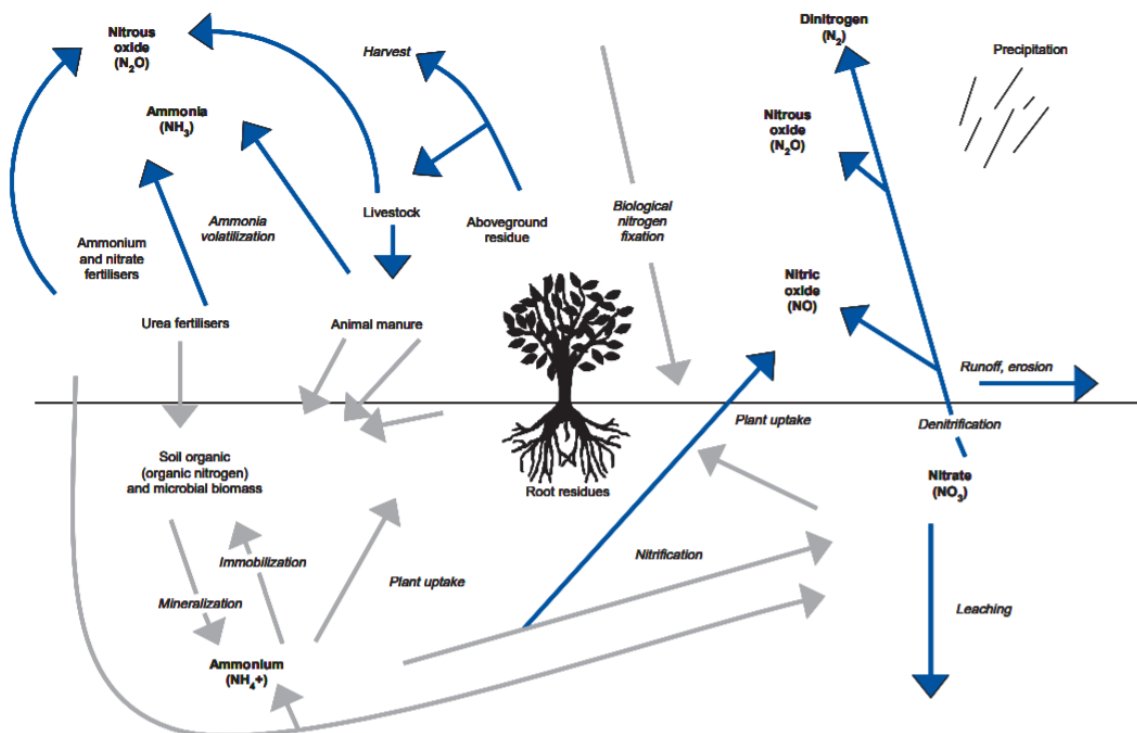
## **2.2. Processos de transporte de azoto para as massas de água**

### *2.2.1. Ciclo do azoto no ecossistema agrícola*

Da totalidade dos nutrientes aplicados às culturas, apenas uma fração é efetivamente consumida pelas mesmas e se reflete diretamente em ganhos. Há inúmeros processos que alteram a disponibilidade destes nutrientes, tornando-os suscetíveis a perdas (OCDE, 2001). Assim, o conhecimento destes processos e dos ciclos de cada um dos nutrientes aplicados reveste-se de elevada importância por possibilitar uma fertilização mais ponderada, com vantagens para a cultura e rentabilidade da exploração, e também redução dos riscos ambientais (Hyland *et al.*, 2005).

A Figura 1 ilustra o ciclo do azoto, sendo possível observar quais as entradas (setas cinzentas) e saídas de azoto (setas azuis). O azoto aplicado às culturas pode sofrer diversos processos que conduzem à perda de uma porção do que foi fornecido (Cameira & Mota, 2017), destacando-se as perdas gasosas (por volatilização, desnitrificação e nitrificação), as perdas por lixiviação e escorrência superficial, e as perdas por erosão (Carranca, 2000).

A ocorrência dos processos ilustrados na Figura 1 e, nomeadamente, daqueles que levam ao extravio do azoto aplicado – volatilização de amónia (NH<sub>3</sub>), emissão de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e lixiviação de nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) – deve-se sobretudo à aplicação excessiva de azoto e à sua conseqüente deslocação (van Husen, 2017). Ademais, de acordo com Zhang *et al.* (2015), a fertilização excessiva não só aumenta consideravelmente estes fenómenos, como reduz a eficiência económica do azoto adicionado.



**Figura 1.** Ciclo do azoto (OCDE, 2001)

Devido à sua estabilidade química e solubilidade, os nitratos são a forma de azoto mais habitualmente fornecida às plantas, constituindo também um contaminante bastante comum das águas superficiais e subterrâneas (Wakida & Lerner, 2005).

Os nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) são partículas que possuem carga negativa, pelo que não são adsorvidos pelas partículas do solo e são muito solúveis em água. Esta particularidade dos nitratos leva a que os mesmos sejam facilmente lixiviados (Ahada & Suthar, 2018; Follett, 1995).

Contrariamente ao que sucede com os nitratos, o amónio ( $\text{NH}_4^+$ ) é um catião, podendo ficar adsorvido à capacidade de troca catiónica dos solos (Follett, 1995). Dada a divergência das várias formas de azoto no que diz respeito à sua adsorção nos colóides do solo, estas exibem um comportamento diferente neste compartimento, sendo o azoto nítrico ( $\text{N-NO}_3^-$ ) mais rapidamente absorvido pela maioria das culturas do que o azoto amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), pelo simples facto de o azoto nítrico ser mais facilmente encontrado na solução de solo (Santos, 1996).

O amónio associado aos colóides do solo chega às massas de água superficiais como consequência de processos de erosão ou, sob determinadas condições, pode volatilizar-se e chegar aos recursos hídricos sob a forma de amónia ( $\text{NH}_3$ ) (Follett, 1995).

Tal como se encontra esquematizado na Figura 1, a nitrificação é um processo estimulado pela aplicação de fertilizantes azotados que aumenta a probabilidade de perda de azoto inorgânico através da lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  e/ou das emissões gasosas de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (Zhang *et al.*, 2015). Este fenómeno resume-se à transformação de amónio em nitratos e ocorre através de duas etapas (Santos, 1996).

### 2.2.2 Lixiviação

Dado que os nitratos são facilmente deslocados para baixo da zona radicular, a lixiviação destes constituintes azotados na agricultura surge como uma das principais fontes de contaminação das massas de água subterrâneas e superficiais (Bijay-Singh & Craswell, 2021; Cameira & Mota, 2017). Este processo ocorre como resultado de uma gestão inadequada da fertilização azotada (Cui *et al.*, 2020) e verifica-se se um excesso de água fluir através do limite inferior do sistema (Cameira *et al.*, 2003).

São inúmeros os fatores dos quais a lixiviação depende, podendo destacar-se as propriedades hidráulicas do solo, a quantidade de precipitação e/ou rega, a quantidade de azoto aplicada, a forma de azoto presente no fertilizante e o tempo de aplicação (Cameira *et al.*, 2003).

De acordo com Hillel (1998), a lixiviação é o transporte convectivo de nitratos na zona não saturada do solo devido ao fluxo de massa de água durante a drenagem, após a precipitação e/ou eventos de rega. Apesar de a lixiviação ser descrita como um transporte convectivo, para além da convecção, a lixiviação resulta da combinação de mais dois processos físicos: a difusão e a dispersão hidrodinâmica (Hillel, 1998). A difusão ocorre devido ao “gradiente de concentração entre a solução de solo com nitratos que se deslocam por convecção e o solo circundante com uma menor concentração” (Cameira & Mota, 2017). Já a dispersão hidrodinâmica é um processo que está relacionado com o alastramento ou não da solução no meio poroso, o que conduz a que a solução de entrada se misture ou se disperse com a solução anterior (Cameira & Mota, 2017).

O fluxo de nitratos pode, então, ser calculado através da multiplicação do fluxo de água que corre através do perfil do solo pela concentração de azoto mineral existente na solução de solo, conforme a Equação 1 (Cameira *et al.*, 2003).

$$\varphi_{\text{NO}_3^-} = \varphi_{\omega} \times [\text{NO}_3^-] \quad [1]$$

Onde  $\varphi_{\text{NO}_3^-}$  representa o fluxo de nitratos,  $\varphi_{\omega}$  o fluxo de drenagem, e  $[\text{NO}_3^-]$  a concentração de nitratos existente na solução.

A quantidade de  $\text{NO}_3^-$  presente na solução do solo é resultado do balanço de N, enquanto o fluxo de drenagem depende das propriedades hidráulicas do solo, temperatura e entradas de água (Cameira & Mota, 2017). De acordo com Carranca (2000), estudos sobre esta matéria têm vindo a demonstrar que os fertilizantes solúveis são facilmente perdidos por lixiviação na água percolante.

### 2.2.3. *Escoamento superficial*

A aplicação de água em quantidades superiores à exigida pelas plantas é ainda responsável por percolações profundas e escoamento superficial (também conhecido por “*runoff*”). Por outro lado, uma rega insuficiente pode originar condições de stress que se refletem na diminuição do rendimento e qualidade da própria cultura (Bwambale *et al.*, 2022). Deste modo, é crucial estabelecer um equilíbrio que permita não só manter a produtividade, mas também reduzir ao mínimo a ocorrência de fenómenos que levem à perda do azoto aplicado.

O escoamento superficial da água verifica-se na presença de solos com uma limitada capacidade de infiltração, ou seja, com permeabilidade reduzida (Carranca, 2000). Assim, tendo em consideração esta premissa, solos com uma potencial taxa de escoamento superficial baixa são solos que, normalmente, apresentam elevadas taxas de infiltração. A elevadas taxas de infiltração associam-se, frequentemente, solos ricos em areias ou cascalhos profundos bem drenados e pobres em materiais argilosos (Follett, 1995). Por oposição, este fenómeno é exponenciado por taxas de infiltração muito lentas e pela existência de uma camada de argila perto ou à superfície do solo, verificando-se maioritariamente em solos de textura fina com altos teores em argila (Follett, 1995).

Tal como no processo de lixiviação, o escoamento superficial também se encontra dependente da quantidade e duração da precipitação, bem como das propriedades do solo. Assim, se às condições necessárias para que um solo seja potencialmente suscetível a escoamento superficial se aliarem elevadas quantidades de precipitação ou rega, o solo é especialmente provável de perder nutrientes através deste processo. Relativamente às propriedades do solo, o *runoff* é potenciado por declives acentuados; sendo, contrariamente, reduzido na presença de cobertura vegetativa, solos rugosos e/ou que apresentem depressões (Follett, 1995).

### 2.2.4 *Erosão*

Zhang *et al.* (2013) admitem que as principais vias de perda do azoto aplicado para as águas superficiais são a erosão do solo (também designada por drenagem externa) e o

escoamento superficial, como é paralelamente esquematizado na Figura 1; e concluem também que estes dois processos são a razão pela qual o azoto é responsável pela poluição difusa e pela eutrofização das águas superficiais. A longo prazo, as perdas de azoto por erosão podem até ser a causa mais importante da diminuição da fertilidade de alguns solos (Carranca, 2000).

A erosão do solo pela água é um processo que resulta da desagregação, transporte e deposição de partículas de solo por ação da precipitação ou do escoamento superficial. O azoto contido no escoamento e/ou o azoto associado aos sedimentos erodidos estão em concentrações superiores relativamente ao solo que lhes deu origem, uma vez que a remoção de sedimentos e nutrientes do solo de origem é seletiva para nutrientes solúveis (como os nitratos) e para as frações finas do solo a que os nutrientes estão adsorvidos (como o amónio) (Follett, 1995).

As perdas por erosão dependem de inúmeros fatores, nos quais se incluem não só o tipo de solo e os teores em azoto e matéria orgânica do material erodido, como também, a extensão da zona declivosa e o grau de declive, o tipo de coberto vegetal, o tipo de preparação do terreno e o clima do local (Carranca, 2000).

## **2.3. Impacto da fertirrega na qualidade das águas superficiais**

### *2.3.1. Do olival tradicional ao moderno olival de regadio*

O projeto do Alqueva tornou possível a implementação de olivais regados no Alentejo, uma região do país em que a cultura da oliveira era predominantemente conduzida de forma tradicional, isto é, recorrendo à precipitação como única forma de rega dos pomares (Cameira *et al.*, 2014).

A adoção do regadio em detrimento de um regime de sequeiro apresenta numerosas vantagens a nível da biologia floral e desenvolvimento do fruto, como o aumento do número de inflorescências e o aumento do tamanho do fruto; vantagens essas que consequentemente se refletem numa maior produção de drupas e num incremento da quantidade de óleo por planta (Fiorino, 2003). Por outro lado, a rega amplifica o volume de solo explorado pelas raízes e a relação entre a área foliar e a área da secção do tronco (Fiorino, 2003).

Para além da questão da rega e do recurso à fertirrega, o olival tradicional diverge do moderno olival de regadio na mecanização das operações mais importantes, como a colheita e a poda (Rufat *et al.*, 2014). Para ser possível a mecanização integral, a condução do olival é feita em forma de sebe, com densidades de plantação compreendidas entre as 1000 e as

2500 árvores por hectare (EDIA *et al.*, 2020), um valor bastante superior ao que se observava no olival tradicional (Reis, 2014).

Comparativamente ao olival tradicional, o modelo de olival regado promove uma maior utilização de água e nutrientes (Cameira *et al.*, 2014). Assim, a intensificação progressiva do olival conduziu a um potencial aumento da pressão exercida sob as massas de água e solos. Esta pressão superior insurge, então, numa necessidade maior de avaliação do impacte ambiental desta gestão (Cameira *et al.*, 2014).

### 2.3.2 A rega localizada e a fertirrega

De acordo com um estudo conduzido pela EDIA com vista à caracterização do olival em Alqueva, a rega localizada – também conhecida por rega gota-a-gota – representa o sistema de rega com maior adequabilidade à disposição da cultura no terreno (EDIA *et al.*, 2020).

Como havia sido mencionado anteriormente, a lixiviação de nitratos resulta, entre outros fatores, de fertilizações e irrigações excessivas (Cameira *et al.*, 2003). A adoção de sistemas de rega gota-a-gota em detrimento de sistemas de rega por aspersão permite, através de uma aplicação mais medida de água à cultura, que estes dois fatores possam ser substancialmente melhorados, o que influencia positivamente a quantidade de nitratos lixiviada (Zafari & Mohammadi, 2019). Esta diminuição da lixiviação de nitratos que surge como consequência da escolha deste modelo de regadio permite concluir que a rega gota-a-gota é o sistema que possibilita uma maior poupança dos recursos hídricos (EDIA *et al.*, 2020) e uma redução dos custos associados à mão-de-obra (Oliveira *et al.*, 2003) apesar de existirem desvantagens relacionadas com o facto da eficiência de rega estar bastante dependente do tipo de solo e da quantidade de água aplicada (Cameira *et al.*, 2014). Por sua vez, Oliveira *et al.* (2003) destacam os entupimentos e a falta de uniformidade nas pressões como sendo os principais problemas da rega localizada e que, inevitavelmente, influenciam a uniformidade de rega.

A escolha de rega localizada permite solucionar questões – como a asfixia radicular e flutuações no teor de humidade – que surgem entre regas quando se adotam outros métodos. Dado que a água passa a ser distribuída apenas por áreas limitadas do solo exploradas pelo sistema radicular e que se recorrem a baixos volumes de rega e elevadas frequências de rega, as perdas de água por evaporação e percolação podem ser controladas (Fiorino, 2003).

Os olivais em sebe plantados na região do Alqueva são fertilizados através do recurso à fertirrega (EDIA *et al.*, 2020). A fertirrega é descrita por Zafari & Mohammadi (2019) como a

aplicação de fertilizante solúvel em água de forma precisa e através de sistemas de aspersão ou de rega gota-a-gota.

Este modelo de fertilização e rega apresenta diversas vantagens, de entre as quais se destacam a redução da quantidade de fertilizantes lixiviados, o aumento da uniformidade de distribuição da água e nutrientes, e o aumento da eficiência de utilização dos fertilizantes, em comparação com métodos de rega convencionais (Zafari & Mohammadi, 2019).

Porém, e apesar de ser um modelo aparentemente mais sustentável, o seu emprego não anula por completo as preocupações relativas à lixiviação, erosão e escoamento superficial de nitratos (Zafari & Mohammadi, 2019). Paralelamente, devido ao facto de a rega gota-a-gota concentrar a aplicação de água e nutrientes numa pequena região do solo, evidencia-se um atrofiamento das raízes em comparação com outros métodos de rega; podendo isto ter implicações na estabilidade dos pomares aquando da ocorrência de ventos fortes (Rosa, 1995).

## **2.4. Monitorização de azoto em sistemas agrícolas**

### *2.4.1 Na solução de solo*

A elaboração de um sistema de monitorização engloba a conjugação da escolha de um método de monitorização com a determinação da frequência de amostragem. No que diz respeito aos métodos, a monitorização de azoto nos solos sujeitos à prática agrícola pode ser realizada através de métodos diretos ou indiretos, sendo que a medição direta é apenas possível através da utilização de lisímetros (Ramos & Kücke, 1999).

Os lisímetros são instrumentos que permitem quantificar a perda de constituintes solúveis por lixiviação (Brye *et al.*, 2018) e podem dividir-se nas seguintes categorias: lisímetros de solo perturbado e lisímetros de solo não perturbado. Os lisímetros de solo perturbado implicam a escavação do solo no campo e a sua disposição, camada a camada, no recipiente. Por sua vez, nos lisímetros de solo não perturbado, o bloco de solo é escavado no campo (Ramos & Kücke, 1999).

Esta ferramenta permite a acumulação de lixiviado no fundo, viabilizando a medição do volume de lixiviado e a concentração de nutrientes lixiviada através do solo (Saporito *et al.*, 2016), todavia, a instalação destes dispositivos pode resultar nalguma degradação dos mesmos. Tal acontece, visto que estes equipamentos têm de ser colocados “*a profundidade suficiente para que as condições de água do solo na zona radicular da cultura representem as condições gerais do campo, mas suficientemente superficiais para assegurar uma*

*drenagem adequada e para garantir que as tendências temporais correspondem ao deslocamento real de N abaixo da zona radicular efetiva” (Zotarelli et al., 2007, p. 954)*

A extração de um perfil de solo (“*soil coring*”) é um método indireto bastante comum devido à sua simplicidade, preço relativamente reduzido e adequabilidade à maioria dos solos. Não obstante, é um método que apresenta alguns pontos desfavoráveis, como o facto de ser moroso, destrutivo e não fornecer a informação completa relativamente à distribuição de azoto no solo, não permitindo a consideração, por exemplo, do processo de desnitrificação (Ramos & Kücke, 1999; Zotarelli et al., 2007). Assim, esta técnica deverá apenas ser utilizada para monitorização da lixiviação de nitratos se combinada com técnicas de modelação e/ou através da combinação dos dados de distribuição de azoto no solo com a dinâmica do fluxo de água abaixo da rizosfera (Zotarelli et al., 2007).

A recolha de lixiviados pode também ser feita através da utilização de cápsulas porosas. Este equipamento utiliza o princípio de sucção e é vantajoso pois é fácil de instalar e não perturba o perfil de solo (Grossmann & Udluft, 1991). São instrumentos constituídos por um tubo de PVC acoplado a uma fonte de vácuo, e por uma cápsula porosa em cerâmica que compõe a unidade de sucção. A porosidade desta componente da cápsula possibilita a condutividade hidráulica da solução aquosa do solo aquando da presença de vácuo (Martinez Martinez, 2017). O modo de funcionamento das cápsulas é explicado através do conceito de “pressão”. Cerca de uma hora antes da rega iniciar é necessário colocar as cápsulas em vácuo, conectando-se uma bomba de vácuo à extremidade das mesmas. O vácuo permite elevar a pressão negativa, simulando-se, desta maneira, a pressão exercida pelas raízes, o que torna possível a absorção de água através da cápsula porosa. Podem ser geradas pressões de -0,09 MPa, ou seja, -0,9 bar, sendo a amostragem da água possível apenas enquanto a pressão natural no solo estiver acima deste valor (Grossmann & Udluft, 1991).

#### *2.4.2 Transporte para as massas de água*

A monitorização do escoamento superficial dos nutrientes – especificamente, nitratos, fósforo e amónia – pode ser realizada de diferentes formas, sendo que o método mais básico envolve o direcionamento do fluxo de água para um reservatório. Este método apresenta como vantagens a facilidade de instalação e reduzido custo da mesma, mas tem o inconveniente de implicar o esvaziamento periódico dos reservatórios (Stewart et al., 2015). Tanto o recurso a sensores eletrónicos de água, como a utilização de baldes basculantes se apresentam como uma alternativa, no entanto, o primeiro método apenas permite identificar a presença ou ausência de escoamento superficial; e o último não é muito preciso quando as taxas de escoamento ora são baixas, ora são altas (Stewart et al., 2015).

Um outro método implica a instalação de caleiras de plástico dispostas em “V” no sentido de maior declive, colocadas de forma a impedir a entrada direta de chuva e de escoamento sub-superficial para o coletor. Na extremidade da caleira coloca-se um tubo que fará a ligação a dois recipientes, inseridos um no outro, possibilitando a medição de baixos fluxos de escoamento no recipiente mais pequeno, bem como o excesso do mesmo no coletor maior (Gillingham & Gray, 2006). A monitorização das concentrações de azoto pode ser realizada posteriormente através do recurso a análises de amostras de água retiradas dos coletores. Quando o volume de fluxo é muito elevado torna-se necessário repartir o mesmo por diversos recipientes através do recurso a divisores de fluxo, eliminando-se assim a necessidade de esvaziar periodicamente os coletores no caso de se pretender uma monitorização a longo prazo (Gillingham & Gray, 2006; Stewart *et al.*, 2015). As desvantagens destes instrumentos de monitorização prendem-se com a necessidade de manutenção dos mesmos e com o seu elevado custo de instalação (Stewart *et al.*, 2015).

À semelhança da monitorização da solução de solo, as cápsulas porosas também podem ser utilizadas para monitorizar o transporte de nutrientes para as massas de água. Para além de permitirem a colheita da solução de solo, estas cápsulas permitem também fazer o acompanhamento nutricional, podendo estudar-se todos os macronutrientes a diferentes profundidades: 20, 40 e 60 cm em culturas lenhosas (Martinez Martinez, 2017). Assim, se instaladas a diferentes profundidades, possibilitam uma análise do que acontece ao longo do perfil de solo.

Métodos indiretos podem incluir técnicas baseadas no gradiente hidráulico e na medição da condutividade hidráulica, bem como técnicas baseadas na equação do balanço hídrico (Ramos & Kücke, 1999).

### **3. Materiais e Métodos**

Nesta secção começa-se por descrever o local de estudo, nomeadamente no que diz respeito ao sistema de rega, ao plano de adubação adotado e às características edafoclimáticas da região. É também neste capítulo que se descreve o sistema de monitorização em pormenor.

#### **3.1. Seleção e descrição do local de estudo**

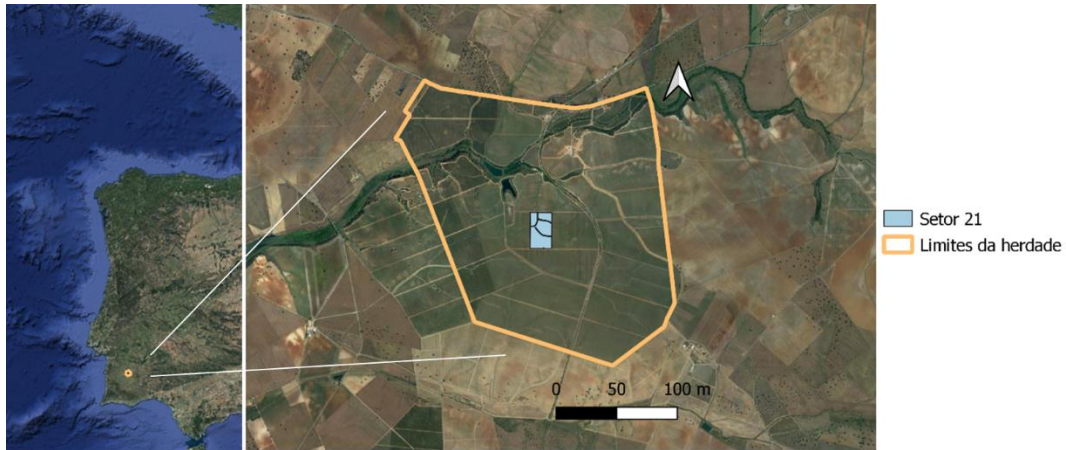
##### *3.1.1. Localização do local de estudo*

O ensaio foi instalado numa parcela de um moderno olival de regadio localizada na Herdade do Outeiro e inserida no bloco Cinco Reis Trindade do Empreendimento de Fins

Múltiplos de Alqueva (EFMA). A herdade situa-se no distrito de Beja, concelho de Beja, união de freguesias de Santa Vitória e Mombeja, sendo as suas coordenadas geográficas as seguintes:

- Latitude: 37° 56' 57.28" N;
- Longitude: 7° 59' 32.47" O

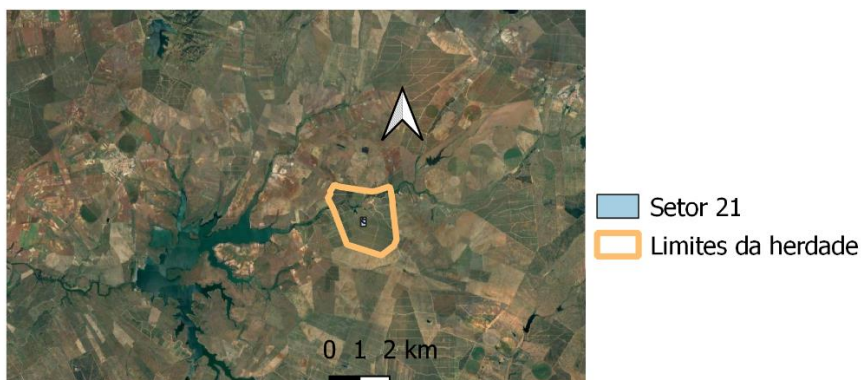
Na Figura 2 é apresentado um mapa com os limites da herdade.



**Figura 2.** Limites da Herdade do Outeiro e setor selecionado

### 3.1.2. Critérios para seleção do setor de rega

A seleção da Herdade do Outeiro – com uma superfície total de 370,35 ha – e nomeadamente do setor 21 – com uma superfície total de 5,35 ha –, prende-se, entre outros fatores, com a sua proximidade à Albufeira do Roxo, como se pode observar na Figura 3.



**Figura 3.** Proximidade da herdade à Albufeira do Roxo

Um dos requisitos mais importantes ao identificar o local de estudo foi garantir a representatividade, quer da Herdade como um todo, quer do sistema de rega. Assim, optou-

se por este setor, não só por apresentar uma inclinação direcionada para a albufeira mencionada, mas também pelo facto dos gotejadores debitarem 2,3 litros de água por hora, sendo este o caso mais comum na Herdade.

Na fase de escolha das parcelas de estudo verificou-se a existência de duas zonas, dentro deste setor, com tipos de solo distintos. Distinguiu-se, então, uma zona aparentemente mais arenosa e uma zona de textura um pouco mais argilosa. Esta foi uma das razões que levou à seleção deste setor, dado que a presença de duas manchas de solo permitiu melhorar o estudo através da inclusão de uma nova variável e da busca pela deteção de diferenças que derivem desta característica.

### 3.1.3. Características do sistema de fertirrega e plano de adubação

A plantação deste olival data de 2015, sendo a variedade plantada a Arbequina, o compasso de plantação em sebe é 3,75 m x 1,35 m, com uma densidade de plantação de 1975 plantas/ha. A distância entre gotejadores é de 0,75 metros na linha por 3,75 metros na entrelinha.

No Quadro 1 encontra-se descrito o plano de adubação azotada para as semanas em que foram realizadas as amostragens. As colunas “data de início” e “data de fim” dizem respeito ao início e fim da adubação com a fórmula que se apresenta à frente. A “quantidade de azoto teórica” é a quantidade de azoto que se definiu previamente que seria aplicada à cultura durante um turno completo de rega, ainda antes de se iniciar a campanha. Enquanto a “quantidade de azoto aplicada” corresponde à porção que foi efetivamente introduzida no sistema no mesmo período.

**Quadro 1.** Plano de adubação de azoto para as semanas correspondentes às datas de amostragem

Data de início	Data de fim	Composição da fórmula (%)				Quantidade de adubo teórica (kg ha <sup>-1</sup> )	Quantidade de adubo aplicada (kg ha <sup>-1</sup> )
		Azoto total	Azoto nítrico	Azoto amoniacal	Azoto ureico		
17/05/2022	23/05/2022	12	1,82	2,20	7,98	75,76	56,02
31/05/2022	06/06/2022	12	1,82	2,20	7,98	52,13	54,08
28/06/2022	04/07/2022	5	2,09	2,91	0,00	41,59	68,53
26/07/2022	01/08/2022	5	2,09	2,91	0,00	41,59	42,89

A fórmula de adubo à qual se recorre não é a mesma em todo o ciclo, uma vez que as necessidades da cultura se vão alterando nas suas diferentes fases. Assim, para fazer face às exigências do olival houve uma mudança de fórmula da segunda para a terceira

amostragem; mudança essa que se caracterizou pela redução da percentagem de azoto total, porém pelo aumento das percentagens de azoto amoniacal e nítrico.

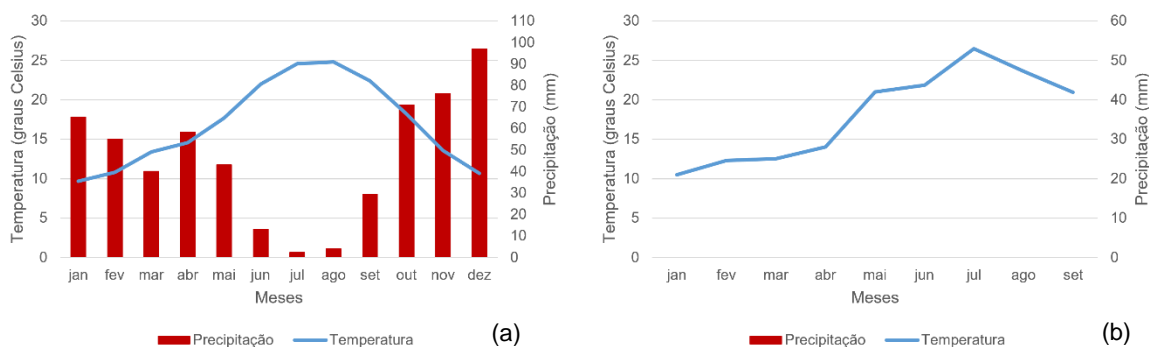
Paralelamente, denota-se uma disparidade entre a quantidade de adubo teórica e a quantidade de adubo aplicada, que se relaciona com um ajuste propositado que é feito semanalmente com o objetivo de compensar excessos ou défices decorrentes da adubação das semanas anteriores. Estas diferenças são aferidas semanalmente através da leitura do adubo consumido.

É preciso ter em consideração que as correções da quantidade imputada podem englobar erros de leitura, que poderão estar na origem de concentrações de nitratos na solução fertilizante ora superiores ora inferiores.

#### 3.1.4. Características edafoclimáticas da região

Em 2015, a EDIA levou a cabo um estudo de caracterização do solo de blocos de rega geridos pelo EFMA, tendo-se retirado a informação de que dois perfis de solo localizados na região da herdade do Outeiro foram classificados como “solos argiluvitados pouco insaturados”.

Através da análise da normal climatológica registada em Beja no período decorrente entre 1981 e 2010 foi possível aferir que entre maio e agosto – os meses destinados à amostragem – as médias das temperaturas médias diárias foram, respetivamente, de 17,7, 22,0, 24,6 e 24,8 °C, verificando-se uma temperatura média anual de 16,9 °C (IPMA, 2022). Os dados referentes ao ano de 2022 foram fornecidos pelo Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio, tendo sido recolhidos de uma estação com as seguintes coordenadas: 38.038311, -7.884183. A Figura 4 esquematiza os valores das médias da temperatura média e da precipitação total registadas, por forma a visualizar melhor a informação acima descrita.



**Figura 4.** Média da temperatura média diária e média da precipitação total durante o período de 1981-2010 em Beja (IPMA, 2022) (a); Média da temperatura média e média da precipitação total em 2022 em Beja (b)

A interpretação da Figura 4 permite aferir que, tendencialmente, os meses correspondentes ao ciclo de campanha (março-outubro) são os meses mais secos, com valores de precipitação muito reduzidos e as temperaturas médias a atingir o seu máximo. Simultaneamente, é possível observar que, segundo a informação disponível apresentada na Figura 4b, as temperaturas no período entre março e outubro são idênticas, não se tendo registado qualquer evento de precipitação durante o período de análise.

O sistema de classificação de Köppen-Geiger possibilita a determinação do tipo de clima da região e, de acordo com o mesmo, a Herdade do Outeiro apresenta um clima do tipo Csa, ou seja, mediterrânico de verão quente (IPMA, n.d.).

## **3.2. Implementação do sistema de monitorização**

### *3.2.1. Equipamento utilizado*

A escolha do instrumento de monitorização da concentração de nitratos na solução de solo e do transporte dos mesmos para as massas de água recaiu sobre as cápsulas porosas, de recolha pontual.

As cápsulas porosas constituem uma tecnologia patenteada pela AGQ e foram cedidas pela mesma para a concretização deste estudo. A Figura 5 exhibe uma das cápsulas instaladas.



**Figura 5.** Cápsula porosa

Tendo em conta que um dos objetivos da dissertação consiste no delineamento de um protocolo expedito, a escolha deste método de monitorização em detrimento de outros prendeu-se com a praticabilidade da sua utilização e o seu custo reduzido (Singh *et al.*, 2018).

A campanha de rega não foi monitorizada na sua totalidade, tendo-se recolhido amostras durante a aplicação de duas fórmulas de adubo utilizadas. Tal não foi limitativo para o estudo do comportamento dos nitratos, dado que as duas fórmulas acompanhadas foram as últimas, tendo-se uma perceção daquilo que acontece de forma contínua ao longo de todo o ciclo de rega.

Conforme Fernández *et al.* (1991), as maiores densidades radiculares ocorrem nas zonas húmidas na proximidade dos gotejadores até uma profundidade de 60 cm, pelo que se considera que abaixo desta profundidade a cultura já não é capaz de extrair nutrientes em seu proveito.

Como referido anteriormente, existem cápsulas que atingem profundidades de 20, 40 e 60 cm. Uma vez que tanto a cápsula de 20 cm, como a de 40 cm permitem verificar as disponibilidades de nutrientes e analisar a forma como a cultura está a consumir o azoto que está a ser aplicado, era dispensável a instalação de ambas. Assim, decidiu-se colocar apenas, em cada ponto de amostragem, uma cápsula de 40 cm para o estudo do comportamento dos

nitratos na região das raízes e uma cápsula de 60 cm para analisar o azoto que se está a deslocar em profundidade e, conseqüentemente, a não ser aproveitado pela cultura.

A utilização conjunta de cápsulas porosas com profundidades diferentes permite, não só monitorizar a quantidade de nitratos presentes na água superficial e se a mesma vai ao encontro da quantidade de fertilizante despendida, como também perceber se há ocorrência de mobilização do azoto aplicado ao longo do perfil de solo.

Para distinção de cada uma das cápsulas decidiu-se que a sua designação iria ser o resultado da combinação do ponto com a sua profundidade. Por exemplo, o código da cápsula de 40 cm localizada no ponto 1 é P140; seguindo-se o mesmo modelo para as restantes.

### *3.2.2. Instalação do equipamento*

Procedeu-se à instalação do equipamento no dia 13 de maio de 2022, tendo-se selecionado oito pontos de amostragem. Em cada um deles, colocaram-se duas cápsulas, o que perfaz um total de dezasseis cápsulas.

Antes da sua instalação foi necessário lavar as cápsulas porosas, de maneira a assegurar que não havia entupimento dos poros das mesmas. Existem algumas regras que foram respeitadas no processo de instalação das cápsulas, nomeadamente:

- Colocação das cápsulas na posição vertical;
- Colocação das cápsulas perto de uma árvore (com exceção das cápsulas colocadas em zonas de confluência);
- Colocação das cápsulas nas imediações de um gotejador, para ter a certeza de que estão inseridas num bolbo húmido;
- Colocação das cápsulas no sentido de maior declive, isto é, na cota mais alta coloca-se a cápsula mais pequena (40 cm, neste caso), sendo a cápsula maior (60 cm) colocada num ponto de cota inferior, no sentido da escorrência da água.

Não obstante as regras de instalação, foram ainda seguidas algumas recomendações que permitem a obtenção de melhores resultados, de entre as quais se destacam:

- Seleção de uma parcela representativa da Herdade;
- Seleção de pontos não muito próximos dos limites da parcela;
- Seleção de zonas sem muita inclinação;
- Seleção de indivíduos representativos da população de plantas – não escolher plantas doentes ou com um nível de desenvolvimento diferente das restantes;
- Colocação das cápsulas perto de sondas de humidade, caso existam.

Não foi possível instalar nenhuma cápsula perto de sensores de humidade, dado que o setor escolhido não possui este instrumento de monitorização do teor de água no solo. Caso houvesse essa possibilidade seria benéfico fazê-lo, pois estes dados permitem justificar alguns resultados que poderão não ser, à partida, tão óbvios e complementar informação.

Para a instalação das cápsulas foi necessário fazer um orifício, tendo sido utilizado um trado para tal. Imediatamente após a abertura do orifício foi colocado um pouco de água no seu interior, com o propósito de humedecer o solo e para que as paredes da cápsula entrem em contacto direto com o mesmo. Seguidamente, colocou-se a cápsula e inseriu-se um pouco de terra em redor, garantindo deste modo, a sua fixação. Depois de instalada, a saída do ar é fechada girando a patilha encarnada até que esta fique na posição horizontal, tal como se observa na Figura 6.



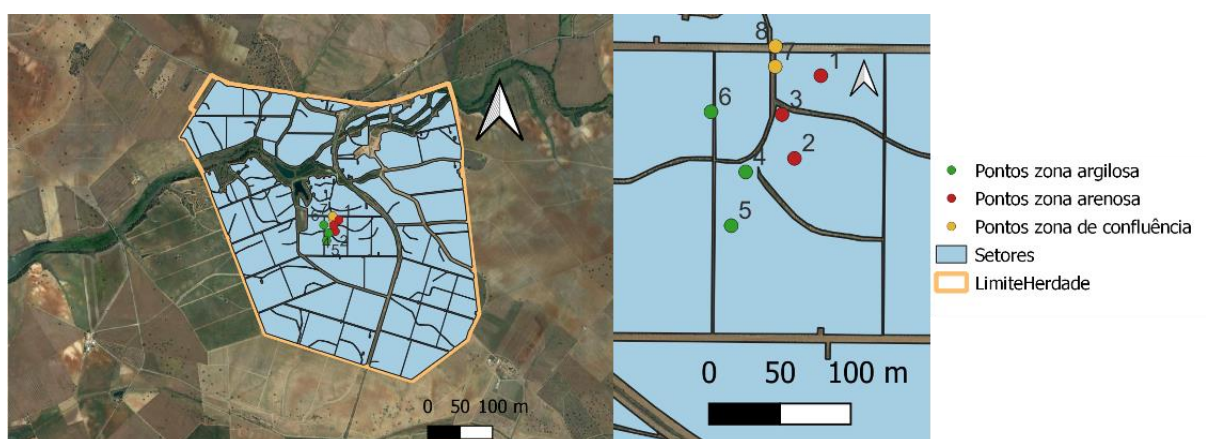
**Figura 6.** Cápsula porosa instalada e com a entrada de ar celada

Para além das amostragens das doze cápsulas porosas inseridas na parcela e das quatro cápsulas presentes nas zonas de confluência, procedeu-se à recolha de água diretamente dos gotejadores. Esta colheita torna possível determinar se a concentração de nitratos da solução fertilizante se encontra dentro da gama expectável, à luz do plano de adubação adotado. Desta forma, é também exequível a análise comparativa dos valores obtidos no solo com os valores obtidos à saída do gotejador, examinando a distribuição dos nitratos ao longo do perfil do solo. Ademais, a recolha do volume de água debitado por vários gotejadores num recipiente permite quantificar o que foi fornecido ao solo na proximidade dos pontos de amostragem.

Por forma a armazenar a água do sistema de rega colocou-se um garrafão imediatamente por baixo do gotejador escolhido em cada uma das linhas. Em volta do gotejador foi enrolada uma licra para garantir que toda a água seria conduzida para dentro do recipiente. O garrafão foi parcialmente enterrado na terra, fazendo-se um buraco e depois o mesmo foi envolvido com terra para impedir deslocações.

### 3.2.3. Seleção dos locais de amostragem

Como anteriormente referido, foram selecionados oito pontos: três na zona mais arenosa (P1, P2 e P3), três na zona com maior teor de argila (P4, P5 e P6), um na zona de confluência dentro da parcela (P7) e um numa zona de confluência, já fora do setor (P8), como ilustra a Figura 7.



**Figura 7.** Herdade do Outeiro (delimitada a amarelo), respetivos setores (áreas a azul) e pontos de monitorização localizados nas diferentes zonas do setor 21

Os seis pontos dentro do setor encontram-se todos localizados em linhas diferentes e foram proporcionalmente distribuídos dentro de cada mancha de solo diferente – três pontos por mancha – de forma aleatória e garantindo apenas a afluência para um ponto de união. Estes foram mapeados com recurso a um recetor de sistema de navegação por satélite que permite a recolha dos dados diretamente num ficheiro que pode ser trabalhado num sistema de informação geográfico, tendo os mesmos sido trabalhados no QGIS.

Adicionalmente, selecionaram-se dois pontos de acumulação das águas de escorrência. A mancha da zona mais argilosa e a mancha da zona mais arenosa estão separadas por uma ligeira depressão no terreno. Por forma a analisar a ocorrência de lixiviação, selecionou-se um ponto na zona de confluência entre as duas zonas com solo distinto dentro da parcela; e outro numa zona de confluência, mas já fora do setor.

A escolha dos pontos foi feita exclusivamente com base nas suas cotas, sendo requisito obrigatório que todos os pontos de amostragem confluíssem para uma região com menor elevação e, conseqüentemente, para as cápsulas instaladas a meio da parcela.

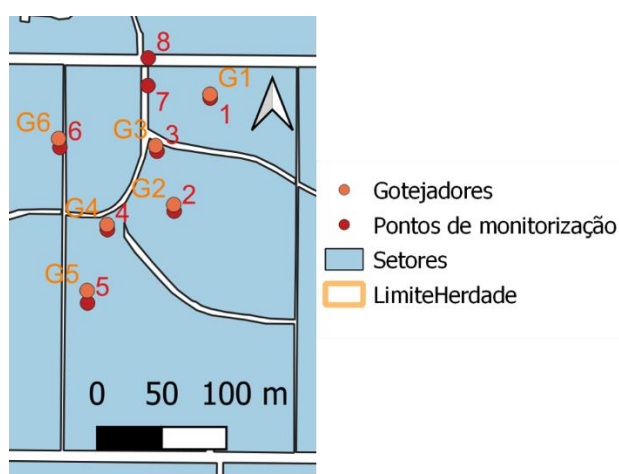
Estes pontos foram selecionados por forma a procurar que eventuais escoamentos sub-superficiais fossem monitorizados através dos mesmos. O recetor de mão possibilitou a leitura das cotas de cada um dos pontos, obtendo-se os valores esquematizados no Quadro 2.

**Quadro 2.** Cota de cada ponto de monitorização

Pontos	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Cotas (m)	209,5	206,5	205,1	206,4	208,6	210	204,7	204,6

A interpretação dos dados altimétricos de cada ponto, permite afirmar que o requisito da seleção dos mesmos foi cumprido.

Para selecionar seis gotejadores de um universo de 19022 gotejadores existentes no setor escolheram-se gotejadores nas seis linhas onde foram instaladas as cápsulas porosas. As preocupações no que diz respeito à amostragem foram: assegurar que os gotejadores escolhidos se situavam a cotas inferiores às cápsulas, por forma a não interferir com o ensaio; e garantir que os gotejadores se encontravam operacionais. Assim, foram selecionados gotejadores relativamente próximos das cápsulas, como ilustra a Figura 8, em que cada ponto de amostragem onde se instalaram as cápsulas é representado por um número de 1 a 8; e cada gotejador monitorizado é representado por um G1, G2, G3, G4, G5 e G6, consoante a linha onde se encontra.



**Figura 8.** Localização dos pontos e gotejadores monitorizados

Há uma ligeira distorção da localização exata dos pontos que poderá levar a crer que o ponto 6 se encontra fora do limite do setor, no entanto, é assegurado que a totalidade dos pontos de amostragem ficou devidamente instalada dentro do setor.

### 3.2.4. Procedimento e frequência de amostragem

Na Herdade do Outeiro rega-se durante a noite, por forma a reduzir a perda de água por evaporação. A rega é feita por turnos, sendo que o turno que determina a rega e

fertilização do setor onde se encontra instalado o ensaio inclui mais do que um setor, regando uma área total de 59,93 ha. As amostragens da água retirada diretamente dos gotejadores são realizadas de manhã, reduzindo-se, assim, o fator evaporação.

No dia anterior à rega é necessário colocar as cápsulas em vácuo. O vácuo é feito com a bomba representada na Figura 9, devendo a cápsula ficar submetida a uma pressão compreendida entre os -0.6 e os -0,8 bar durante o turno de rega completo. Após utilização da bomba é crucial fechar-se a patilha para que não haja saída de ar.



**Figura 9.** Bomba de vácuo

Teoricamente as cápsulas conseguem suportar 14 horas em vácuo, mas o ideal é deixar o menos tempo possível, sendo mais uma das razões para as amostragens serem feitas durante o período da manhã.

Na manhã posterior à rega são, então, recolhidas as amostras. Para tal, começa-se por abrir a saída de ar, colocando a patilha encarnada na posição vertical. De seguida, é inserido um tubo até atingir a base da cápsula e, por fim, retira-se a água com uma seringa de 100 mL. Após esvaziar totalmente as cápsulas porosas, a patilha encarnada é fechada, colocando-a na posição horizontal. A Figura 10 demonstra o processo de colheita de amostras.



**Figura 10.** Demonstração da recolha de amostras

As amostras são, então, reservadas em frascos de 150 mL e enviadas para laboratório. A recolha de amostras foi realizada nas seguintes datas: 17 de maio de 2022, 1 de junho de 2022, 1 de julho de 2022 e 28 de julho de 2022.

Um grupo destacado para estudar o olival no Alentejo procedeu à análise de águas de rega e relatou que em 39% dos casos os níveis de nitratos na água de rega excediam os limiares máximos aconselhados (Silveira *et al.*, 2018). Assim, na primeira data foi colhida uma amostra extra de água para garantir que não existia contaminação da mesma com nitratos, antes ainda de se adicionar o fertilizante. Esta amostra foi retirada de um reservatório de água fornecida pela rede, antes de iniciar o seu percurso de rega.

A recolha de amostras de água proveniente dos gotejadores foi realizada em simultâneo com a colheita da solução de solo, tendo sido feita apenas em três das quatro datas de amostragem – 17 de maio de 2022, 1 de junho de 2022 e 28 de julho de 2022. Inicialmente planeou-se enviar para laboratório amostras da água dos gotejadores em todas as datas, no entanto, posteriormente optou por se fazer a análise somente uma vez na segunda fórmula. Esta decisão foi tomada com o objetivo de redução dos custos do protocolo, dado que estes resultados não contribuiriam para determinar se haveria ou não contaminações. Apenas serviriam para analisar os caudais debitados por cada gotejador e comparar a quantidade debitada com o teor de nitratos expectável segundo o plano de adubação.

Com uma seringa retirou-se uma amostra de água de 150 mL para um frasco que foi enviado para análise; e após esta recolha procedeu-se à medição da quantidade de água com um copo medidor. Ao valor medido foram somados os 150 mL já retirados.

### 3.3. Tratamento de dados

#### 3.3.1. Determinação dos caudais e volumes de rega

A medição da quantidade de água no recipiente permite obter o volume distribuído pelo gotejador durante a última rega. Com este parâmetro e conhecendo o tempo de rega pode, então, obtém-se o caudal através da Equação 2:

$$\text{Caudal} = \frac{\text{Volume}}{\text{Tempo de rega}} \quad [2]$$

Com o caudal em  $\text{L h}^{-1}$ , o volume em  $\text{L gotejador}^{-1}$  e o tempo de rega em horas. Desta maneira, é possível comparar o débito observado em cada gotejador com o débito indicado pelo fabricante, isto é,  $2,3 \text{ L h}^{-1}$ .

Ao fim das duas primeiras amostragens passou a recorrer-se a outro método de medição de caudal, uma vez que a capacidade dos garrafões instalados deixou de ser suficiente para armazenar o volume total de água e nutrientes aplicado numa rega. Desta forma, procedeu-se ao arranque manual do sistema de rega seguido da medição da quantidade de água expelida por cada gotejador num recipiente de volume conhecido – 50 mL, no caso – contabilizando o tempo decorrido até este estar completamente preenchido. Neste caso, o caudal é obtido diretamente, podendo fazer-se o cálculo inverso ao apresentado na Equação 2 para calcular o volume debitado por cada gotejador num turno de rega. Obtendo-se esta variável é possível aferir qual o volume aplicado por hectare através da Equação 3.

$$\text{Volume} = \text{Número de gotejadores por hectare} \times \text{Volume debitado por cada gotejador} \quad [3]$$

Desta maneira obtém-se o volume de solução nutritiva aplicado durante um turno de rega em  $\text{L ha}^{-1}$ .

Não existindo mais do que um gotejador a ser estudado por cada uma das linhas onde se colocaram os pontos, os resultados de cada gotejador foram extrapolados, com as devidas ressalvas, para os gotejadores responsáveis por regar as imediações das cápsulas. Ou seja, há a consciência de que a extrapolação do débito dos gotejadores monitorizados para a totalidade dos gotejadores do setor pode estar na origem de resultados variáveis do volume real.

### 3.3.2. Estimativa do teor de nitratos

As estimativas dos teores de nitratos mínimo e máximo na solução de solo e na solução fertilizante são feitas para que se possa analisar comparativamente a quantidade de nitratos aplicada à cultura com os resultados obtidos nas amostragens realizadas.

A Nutrifarms forneceu os dados referentes ao plano de adubação, dados esses que incluem a fórmula utilizada em cada semana, a quantidade teórica de adubo a aplicar e a quantidade de adubo efetivamente aplicada para as semanas onde se inserem as datas de amostragem.

Possuindo, então, os dados acima referidos, é possível calcular as unidades de azoto introduzidas no sistema, conforme a Equação 4.

$$\text{UF N} = \text{Azoto total (\%)} \times \text{Quantidade de adubo aplicada} \quad [4]$$

Onde UF N corresponde às unidades de fertilizantes de azoto presentes no adubo aplicado, em  $\text{kg ha}^{-1}$ , assim como a quantidade de adubo aplicada. A percentagem de azoto total é característica da fórmula de adubo utilizada.

Tendo em consideração que as UF N dizem respeito à semana de fertilização e que são feitas leituras pontuais num só dia, é necessário dividir este valor pelo número de dias da semana.

É através da obtenção do parâmetro anterior, UF N, que se calcula a estimativa do teor de nitratos máximo em cada rega, como representado na Equação 5. Para chegar a esta estimativa assume-se o pressuposto de que a totalidade das formas de azoto aplicadas serão convertidas em nitratos. Este valor será o valor máximo que se poderá encontrar na solução fertilizante à saída do gotejador, dado que corresponde ao que foi aplicado na rega em questão.

$$\begin{aligned} \text{Teor de nitratos máximo na solução fertilizante} & \quad [5] \\ & = \text{UF N} \times \text{Fator de conversão de azoto em nitrato} \end{aligned}$$

Este fator de conversão corresponde à razão entre a massa molar do nitrato e a massa molar do azoto, que são, respetivamente,  $62 \text{ g mol}^{-1}$  e  $14 \text{ g mol}^{-1}$ . Assim, o teor de nitratos máximo corresponde ao azoto mineral total que é adicionado ao sistema e é, tal como as unidades de fertilizante de azoto, expresso em  $\text{kg ha}^{-1}$ .

Já o teor de nitratos máximo na solução de solo resulta da soma de todas as UF N aplicadas até à data da amostragem, considerando uma acumulação total do que foi aplicado e uma conversão total das mesmas em nitratos.

À semelhança do cálculo das UF N, podem também calcular-se as unidades de fertilizantes de azoto nítrico, como na Equação 6.

$$UF N - NO_3^- = \text{Azoto nítrico (\%)} \times \text{Quantidade de adubo aplicada} \quad [6]$$

Para determinar o teor de nitratos mínimo admite-se que apenas o azoto nítrico aplicado se encontra na forma nítrica na solução fertilizante aplicada e que ainda não houve a ocorrência de processos de transformação. Desta forma, pode obter-se este parâmetro através do recurso à Equação 7.

$$\begin{aligned} \text{Teor de nitratos mínimo na solução de solo e na solução fertilizante} & \quad [7] \\ = UF N - NO_3^- \times \text{Fator de conversão de azoto em nitrato} \end{aligned}$$

O fator de conversão é o mesmo que o utilizado anteriormente, uma vez que neste caso, a única diferença é que se converte azoto nítrico em nitrato, ao invés de azoto total. Obtém-se o teor de nitratos na solução fertilizante em  $kg\ ha^{-1}$ . O teor de nitratos mínimo corresponde ao valor mínimo que se poderá encontrar, tanto na solução de solo, como na água de rega. No limite há a hipótese de se observar uma concentração de nitratos na solução de solo de  $0\ mg\ L^{-1}$ , se tudo aquilo que tiver sido aplicado for imediatamente mobilizado ou consumido pela planta, mas é muito pouco provável que tal aconteça.

É importante esclarecer que não é expectável encontrar valores de concentração de nitratos da solução de solo iguais ao teor de nitratos mínimo estimado. No solo as transformações ocorrem a uma taxa superior, sendo mais realista assumir que se verificará a conversão, pelo menos parcial, das restantes formas de azoto para além da forma nítrica. Para além disso, neste compartimento ambiental poderá haver acumulação de nutrientes, sendo pouco provável que o teor de nitratos observado se restrinja ao mínimo possível. Acresce também referir que em nenhuma das estimativas se inclui o consumo por parte de planta, que seria responsável por uma diminuição relevante destas duas aproximações.

Tanto o teor de nitratos mínimo como o teor de nitratos máximo são expressos em  $kg\ NO_3^-\ ha^{-1}$ . Para que se possa comparar com os resultados que chegam do laboratório é necessário fazer uma conversão, pois os resultados vêm expressos em  $mg\ NO_3^-\ L^{-1}$ . Assim sendo, recorre-se à Equação 8 para transformar as unidades de concentração de nitratos em teor de nitratos.

$$\text{Teor de nitratos das amostras} = [NO_3^-] \times \text{Média do volume real aplicado no dia} \quad [8]$$

Estando a concentração de nitratos em  $mg\ L^{-1}$  e a média do volume real de solução nutritiva aplicado em  $L\ ha^{-1}$ , obtém-se o teor de nitratos das amostras em  $kg\ ha^{-1}$ . A média do volume real foi feita tendo em consideração o volume real debitado por cada um dos gotejadores monitorizados no próprio dia da amostragem.

## 4. Resultados e discussão

Nesta secção apresentam-se e discutem-se os resultados obtidos. Numa primeira análise, a discussão será referente à colheita de solução de solo das cápsulas porosas, aos volumes de água e nutrientes aplicados e à concentração de nitratos observada nas diferentes cápsulas. Por fim, analisar-se-á o nível de exigência económica do protocolo implementado e serão propostas melhorias.

### 4.1. Solução de solo

Nem todas as cápsulas porosas permitiram a colheita de solução de solo para análise laboratorial, o que se pode dever a inúmeros fatores que serão explorados adiante. No Quadro 3 apresenta-se o volume de água retirado de cada uma das cápsulas nos quatro dias em que se procedeu à recolha de amostras.

**Quadro 3.** Volume de solução de solo retirado em cada cápsula e data de amostragem

Ponto de amostragem	Profundidade e das cápsulas (cm)	Volume total de solução de solo (mL)				Cotas (m)
		17/05/2022	01/06/2022	01/07/2022	28/07/2022	
P1	40	0	447	50	258	209,5
	60	0	590	310	438	
P2	40	0	0	0	0	206,5
	60	0	0	0	0	
P3	40	260	136	166	262	205,1
	60	610	215	214	405	
P4	40	110	207	178	356	206,4
	60	0	0	0	0	
P5	40	290	274	103	360	208,6
	60	380	423	144	304	
P6	40	0	0	0	0	210,0
	60	0	0	0	0	
P7	40	0	0	0	0	204,7
	60	0	0	0	0	
P8	40	0	0	0	0	204,6
	60	0	0	0	0	

Numa primeira análise observa-se que houve cápsulas em que não foi possível extrair amostras de solução de solo. Também Wey *et al.* (2022), que estudou três métodos de monitorização da lixiviação de nitratos na agricultura, não conseguiu retirar amostras quando recorreu a este método, principalmente no verão. Tendo em consideração que a maior parte da parte prática desta dissertação foi realizada nesse período seria expectável que não fosse possível recolher solução de solo nalguns pontos.

Na primeira data de amostragem, não foi possível recolher água na cápsula do P1, podendo assumir-se que, ou a solução nutritiva aplicada foi consumida pela planta na íntegra, ou então que houve uma falha na colocação das cápsulas deste ponto em vácuo. Salvo esta exceção, das cápsulas onde não foi possível retirar água numa primeira amostragem, nunca foi possível fazê-lo.

Tanto a zona com menor teor de argila como a zona com maior teor de argila, possuem um par de cápsulas das quais nunca se conseguiu captar água, havendo uma cápsula a mais na região mais argilosa de onde não foi possível extrair amostras. Relativamente ao volume total, à profundidade de 60 cm, e comparando as duas cápsulas com elevação mais próximas instaladas em manchas de solo diferentes – P1 e P5 – constata-se que quando existe solução, há sempre em maior quantidade na cápsula localizada na região mais arenosa (P1), o que vai ao encontro da teoria que esclarece que este tipo de solo possui taxas de infiltração maiores.

Procurando relacionar a escassez de água nas cápsulas com a topografia das suas localizações não se consegue estabelecer um padrão. Somente seria possível tirar este tipo de ilações se todos estes pontos se inserissem sempre em regiões de maior ou menor elevação, o que não se verifica. Contudo, analisando a totalidade do volume de solução de solo que foi possível extrair das cápsulas pode-se constatar que, aquando da possibilidade de colher amostras, há sempre mais água nas cápsulas localizadas abaixo da zona radicular das árvores, isto é, aos 60 cm.

Como se pode observar, nos pontos 2, 6, 7 e 8 a colheita de solução de solo nunca foi possível, uma vez que as cápsulas de ambas as profundidades não tinham conteúdo. O facto de não existir água nos pontos 2 e 6 pode dever-se a:

- Uma incorreta colocação das cápsulas;
- Uma falha na colocação da cápsula em vácuo;
- Um total aproveitamento dos nutrientes e água aplicados por parte das plantas.

Grossmann & Udluft (1991) concluíram que o volume contido nas cápsulas depende da sucção na cápsula e da permeabilidade insaturada do solo. A probabilidade de ser possível recolher solução de solo será tanto maior quanto mais uniforme for a distribuição granulométrica, segundo os autores anteriores. Se o contacto entre a cápsula porosa e o solo não for perfeito, a recolha de solução de solo também não será ótima. Uma outra justificação para a incapacidade de recolher solução de solo das cápsulas é a presença de pressões capilares reduzidas no solo (Grossmann & Udluft, 1991), uma vez que a água só entrará na cápsula se a pressão do solo circundante for superior àquela a que se submeteu a cápsula: - 0,8 bar, neste caso.

A inexistência de água nalgumas cápsulas pode ser um sinal bastante positivo, pois o facto de o bolbo húmido não atingir os 60 cm de profundidade aponta para que não haja escorrência superficial nestes pontos.

É crucial lembrar que os pontos 7 e 8 são os pontos localizados nas zonas de confluência, pelo que a justificação para a ausência de água nestes será diferente. Assim, a impossibilidade de recolha de solução de solo poderá significar que não há lixiviação de nutrientes para fora do sistema nas condições observadas. Porém, é necessário esclarecer que as condições observadas foram condições de solo bastante seco, em resultado da falta de precipitação. Desta maneira, a falta de água nas cápsulas da zona de confluência deve-se, muito provavelmente, à humidade insuficiente nos solos, que se reflete na não ocorrência de processos de lixiviação; não se podendo assegurar que este fenómeno não será observado em anos em que haja precipitação.

#### 4.2. Volumes aplicados de água e nutrientes

Para os gotejadores monitorizados determinaram-se os caudais debitados, tal como explicado na Equação 2 do capítulo 3.3.1. Os valores obtidos apresentam-se no Quadro 4.

**Quadro 4.** Caudais reais obtidos nos diferentes gotejadores e datas de amostragem

		Caudal (L h <sup>-1</sup> )						Média do dia ± desvio padrão	Média do volume (L ha <sup>-1</sup> )
		G1	G2	G3	G4	G5	G6		
Data das amostragens	<b>17/05</b>	2,3	2,4	2,5	2,7	2,4	2,0	2,4±0,22	16207
	<b>01/06</b>	1,6	1,7	1,0	1,8	1,7	1,5	1,5±0,25	16000
	<b>01/07</b>	2,5	2,4	2,4	2,5	2,4	1,5	2,3±0,38	27779
	<b>28/07</b>	2,7	2,5	2,5	2,4	2,5	1,9	2,4±0,26	22561
Caudal médio de cada gotejador (L h <sup>-1</sup> )		2,3±0,4 3	2,2±0,34	2,1±0,64	2,4±0,36	2,3±0,35	1,7±0,23		

O principal objetivo foi determinar se as linhas da parcela onde se instalaram as cápsulas debitaram ou não o mesmo caudal nos dias da amostragem, por forma a conseguir justificar diferenças na quantidade de nitratos existente à saída de cada gotejador; e não

auditar o sistema de rega. Por essa razão, não se recorreu à análise de 16 ou 18 pontos recomendados, consoante Oliveira *et al.* (2003) ou Smajstrla *et al.* (1990), pela respetiva ordem, e apenas foram analisados pontos próximos do local onde se instalaram os equipamentos.

É pretendido que o caudal de cada gotejador seja sempre de  $2,3 \text{ L h}^{-1}$ , não obstante as alterações nos volumes e tempos de rega. Analisando o Quadro 4 tem-se a perceção de que poderá haver flutuações pontuais significativas entre os caudais, dado que, segundo o fabricante, são apenas aceitáveis variações de 7% nos mesmos, positivas ou negativas.

Calculando o desvio da média dos caudais de cada gotejador ao caudal teórico chega-se às seguintes variações: -1,5%, -3,2%, -9,4%, 2,3%, -1,9%, -26,3%, para G1, G2, G3, G4, G5 e G6, respetivamente. Uma vez que o G3 e o G6 excedem o desvio aceitável pode-se, desde já, afirmar que as condições de aplicação do fertilizante poderão não ser as mesmas nestes pontos e nos dias correspondente às amostragens. Estas diferenças de débito poderão interferir com os resultados das amostragens da solução de solo, uma vez que a área de solo abrangida por estes gotejadores está a receber menos quantidade de água e nutrientes que as demais. No entanto, é crucial salientar novamente que estes dados dizem respeito a débitos diários, não sendo possível descartar a hipótese de as diferenças observadas serem compensadas posteriormente ou resultarem da compensação de um excesso.

Apesar de existirem dois gotejadores com um desvio superior a 7%, o gotejador da linha 6 é o mais preocupante dada a grandeza do seu desvio. O G6 debita sistematicamente quantidades de solução fertilizante inferiores à suposta, o que se poderá refletir numa menor entrega de água e fertilizantes às plantas que o circundam. A justificação mais plausível para este acontecimento é um entupimento do gotejador que reduz o seu próprio débito. Já nos gotejadores 1 a 5, o caudal médio é muito próximo do caudal de projeto, sendo os valores médios de cada gotejador influenciados pelo dia 01/06, que sai completamente da norma e é responsável por uma redução do mesmo.

A análise do Quadro 4 permite observar que na segunda amostragem se evidenciou um débito bastante inferior ao verificado nas restantes datas e ao caudal teórico. Tendo em consideração este facto não se pode excluir a hipótese da ocorrência de alguma externalidade que tenha sido responsável por esta redução significativa em todos os pontos de amostragem. É possível especular dois possíveis cenários:

- Uma lavagem sucessiva dos filtros, com recurso à água de rega, reduzindo conseqüentemente o caudal afeto aos gotejadores;
- Uma fuga que levou a que todo o turno tivesse uma perda de carga nesta data.

Para averiguar se a variação de dia 01/06 foi particular naqueles gotejadores ou sistemática para todo o setor seria necessária a instalação de um caudalímetro. Sendo o caudal menor que o estipulado, neste dia deverá ter dado entrada menos adubo que o previsto no plano de adubação. No entanto, é importante não esquecer que este caudal é instantâneo, não havendo garantias que a dotação do dia anterior ou posterior não anula este défice observado. De facto, consultados os registos de rega para esta semana e turno, a média de desvio de caudal foi inferior a 3%, sugerindo-se que a grande diferença que se observa no dia 01/06 deverá ter sido compensada nos restantes dias da semana.

Se, logo à partida, as condições de aplicação do fertilizante não são as mesmas é expectável que haja interferência nos resultados dentro do solo, dado que não é só o solo que influencia a distribuição de nitratos, mas também a forma como eles são entregues. Se os caudais forem diferentes de gotejador para gotejador, mesmo que a média não difira substancialmente do caudal teórico, pode acautelar-se desde já que as concentrações de nitratos em cada ponto terão, inevitavelmente, ligeiras diferenças.

Tal como os caudais, também o volume de solução nutritiva aplicado por cada gotejador apresenta diferenças em todas as datas de amostragem. Consequentemente, o volume real fornecido por hectare de plantação apresenta variações de data para data, como verificável no Quadro 4.

À semelhança do que foi feito para os pontos onde se colocaram cápsulas também se retiraram os dados de elevação de cada um dos gotejadores, tendo-se obtido os valores representados no Quadro 5.

**Quadro 5. Cota de cada gotejador**

<b>Gotejadores</b>	<b>G1</b>	<b>G2</b>	<b>G3</b>	<b>G4</b>	<b>G5</b>	<b>G6</b>
Cotas (m)	209,8	206,7	204,7	205,2	207	208,8

Com esta informação é possível tentar relacionar os desvios com a elevação do terreno, porém é um estudo inconclusivo, dado que os gotejadores que excedem o desvio aceitável se encontram ora na cota mais baixa, ora numa das cotas mais altas.

Não se observa uma diferença na distribuição de água e nutrientes para os gotejadores observados porque, excetuando o G6 e o dia 01/06, os caudais médios são muito próximos

uns dos outros para os dias analisados. Além do mais, as auditorias anuais feitas ao sistema nunca evidenciaram nenhum ponto com um débito inferior a 7% do caudal de projeto.

### 4.3. Plano de adubação

De acordo com a Equação 5 e a Equação 7 pode estimar-se o teor de nitratos mínimo, bem como o teor de nitratos máximo. No Quadro 6 demonstram-se, precisamente, estas estimativas para os dias nos quais se realizou a amostragem. Para obter os valores diários dividiu-se a quantidade de adubo aplicada apresentada no Quadro 1 pelo número de dias da semana.

**Quadro 6.** Quantidade de adubo, UF N e UF N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> aplicadas diariamente e estimativas do teor de nitratos na solução de solo e na solução fertilizante

Data de amostragem	Quantidade de adubo aplicada diariamente e (kg ha <sup>-1</sup> )	UF N aplicadas diariamente e (kg ha <sup>-1</sup> )	UF N-de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> aplicadas diariamente e (kg ha <sup>-1</sup> )	Teor de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> máximo estimado na solução fertilizante (kg ha <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>	Teor de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mínimo estimado na solução fertilizante e e solução de solo (kg ha <sup>-1</sup> ) <sup>2</sup>	Teor de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> máximo estimado acumulado na solução de solo (kg ha <sup>-1</sup> )
17/05/2022	8,00	0,96	0,15	4,25	0,65	207,15
01/06/2022	7,73	0,93	0,14	4,11	0,62	297,16
01/07/2022	9,79	0,49	0,20	2,17	0,91	380,22
28/07/2022	6,13	0,31	0,13	1,36	0,57	460,82

Ainda que a quantidade de adubo aplicada sofra alguns ajustes dentro de cada fórmula, denota-se uma maior oscilação das UF N e das UF N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> aplicadas na segunda fórmula, ou seja, nas últimas duas amostragens. Na primeira fórmula há uma variação inferior a -5% de amostragem para amostragem, ao passo que na segunda esta é só ligeiramente inferior a -40%.

Tendo em consideração que as UF N aplicadas diminuem das duas primeiras amostragens para as duas últimas amostragens em consequência da mudança de fórmula,

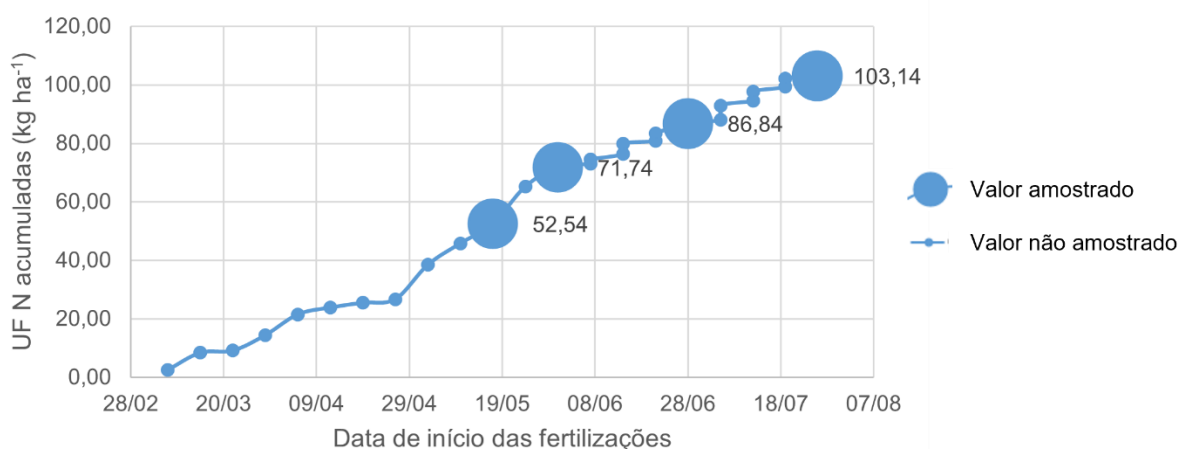
<sup>1</sup> Estimativa que resulta da conversão da totalidade de azoto aplicado nesse dia em nitrato

<sup>2</sup> Estimativa que resulta da conversão do azoto nítrico aplicado nesse dia em nitrato

esperam-se concentrações de nitratos superiores nas amostragens realizadas na primeira fórmula.

Apesar do solo ser um sistema aberto, com entradas e saídas constantes, este estudo apenas aborda as entradas de adubo, e não as saídas resultantes da extração por parte das plantas e outras perdas para fora do sistema. Ainda que os valores das concentrações de nitrato no solo obtidos sejam fruto de medições pontuais, estes são influenciados por fertilizações anteriores e não apenas por aquela que foi realizada no próprio dia da amostragem.

Assim, as estimativas do teor de nitratos máximo na solução fertilizante apresentadas no Quadro 6 correspondem aos valores máximos passíveis de se encontrar no solo em cada uma das amostragens se todas as UF N aplicadas na rega desse dia fossem transformadas em nitrato, e sem que se verifique consumo pelas plantas nem deslocação para o limite inferior do sistema. Contudo, estando-se perante uma aplicação continuada de nutrientes, é errado não admitir a possibilidade de acumulação de nutrientes anteriormente fornecidos. Assim, o verdadeiro limite superior possível de ser encontrado nas amostras de solução de solo resulta da acumulação de todas as UF N aplicadas, tal como se representa na Figura 11.



**Figura 11.** UF N acumuladas ao longo da campanha de fertilização até à última amostragem

A análise da Figura 11 leva a crer que a concentração de nitratos observada na solução de solo é resultado de um conjunto de fertilizações que ocorrem ao longo do tempo, e não apenas de algumas fertilizações pontuais. Assim, nos pontos de maior dimensão está representado o valor máximo de UF N que se podiam encontrar na solução de solo, caso não existissem processos capazes de extrair o fertilizante embutido no sistema.

Se as UF N acumuladas se transformassem totalmente em nitratos, os verdadeiros teores máximos possíveis de encontrar em solução à data das amostragens são os ditados na última coluna do Quadro 6.

. Como seria de esperar, admitindo uma acumulação de todas as UF N aplicadas, a ordem de grandeza destes teores é bastante superior à estimativa para a solução fertilizante. Estes valores são apenas comparáveis com as amostras de solução de solo e não com a água de rega, uma vez que se considera acumulação que, logicamente, não existe à saída dos gotejadores. É de salientar novamente que para esta estimativa se parte do pressuposto, como referido anteriormente, que não há extrações.

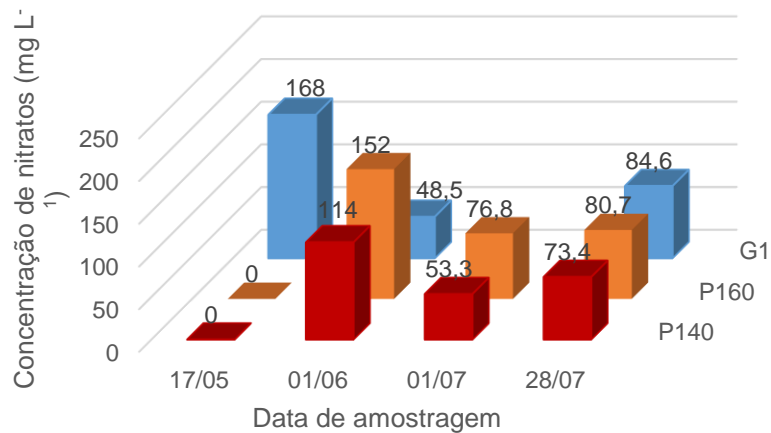
Apesar deste ser o valor máximo possível de ser observado nas amostras de solução de solo, os teores de nitratos máximos estimados na solução fertilizante também podem ser tidos em consideração quando se fizer uma análise das concentrações obtidas na solução de solo.

#### **4.4. Concentração de nitratos nos pontos de amostragem e gotejadores**

##### *4.4.1. Análise geral*

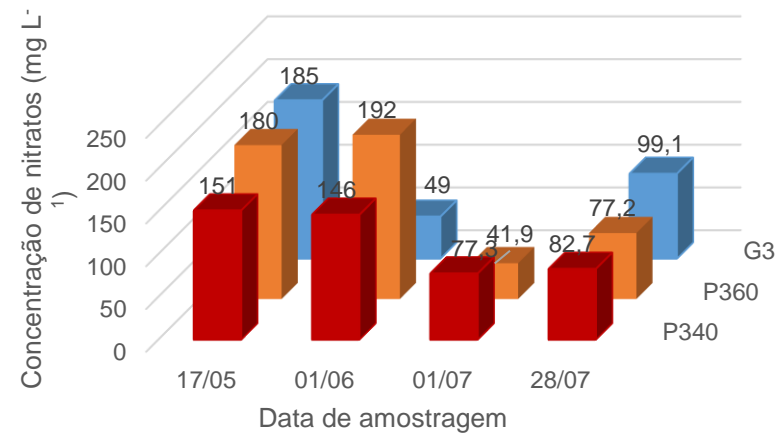
A amostra de água sem adubo realizada na primeira amostragem estava isenta de nitratos, com um resultado inferior ao limite de quantificação. Dito isto, pode assumir-se que as restantes amostras possuem nitratos somente devido à adição de adubo, e não à utilização de águas previamente nitrificadas.

A Figura 12 representa a evolução da concentração de nitratos da solução de solo nas cápsulas porosas e da água proveniente dos gotejadores monitorizados na proximidade desses pontos. Não são apresentados valores para os gotejadores na data de amostragem de 01/07 por não ter sido feita colheita de água de rega. Para concentração de nitratos nas profundidades de 40 e 60 cm nos pontos de amostragem, os valores a zero correspondem à ausência de solução de água no solo, não tendo sido retirada qualquer amostra.



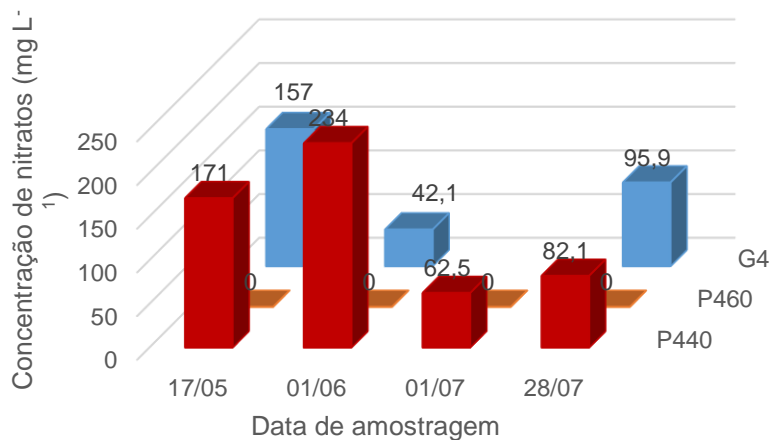
Pontos

(a)



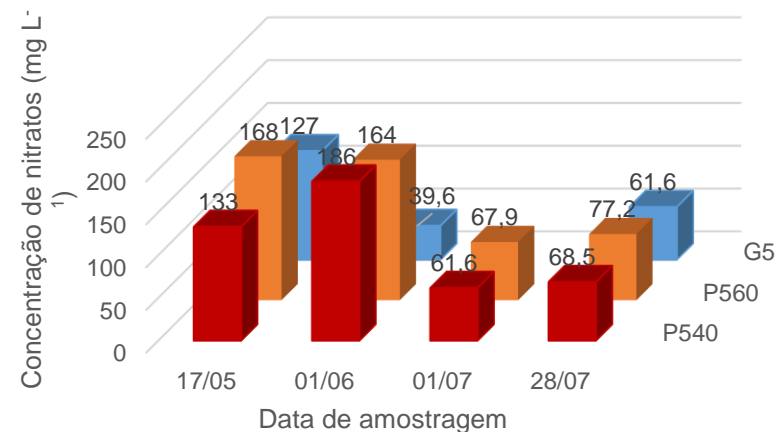
Pontos

(b)



Pontos

(c)



Pontos

(d)

**Figura 12.** Evolução da concentração de nitratos na solução de solo das cápsulas P140, P160 e gotejador G1 para as quatro datas (a); evolução da concentração de nitratos na solução de solo das cápsulas P340, P360 e gotejador G3 para as quatro datas (b); evolução da concentração de nitratos na solução de solo da cápsula P440 e gotejador G4 para as quatro datas (c); e evolução da concentração de nitratos na solução de solo das cápsulas P540, P560 e gotejador G5 para as quatro datas (d)

Marcelo *et al.* (2011) estudaram o efeito da fertirrega no teor de nitratos no solo num olival, tendo chegado à conclusão de que a aplicação de azoto se reflete maioritariamente nas profundidades compreendidas entre 60 e 80 cm comparativamente com profundidades inferiores (20-40 cm e 40-60 cm).

Num estudo feito para a cultura do milho confirmou-se que a profundidades idênticas (30 e 50 cm), a concentração de azoto nítrico foi sempre superior na camada inferior do perfil (Perego *et al.*, 2012). Também Tomás (2001) relatou na sua dissertação concentrações tendencialmente superiores em profundidades maiores, num pomar de citrinos. À semelhança dos casos anteriores, Dahan *et al.* (2014) registaram em estufa valores superiores abaixo da zona radicular.

Analisando a Figura 12 tem-se a perceção que, salvo certas exceções, geralmente a concentração de nitratos é superior na solução de solo recolhida das cápsulas de 60 cm. Como referido no subcapítulo 4.1, é nesta profundidade que, simultaneamente, se recolhe mais água. Isto sugere que está a haver um arrastamento de água e nutrientes para a região abaixo das raízes, pois nesta profundidade não só se regista uma maior quantidade de água, como as concentrações são mais elevadas.

Estes dados sugerem uma forte mobilidade dos nitratos na verticalidade, o que pode ser problemático, dado que as raízes não atingem a profundidade das cápsulas de maior dimensão, não consumindo os nutrientes remanescentes dessa zona para baixo. Aliás, a simples presença de nitratos na solução de solo abaixo da zona radicular indica logo à partida perda de nutrientes e é condição necessária para que haja lixiviação (Callesen *et al.*, 1999).

É observável uma incoerência dos resultados referentes à concentração de nitratos no dia 01/06 comparativamente ao observado na solução fertilizante. Este dia correspondeu ao pico de concentração de nitratos na quase totalidade das cápsulas, verificando-se exatamente o oposto para a concentração de nitratos na solução fertilizante. Estes dados refletem:

- Uma presença prévia de nitratos na solução de solo decorrente de fertilizações anteriores;
- Um problema de rega deste dia, já anteriormente sinalizado.

A teoria da existência de excedentes em solução vai ao encontro do descrito no plano de adubação, dado que a sua consulta permitiu verificar que da semana anterior para a semana onde foi realizada a segunda amostragem houve uma diminuição de cerca de 50% da quantidade de azoto aplicada. Relativamente à questão dos débitos, apesar de os caudais aferidos terem sido inferiores aos caudais verificados nas datas anteriores e posteriores, não houve um impacto direto na quantidade de nutriente a disponibilizar, e apenas foi visível na

quantidade de nitratos da solução fertilizante, o que permite insinuar que esta quebra foi pontual e não estrutural.

Embora existam ligeiras diferenças observáveis de ponto para ponto, o padrão dos resultados obtidos nas diferentes cápsulas é similar. À semelhança do verificado por Coelho *et al.* (2013) observou-se que aplicações de azoto superiores se refletiram em concentrações de nitratos na solução de solo superiores. A análise da Figura 12 permite concluir que a totalidade das amostras evidencia uma concentração de nitratos superior nas duas primeiras amostragens, em comparação com as últimas duas. Simultaneamente, no Quadro 6 evidenciam-se valores mais elevados de UF N nas duas primeiras amostragens.

Não foi possível verificar se o débito reduzido do G6 se refletiu na concentração de nitratos do ponto 6, uma vez que não foi possível retirar solução de solo do mesmo.

Tentando, do universo total de pontos, selecionar o ponto mais desfavorável do ponto de vista da lixiviação, chega-se ao P1. Este ponto situa-se na mancha mais arenosa e é o que recebe um caudal superior, como averiguado no Quadro 4. Comparando o teor de nitratos nas cápsulas deste ponto com os demais, não se verificam perdas em profundidade muito diferentes das observadas nos restantes pontos. Ou seja, apesar de se verificar uma acumulação em camadas inferiores do perfil de solo, não foi este o local em que houve maiores concentrações.

Relativamente à colheita de solução fertilizante, seria de esperar que as concentrações de nitrato nestas amostras fossem invariavelmente inferiores às concentrações encontradas na solução de solo em ambas as profundidades. Tal era de se esperar porque na solução nutritiva à saída do gotejador não se verifica a ocorrência de processos de acumulação, que no solo poderão estar a ocorrer. De facto, na maioria das análises isto foi verificado, possuindo o perfil de solo maior concentração de nitratos que a água de rega. Não se tratando de fertilizações pontuais, mas continuadas ao longo do tempo, não se pode descartar a hipótese de existência de excedentes decorrentes de aplicações anteriores que, ou ainda não foram consumidos pela planta, ou que se mobilizarão para fora do sistema.

A incapacidade de recolha de solução de solo nalgumas amostragens em específico (como é o caso da cápsula P140 no dia 17/05) pode dever-se a uma diferença de pressão insuficiente entre a cápsula porosa e o solo que impossibilita a recolha de lixiviados. Nos restantes pontos onde não houve observações pode simplesmente não se ter conseguido retirar água por humidade insuficiente no solo.

Ainda que haja algumas oscilações, os valores da concentração de nitratos em cada gotejador são idênticos dentro de cada data. Segundo os débitos calculados esperava-se

encontrar uma quantidade de nitratos inferior no G6, no entanto, não se verificou uma relação direta entre o caudal e as concentrações observadas.

O instrumento de monitorização selecionado é de recolha pontual. Este tipo de cápsula não permite analisar o comportamento dos nitratos de modo contínuo, pelo que não se podem tirar conclusões relativamente à evolução da sua concentração durante o período de fertilização. É importante que se olhe para os dados como leituras pontuais que possibilitam a determinação de mudanças na concentração de nitratos e a observação do movimento vertical de nitratos no perfil do solo.

No capítulo 2.1.2 abordaram-se os valores limite admitidos na legislação. Primeiramente, apurou-se que o valor máximo recomendável (VMR) de nitratos para águas com uso destinado à rega é de 50 mg L<sup>-1</sup>. Como mencionado anteriormente, também a água de rega foi sujeita a uma análise, para que se pudesse garantir a inexistência de contaminações na água fornecida pela rede e analisar se o VMR estava, de facto, a ser cumprido. Esta análise revelou valores de concentração de nitratos inferiores ao limite de quantificação: 10 mg L<sup>-1</sup>. Deste modo, pode concluir-se que, no que diz respeito a este parâmetro, a água de rega estava em conformidade com a legislação, pelo que as concentrações de nitrato derivam somente da aplicação feita *a posteriori*.

O Decreto-Lei nº236/98 de 1 de agosto estabelece um valor máximo admissível (VMA) de nitratos na água para consumo humano de 50 mg L<sup>-1</sup>. A sugestão seria comparar apenas os resultados obtidos para a zona de acumulação (P7 e P8), dado que são estes os pontos que permitiriam determinar o efeito da aplicação de nutrientes a jusante e determinar o potencial de contaminação em albufeiras que recebam estas mesmas águas superficiais.

#### 4.4.2. *Análise comparativa por zonas e cotas*

A dissonância dos caudais dos gotejadores é agora visível nos resultados obtidos, dado que as concentrações na solução de solo são, de facto, diferentes de ponto para ponto; o que pode dever-se, em parte, a esta justificação. À data da instalação das cápsulas porosas tentou excluir-se indivíduos com um crescimento díspar, pelo que em princípio se pode excluir que as diferenças nas concentrações em cada ponto se devam a causas deste género. No entanto, lembrando que as cápsulas foram estrategicamente instaladas em manchas de solo e a cotas distintas, pode procurar-se uma justificação para resultados mais discrepantes.

Segregando os resultados por mancha de solo tem-se as Figura 12a e a Figura 12b com informação elucidativa do que sucede na região mais arenosa da parcela, e as Figura 12c e Figura 12d representativas da variação da concentração de nitratos na zona mais argilosa da mesma parcela. Contudo, de maneira a igualar o mais possível as restantes

condições, decidiu-se comparar pontos localizados em zonas com tipo de solo diferente, mas com elevação idêntica. Por conseguinte, tentou-se analisar comparativamente P1 com P5 – com cotas de 209,5 m e 208,6 m, de modo respetivo – e P3 com P4 – com cotas de 205,1 m e 206,4 m, na devida ordem.

Beaudoin *et al.* (2005) encontraram evidências de uma distinção na concentração de nitratos consoante o tipo de solo, tendo obtido valores bastante superiores em solos arenosos pouco profundos, em comparação com solos argilosos profundos; justificáveis pelo facto dos solos arenosos possuírem maior taxa de infiltração. Observando o comportamento dos nitratos em ambas as cápsulas do P1 e P5 consegue denotar-se um padrão de oscilação idêntico na concentração de nitratos nas diferentes amostragens, ainda que não se tenha recolhido solução de solo das cápsulas do P1 a 17/05. Por sua vez, comparando os resultados das cápsulas do P3 e do P4, também se constata que as concentrações variam de forma idêntica, apesar da exceção verificada na P340 a 01/06, em que há uma ligeira diminuição da concentração de nitratos na solução, ao invés de um aumento. Tanto nas amostras das cápsulas do P1 e P5 como nas amostras das cápsulas do P3 e P4, as concentrações de nitrato são próximas umas das outras. Não havendo grandes diferenças não se pode concluir que houve um tipo de solo responsável por uma maior acumulação de nitratos.

Para analisar o impacto da elevação do terreno pode olhar-se para os pontos localizados na mesma zona e à mesma profundidade, para descartar alguns efeitos variáveis. Assim, pode comparar-se P1 com P3, e P4 com P5. Numa primeira análise, confrontando apenas os resultados das cápsulas localizadas a 40 cm de profundidade, observa-se que os teores de nitratos são sempre superiores nos pontos 3 e 4 – os pontos de cota mais baixa. Com estes dados torna-se evidente que a maior acumulação de nitratos à profundidade radicular se dá nos pontos de menor elevação; o que faz sentido, tendo em consideração que a água é mais facilmente transportada para estes locais.

#### **4.5. Comparação do teor de nitratos nas amostras com o plano de adubação**

No Quadro 7 apresentam-se os teores médios de nitratos encontrados nas amostras de solução de solo e na solução fertilizante, após conversão das concentrações fornecidas pelo laboratório. Não se apresenta teor médio na solução fertilizante para dia 01/07, pois neste dia não se procedeu à recolha de amostras da água de rega.

Visto que a equação que permite obter os valores dos teores de nitratos na solução de solo entra em consideração com a média do volume de água inserido no dia da amostragem

e que esta diverge em cada uma das datas, a proporcionalidade entre este parâmetro e a concentração no solo sofre ligeiras alterações de data para data.

**Quadro 7.** Teor de nitratos médio da solução de solo e solução fertilizante, estimativas do teor de nitratos mínimo e máximo

Data de amostragem	Teor de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> médio medido solução de solo (kg ha <sup>-1</sup> )	Teor de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> médio medido na solução fertilizante (kg ha <sup>-1</sup> )	Teor de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mínimo estimado na solução fertilizante e solução de solo (kg ha <sup>-1</sup> )	Teor de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> máximo estimado na solução fertilizante (kg ha <sup>-1</sup> )	Teor de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> máximo estimado acumulado na solução de solo (kg ha <sup>-1</sup> )
17/05/2022	2,60	2,69	0,65	4,25	207,15
01/06/2022	2,72	0,75	0,62	4,11	297,16
01/07/2022	1,75	-	0,91	2,17	380,22
28/07/2022	1,75	2,15	0,57	1,36	460,82

Assumindo que os teores encontrados na solução de solo estariam somente dependentes da fertilização do próprio dia definiram-se os valores mínimos e máximos expectáveis de ser encontrados, sem contemplar a extração de nutrientes pela planta nem nenhum dos processos de perda referidos no capítulo 2.2. Estes valores foram apresentados no Quadro 6 e referidos novamente no Quadro 7 e, tal como seria de esperar, diferem de amostragem para amostragem. Em virtude de o teor expectável no solo não contabilizar o consumo da planta, fará sentido que este seja sempre superior ao efetivamente encontrado, e com uma certa margem.

Uma vez que o objetivo da dissertação é projetar e colocar em prática um protocolo de monitorização das perdas de nitratos por lixiviação interessa apenas contabilizar a concentração deste constituinte azotado ao longo do perfil de solo. À vista disso não se viu necessidade de modelar o consumo de azoto pela planta ao longo do seu ciclo.

As estimativas do teor de nitratos no solo são muito genéricas, uma vez que não há qualquer distinção para diferentes profundidades ou para características diferentes do solo, por exemplo. Por isso, estas estimativas permitem apenas analisar a ordem de grandeza dos valores.

De acordo com as estimativas efetuadas em conformidade com o plano de adubação, a tendência dos teores de nitratos no solo é decrescente, sendo o que se verifica no teor médio verificado na solução de solo.

Relativamente ao teor de nitratos nas soluções de solo, assumindo o cenário de acumulação, pode afirmar-se que o teto máximo nunca é alcançado, estando até bastante longe de o ser. Aliás, exceto na última amostragem, o teor médio encontra-se sempre entre o mínimo esperado e o máximo esperado na solução fertilizante. Isto poderá significar que não está a ser verificada a acumulação de nitratos decorrentes de fertilizações anteriores, uma vez que os teores médios de nitratos não excedem o teor de nitratos aplicado no próprio dia. Tendo sido encontrada uma data apenas em que o teor médio se situou acima da gama esperada, somente nesta amostragem se pode admitir a presença de vestígios de nitratos de outras entradas no sistema, resultante de meses de aplicação de água e nutrientes.

Por sua vez, em relação à solução fertilizante observa-se o mesmo padrão, estando o teor médio de nitratos da última amostragem acima do teor máximo estimado para aquela rega. Neste caso específico, a única possibilidade que pode ser admitida é a de um erro de leitura da quantidade de adubo já consumida, que levou a uma aplicação superior de azoto àquela que o plano assume.

As análises à água diretamente proveniente do gotejador permitem, então, validar que estava, de facto, a existir introdução de adubo no sistema.

O teor médio verificado na solução fertilizante não é comparável com o teor médio verificado na solução de solo, uma vez que esses dados têm de ser analisados caso a caso, como feito no capítulo anterior, para que não se tirem conclusões erróneas.

#### **4.6. Avaliação do protocolo implementado**

Para verificar se o protocolo implementado é pouco exigente monetariamente é necessário realizar uma análise de custos.

Para servir o propósito do estudo, a AGQ emprestou as cápsulas porosas solicitadas. Porém, caso fosse necessário adquirir as mesmas, o custo total de aquisição de dezasseis cápsulas ronda os 500€.

Por sua vez, o preço unitário de cada análise laboratorial a um parâmetro – nitratos – é 20€. Este custo é variável, dado que depende da presença de água nas cápsulas porosas que, como se verificou, não foi possível obter em todos os pontos. Ainda assim, como também já foi indicado, fora uma exceção, os pontos onde se permite recolher água das cápsulas são consistentes ao longo do estudo.

A expectativa inicial era preceder-se a 89 análises, admitindo que seria possível retirar água de todos os pontos de amostragem e que se faria a análise da água de rega de todos os gotejadores monitorizados em todas as amostragens; e ainda somando a análise da origem

da água feita para despiste de contaminações prévias à introdução de adubo na mesma. Com este número de análises estimou-se que o custo total do protocolo seria de 2280€.

No entanto, devido à impossibilidade de recolher água nalguns pontos e do ajuste feito à periodicidade da amostragem da água diretamente proveniente dos gotejadores, acabaram por ser solicitadas apenas 44 análises, ou seja, aproximadamente metade do que havia sido estipulado. Assim, os custos associados às despesas das análises laboratoriais perfizeram um total de 880€. Juntando os custos das análises ao custo de aquisição das cápsulas porosas obtém-se um valor total de 1380€ para o protocolo.

Este valor final não inclui custos de mão-de-obra, mas pode especular-se que talvez estes não tenham um peso significativo, dado que a recolha é bastante simples e pode ser feita por uma pessoa sozinha.

Se houver uniformidade no sistema de rega pode-se reduzir este valor. Para tal, é sugerido que se faça apenas uma monitorização da água dos gotejadores por cada fórmula aplicada ou, em última instância, que se excluam estes pontos da análise. A primeira sugestão não é a exclusão destes pontos do protocolo, dado que a sua análise permite verificar o padrão de distribuição no perfil do solo e detetar a presença prévia de nitratos antes da aplicação ao solo. A redução do número de análises da água dos gotejadores, se todos os restantes pontos permitissem a colheita de água, levaria a um total de 76 amostras, o que se reflete num custo total de 2020€.

À luz dos resultados obtidos conclui-se que tanto a profundidade das amostragens, como o número de amostragens foram suficientes para acompanhar o comportamento vertical de nitratos ao longo do perfil de solo. Por um lado, as profundidades escolhidas possibilitaram uma melhor perceção do que acontece na zona radicular e na zona abaixo desta; e por outro, o número de amostragens foi suficiente para estabelecer um padrão de variação de concentrações de nitratos em função do plano de adubação.

Porém, a monitorização das perdas de nitrato por lixiviação não foi possível, muito por conta do período de seca que se verificou e que impossibilitou a recolha de água na zona de confluência do setor.

De igual modo, também não foi possível estabelecer um padrão de distribuição dos nitratos ao longo da parcela, sendo que tal só poderia ter sido feito com um aumento do número de pontos de amostragem. O resultado de seis pontos no interior da parcela poderia ter fornecido informação suficiente, no entanto, o facto de não se ter conseguido recolher amostras de grande parte dos pontos condicionou o cumprimento deste objetivo.

Tendo em consideração que foi necessário manter um equilíbrio entre o custo total do protocolo e a necessidade de equipamentos e mão-de-obra pode considerar-se que o protocolo implementado foi suficientemente expedito. No entanto, se houvesse maior disponibilidade de mão-de-obra e o preço não fosse uma questão, podia-se sempre aumentar o número de pontos de amostragem (e, por consequência, as cápsulas instaladas), bem como o número total de amostragens.

## **5. Conclusões e recomendações futuras**

O presente ensaio foi realizado com o objetivo de projetar um protocolo de monitorização que fosse capaz de identificar as perdas de nitratos por lixiviação ao nível da parcela agrícola. Para além da recolha de solução de solo em diferentes locais e profundidades, e da recolha de solução nutritiva aplicada ao sistema; procedeu-se a uma análise do débito dos gotejadores por forma a justificar previamente alguns resultados.

Fazendo um balanço da análise dos volumes de água e nutrientes aplicados, conclui-se que o débito dos gotejadores foi ligeiramente diferente em cada um deles, sendo que apenas um apresentou desvios ao caudal médio sistemáticos e muito superiores ao aceitável pelos fabricantes. À primeira vista, estes resultados podem levar a que se pense que a homogeneidade é desafiada, uma vez que os gotejadores de toda a parcela deveriam fornecer o mesmo caudal para não haver discrepâncias na quantidade de água e nutrientes oferecida a cada planta. No entanto, é necessário ter em consideração que apenas foram monitorizados seis gotejadores de um universo de mais de dezanove mil gotejadores. Assim, para descartar a possibilidade de existirem problemas no sistema de rega, aconselha-se uma avaliação integral do sistema de rega para determinar a uniformidade do sistema de rega através das metodologias descritas por Oliveira *et al.* (2003) ou Smajstrla *et al.* (1990).

No que diz respeito à concentração de nitratos na solução de solo, não se verifica presença de nitratos em mais de metade dos locais monitorizados por inerência da não existência de água, o que pode ser indicativo de que esta gestão está a ser feita eficientemente.

As alterações climáticas podem manifestar-se através da ocorrência de eventos extremos e, como demonstrado no capítulo 3.1.4 e Figura 4b, no ano corrente verificou-se uma ausência de precipitação que pode não ter promovido a drenagem para as zonas de confluência. Assim, recomenda-se fazer a validação do protocolo num ano diferente do atual.

Não havendo água na zona de confluência pode concluir-se que, para as condições observadas, não houve lixiviação de nitratos durante a época de rega. No entanto, ainda que nunca seja possível retirar solução de solo destas cápsulas, tendencialmente são observadas

concentrações mais elevadas aos 60 cm de profundidade, não se podendo descartar a hipótese de lixiviação se se presenciasse um evento de precipitação. Assim, apesar de não se regar nesta altura, sugere-se uma avaliação da água das cápsulas do P7 e P8 entre outubro e fevereiro, dado que Wey *et al.* (2022) verificaram que há uma acumulação de nitratos durante o outono e um pico no Inverno que indiciam que a maior perda de nitratos ocorre neste período.

O protocolo de monitorização implementado parece ter cumprido o objetivo, dado que permitiu analisar o comportamento dos nitratos ao longo do perfil de solo. A análise deste comportamento ao longo da parcela apenas não foi possível devido a questões climatéricas que não dependem da escolha do método. Também o preço do protocolo parece ter sido aceitável, no entanto, é possível diminuir custos. Pode, por exemplo, recolher-se a água dos gotejadores apenas uma vez por fórmula, ou mesmo não se fazer esta análises caso seja garantida a uniformidade do sistema de rega.

Numa repetição, poderá também ser útil prever o consumo de nitratos por parte da planta para prever o potencial de contaminação das águas superficiais, dado que o que não é consumido pela planta acaba por se deslocar para camadas mais profundas do perfil. Havendo possibilidade, recomenda-se uma amostragem no fim do plano de adubação, por forma a garantir que a quantidade de nitratos existente no volume radicular é efetivamente consumida pela cultura, reduzindo o risco de perdas; bem como a modelação do consumo de nitratos pela planta.

Uma das limitações do estudo foi a impossibilidade de fazer análises comparativas entre pontos, pelo que se sugere o aumento do número de pontos de amostragem garantindo-se, pelo menos, a recolha de solução de solo de seis pontos distintos, tal como se pretendia com o protocolo inicial. No futuro também se poderá testar o mesmo protocolo, fazendo todas as observações na mesma linha para haver variabilidade de cotas, ou agrupando todas as observações em linhas diferentes, procurando cotas semelhantes.

## Referências bibliográficas

- Afreen, M. (2021). The Effects of Global Warming on Fish Farming Water Resources. *Eurasian Journal of Agricultural Research*, 5(2), 225–232.
- Ahada, C. P. S., & Suthar, S. (2018). Groundwater nitrate contamination and associated human health risk assessment in southern districts of Punjab, India. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 25336–25347. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2581-2>
- Allende-Montalbán, R., Martín-Lammerding, D., del Mar Delgado, M., Porcel, M. A., & Gabriel, J. L. (2022). Nitrate Leaching in Maize (*Zea mays* L.) and Wheat (*Triticum aestivum* L.) Irrigated Cropping Systems under Nitrification Inhibitor and/or Intercropping Effects. *Agriculture*, 12(4), 478. <https://doi.org/10.3390/agriculture12040478>
- Bayad, M., Chau, H. W., Trolove, S., Moir, J., Condrón, L., & el Gharous, M. (2022). Surface runoff and losses of phosphorus from hydrophobic pastoral soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 324(107690), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107690>
- Beaudoin, N., Saad, J. K., van Laethem, C., Machet, J. M., Maucorps, J., & Mary, B. (2005). Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 111, 292–310. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2005.06.006>
- Bijay-Singh, & Craswell, E. (2021). Fertilizers and nitrate pollution of surface and ground water: an increasingly pervasive global problem. *SN Applied Sciences*, 3(518). <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04521-8>
- Blair, A., Ritz, B., Wesseling, C., & Beane Freeman, L. (2015). Pesticides and human health. *Occupational and Environmental Medicine*, 72(2), 81–82. <https://doi.org/10.1136/oemed-2014-102454>
- Brye, K. R., Daigh, A. L. M., & McMullen, R. L. (2018). Seasonal Effects on Leachate Quality from an Ozark Highlands Managed Grassland Using Automated, Equilibrium-Tension Lysimeters. *Vadose Zone Journal*, 17(160082), 1–11. <https://doi.org/10.2136/VZJ2016.09.0082>
- Bwambale, E., Abagale, F. K., & Anornu, G. K. (2022). Smart irrigation monitoring and control strategies for improving water use efficiency in precision agriculture: A review. *Agricultural Water Management*, 260(107324), 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107324>

- Callesen, I., Raulund-Rasmussen, K., Gundersen, P., & Stryhn, H. (1999). Nitrate concentrations in soil solutions below Danish forests. *Forest Ecology and Management*, 114, 71–82. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00382-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00382-X)
- Cameira, M. R., Fernando, R. M., & Pereira, L. S. (2003). Monitoring water and NO<sub>3</sub>-N in irrigated maize fields in the Sorraia Watershed, Portugal. *Agricultural Water Management*, 60(3), 199–216. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(02\)00175-0](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(02)00175-0)
- Cameira, M. R., & Mota, M. (2017). Nitrogen Related Diffuse Pollution from Horticulture Production-Mitigation Practices and Assessment Strategies. *Horticulturae*, 3(25), 1–23. <https://doi.org/10.3390/horticulturae3010025>
- Cameira, M. R., Pereira, A., Ahuja, L., & Ma, L. (2014). Sustainability and environmental assessment of fertigation in an intensive olive grove under Mediterranean conditions. *Agricultural Water Management*, 146, 346–360. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.09.007>
- Carranca, C. (2000). *Principais processos do ciclo do azoto numa agricultura sustentável. Avaliação através do marcador 15N*. ENEA, Oeiras.
- Cassman, K. G., & Dobermann, A. (2022). Nitrogen and the future of agriculture: 20 years on. *Ambio*, 51, 17–24. <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01526-w>
- Cerejeira, M. J., & Silva, E. (2019). *Aquatic risk assessment of pesticides: concepts and applications in Portuguese river basins*. ISAPress.
- Coelho, E. F., Costa, F. da C., da Silva, A. C., & Carvalho, G. (2013). Concentração de nitrato no perfil do solo fertigado com diferentes concentrações de fontes nitrogenadas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18, 263–269.
- Cui, M., Zeng, L., Qin, W., & Feng, J. (2020). Measures for reducing nitrate leaching in orchards: A review. *Environmental Pollution*, 263(114553), 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114553>
- Dahan, O., Babad, A., Lazarovitch, N., Russak, E. E., & Kurtzman, D. (2014). Nitrate leaching from intensive organic farms to groundwater. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(1), 333–341. <https://doi.org/10.5194/hess-18-333-2014>
- EDIA, DGADR, DGAV, DRAP ALENTEJO, & INIAV. (2020). *Olival em Alqueva: Caracterização e Perspectivas*. [https://www.edia.pt/wp-content/uploads/2021/03/olival\\_digital-1.pdf](https://www.edia.pt/wp-content/uploads/2021/03/olival_digital-1.pdf)
- EPCEU (European Parliament and the Council of the European Union). (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000,

- establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities L 327 of 22.12.2001*, 1–73.
- EPCEU (European Parliament and the Council of the European Union). (2020). Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) (Text with EEA relevance). *Official Journal of the European Union L 435 of 23.12.2020*, 1–62.
- FAO. (2004). *The ethics of sustainable agricultural intensification*. Food and Agriculture Organization (FAO) Ethics Series, 3, Rome.
- FAO. (2018). *The future of food and agriculture – Alternative pathways to 2050. Summary version*. Food and Agriculture Organization (FAO), Rome. <http://www.fao.org/3/I8429EN/i8429en.pdf>
- Fernández, J. E., Moreno, F., Cabrera, F., Arrue, & Martin-Aranda, J. L. (1991). Drip irrigation, soil characteristics and the root distribution and root activity of olive trees. *Plant and Soil*, 133, 239–251.
- Fiorino, P. (2003). *Olea: Trattato di olivicoltura* (Edagricole, Ed.).
- Follett, R. F. (1995). Fate and Transport of Nutrients: Nitrogen. *USDA, Soil-Plant-Nutrient Research Unit*, 7.
- Gillingham, A. G., & Gray, M. H. (2006). Measurement and modelling of runoff and phosphate movement from seasonally dry hill-country pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 49(3), 233–245. <https://doi.org/10.1080/00288233.2006.9513714>
- Grossmann, J., & Udluft, P. (1991). The extraction of soil water by the suction-cup method: a review. *Journal of Soil Science*, 42, 83–93.
- Hillel, D. (1998). *Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental Considerations*. Academic Press: London, UK.
- Hyland, C., Ketterings, Q., Dewing, D., Stockin, K., Czymmek, K., Albrecht, G., & Geohring, L. (2005). Phosphorus Basics - The Phosphorus Cycle. *Agronomy Fact Sheet Series*, 12, 1–2. <https://www.researchgate.net/publication/283347230>
- IPMA. (n.d.). *Normais Climatológicas*. Retrieved September 16, 2022, from <https://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/>
- IPMA. (2022). *Normal Climatológica Beja 1981-2010*. <https://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/1971-2000/normalclimate7100.jsp>

- Li, J., Meng, Y., & Li, B. (2007). Field evaluation of fertigation uniformity as affected by injector type and manufacturing variability of emitters. *Irrigation Science*, 25, 117–125. <https://doi.org/10.1007/s00271-006-0039-7>
- Marcelo, M. E., Boteta, L., Piçarra, I., Infante, J., Varela, M., Figueira, M., Santos, F., Santos, L., Miranda, A., & Jordão, P. (2011). Efeito da fertirrega com azoto e potássio num olival sobre os teores de nitratos e de potássio do solo. *Revista de Ciências Agrárias*, XXXIV(2), 173–180.
- Maroufpoor, S., Shiri, J., & Maroufpoor, E. (2019). Modeling the sprinkler water distribution uniformity by data-driven methods based on effective variables. *Agricultural Water Management*, 215, 63–73. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2019.01.008>
- Martinez Martinez, E. (2017). *Supervisión y control de condiciones edáficas* (Patent No. ES 2 624 985 T3).
- Mockler, E. M., Deakin, J., Archbold, M., Gill, L., Daly, D., & Bruen, M. (2017). Sources of nitrogen and phosphorus emissions to Irish rivers and coastal waters: Estimates from a nutrient load apportionment framework. *Science of the Total Environment*, 601–602, 326–339. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.186>
- OCDE. (2001). *Environmental Indicators for Agriculture: Methods and Results - Volume 3*. [www.oecd.org](http://www.oecd.org)
- Oliveira, I., Nunes, F., & Fabião, M. (2003). *Guia de Rega - Avaliação da Rega Localizada* (C.O.T.R.).
- Paredes, I., Otero, N., Soler, A., Green, A. J., & Soto, D. X. (2020). Agricultural and urban delivered nitrate pollution input to Mediterranean temporary freshwaters. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 294(106859), 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106859>
- Perego, A., Basile, A., Bonfante, A., de Mascellis, R., Terribile, F., Brenna, S., & Acutis, M. (2012). Nitrate leaching under maize cropping systems in Po Valley (Italy). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 147, 57–65. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2011.06.014>
- Ramos, C., & Kücke, M. (1999). A review of methods for nitrate leaching measurement. *International Conference on Environmental Problems Associated with Nitrogen Fertilisation on Field Grown Vegetable Crops* 563, 259–266.
- Reis, P. (2014). *O olival em Portugal: Dinâmicas, tecnologias e relação com o desenvolvimento rural* (Lisboa: Animar).

- Rosa, A. J. G. (1995). Rega localizada em Horticultura. Guia do Extensionista. *Ministério Da Agricultura. Secretaria de Estado Da Agricultura. Direção Regional de Agricultura Do Algarve.*
- Rufat, J., Villar, J. M., Pascual, M., Falguera, V., & Arbonés, A. (2014). Productive and vegetative response to different irrigation and fertilization strategies of an Arbequina olive orchard grown under super-intensive conditions. *Agricultural Water Management*, *144*, 33–41. <https://doi.org/10.1016/J.AGWAT.2014.05.014>
- Santos, J. Q. (1996). *Fertilização - fundamentos agroambientais da utilização de adubos e corretivo*. Publindústria.
- Santos, J. W. F., Reis, L. S., Dias, M. S., Santos, R. H. S., Silva, F. A., & Santos, J. P. O. (2022). Efficiency and uniformity of a subsurface drip irrigation system in sugarcane crops. *Revista de Agricultura Neotropical*, *9*(1), 1–5. <https://doi.org/10.32404/rean.v9i1.6829>
- Saporito, L. S., Bryant, R. B., & Kleinman, P. J. A. (2016). A protocol for collecting and constructing soil core lysimeters. *Journal of Visualized Experiments*, *112*, 1–14. <https://doi.org/10.3791/53952>
- Schaller, N. (1993). The concept of agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *46*, 89–97. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0167-8809\(93\)90016-I](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0167-8809(93)90016-I)
- Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, *51*(1), 356–363.
- Silveira, A., Ferrão, J., Muñoz-Rojas, J., Pinto-Correia, T., Guimarães, M. H., & Schmidt, L. (2018). The sustainability of agricultural intensification in the early 21st century: insights from the olive oil production in Alentejo (Southern Portugal). *Changing Societies: Legacies and Challenges. Vol. 3. The Diverse Worlds of Sustainability*, 247–275.
- Singh, G., Kaur, G., Williard, K., Schoonover, J., & Kang, J. (2018). Monitoring of Water and Solute Transport in the Vadose Zone: A Review. *Vadose Zone Journal*, *17*(160058), 1–23. <https://doi.org/10.2136/vzj2016.07.0058>
- Singh, S., Anil, A. G., Kumar, V., Kapoor, D., Subramanian, S., Singh, J., & Ramamurthy, P. C. (2022). Nitrates in the environment: A critical review of their distribution, sensing techniques, ecological effects and remediation. *Chemosphere*, *287*(131996), 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131996>
- Smajstrla, A. G., Boman, B. J., Haman, D. Z., Pitts, D. J., & Zazueta, F. S. (1990). Field Evaluation of Microirrigation Water Application Uniformity. *Florida Cooperative Extension*

Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida.  
<http://edis.ifas.ufl.edu>.

- Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100(1–3), 179–196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- Stewart, R. D., Liu, Z., Rupp, D. E., Higgins, C. W., & Selker, J. S. (2015). A new instrument to measure plot-scale runoff. *Geoscientific Instrumentation, Methods and Data Systems*, 4, 57–64. <https://doi.org/10.5194/gi-4-57-2015>
- Struik, P. C., & Kuyper, T. W. (2017). Sustainable intensification in agriculture: the richer shade of green. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(39), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0445-7>
- Tilman, D. (1999). Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96(11), 5995–6000. <https://doi.org/10.1073/PNAS.96.11.5995>
- Tomás, J. C. C. (2001). *Lixiviação de nitratos em fertirrega localizada (Master's thesis, Universidade de Évora)*.
- Tsagris, M., & Tzouvelekas, V. (2022). Nitrate leaching and efficiency measurement in intensive farming systems: A parametric by-production technology approach Crete, generalized maximum entropy, greenhouse farming, multiple production relations, nitrate leaching. *Agricultural Economics*, 1–15. <https://doi.org/10.1111/agec.12698>
- Uygun, B. Ş., & Albek, E. A. (2022). Seasonal monitoring of organochlorine pesticides in water, soil, and sediment in a small pond and determining ecotoxicological risk assessment. *Environmental Quality Management*, 1–13. <https://doi.org/10.1002/tqem.21844>
- van Husen, W. (2017). *Enhancing nitrogen use efficiency in agricultural crop production by improving soil physical and chemical properties via liming* [Doctoral Thesis, Technische Universität Berlin]. 10.14279/depositonce-12512
- Wakida, F. T., & Lerner, D. N. (2005). Non-agricultural sources of groundwater nitrate: A review and case study. *Water Research*, 39(1), 3–16. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2004.07.026>
- Wey, H., Hunkeler, D., Bischoff, W. A., & Bünemann, E. K. (2022). Field-scale monitoring of nitrate leaching in agriculture: assessment of three methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(4), 1–20. <https://doi.org/10.1007/S10661-021-09605-X>

- Zafari, J. K., & Mohammadi, N. K. (2019). A review on drip fertigation on field crops. *International Journal of Engineering Science and Technology*, 8(11), 722–729. [www.ijert.org](http://www.ijert.org)
- Zhang, X., Wang, Q., Xu, J., Gilliam, F. S., Tremblay, N., & Li, C. (2015). In situ nitrogen mineralization, nitrification, and ammonia volatilization in maize field fertilized with urea in Huanghuaihai Region of Northern China. *PLoS ONE*, 10(1), e0115649. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115649>
- Zhang, Z. Y., Kong, L. L., Zhu, L., & Mwiya, R. M. (2013). Effect of Drainage Ditch Layout on Nitrogen Loss by Runoff from an Agricultural Watershed. *Pedosphere*, 23(2), 256–264. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60014-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60014-4)
- Zhou, J., Scherer, L., van Bodegom, P. M., Beusen, A., & Mogollón, J. M. (2022). Regionalized nitrogen fate in freshwater systems on a global scale. *Journal of Industrial Ecology*, 1–16. <https://doi.org/10.1111/JIEC.13227>
- Zotarelli, L., Scholberg, J. M., Dukes, M. D., & Muñoz-Carpena, R. (2007). Monitoring of nitrate leaching in sandy soils: Comparison of three methods. *Journal of Environmental Quality*, 36(4), 953–962. <https://doi.org/10.2134/JEQ2006.0292>