



**Definição de uma rede de monitorização para a
água subterrânea das explorações agrícolas da
Bacia Hidrográfica do Rio Tâmega**

Rui Miguel Freitas Silva

UMinho | 2023

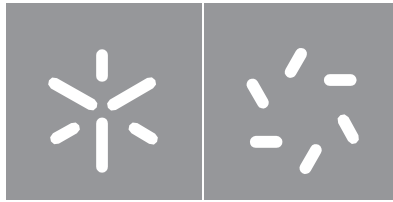


Universidade do Minho
Escola de Ciências

Rui Miguel Freitas Silva

**Definição de uma rede de monitorização
para a água subterrânea das explorações
agrícolas da Bacia Hidrográfica do Rio
Tâmega**

Janeiro de 2023



Universidade do Minho

Escola de Ciências

Rui Miguel Freitas Silva

**Definição de uma rede de monitorização
para a água subterrânea das explorações
agrícolas da Bacia Hidrográfica do Rio
Tâmega**

Dissertação de Mestrado

Mestrado em Geociências

Ramo de Valorização de Recursos Geológicos

Trabalho efetuado sob a orientação do

Doutora Isabel Margarida Horta Ribeiro Antunes

Doutor Bruno Alexandre de Sousa Leitão

Direitos de autor e condições de utilização do trabalho por terceiros

Este é um trabalho académico que pode ser utilizado por terceiros desde que respeitadas as regras e boas práticas internacionalmente aceites, no que concerne aos direitos de autor e direitos conexos. Assim, o presente trabalho pode ser utilizado nos termos previstos na licença abaixo indicada.

Caso o utilizador necessite de permissão para poder fazer um uso do trabalho em condições não previstas no licenciamento indicado, deverá contactar o autor, através do RepositóriUM da Universidade do Minho.



Atribuição-NãoComercial-Compartilhalgual
CC BY-NC-SA

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Agradecimentos

A realização desta dissertação de mestrado contou com o apoio de algumas pessoas fundamentais.

À minha orientadora, a Professora Isabel Margarida Antunes, por me ter guiado na escolha deste tema e pelo voto de confiança em mim depositado. Também pelo apoio, a disponibilidade e as sugestões que possibilitaram a realização deste trabalho.

Ao meu orientador de estágio, o Doutor Bruno Leitão, por me ter desafiado a trabalhar esta temática, pela partilha de conhecimentos, pelo profissionalismo demonstrado e pelo valioso contributo sem o qual esta dissertação estaria longe de estar terminada.

À Direção Regional de Agricultura e Pescas do Norte, à sua Diretora, a Engenheira Carla Alves, à chefe de Divisão de Ambiente e Infraestruturas, a Engenheira Alda Brás e à Engenheira Ana Vicente, pela amabilidade com que me receberam e pela disponibilidade.

À Doutora Élia Fernandes do Laboratório IDEALQ (Investigação, Desenvolvimento e Análises em Laboratórios de Química) de Viana do Castelo, pelo processamento das amostras utilizadas neste estudo.

Aos meus amigos, por ouvirem as minhas lamúrias e fazerem de tudo para me motivar. Pelos momentos de descontração entre horas de trabalho e inúmeras histórias para contar.

Às minhas tias, Armanda, Belém e Sãozinha, ao Tio João, ao Pedro e ao Carlos, por vibrarem com as minhas conquistas como se fossem as deles e por apoiarem as minhas decisões, mesmo quando não as compreendiam.

Aos meus avós, à minha bisavó e aos meus tios, que estão sempre comigo, por serem os meus pilares e os pilares da minha família. Que este trabalho e que o meu sucesso sirva para vos honrar.

À minha namorada, a Anabela, por saber lidar comigo e me motivar nos momentos mais difíceis, ajudando-me a manter a cabeça fria. Por tudo o que vivemos e temos para viver.

Aos meus pais. Por serem modelo de coragem, de amor e de compreensão. Pelo apoio incondicional e por todos os esforços que fizeram para que eu possa ter o sucesso que eles merecem que eu tenha. Que este trabalho e o meu futuro façam cumprir todo esse amor.

A todos estes e a todos os que não inclui, mas que sabem a importância que têm, um sincero obrigado.

Declaração de Integridade

Declaro ter atuado com integridade na elaboração do presente trabalho académico e confirmo que não recorri à prática de plágio nem a qualquer forma de utilização indevida ou falsificação de informações ou resultados em nenhuma das etapas conducente à sua elaboração.

Mais declaro que conheço e que respeitei o Código de Conduta Ética da Universidade do Minho.

Resumo

Definição de uma rede de monitorização para a água subterrânea das explorações agrícolas da Bacia Hidrográfica do Rio Tâmega

O plano da Bacia Hidrográfica do Rio Douro alerta para um problema de eutrofização da água na Albufeira do Torrão, localizada na bacia hidrográfica do rio Tâmega, relacionado com o uso do solo na sua envolvente. A Agência Portuguesa do Ambiente (APA) reforçou este alerta, considerando, entre outras fontes de contaminação, o setor da agropecuária como o principal responsável pela produção de efluentes ricos em azoto e fósforo.

Este trabalho visa a definição de uma rede de monitorização da água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Tâmega com o objetivo de avaliar se, atualmente, as atividades agrícolas desenvolvidas neste território têm ou não influência nos níveis de contaminação da água subterrânea por nitratos (NO_3^-) e/ou ortofosfatos (PO_4^{3-}) de origem agrícola.

A metodologia utilizada tem por base o uso de dados geográficos e biofísicos da área de estudo, com particular influência nas concentrações de nutrientes e capacidade de infiltração de água no solo. Nesta base de dados consideram-se os seguintes indicadores: altimetria, declive, áreas recentemente ardidadas, ocupação do solo, intensidade das atividades agrícolas, proximidade a instalações pecuárias, a distância às linhas de água e pontos de junção das mesmas. Através da estratificação e hierarquização dos parâmetros de risco e a partir de uma fórmula de quantificação, foram selecionados 37 pontos de recolha de água subterrânea, com maior risco de contaminação por efluentes agrícolas, distribuídos espacialmente pela bacia hidrográfica em quadrículas de 7x7km. Para cada ponto foi recolhida uma amostra de água entre dezembro de 2021 e janeiro de 2022, para determinação em laboratório das concentrações de nitrato e ortofosfato.

A análise dos resultados obtidos aponta para um valor médio da concentração de nitratos na água subterrânea relativamente reduzido (20.6 mg NO_3^-/L) em que apenas 27% das amostras apresentavam teores superiores ao Valor Máximo Recomendado (VMR= 25 mg NO_3^-/L) e 8,1% acima do Valor Máximo Admissível (VMA= 50 mg NO_3^-/L). Quanto ao teor em ortofosfatos, o valor médio nas amostras de água subterrânea é de 0,25 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$, inferior ao VMA de 1,533 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$.

Palavras-chave: Agropecuária, água subterrânea, monitorização, nitrato, ortofosfato

Abstract

Definition of a monitoring network for groundwater in agricultural holdings in the Tâmega River Basin

The Douro River watershed plan warns of a problem of eutrophication in the Torrão reservoir, located in the Tâmega river watershed, relating it to the surroundings land usage. This alert was reiterated by the Portuguese Environmental Agency (APA), considering, amongst other sources of contamination, the agricultural sector as the main responsible for the production of nitrate (NO_3^-) and orthophosphate (PO_4^{3-}) rich effluents.

This thesis aims to build a groundwater monitoring network for the Tâmega watershed in order to evaluate if the agricultural activities present in this area are in fact having an impact on nitrate and orthophosphate concentration in these waters.

The methodology used to produce this network is based on the use of geographical and biophysical data, with particular influence in nutrient concentration and water infiltration capabilities, of the study area. In this database, we consider altimetry, terrain inclination, recently burned grounds, land use, agricultural intensity, proximity to livestock facilities, distances to rivers and points of junction of rivers. Using a stratification and hierarchy mechanism of risk parameters and a quantification of risk via quantification formula, 37 groundwater sampling points were selected, as of higher risk of contamination by agricultural effluents, spatially distributes throughout the watershed in 7x7km grids. For each point, a water sample was collected between december 2021 and january 2022, for laboratory determination of nitrate and orthophosphate concentrations.

The analysis results point to a relatively low average value of nitrate concentration in groundwater (20,6mg NO_3^-/L) of which only 27% of the samples had levels higher than the maximum recommended value (MRV= 25mg NO_3^-/L) and only 8,1% above the maximum permissible value (MPV= 50mg NO_3^-/L). As for the orthophosphate values, the average obtained in water samples was of 0,25 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$, well below the MAV of 1,533 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$.

Keywords: Agriculture, groundwater, monitoring, nitrate, orthophosphate

ÍNDICE

1.	Introdução.....	12
2.	A agricultura e os nutrientes	17
2.1	Diretivas e quadro legal.....	20
2.2	Nitratos e ortofosfatos.....	22
2.3	Excesso de nutrientes no ambiente e na saúde humana.....	23
2.3.1	no Ambiente	23
2.3.2	na saúde	24
3.	Bacia Hidrográfica do rio Tâmega (BHT)	26
3.1	Enquadramento Geográfico.....	26
3.2	Clima	28
3.3	Geologia e geomorfologia.....	29
3.4	Hidrologia e hidrogeologia.....	34
3.5	Tipo, ocupação e uso do Solo	35
3.6	Caracterização Socioeconómica.....	38
4.	Materiais e Métodos	44
4.1	Metodologia.....	44
4.2	Amostragem.....	49
5.	Resultados	52
5.1	Rede de monitorização	52
5.2	Resultados analíticos	53
5.3	Comparação de métodos analíticos.....	58
5.4	Validação do grau de risco de contaminação.....	61
6.	Conclusões	64
	Bibliografia	67
	Anexos	74

Índice de Figuras

Figura 1 - Consumo de fertilizantes com azoto mineral (em milhões de toneladas de azoto por ano) - EM UE15, entre 1930 e 1999 (Retirado de: Leite, 2006).	17
Figura 2 - Evolução do balanço bruto do azoto (Retirado de: APA, 2021).....	19
Figura 3 - Evolução do balanço bruto do fósforo (retirado de: APA, 2021).	19
Figura 4 - Evolução do consumo aparente de fertilizantes inorgânicos por SAU (retirado de: APA, 2021).....	20
Figura 5 - Esquema do ciclo do azoto (retirado de: Lopes, 2017).	22
Figura 6 - Enquadramento geográfico da BHT: (A) Portugal Continental e distritos; (B) NUT-III; (C) Concelhos abrangentes da BHT.	27
Figura 7 - Mapa com a área dos diferentes tipos e subtipos da Classificação de Köeppen (retirado de: IPMA, s.d.).....	28
Figura 8 - Dados climáticos registados na área da BHT, para o período de 1931-1960 (fonte de dados: Instituto do Ambiente, 1974) (A) temperatura média anual; (B) Precipitação média anual; (C) Temperatura média anual em Portugal Continental; (D) Precipitação média anual em Portugal Continental.....	29
Figura 9 - Unidades alóctones, autóctones e parautóctones e respetivos domínios estruturais da região norte de Portugal (retirado e adaptado de: Ribeiro, 1998).	30
Figura 10 - Unidades geomorfológicas de 3º nível de Portugal Continental (redução do mapa original na escala 1/500.000, retirado de: Pereira, <i>et al.</i> , 2014).	31
Figura 11 - Localização das serras do NW de Portugal Continental.....	32
Figura 12 - Mapa das unidades litológicas da área da BHT (Instituto do Ambiente, 1982).	33
Figura 13 - Localização de nascentes gasocarbónicas termiais e minerais relacionadas com o sistema de fraturas da falha Régua-Verín (Ribeiro, <i>et al.</i> , 1992).	35
Figura 14 - Distribuição do tipo de solos presente na área da BHT (Direção Geral do Território, 2018).....	37
Figura 15 - Distribuição das atividades agrícolas identificadas como de maior risco de contaminação por nitratos e ortofosfatos na área da BHT (Direção Geral do Território, 2018).	38

Figura 16 – Volume total (m³) de águas residuais tratadas nos concelhos abrangidos pela área da BHT (INE, 2021).	40
Figura 17 - Número de explorações agrícolas total nos concelhos abrangidos pela área da BHT, entre 1989 e 2019 (INE, 2021).	41
Figura 18 -Variação do número de cabeças de gado total nos concelhos da BHT, segundo os recenseamentos agrícolas entre 1989 a 2019 (INE, 2022).	42
Figura 19 – Variação das estimativas de nutrientes produzidos pelas cabeças de gado (Fonte: CBPA - Despacho n.º 1230/2018, Anexo VII).....	43
Figura 20 - Fluxograma explicativo da metodologia utilizada para a criação da rede de monitorização.....	45
Figura 21 – Fórmula de cálculo do risco de contaminação em cada ponto para efeitos de hierarquização. (VR- Valor de Risco do critério; C- Critério; E- Critério de Exclusão).....	48
Figura 22 - Exemplo de classificação de nível de risco de um ponto segundo os critérios estabelecidos.	49
Figura 23 - Avaliação do risco de contaminação por elementos de origem agrícola na BHT com indicação dos pontos de amostragem de água subterrânea.....	50
Figura 24 - Classificação do índice PDSI (Palmer Drought Severity Index) para períodos secos e chuvosos, entre os meses de outubro de 2021 a fevereiro de 2022 (IPMA, 2022).....	51
Figura 25 - Mapa do nível de risco de contaminação de origem agrícola segundo a valorização dos critérios de seleção, com indicação dos locais de amostragem da rede de monitorização da água subterrânea da BHT.	52
Figura 26 – Variação da concentração de nitrato e ortofosfato na água subterrânea, de acordo com o tipo de ponto de água associado (Linha Vermelha: Valor paramétrico para nitrato, segundo o Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de agosto).	56
Figura 27 - Variação da concentração de nitrato e ortofosfato na água subterrânea, de acordo com o tipo de orientação produtiva da exploração agrícola. (A vermelho: valor paramétrico para o nitrato segundo o Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de agosto).....	58

Índice de Tabelas

Tabela 1- Concentração de Nitrato Total (mg/L NO ₃) na água subterrânea, segundo os dados das estações de monitorização da qualidade da água subterrânea da APA (2001 a 2019).	13
Tabela 2 - Balanços do azoto (kg N ha) nos estados-membros da UE em 1990-1991 (Retirado de: Leite, 2006).	18
Tabela 3 - Área total dos concelhos e sua proporção na área total da BHT.....	27
Tabela 4 - População residente nos concelhos abrangidos pela BHT (INE, 2021).	39
Tabela 5 – Número de cabeças de gado total nos concelhos abrangidos pela área da BHT, segundo os valores descritos nos recenseamentos agrícolas entre 1989 a 2019 (INE, 2022).	41
Tabela 6 – Estimativas de quantidades de nutrientes produzidos pelas cabeças de gado (Fonte: CBPA - Despacho n° 1230/2018, Anexo VII).....	42
Tabela 7 - Critérios e hierarquização de atributos para mapeamento do risco de contaminação da água subterrânea da BHT.	45
Tabela 8 - Classificação do risco de contaminação da água subterrânea tendo em conta os seus critérios e atributos.	47
Tabela 9 - Proporção das áreas da BHT segundo o nível de risco de contaminação.....	53
Tabela 10 - Concentração de nitrato e de azoto na água subterrânea da BHT.	54
Tabela 11 - Concentração de fósforo e de ortofosfato na água subterrânea da BHT.	55
Tabela 12 - Valores médios, máximos e desvio padrão dos teores da água subterrânea obtidos segundo a orientação produtiva da exploração agrícola.	57
Tabela 13 - Comparação dos teores de nitrato na água subterrânea obtidos através de análise expedita e laboratorial, de acordo com o tipo de ponto de água.	59
Tabela 14 - Comparação dos teores de nitrato na água subterrânea obtidos através de análise expedita e laboratorial, de acordo com a orientação produtiva da exploração agrícola.	60
Tabela 15 - Valor médio, máximo e desvio padrão da concentração de nitrato e ortofosfato obtidos segundo o nível de risco de contaminação.	61
Tabela 16 - Relação entre o nível de risco de contaminação e o teor de nitrato e ortofosfato da água subterrânea.	62

Tabela 17 - Total de pontos identificados por nível de risco na BHT. 62

Siglas

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

APDA - Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas

BHT – Bacia hidrográfica do Rio Tâmega

CCE - Conselho das Comunidades Europeias

COS – Carta de Ocupação do Solo

DRAPN – Direção Regional de Agricultura e Pescas do Norte

EM – Estados Membros

EU – União Europeia

INE – Instituto Nacional de Estatísticas

IPMA - Instituto Português do Mar e da Atmosfera

PAC – Política Agrícola Comum

SAL – Superfície Agrícola Utilizada

VLE – Valor Limite de Emissão

VMA – Valor Máximo Admissível

VMR – Valor Máximo Recomendado

ZV – Zona vulnerável

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural imprescindível ao bem-estar das comunidades naturais e antrópicas. Para a população humana, a água está na base da alimentação e da indústria, constituindo ainda uma fonte de recreio, tornando-se cada vez mais imprescindível a sua cuidada utilização de modo a garantir um acesso contínuo a este recurso. Este cuidado, deve garantir também uma qualidade ambiental, que se aproxime ao máximo com a qualidade das águas naturais, de modo a garantir o menor impacto possível nos ecossistemas.

Uma grande percentagem do abastecimento mundial de água doce está dependente de sistema aquíferos, correspondentes a formações hidrogeológicas com capacidade para armazenar água, dependentes da quantidade e qualidade das águas que os recarregam (Pereira *et al*, 2006). Em Portugal, segundo Lopes (2017) citando Ramos (2005), o aproveitamento de água doce com recurso a aquíferos tem um peso de 16% no seu consumo total. Dos setores dependentes destes recursos hídricos, a agricultura e as áreas urbanizadas, representam até 80% do consumo de água subterrânea (Lopes, 2017).

Em 2014 no Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Douro (RH3), a Agência Portuguesa do Ambiente (APA) manifestou preocupação com a qualidade ambiental e para consumo humano da água superficial e subterrânea da Bacia Hidrográfica do Tâmega (BHT). Esta preocupação prendia-se com evidências de eutrofização relatadas em certos troços do caudal principal do Rio Tâmega e na Albufeira do Torrão. A Câmara Municipal do Marco de Canaveses, em julho de 2010, publicou um relatório registando o ponto de situação, aproveitando para alertar as entidades competentes para a situação ocorrida. Deste modo e caso se confirmassem valores de concentração de nutrientes acima dos limites estabelecidos por lei, poderá estar-se perante a classificação da BHT como uma zona vulnerável.

Em todo o mundo são realizadas campanhas de monitorização da água em diferentes bacias hidrográficas, medindo sobretudo os níveis de água subterrânea, taxas de captação de água subterrânea, controlo de nascentes e qualidade da água subterrânea. Contudo, não existe um conhecimento muito aprofundado sobre o estado e as tendências dos recursos hídricos subterrâneos, principalmente devido à insuficiência de programas de monitorização, acessibilidade limitada a dados e a resultados destas mesmas campanhas. A obtenção de dados pode tornar a monitorização de água subterrânea mais desafiante do que a da água superficial, sobretudo devido à necessidade de fazer investimentos em

perfurações para recolher amostras, à menor representatividade espacial desses pontos (devido à heterogeneidade hidrogeológica) e devido a limitações de técnicas de deteção remota (IGRAC, 2020).

Neste trabalho é apresentada uma proposta para uma rede de amostragem de nitratos e fosfatos de origem agrícola na água subterrânea da BHT com o intuito de obter uma imagem mais precisa do que representa a poluição de origem agrícola nos recursos hídricos à escala desta bacia hidrográfica. Para tal, foram consideradas as bases definidas no enquadramento legal vigente, designadamente na Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60 / CE; Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 2000) transposta para o direito nacional pelo Decreto Lei n.º 58/2005 de 29 de dezembro que estabelece o quadro Europeu de ação comunitária para proteção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas e a Diretiva Nitratos (Diretiva 91/676 / CEE do Conselho; Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 1991) implementada na legislação portuguesa segundo o Decreto Lei n.º 235/97 de 3 de setembro. Para este efeito foram ainda considerados outros trabalhos realizados no tema ou na área geográfica em estudo.

À data deste trabalho, com exceção de pontuais amostragens de controlo realizadas em locais com maior probabilidade de contaminação, ainda não foram implementadas campanhas de amostragem para avaliação e controlo da carga de nutrientes na água subterrânea e/ou superficial da BHT. Assim sendo, a inexistente monitorização e a amostragem meramente pontual e sem planeamento, dificulta a determinação do estado da qualidade da água da BHT. Esta situação levanta problemas de falta de conhecimento para uma adequada tomada de medidas e de decisões, no entanto, é uma oportunidade para a definição de uma rede de monitorização pensada e representativa do estado atual da água desta região.

Em Mateus et al. (2014), é referido que a alteração da classificação para a albufeira do Torrão, passando do estado eutrófico para mesotrófico, requer a redução da carga de nutrientes. No entanto, a análise dos dados publicados pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA) no Sistema Nacional de Informação dos Recursos Hídricos (SNIRH), demonstra que a concentração de nitrato, tanto na água subterrânea como superficial, está muito abaixo do Valor Máximo Admissível (VMA = 50 mg/L NO₃; Tabela 1).

Tabela 1- Concentração de Nitrato Total (mg/L NO₃) na água subterrânea, segundo os dados das estações de monitorização da qualidade da água subterrânea da APA (2001 a 2019).

Estação	Concelho	Freguesia	N.º de Observações	Mínimo	Média	Máximo	σ
----------------	-----------------	------------------	---------------------------	---------------	--------------	---------------	----------

34/30	Chaves	Faiões	7	5,90	12,37	17,50	4,49
34/N2	Chaves	Faiões	20	2,00	7,81	22,60	6,78
34/31	Chaves	Faiões	5	13,00	14,26	15,40	0,79
34/32	Chaves	Faiões	7	2,10	16,10	19,80	4,00
113/N2	Amarante	Vila Chã do	13	2,00	2,68	5,00	0,68
113/N3	Amarante	Jazente	1	5,00	5,00	5,00	0,00
34/1	Chaves	Faiões	11	11,6	14,68	18,5	2,02
47/N1	Chaves	São Pedro de	1	9,00	9,00	9,00	-
46/N1	Boticas	Sapiãos	1	4,00	4,00	4,00	-
74/N1	Vila Pouca de	Gouvães da	1	13,10	13,10	13,10	-
73/N1	Ribeira de	Ribeira de	1	5,00	5,00	5,00	-

("σ" Desvio Padrão; "-": abaixo do limite de deteção)

Uma ausência de monitorização ou uma amostragem meramente pontual e sem planeamento, na determinação do estado da qualidade da água da BHT, pode originar uma falsa situação de segurança ou, pelo contrário, um alarmismo infundado. Por um lado, esta situação levanta problemas de falta de conhecimento do estado atual da água, que, caso haja de facto contaminação da água da bacia hidrográfica, proporciona menos tempo de ação.

Ao definir uma rede de amostragem para um melhor conhecimento do estado da água subterrânea associada às explorações agrícolas da BHT considera-se informação a relativa a dois macronutrientes (N e P), com base numa avaliação de risco de poluição. Esta leitura dirigida à bacia hidrográfica e às atividades agrícolas visa alcançar uma representatividade dos dados na área de estudo, atendendo à sua orografia, densa rede hidrográfica, diversidade climatológica e edáfica e aos diferentes sistemas de produção (intensivos ou extensivos) e exploração agrícola (e. g. produção de leite, carne, viticultura, horticultura, floricultura, pequenos ruminantes, olival, entre outros). O trabalho realizado permite conhecer os efeitos das atividades agrícolas desenvolvidas na BHT na água subterrânea no que respeita à presença de nitratos e ortofosfatos em quantidades contaminantes.

Tendo em conta o relatório criado pela Direção Regional de Agricultura e Pescas do Norte (DRAPN), em agosto de 2012, esta entidade realçou o decréscimo da atividade agrícola e pecuária, assim como uma diminuição no grau de intensidade destas atividades na área de estudo. Considerando esta informação, a criação de uma zona vulnerável a efluentes agrícolas na BHT pode ser tida como incoerente com esta avaliação (Duarte *et al.*, 2012). Por outro lado, e realçando o reduzido número de pontos de

monitorização da APA na área da bacia em estudo, podemos estar perante um fenómeno de contaminação desconhecido.

Esta dissertação, realizada numa colaboração entre a Universidade do Minho e a DRAPN, pretende propor, construir e testar uma rede de monitorização da água subterrânea para a BHT, visando avaliar o impacto resultante das atividades agrícolas, através da concentração de nitrato e ortofosfato, na água subterrânea associada a diferentes atividades.

Este estudo pretende ser um apoio na resposta à pergunta da necessidade da criação de uma zona vulnerável a efluentes agrícolas ricos em nitratos e ortofosfatos na BHT. Permite, também, avaliar se há ou não um impacto associado às atividades agrícolas na qualidade da água, suficientemente grande para classificar como uma zona vulnerável a área da bacia hidrográfica do rio Tâmega. A classificação de uma zona vulnerável ocorre sempre que são confirmados problemas associados ao excesso de nutrientes azotados e fosfatados na água das bacias hidrográficas, principalmente devido a processos de lixiviação. Este excesso de nutrientes leva, por sua vez, a alterações a nível ambiental, podendo ter efeitos nefastos na saúde das populações que usufruem dos recursos hídricos desta bacia hidrográfica.

O trabalho visa a criação de uma rede de monitorização da qualidade da água na BHT, de modo a controlar a sua qualidade e, assim, criar a base para uma avaliação ambiental desta área. Pretende-se deste modo responder à questão da possível necessidade de criação de uma zona vulnerável a efluentes agrícolas, ou seja, irá ser avaliado se as atividades agrícolas têm ou não influência na qualidade da água subterrânea da BHT.

Para responder a estas questões, o trabalho está estruturado de modo a numa primeira fase, ser estabelecida uma base de estudo que demonstra a legislação relativa ao tema. A legislação é considerada um guia na definição de valores a ter em conta aquando da análise de resultados e constitui um auxílio nas etapas de criação de uma rede de monitorização e até, se for o caso, de uma zona vulnerável. A análise da legislação, serve de base para a compreensão dos conceitos e aspetos técnicos. Tratados estes pontos, é apresentado o enquadramento da área de estudo relativamente à sua delimitação geográfica, tipologia climática, enquadramento geológico, hidrológico e hidrogeológico, caracterização dos solos e da situação socioeconómica na região.

Após caracterizada a área de estudo, procede-se à definição da metodologia utilizada no trabalho, dividida em três fases que incluem a recolha da informação necessária à construção da metodologia, seguida da metodologia de avaliação de risco, baseada nos dados obtidos e por último da seleção final dos pontos de recolha de amostras de água subterrânea. Após recolhidas as amostras de água subterrânea nos

pontos selecionados, os resultados obtidos pelas análises laboratoriais das concentrações de nitrato e ortofosfato na água subterrânea foram processados e organizados para demonstração, de modo a retirar conclusões e responder às questões propostas pelo trabalho.

2. A AGRICULTURA E OS NUTRIENTES

A água, sendo uma condição à vida, é além disso um elemento indispensável na sociedade moderna, estando na base de diversas indústrias e economias (European Commission, s.d.). Assim sendo, a proteção dos recursos hídricos e dos seus ecossistemas apresentam-se como uma prioridade nos planos da União Europeia (UE).

Estando ainda a reconstruir-se da Segunda Guerra Mundial, a Europa procurava implementar medidas socioeconómicas que garantissem um futuro seguro. Deste modo, os seis países fundadores da UE, definiram uma estratégia comunitária que abordasse o problema da disponibilidade de alimento, focando o setor agrícola. Tendo em vista a recuperação de seis anos de guerra, a capacidade do setor agrícola em fornecer alimento era escassa, quer por força dos rendimentos reduzidos dos agricultores, quer por políticas nacionais desajustadas, porém mantinha-se a necessidade de melhorar a produtividade do setor (Conselho Europeu, s.d.).

Com estes objetivos em vista, em 1962, foi introduzida a Política Agrícola Comum (PAC). Procurando aumentar a disponibilidade de alimento na UE, assegurar rendimentos justos aos produtores, estabilizar as regras de concorrência por todos os Estados Membros (EM), e acima de tudo, assegurar segurança alimentar às populações destes estados. Com a implementação destas políticas face à necessidade de aumento de produção (colmatada com o uso de fertilizantes), o consumo de fertilizantes com azoto mineral entre os anos de 1930 a 2000, aumentou em 9 vezes (Figura 1).

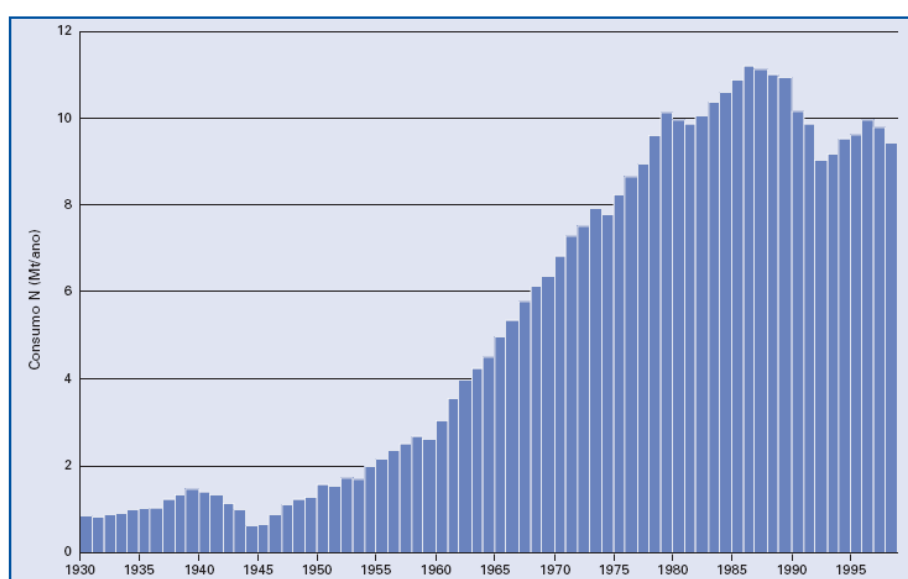


Figura 1 - Consumo de fertilizantes com azoto mineral (em milhões de toneladas de azoto por ano) - EM UE15, entre 1930 e 1999 (Retirado de: Leite, 2006).

Com o passar dos anos, estas medidas acarretaram problemas relativos à poluição dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, assim como a degradação dos solos, da paisagem e da biodiversidade (Soveral-Dias, 1999). A preocupação sobretudo com as águas subterrâneas, surgiu após a “Avaliação de Dorbis” (Leite, 2006), que evidenciava níveis excessivos de nitratos para a água potável um pouco por todo o território da UE. Na maioria dos casos, a fonte de contaminação seria o escoamento da água lixiviada de terrenos agrícolas onde tinham sido aplicados fertilizantes ou estrumes, assim como de descargas de águas residuais não tratadas ou deficitariamente tratada. Este problema fica evidenciado na tabela 2 que demonstra as quantidades de estrume e fertilizantes, contando com a deposição natural dos elementos e a sua utilização nas culturas, contabilizando o excesso com todos estes fatores.

Tabela 2 - Balanços do azoto (kg N ha) nos estados-membros da UE em 1990-1991 (Retirado de: Leite, 2006).

Características Países	Deposição atmosférica	Alubos	Estrumes	“Inputs” totais da agricultura	Utilização pelas culturas	Excesso
Alemanha	31	128	98	226	106	121
França	17	98	62	160	85	73
Itália	12	46	55	101	78	18
Bélgica	33	163	196	359	163	170
Holanda	36	218	343	561	173	321
Luxemburgo	27	128	128	256	124	121
Dinamarca	18	142	109	252	123	114
Irlanda	10	60	93	152	72	63
Reino Unido	16	92	98	191	96	95
Grécia	7	46	64	111	53	46
Espanha	6	38	40	77	53	19
Portugal	4	32	40	71	57	6
CE - 12	16	86	73	159	82	71

Desde 1995 os balanços de azoto apresentados pela APA no Relatório do Estado do Ambiente em Portugal (APA, 2021), apontam para um excedente aproximado de metade da quantidade de azoto incorporado, ou seja, é possível incorporar menos azoto no solo, satisfazer as necessidades de remoção

e ainda contribuir para diminuir a lixiviação deste nutriente. A Figura 2 também demonstra que as quantidades de azoto incorporadas (toneladas) têm variado entre as 301178, em 2006 e as 376037 toneladas em 1996, representando uma variação de 20% entre o valor máximo e mínimo observado, e apresentando uma ligeira tendência de decréscimo da quantidade de azoto incorporada.

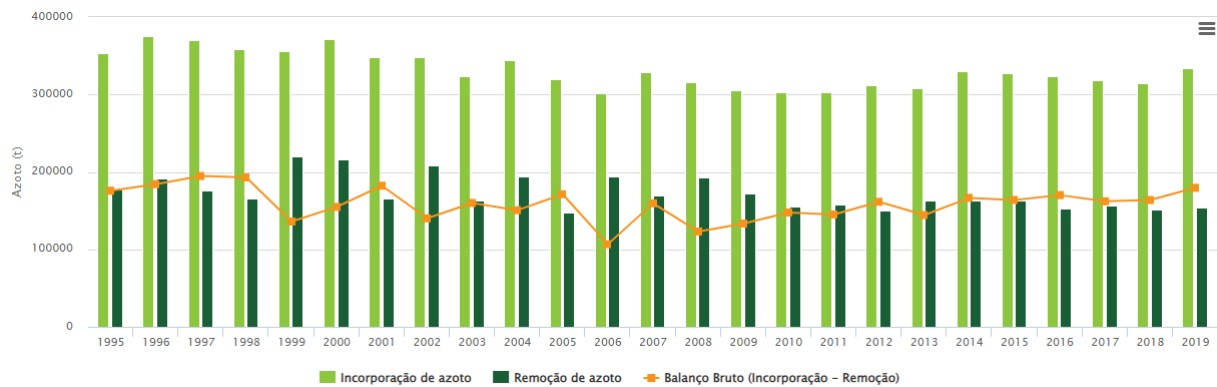


Figura 2 - Evolução do balanço bruto do azoto (Retirado de: APA, 2021).

Quanto ao fósforo, pode ser observado a partir do balanço da Figura 3 que as quantidades excedentes são muito inferiores às de azoto (APA, 2021). Em suma, o fósforo também é incorporado no solo em quantidades superiores às necessidades, porém, atendendo a não ter os efeitos tão significativos de crescimento e desenvolvimento das culturas como o azoto, e por existir nos produtos comerciais em menor quantidade, os excessos são mais reduzidos do que com o azoto, ainda assim, passíveis de significativas melhorias no sentido da diminuição das quantidades de fósforo em excesso.



Figura 3 - Evolução do balanço bruto do fósforo (retirado de: APA, 2021).

O relatório da APA (2021) salienta que Portugal apresenta tendência decrescente (Figura 4) no consumo de fertilizantes inorgânicos (azoto, fósforo e potássio) por unidade de superfície (SAU), existindo variações na série de dados, que determinam um máximo registado em 1996 com 88 kg/ha, e um mínimo em 2009 com 39 kg/ha. Este facto aponta para uma redução da quantidade de fertilizante inorgânico por unidade de superfície superior a 50% dentro na série temporal de 25 anos (1995-2020).

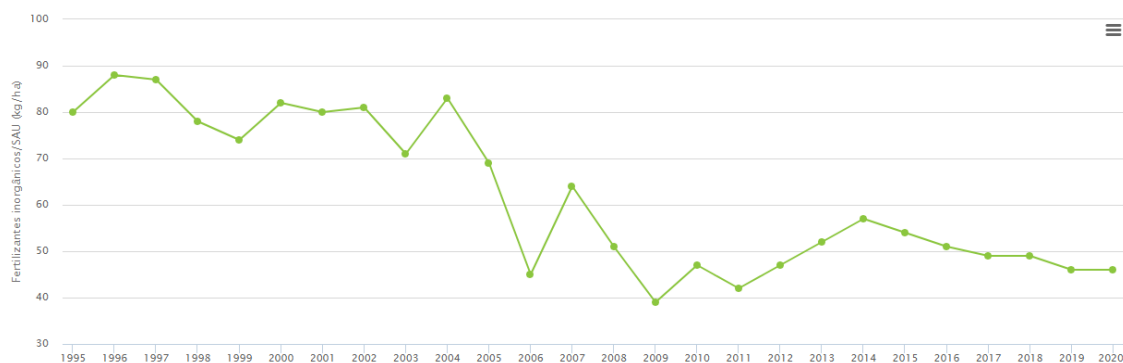


Figura 4 - Evolução do consumo aparente de fertilizantes inorgânicos por SAU (retirado de: APA, 2021).

De modo a prevenir efeitos nefastos resultantes da aplicação das políticas de aumento de produção alimentar, a UE com os seus mecanismos de ação ambiental, decidiu agir criando uma legislação e mecanismos de controlo e remediação.

2.1 Diretivas e quadro legal

De modo a implementar políticas ambientais na UE que reforçassem a preocupação com a disponibilidade de água e de boa qualidade, considerada adequada para consumo humano, foram implementadas medidas legislativas de proteção dos recursos hídricos. Nestes mecanismos propostos pelo Conselho das Comunidades Europeias (CCE) com a finalidade de reduzir os níveis de contaminação das águas dos Estados Membros (EM) por nitratos e fosfatos de origem agrícola, procura-se criar meios para a contenção da propagação da poluição e de remediação de casos mais extremos (Leite, 2006). Dos mecanismos criados para combater estes problemas, salienta-se neste trabalho a Diretiva Nitratos (Diretiva 91/676/CEE; Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 1991) e a Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE; Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 2000).

Na Diretiva Nitratos, pode ser identificado no anexo I, o valor de 50mg/L de NO_3^- (nitrato) como nível indicador de poluição para este elemento químico nas águas subterrâneas. Os EM da UE estão obrigados

a identificar possíveis zonas vulneráveis (ZV), ou seja, zonas onde a concentração de nitrato na água subterrânea seja superior aos valores fixados, considerados um indicador de excesso de nutrientes para as plantas. Valores de concentração de nitrato superiores aos tabelados indicam contaminação ou poluição, caracterizando determinada zona como vulnerável. O valor máximo admissível (VMA) na água, 50 mg/L NO₃, é o limite máximo para a definição de uma ZV e o valor máximo recomendado (VMR), de 25mg/L NO₃, estabelece um valor indicativo de contaminação. As zonas identificadas com valores superiores aos definidos como VMR e VMA, deverão ser analisadas e delimitadas para criação de uma ZV. Esta diretiva prevê ainda um quadro de poluidor-pagador, com multas aplicadas aos estados, de modo a incentivar a prevenção da contaminação das bacias hidrográficas europeias por efluentes ricos em nitratos (Leite, 2006).

Conforme a Diretiva Nitratos (Diretiva 91/676/CEE) e a Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE), os EM procuraram criar condições para que os empresários das atividades visadas, pudessem executar as suas práticas agrícolas de forma sustentável e capaz de mitigar os possíveis problemas ambientais associados. Neste sentido foi criado o Código de Boas Práticas Agrícolas (CBPA), atualmente presente no Regulamento (2002/2115) do Parlamento Europeu (Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 1991), com a sua primeira forma na legislação nacional no Artigo 6.º do Decreto-Lei nº 235/97 de 3 de setembro, com o objetivo de fornecer formação e ferramentas aos empresários agrícolas, de modo a melhor assegurar a proteção da água face à possível contaminação por efluentes agrícolas. O CBPA inclui medidas obrigatórias no que se refere à aplicação de fertilizantes e estrumes, que vão desde as quantidades a aplicar, as rotações das culturas, quais os tipos de fertilizantes permitidos, e restrições às suas aplicações, como seja o declive dos terrenos, a proximidade a cursos de água ou saturação de água no solo, entre outras (Leite, 2006).

Para além da Diretiva Nitratos, destaca-se ainda a Diretiva Quadro da Água. Nesta diretiva, a água é considerada não só um produto comercial, mas também como património natural, esta diretiva pretende, segundo o artigo 1º (Diretiva 2000/60/CE), o estabelecimento de um enquadramento legal para a proteção das águas superficiais e subterrâneas dos EM da UE, promovendo simultaneamente um consumo sustentável e seguro a longo prazo. É no anexo 8º, alínea 11 desta diretiva (2000/60/CE), que fica destacada a perda de qualidade da água, em particular através dos fenómenos de eutrofização, por ação de nutrientes como os nitratos e fosfatos.

2.2 Nitratos e ortofosfatos

A disponibilidade de água e nutrientes, são os fatores mais limitadores no crescimento das plantas (Ingestad, 1977). O azoto (N) e o fósforo (P) são elementos nutritivos indispensáveis, que afetam direta ou indiretamente todos os processos biológicos de crescimento das plantas (Ragothama, 2005) Deste modo, compostos azotados e fosfatados, têm sido utilizados nas últimas décadas como fertilizantes para obtenção de uma maior rentabilidade e produção de produtos agrícolas (Godfray *et al.*, 2010).

Dos compostos fertilizantes azotados utilizados com este fim na agricultura, destacam-se os nitratos (NO_3^-). Os nitratos constituem um dos principais compostos de fertilizantes azotados, sendo a fórmula mais eficaz de absorção de azoto para culturas como, por exemplo, o milho, trigo ou centeio (Crawford & Glass, 1998), servindo as funções reguladoras, de crescimento e desenvolvimento das plantas (Gao *et al.*, 2022).

Este composto faz naturalmente parte de um ciclo como demonstrado na Figura 5. Ao ser introduzida artificialmente uma quantidade de azoto superior à necessária, no seu ciclo natural, este será destabilizado, criando problemas de vários tipos quer nas partes iniciais como finais do ciclo.

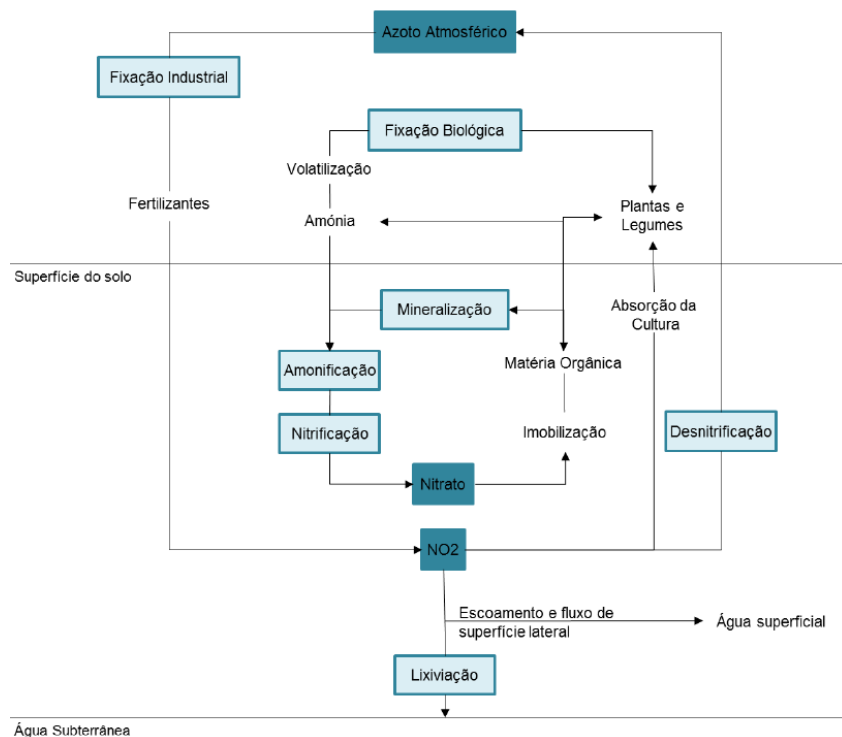


Figura 5 - Esquema do ciclo do azoto (retirado de: Lopes, 2017).

O fósforo é um macronutriente fundamental no desenvolvimento das plantas (Ragothama & Karthikeyan, 2004), sendo a disponibilidade deste elemento um dos fatores limitantes no desenvolvimento de diversos ecossistemas terrestres (Barber *et al.*, 1963). Contudo, e apesar da sua importância, as plantas têm dificuldades em obtê-lo na sua rizosfera (Ragothama, 2005), face à reduzida disponibilidade nos ecossistemas naturais (Ragothama, 2000). De modo a obter uma maior eficiência agrícola, e garantir a disponibilidade de fósforo para as culturas, estas são fertilizadas com compostos enriquecidos em fósforo.

Dos compostos fosfatados aplicados na agricultura, podem ser destacados os fosfatos (PO_4^{3-}). Segundo Rausch & Bucher, (2002) a forma mais abundante de fósforo na natureza é o anião oxidado de fosfato. Nas plantas, por sua vez, a forma de assimilação de fósforo preferida é o ortofosfato (regularmente abreviado para fosfatos) utilizado neste estudo (University of Hawai'i, s.d.).

Mas o fósforo não é só introduzido nas culturas através de fertilizantes minerais. A aplicação de estrumes é também responsável pela introdução de fósforo nas culturas. O estrume é a mistura de material orgânico mais ou menos decomposto, sendo que pode ser constituído por material de origem animal como fezes e urinas do gado das explorações, material de origem vegetal morto, ou ambos (Portaria N° 631/2009 de 9 de junho). As explorações pecuárias que utilizam instalações fechadas, baseiam a alimentação das cabeças de gado com alimentos suplementados que tem na sua composição fósforo, de modo a aumentar o rendimento das cabeças de gado. O estrume destas operações pecuárias, ao ser aplicado no solo, liberta o fósforo, criando assim mais uma fonte de fornecimento deste elemento nos terrenos agrícolas (Hajek *et al.*, n.d.).

2.3 Excesso de nutrientes no ambiente e na saúde humana

Os ciclos dos nutrientes (azoto e fósforo) possuem uma ligação entre os sistemas agrícolas e o ambiente adjacente às culturas (Vitousek *et al.*, 2009). Deste modo, apesar da aplicação de nitratos e fosfatos ser importante para uma boa rentabilidade das culturas agrícolas, o uso excessivo de fertilizantes e estrumes ricos em azoto e fósforo, pode criar impactos negativos na qualidade da água, resultando um impacto direto ou indireto no equilíbrio dos ecossistemas e na saúde de populações.

2.3.1 no Ambiente

A poluição por excesso de nutrientes, como o azoto e fósforo, degrada a qualidade da água recetora destes elementos, resultando situações de deficiente qualidade da água para consumo humano e, conseqüentes, problemas ambientais. O excesso de nutrientes aplicado nas atividades agrícolas, aliado

à rega excessiva, assim como fenómenos meteorológicos de pluviosidade, criam condições para a lixiviação destes nutrientes e contaminação da água subterrânea (Li *et al.*, 2018). Esta lixiviação e posterior infiltração de nutrientes dissolvidos, é altamente propícia a ocorrer com nitratos e fosfatos face à sua solubilidade na água (Rao & Puttanna, 2000; Maisterrena, 1999). Com os processos de lixiviação ocorre a acumulação de nutrientes nas águas subterrânea e superficial, particularmente onde é executada uma atividade agrícola intensiva (APDA, 2013).

A eutrofização é o fenómeno de produção excessiva de matéria orgânica primária num determinado corpo de água (Nixon, 1995). Este crescimento descontrolado acarreta consequências para o uso das águas contaminadas. Como tal, a utilização desta água pelas atividades agrícolas, industriais ou atividades recreativas fica comprometida, assim como na qualidade e segurança da água para consumo humano (Carpenter *et al.*, 1998). A decomposição de grandes massas de algas e plantas aquáticas, resultante do fenómeno de eutrofização, promove um decréscimo na disponibilidade de oxigénio da água, podendo provocar a morte de fauna piscícola, sendo assim responsável na redução da biodiversidade aquática (Jeppesen *et al.*, 2012; Seehausen *et al.*, 1997).

2.3.2 na saúde

Para além dos problemas ambientais relacionados com o impacto do excesso de nutrientes na qualidade água de uma bacia hidrográfica, são também levantadas questões relacionadas com o consumo humano da água afetada por fenómenos de lixiviação de nutrientes em excesso.

Quando o nível de nitrato na água está acima dos 50mg NO₃/L surge o risco de doenças associadas a esta ingestão excessiva de nitratos, como a metmoglobinemia e a neoplasia gástrica ou outras neoplasias (Lopes, 2017).

A metmoglobinemia é uma doença originada pelo excesso de ingestão de ião nitrato que, quando ingerido, é reduzido a nitrito (NO₂), por bactérias do trato intestinal (Agostinho & Pimentel, 2005). Por sua vez, o ião nitrito, ao reagir com a hemoglobina (Hb), cria metemoglobina (metHb), que ao contrário da hemoglobina inalterada, é incapaz de transportar oxigénio. Quando a quantidade de metemoglobina no sangue ocorre entre 45 a 65% aumenta o risco de anoxemia (falta de oxigénio no sangue). Esta falta de oxigenação sanguínea pode resultar em asfixia ou mesmo a morte do indivíduo. Esta doença afeta principalmente os bebés com menos de seis meses (Agostinho & Pimentel, 2005).

No caso do fosfato, o problema tem contornos similares. Grande parte dos fertilizantes fosfatados, são produzidos a partir de fósforo mineral. O problema da lixiviação e consequente contaminação da água para consumo humano por fertilizantes deste tipo, prende-se com o facto de estes fertilizantes conterem

para além do fósforo, elementos traço e elementos potencialmente tóxicos associados, como o cádmio (Cd), urânio (U), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), sendo a sua presença particularmente notada em fertilizantes fosfatados de qualidade (pureza) inferior (Dissanayake & Chandrajith, 2009).

As doenças associadas à ingestão de água contaminada por fertilizante fosfatados são variadas. As patologias mais frequentes neste caso são devidas à presença do cádmio, como a doença *Itai-Itai*, que causa danos nos tecidos dos rins, ossos e pulmões por envenenamento, uma vez que o cádmio não apresenta nenhuma função fisiológica no corpo humano. Também a presença de urânio causa algumas patologias com efeitos nefastos nos rins, criando inflamação e problemas de filtragem de toxinas, sendo esta condição conhecida como Nefrotoxicidade (Dissanayake & Chandrajith, 2009).

3. BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TÂMEGA (BHT)

A definição de bacia hidrográfica como unidade territorial de referência, permite aumentar a capacidade de gestão dos recursos hídricos disponíveis numa determinada região de uma forma mais atenta, responsável e eficiente (Hazbavi, 2018). As características de determinada bacia hidrográfica, constituem um importante contributo na sua avaliação do comportamento hidrológico, servindo como base para diversos estudos (Tonello, 2005). O fluxo das águas superficial-subterrânea, assim como as suas interações, são influenciadas por fatores naturais como o clima, a geologia, o relevo e o tipo de solos (Price, 2011).

As atividades humanas modificam os fatores naturais das bacias hidrográficas introduzindo, por exemplo, modificações na estruturação dos terrenos. É difícil quantificar quais os impactos que estas alterações induzem no funcionamento natural de uma bacia hidrográfica, mas é evidente o impacto das atividades humanas no ciclo hidrológico, que por sua vez influenciam a quantidade e/ou qualidade da água de uma determinada bacia hidrográfica (Knox, 2001).

3.1 Enquadramento Geográfico

A Bacia Hidrográfica do rio Tâmega (BHT) está localizada no interior norte de Portugal Continental e na parte interior sul da região da Galiza no norte de Espanha, abrangendo uma área total de aproximadamente 3300 km², dos quais 2564 km² pertencem ao território português (aproximadamente 78% da área total) e 736 km² em território espanhol. Neste trabalho, irá apenas ser considerada a parte desta bacia hidrográfica localizada em território nacional como pode ser observado na Figura 6A.

Administrativamente, a BHT localiza-se segundo a divisão NUT III (Figura 6C) nas regiões do Douro, Terras TM (Terras de Trás-os-Montes), Ave, Tâmega e Sousa e Alto Tâmega. A área da BHT insere-se em 17 concelhos (Figura 6B) pertencentes aos distritos de Braga, Porto e Vila Real, sendo estes os concelhos de Amarante, Baião, Boticas, Cabeceiras de Basto, Celorico de Basto, Chaves, Fafe, Felgueiras, Marco de Canaveses, Mondim de Basto, Montalegre, Penafiel, Ribeira de Pena, Valpaços, Vieira do Minho, Vila Pouca de Aguiar e Vila Real, ainda que alguns tenham apenas uma pequena parte da sua área abrangida pela BHT. As áreas destas divisões administrativas e as respetivas percentagens na área total da BHT estão dispostas na Tabela 3.

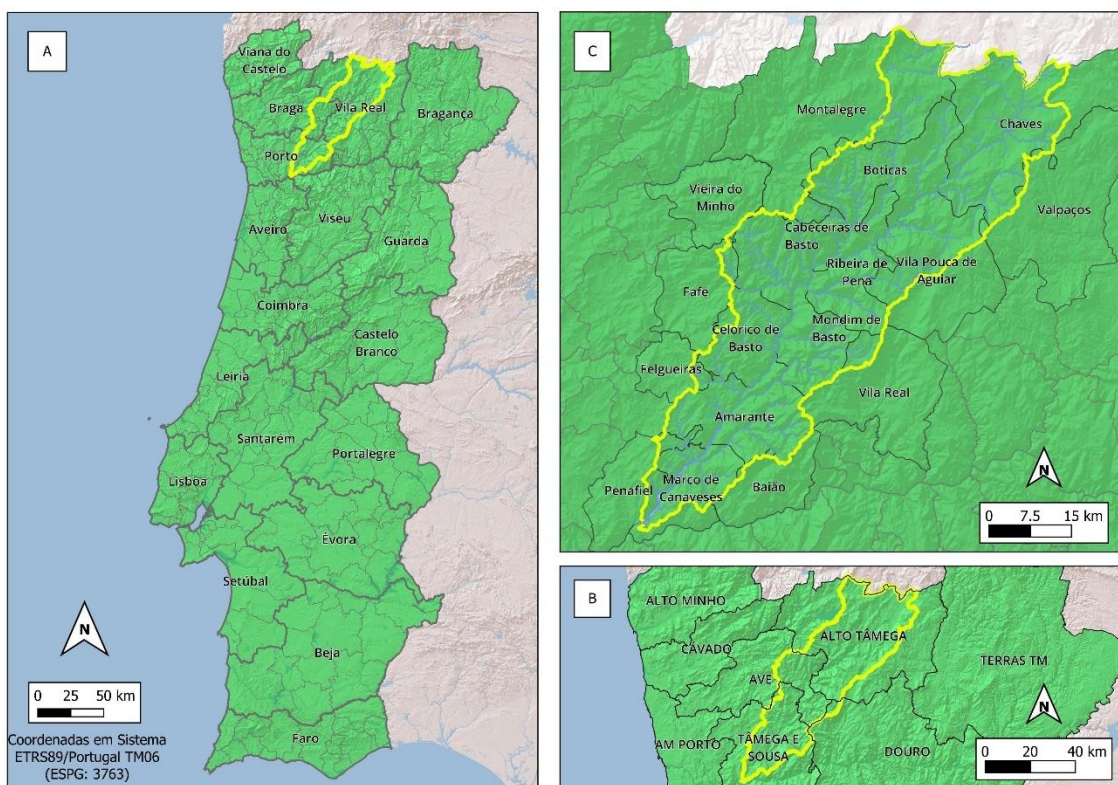


Figura 6 - Enquadramento geográfico da BHT: (A) Portugal Continental e distritos; (B) NUT-III; (C) Concelhos abrangentes da BHT.

Tabela 3 - Área total dos concelhos e sua proporção na área total da BHT.

NUT III	Concelho	Área total (Km ²)	Área inserida na BHT (Km ²)	Proporção da BHT (%)
Ave	Cabeceiras de Basto	241.82	240.76	9.36
	Fafe	219.08	18.84	0.73
	Mondim de Basto	172.08	171.49	6.66
	Vieira do Minho	216.44	2.7578	0.11
Alto Tâmega	Boticas	321.96	304.21	11.82
	Chaves	591.23	449.81	17.48
	Montalegre	805.46	220.15	8.55
	Ribeira de Pena	217.46	217.35	8.45
	Valpaços	548.74	11.37	0.44
	Vila Pouca de Aguiar	437.07	224.06	8.71
Tâmega e Sousa	Amarante	301.33	299.70	11.65
	Baio	174.53	5.92	0.23
	Celorico de Basto	181.07	167.98	6.53
	Felgueiras	115.74	14.67	0.57
	Marco de Canaveses	201.89	152.52	5.93
	Penafiel	212.24	40.54	1.58

Douro	Vila Real	378.8	31.38	1.22
TOTAL		5336.94	2573.51	100

3.2 Clima

O clima de Portugal Continental, de acordo com o Instituto Português do Mar e Atmosfera (IPMA), é caracterizado tipicamente mediterrâneo. Segundo a classificação de Köppen é considerado como um clima temperado de Tipo C, caracterizado por um clima temperado com verão seco e inverno suave, verificando-se no território nacional uma subdivisão em dois subtipos (Figura 7). Assim sendo, o país fica dividido com uma região de subtipo Csa, correspondente a um clima temperado com verão quente e seco (nas regiões mais interiores do vale Rio Douro), e na região a sul do conjunto Montejunto-Estrela (excetando o litoral); e uma região de subtipo Csb, com um clima igualmente temperado e um verão seco e suave, em praticamente todas as regiões a norte do conjunto Montejunto-Estrela. Na área da BHT predominam os subtipos climáticos Csb e Csa (Figura 7).

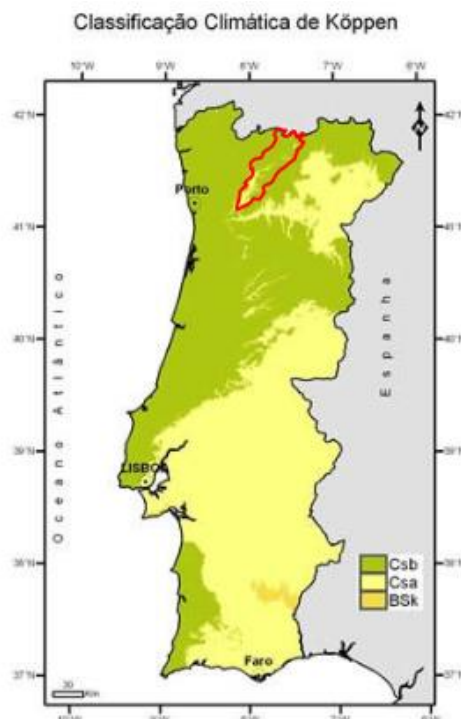


Figura 7 - Mapa com a área dos diferentes tipos e subtipos da Classificação de Köppen (retirado de: IPMA, s.d.).

As temperaturas médias anuais na BHT rondam os 0 a 15°C com uma precipitação média anual entre 0 a 3000 mm, segundo os dados do Atlas do Ambiente referentes ao período de 1931 a 1960 (Figura 8). Tendo em conta a antiguidade dos dados utilizados, estes valores podem não representar fidedignamente o cenário atual.

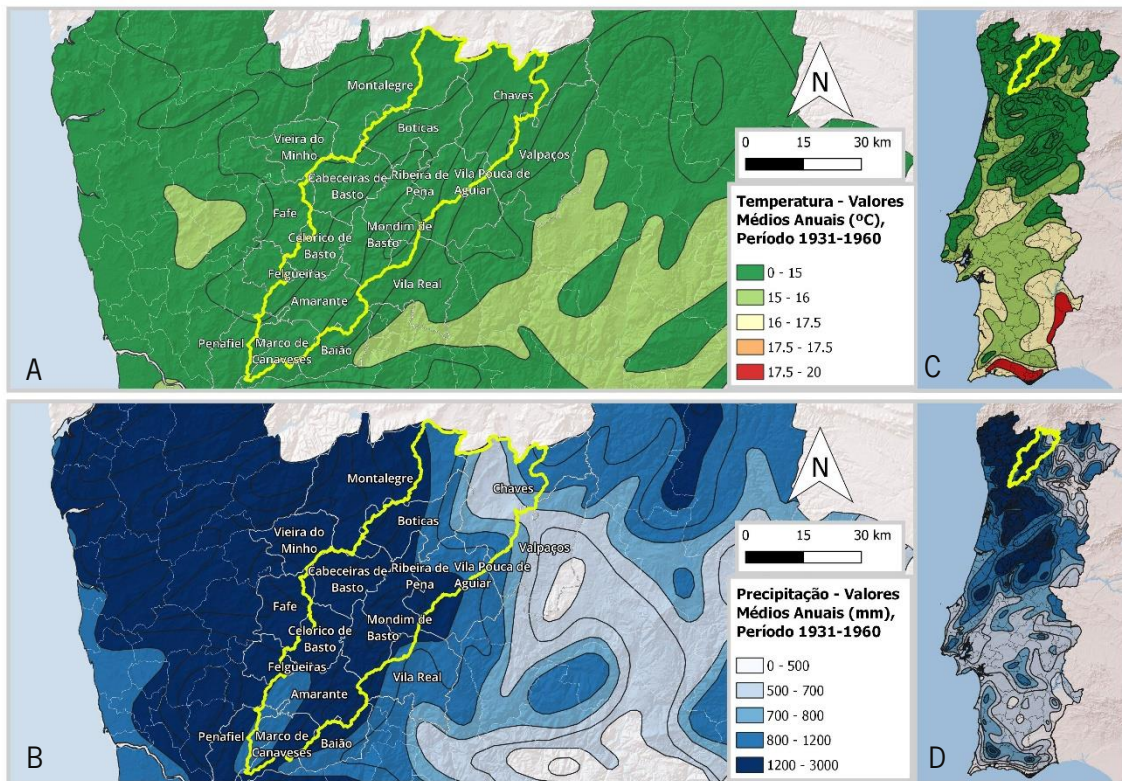


Figura 8 - Dados climáticos registados na área da BHT, para o período de 1931-1960 (fonte de dados: Instituto do Ambiente, 1974) (A) temperatura média anual; (B) Precipitação média anual; (C) Temperatura média anual em Portugal Continental; (D) Precipitação média anual em Portugal Continental.

3.3 Geologia e geomorfologia

As paisagens das bacias hidrográficas resultam dos processos ao longo do tempo geológico pela ação de diferentes fatores ambientais como o clima, a geologia ou até a própria vegetação (Hazbavi, 2018).

A BHT, insere-se no Maciço Ibérico, que forma o núcleo pré-Mesozóico (idade superior a >251.902 Ma) da Península Ibérica ocorrendo no seu setor mais ocidental e ocupando cerca de 70% do território português. Segundo Pereira et al. (2014), esta unidade de primeiro nível, ocorre na Zona Centro Ibérica sendo formada essencialmente por rochas associadas ao ciclo Varisco (aproximadamente 540 Ma). De referir ainda a ocorrência de domínios alóctones da Zona Galiza-Trás-os-Montes, terrenos pré-Câmbricos

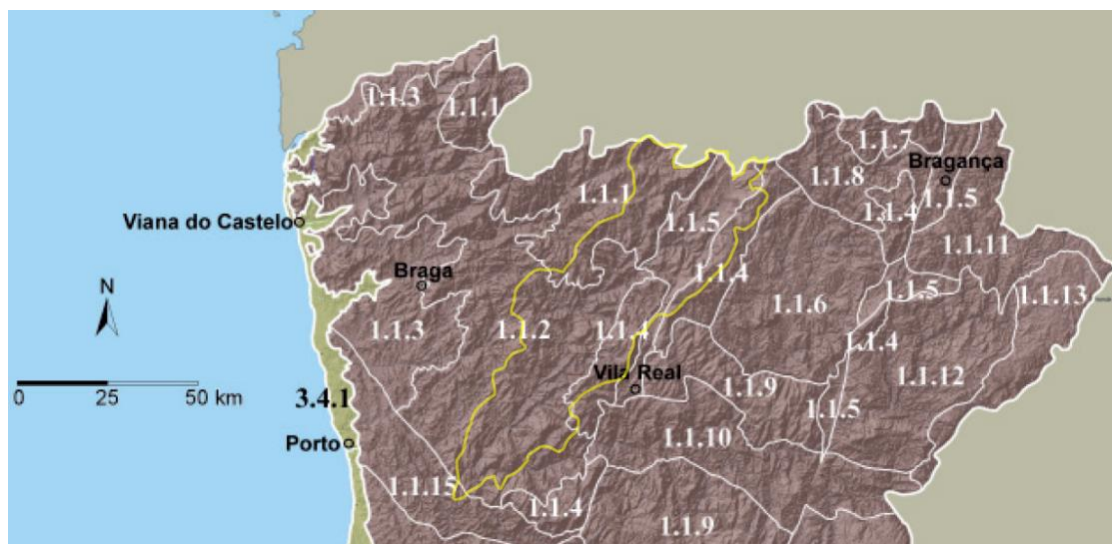
(idade superior a >541 Ma) e Paleozóicos (541 a 358 Ma) (Portilho, 2013). Na região superior da bacia, é de referir também a presença de terrenos do domínio peritransmontano, definido por unidades parautoctones (Sousa, 2015) como visível no esquema da Figura 9.



Figura 9 - Unidades alóctones, autóctones e parautoctones e respetivos domínios estruturais da região norte de Portugal (retirado e adaptado de: Ribeiro, 1998).

Segundo as unidades morfoestruturais de segundo nível, a BHT enquadra-se na unidade dos Planaltos e Montanhas do NW Ibérico. Esta unidade ocupa 33% do território nacional, sendo composta por diversos blocos elevados a diferentes cotas, criando assim um relevo e uma paisagem mais acidentada e com ampla tendência para o encaixe de canais fluviais, como é o caso do rio Tâmega e seus afluentes (Pereira, et al, 2014). Para além destes relevos, pode também ser referida a presença de superfícies mais aplanadas presentes em diferentes altitudes (Pereira, et al., 2014). Segundo o autor, esta unidade apresenta ainda uma constituição essencialmente granítica de idade Varisca, intercalada com formações de fácies metassedimentares variadas, apresentando um intervalo de idades situado entre o proterozoico superior (1000 Ma) e o devónico (aproximadamente 358 Ma).

Na área pertencente BHT, encontram-se ainda várias unidades geomorfológicas de terceiro nível ou subunidades, representadas no mapa da Figura 10. Estas unidades são relevos identificados e diferenciados essencialmente pela sua geoforma e tipo de formação.



1. Maciço Ibérico

1.1. Montanhas e Planaltos do NW Ibérico

- 1.1.01. Serras da Peneda-Garês
- 1.1.02. Frente Atlântica das montanhas do NW Peninsular
- 1.1.03. Vales Abertos e Colinas de Entre Douro e Minho
- 1.1.04. Relevos do Tipo Push-up do NW Peninsular
- 1.1.05. Bacias de Desligamento do NW Peninsular
- 1.1.06. Depressão de Mirandela
- 1.1.07. Serra de Montesinho
- 1.1.08. Planalto de Vinhais
- 1.1.09. Planalto de Alijó-Moimenta
- 1.1.10. Vale do Douro Vinhateiro
- 1.1.11. Planalto de Vimioso
- 1.1.12. Vale do Baixo Sabor
- 1.1.13. Planalto de Miranda-Sabugal
- 1.1.14. Bacia do Alto Mondego
- 1.1.15. Crista de Valongo-Arade
- 1.1.16. Bacia do Médio Vouga
- 1.1.17. Bacias da Lousã e Montargua

Figura 10 - Unidades geomorfológicas de 3º nível de Portugal Continental (redução do mapa original na escala 1/500.000, retirado de: Pereira, *et al.*, 2014).

Apesar de alguns casos apenas uma área mais reduzida destas subunidades se encontrar inserida na área da BHT, não podem ser excluídas. Neste sentido, poderá ser referida, a presença de uma parte da zona Este (E) da unidade das Serras da Peneda-Gerês. Esta região apresenta um relevo montanhoso essencialmente granítico, pertencendo parte à Serra do Gerês (Vieira do Minho e Montalegre), Serra do Larouco (Montalegre) e Serra do Barroso (Boticas e Montalegre). Mais ainda, na área da bacia encontra-se também uma secção mais interior da subunidade da Frente Atlântica das Montanhas do NW Peninsular. Nesta região do setor mais SW da BHT ocorrem vales encaixados, serras e montanhas, de composição predominantemente granítica, podendo ser referida a Serra da Cabreira (Cabeceiras de Basto, Fafe, Felgueiras, Montalegre e Vieira do Minho) que faz fronteira entre a BHT e a Bacia Hidrográfica do Rio Ave.

A geologia da BHT foi amplamente afetada pela atividade sísmica de dois sistemas de falhas importantes que se estendem por mais de 200km, correspondendo ao sistema de falhas de Penacova-Régua-Verín (FPRV) e de Manteigas-Vilarça-Bragança (FMVB), ambos com uma orientação dominante NNE-SSW

(Galve, et al, 2020). A atividade tectónica destas falhas de tipo “*stike-slip*” promoveram a formação de estruturas importantes na geologia estrutural da BHT.

É nas estruturas tectónicas responsáveis pela criação destes relevos que se encontram inseridas na BHT mais duas unidades de terceiro nível (Pereira, et al., 2014). Estas correspondem à unidade dos relevos do tipo *push-up* do NW peninsular e a unidade das bacias de desligamento do NW peninsular. Na primeira, ocorrem as serras do Alvão-Marão e Falperra-Padrela, criadas aquando dos movimentos sinistrais compressivos combinados das falhas de Chaves (FPRV) e da Vilarça (FMVB), que levou ao levantamento destes relevos e à formação de cristas quartzíticas, facilmente observáveis na paisagem destas serras (Galve, et al, 2020). Na unidade das bacias de desligamento do NW peninsular, na depressão de Chaves, encontra-se a zona transfronteiriça do rio Tâmega. Esta depressão foi criada por um mecanismo inverso ao da criação das serras do Alvão-Marão e Falperra-Padrela, ocorrendo associada a um movimento distensivo das falhas de Chaves e Vilarça, que levou a um afundamento do bloco pertencente à atual bacia de Chaves (Galve, et al, 2020).

A Figura 11 mostra a distribuição destas serras na área da BHT que caracterizam a orografia da região. As altitudes encontradas na BHT variam entre 15 a 1521 metros, com uma altitude média de aproximadamente 630 metros segundo a informação obtida no modelo digital de terreno (MDT30m) apresentado no ANEXO I, criado com recurso a software GIS (QGIS).

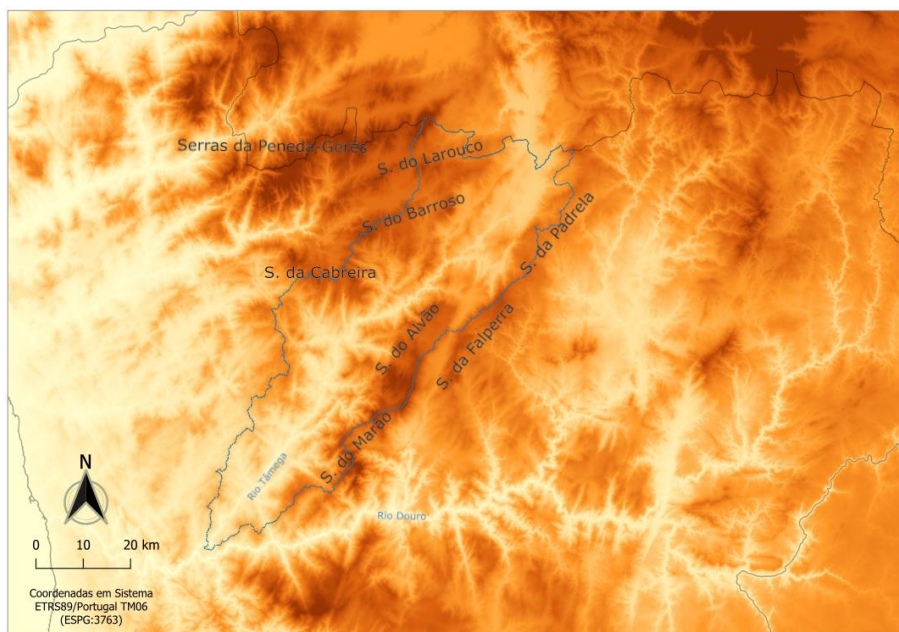


Figura 11 - Localização das serras do NW de Portugal Continental.

No que refere às litologias que ocorrem na BHT (Figura 12), tem-se uma predominância de granitos, juntamente com a presença de rochas sedimentares e metamórficas como os xistos e grauvaques. Na região de Mondim de Basto estão presentes quartzitos e, como principal constituinte da bacia de Chaves, pode ser referida a ocorrência de areias e cascalheira constituindo os depósitos aluviais.

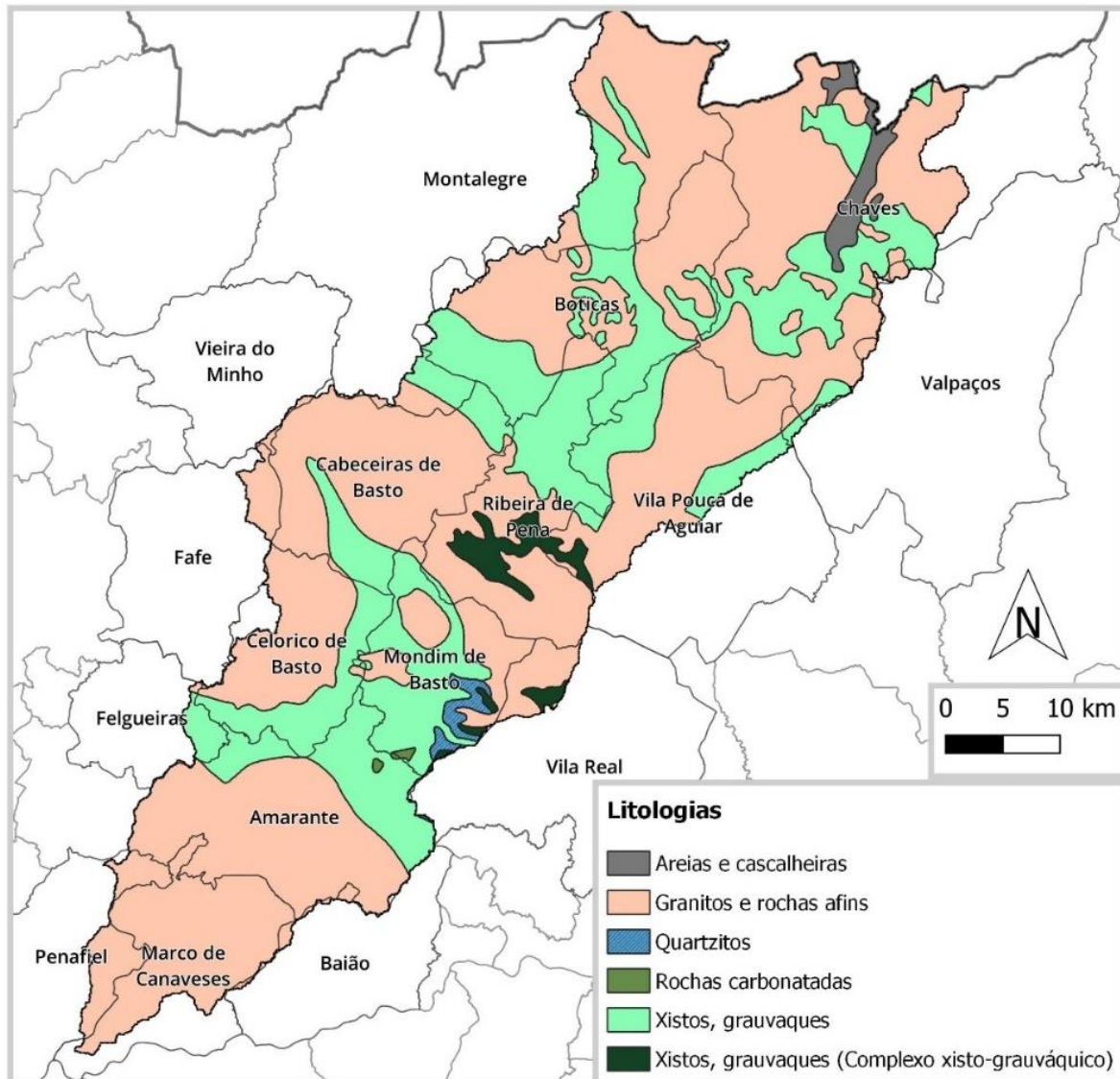


Figura 12 - Mapa das unidades litológicas da área da BHT (Instituto do Ambiente, 1982).

3.4 Hidrologia e hidrogeologia

A BHT apesar de ser tratada como uma unidade singular neste trabalho, é uma subunidade (sub-bacia) da Bacia Hidrográfica do Rio Douro (APA, 2016). Esta sub-bacia caracteriza-se por uma forma ligeiramente triangular e alongada, orientada aproximadamente de NE-SW a NNE-SSW conforme o sentido dominante de drenagem, sendo o rio Tâmega o seu principal canal.

O rio Tâmega tem uma extensão total de aproximadamente 160 km dos quais, cerca de 140 km, correm em território português. Este rio tem nascente na Serra de S. Mamede, província de Ourense, região da Galiza em Espanha, a uma altitude de 1000 metros. A sua entrada em território português ocorre no concelho de Chaves a uma cota de 375 m e desagua na margem direita do Rio Douro, na zona da albufeira do Torrão-Entre-os-Rios. Fazem ainda parte desta bacia os canais afluentes no rio Tâmega, como os rios Ovelha, Olo, Ouro, Louredo, Beça, Terva, Vidago, Cabril e Babul (Espanha).

A envolvente tectónica na região do rio Tâmega permite a presença de importantes ocorrências hidrogeológicas, particularmente associadas à atividade tectónica da falha Régua-Verín (FPRV). De entre estas, é de destacar a presença de águas gasocarbónicas, mineralizadas e termais. A atividade tectónica é a principal responsável por criar condições de maior permeabilidade, associada à presença de fraturas, permitindo a escorrência da água nos relevos da região, com a sua infiltração e conseqüente recarga destas nascentes (Sousa, 2015).

Em Ribeiro et al. (1992), é referida a presença de filões básicos, associados à falha de Régua-Verín, resultantes de cortes profundos na crosta continental, alimentados por material mantélico, os quais serão os possíveis responsáveis pela carbonização e mineralização destas águas. Um exemplo destas nascentes está representado na Figura 13, onde estão identificadas algumas nascentes gasocarbónicas associadas às fraturas desta falha principal.

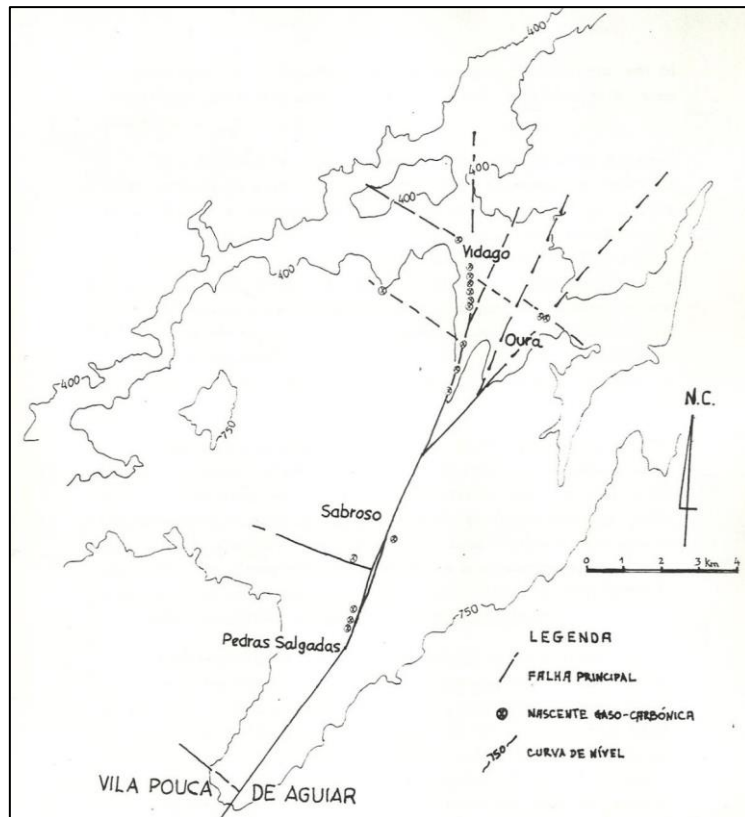


Figura 13 - Localização de nascentes gasocarbônicas termais e minerais relacionadas com o sistema de fraturas da falha Régua-Verin (Ribeiro, *et al.*, 1992).

A região é maioritariamente composta por rochas granitóides de idade varisca, contudo os sistemas hídricos ocorrem em zonas onde se associam xistos silúricos metamorfizados intercalados por xistos grafitosos, quartzitos e liditos, assim como depósitos de cobertura (Carvalho *et al.*, 2007).

Segundo Carvalho *et al.*, (2007), as águas, associadas à falha de Régua-Verin, classificam-se maioritariamente como bicarbonatadas sódicas e gasocarbônicas devido à elevada componente em CO_2 . Esta propriedade pode ser amplamente explicada pelo contacto da água com o encaixante granítico biotítico ou de duas micas, caracterizado pelo quimismo calco-alcalino.

3.5 Tipo, ocupação e uso do Solo

Segundo a definição de Soil Science Society of America (SSSA, s.d.), o solo é definido como a camada mais superficial da superfície terrestre composta por uma mistura de minerais, matéria orgânica viva ou morta, ar e água, resultante de diferentes processos físico-químicos de meteorização. Os quatro elementos combinados formam este recurso natural de extrema necessidade, que serve de suporte não

só a infraestruturas, mas como meio de subsistência para a alimentação humana. É assim necessário um bom planeamento e manutenção da qualidade e uso do solo.

A Carta de Ocupação de Solos (COS - DGT, 2018), demonstra que na área da BHT ocorrem 6 tipos diferentes de solos: antrossolos, cambissolos, leptossolos, fluviossolos, regossolos e solos urbano. Segundo a Carta de Solos de Entre Douro e Minho (1995) e a Carta de Solos de Trás-os-Montes e Alto Douro (1991), os antrossolos são solos que, por influência da ação humana, se encontram altamente modificados, tendo os seus horizontes originais e superficiais sido afetados ou perturbados por soterramento, remoção de material, rega contínua ou adição de materiais orgânicos entre outras ações que possam induzir fortes modificações (Agroconsultores & Geometal, 1995). Estes solos cobrem cerca de 406,35 Km² na BHT representando aproximadamente 16% da área total.

Os cambissolos compõem aproximadamente 14% da área total da BHT (346,87 Km²), sendo caracterizados por conter um horizonte câmbico, não possuindo mais nenhum horizonte de diagnóstico para além de um horizonte A ócrico ou úmbrico (de tons avermelhados) ou um horizonte A mólico assente sobre um horizonte B câmbico, com uma saturação em bases inferior a 50%, sem propriedades sálicas, nem características de diagnóstico dos vertissolos ou antrossolos, e sem propriedades gleicas (presença de permafrost) até 50 cm da superfície (Agroconsultores & Geometal, 1995).

Os leptossolos são o tipo de solo mais comum na área da BHT correspondendo a aproximadamente 44% da área total (1129,99 Km²). Estes solos são rasos com uma profundidade limitada até cerca de 30cm a partir da superfície, sendo compostos por rocha contínua ou uma camada cimentada contínua com menos de 20% de terra fina até cerca de 75cm de profundidade a partir da superfície (Agroconsultores & Geometal, 1995).

Os fluviossolos presentes em 41,82 Km² da BHT (\approx 2%) apresentam propriedades flúvicas, tendo apenas um horizonte A ócrico, mólico ou úmbrico, um horizonte H hístico ou um horizonte sulfúrico ou material sulfídrico até cerca de 125cm da superfície (Agroconsultores & Geometal, 1995).

Por fim, os regossolos podem ser definidos como um material não consolidado, com exclusão de materiais com texturas mais grosseiras ou com propriedades flúvicas. Estes apresentam um horizonte de diagnóstico A úmbrico ou ócrico, sem propriedade gleicas até aos 50 cm de profundidade, sem características de diagnóstico para vertissolos ou antrossolos e sem propriedades sálicas (Agroconsultores & Geometal, 1995). Estes solos cobrem 603,12 Km² de área na BHT equivalente a aproximadamente 24% da área total da bacia.

De modo a ter uma melhor perceção da distribuição e ocupação dos diferentes tipos de solos, foi criada Figura 14 relativa ao mapa das áreas ocupadas pelos tipos de solos nas diferentes regiões da BHT.

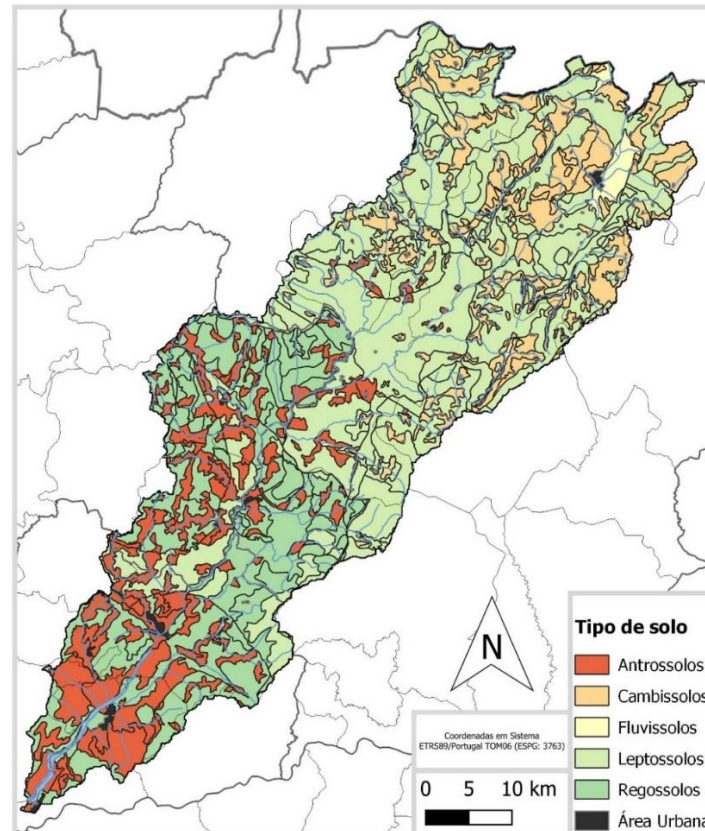


Figura 14 - Distribuição do tipo de solos presente na área da BHT (Direção Geral do Território, 2018).

Os solos da BHT apresentam ainda diferentes usos consoante a atividade realizadas nos mesmos. Assim sendo, e tendo por base a versão 1 da COS de 2018 (DGT, 2018) utilizada para a construção do mapa de ocupação da distribuição das atividades agrícolas (Figura 15), será possível identificar as atividades de maior intensidade desenvolvidas e a sua distribuição na BHT. Desta forma será possível estabelecer uma possível identificação das áreas com a ocupação das atividades agrícolas de maior risco de contaminação por efluentes ricos em nitratos e ortofosfatos na região. De entre as explorações desenvolvidas na área da BHT são destacadas para este estudo as:

- instalações agrícolas de uso generalizado;
- culturas temporárias de sequeiro e regadio;
- pomares;
- culturas temporárias e/ou pastagens melhoradas associadas a pomar;
- olivais;

- culturas temporárias e/ou pastagens melhoradas associadas a olival;
- vinhas;
- culturas temporárias e/ou pastagens melhoradas associadas a vinha;
- agricultura protegida e viveiros;

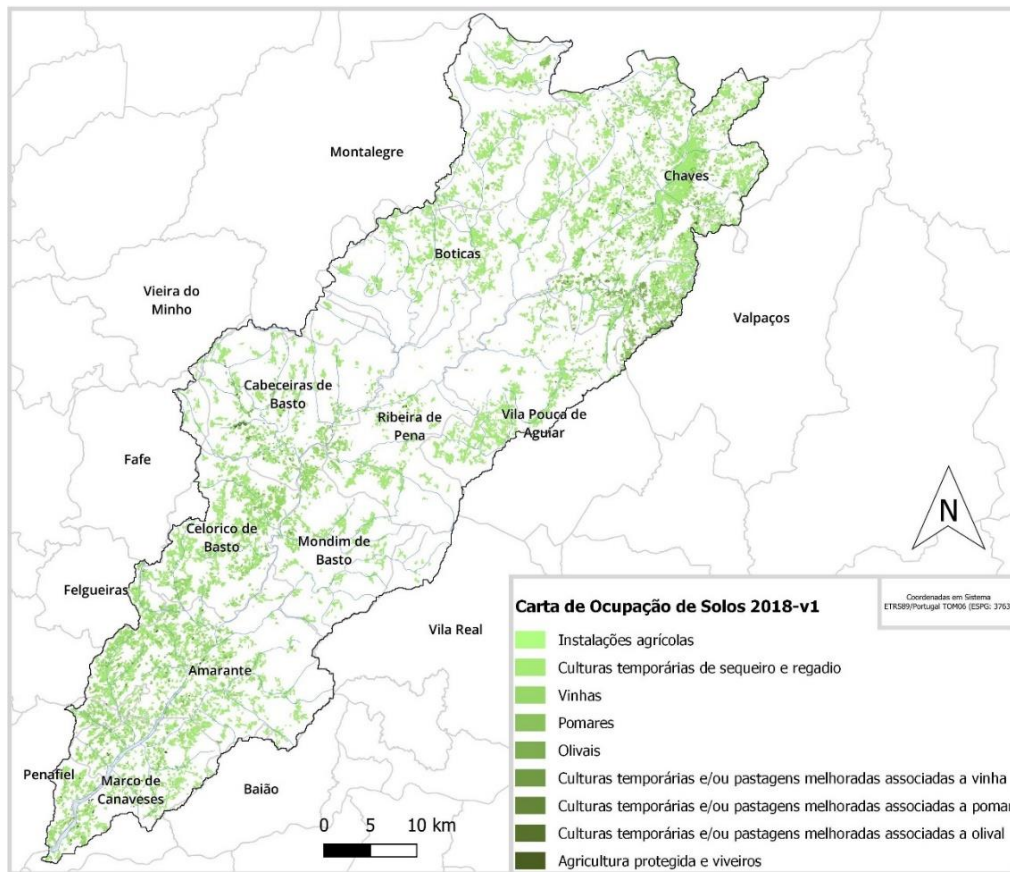


Figura 15 - Distribuição das atividades agrícolas identificadas como de maior risco de contaminação por nitratos e ortofosfatos na área da BHT (Direção Geral do Território, 2018).

3.6 Caracterização Socioeconómica

As atividades humanas exercidas numa determinada região, constituem “pegadas humanas”, que podem contribuir para a alteração da qualidade e quantidade dos recursos hídricos disponíveis (Ferreira, 2007). Deste modo, é bastante importante para este estudo a caracterização socioeconómica da região do rio Tâmega e na área de influência da sua bacia hidrográfica.

Para uma caracterização socioeconómica detalhada na envolvente da BHT, foram utilizados dados disponibilizados pelo instituto Nacional de Estatísticas (INE). Após a obtenção dos dados pretendidos, recorreu-se a instrumentos informáticos de processamento de dados para a elaboração de tabelas e gráfico da evolução socioeconómica ao longo dos últimos anos.

Quanto à demografia da região da BHT, consoante os dados disponibilizados pelo INE referentes aos censos de 2011 e 2021, pode referir-se uma redução total de 1,54% na população dos concelhos abrangidos pela área da BHT (Tabela 4), equivalendo a um total de 35905 residentes, evidenciando uma perda global de população nesta região nos últimos 10 anos. As regiões do Alto-Tâmega e do Douro, ficam aqui destacadas como as regiões abrangidas pela área da BHT que mais população perderam. Esta perda de população pode ser explicada pelo envelhecimento da população residente aliada a uma baixa taxa de natalidade, estando ambos estes fatores interligados com a imigração, relativa à perda de capacidade atrativa para as regiões litorais (Bernardo, *et al.*, 2020).

Tabela 4 - População residente nos concelhos abrangidos pela BHT (INE, 2021).

Local de Residência (NUT-III, Concelho)	População Residente (Nº)		
	2011	2021	Variação (%)
Ave	425411	418531	-0.02
Cabeceiras de Basto	16710	15560	-0.07
Fafe	50633	48506	-0.04
Mondim de Basto	7493	6410	-0.14
Vieira do Minho	13001	11956	-0.08
Alto Tâmega	94143	84253	-0.11
Boticas	5750	5000	-0.13
Chaves	41243	37592	-0.09
Montalegre	10537	9261	-0.12
Ribeira de Pena	6544	5885	-0.10
Valpaços	16882	14702	-0.13
Vila Pouca de Aguiar	13187	11813	-0.10
Tâmega e Sousa	432915	408675	-0.06
Amarante	56264	52119	-0.07
Baião	20522	17535	-0.15
Celorico de Basto	20098	17645	-0.12
Felgueiras	58065	55855	-0.04
Marco de Canaveses	53450	49546	-0.07
Penafiel	72265	69630	-0.04
Douro	205157	183886	-0.10
Vila Real	51850	49574	-0.04
Total	514494	478589	-1.54

Tendo este trabalho por base o estudo da qualidade da água da BHT, considera-se também importante analisar a população total dos concelhos abrangidos pela área da bacia, no que se refere ao acesso a tratamento de águas residuais. Após o tratamento dos dados disponíveis, foi possível construir o gráfico da Figura 16, demonstrativo do volume total de águas residuais (m³) tratadas nos concelhos abrangidos pela BHT entre os anos de 2014 a 2019.

A partir da observação da Figura 16 é possível verificar que ocorreu um aumento do volume de água residual tratada, entre os anos de 2014 a 2018, sofrendo um decréscimo de 2018 para 2019.

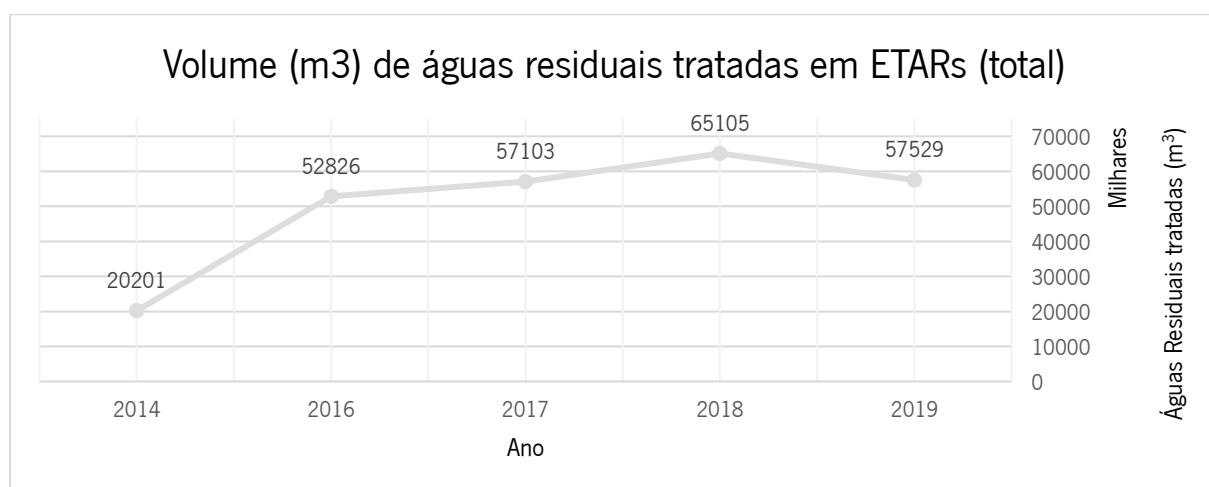


Figura 16 – Volume total (m³) de águas residuais tratadas nos concelhos abrangidos pela área da BHT (INE, 2021).

Foram ainda obtidos dados referentes à evolução da contagem de explorações agrícolas presentes na região da BHT. Na Figura 17 é possível notar o significativo decréscimo no número total de explorações agrícolas nos concelhos abrangidos pela área da BHT, entre os anos de 1989 (nº de explorações = 49688) e 2019 (nº de explorações = 27633). No total, entre o período analisado, foram extinguidas 22055 explorações agrícolas, correspondendo a uma perda de 44,38% do total.

O abandono da atividade agrícola é explicado no Recenseamento Agrícola (2021) que enumera diversos fatores que podem influenciar esta redução. Desde o envelhecimento dos agricultores, à revolução demográfica de abandono do interior ou emigração decorrente nos anos analisados. O problema do abandono da agricultura pode ser também explicado em parte pelo facto de estas explorações, na primeira década analisada, serem de pequena dimensão, ou seja, com uma pequena Superfície Agrícola Utilizada (SAU). No entanto, e apesar da diminuição do número de explorações, que se mantiveram ou

novos empreendimentos iniciados durante este período, apresentam uma SAU maior, sendo um reflexo da industrialização da atividade caracterizada pelos novos métodos e tecnologias disponíveis.

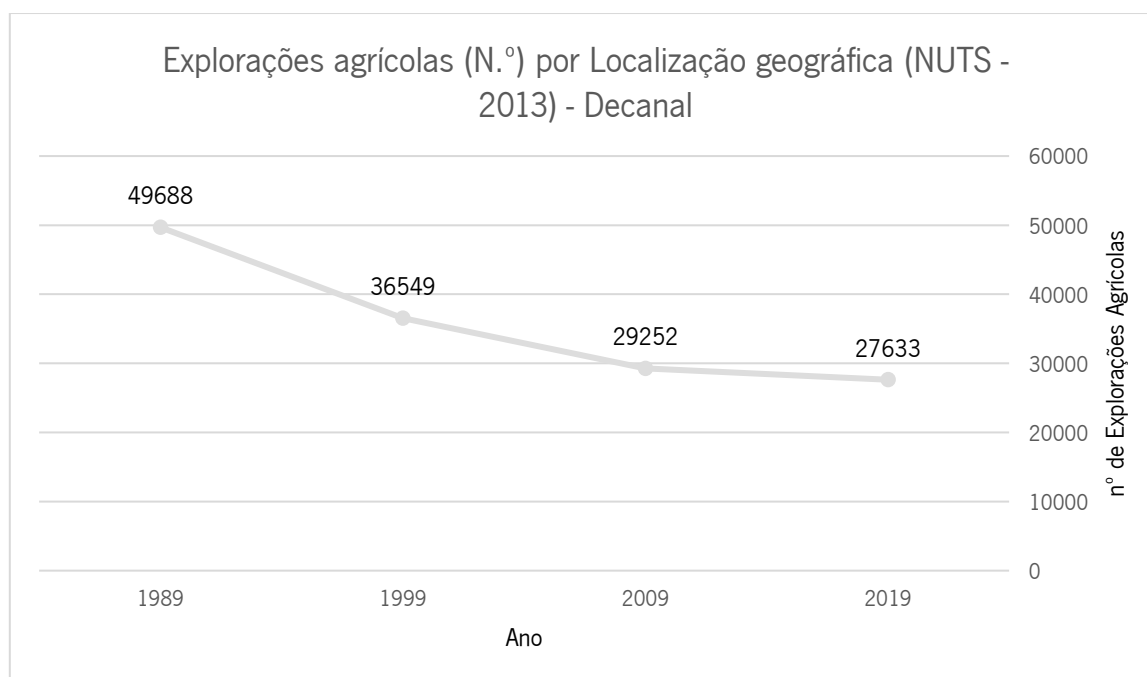


Figura 17 - Número de explorações agrícolas total nos concelhos abrangidos pela área da BHT, entre 1989 e 2019 (INE, 2021).

Em linha com a análise do número de explorações agrícolas na BHT, pode ser analisada a evolução dos números relativos à atividade pecuária (Tabela 5 e Figura 18) segundo as bases dos dados dos Recenseamentos Agrícolas (INE, RGA, 1989 a 2019), relativamente à contagem de cabeças de gado (CN – Cabeças normais), e materiais excretados pelos mesmos segundo o Anexo II do CBPA (Despacho n.º 1230/2018, de 5 de fevereiro). Os dados apresentados demonstram uma significativa redução no número de CN presentes nas atividades agrícolas da BHT, sobretudo no quadro temporal mais alargado (de 1989 a 2019), continuando com uma tendência para redução, embora em proporções inferiores, como é notado na última década de dados (2009 a 2019) e em linha como comportamento notado na evolução do número de explorações agrícolas anteriormente analisado.

Tabela 5 – Número de cabeças de gado total nos concelhos abrangidos pela área da BHT, segundo os valores descritos nos recenseamentos agrícolas entre 1989 a 2019 (INE, 2022).

	1989	1999	2009	2019	Variação Média Absoluta 89/19	Variação média relativa 89/19
CN de bovinos	75567	52042	38257	33988	-41 579	-55%
CN de aves	7399	6164	4768	5723	-1 676	-23%

CN de caprinos	7353	5269	4183	3634	-3 719	-51%
CN de coelhos	875	785	847	635	-240	-27%
CN de ovinos	8835	9578	8687	7827	-1 008	-11%
CN de suínos	16460	15615	5543	4853	-11 607	-71%
CN de equídeos	11186	8711	6619	5064	-6 122	-55%
CN (TOTAL)	127675	98164	68904	61724	-65 951	-52%

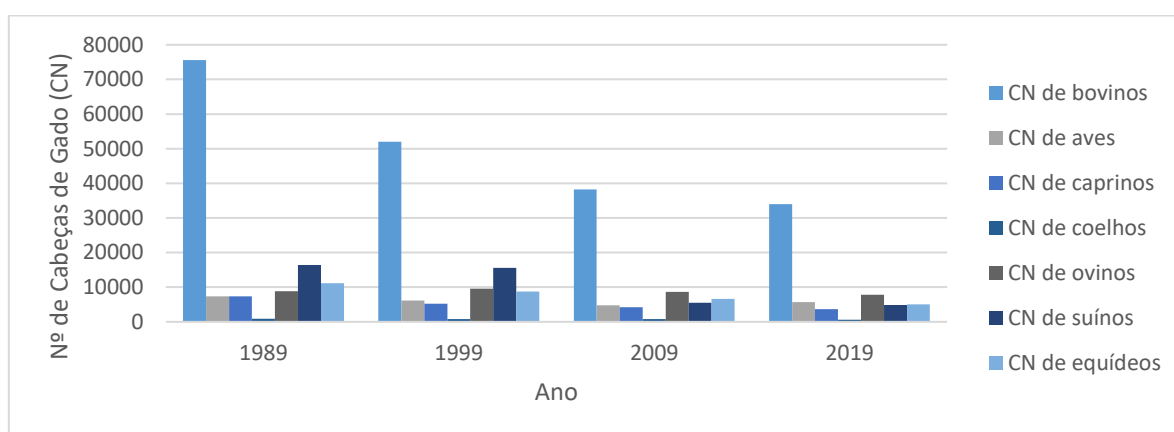


Figura 18 -Variação do número de cabeças de gado total nos concelhos da BHT, segundo os recenseamentos agrícolas entre 1989 a 2019 (INE, 2022).

Estas reduções terão um impacto no *input* de nutrientes no solo como pode ser observado na Tabela 6 e Figura 19, utilizando alguns dos indicadores descritos no Despacho n.º 1230/2018 de 5 de fevereiro. Pode verificar-se que quer no caso do azoto total (N_T - azoto orgânico e mineral), azoto disponível (N_b - azoto inorgânico ou nítrico), pentóxido de fósforo (P_2O_5 - fósforo aplicado), estimativas de toneladas de nutrientes produzidos e na contagem (kg/ha) de SAU, seguem uma tendência decrescente, com uma variação média relativa de menos aproximadamente 53% dos nutrientes introduzidos no solo pelas atividades agrícolas de orientação pecuária.

Tabela 6 – Estimativas de quantidades de nutrientes produzidos pelas cabeças de gado (Fonte: CBPA - Despacho n.º 1230/2018, Anexo VII).

	1989	1999	2009	2019	Variação Média Absoluta 89/19	Variação Média Relativa 89/19
Estimativa de N_T produzido (Ton.)	10833	8268	5687	5069	-5 764	-53%
Estimativa de N_b produzido (Ton.)	6580	5039	3408	3052	-3 528	-54%
Estimativa de P_2O_5 produzido (Ton.)	5307	4146	2725	2437	-2 870	-54%
N_T (kg/ha de SAU)	60,24	45,98	31,63	28,19	-32,05	-53%

N_t(kg/ha de SAU)	36,59	28,02	18,95	16,97	-19,62	-54%
P₂O₅ (kg/ha de SAU)	29,51	23,05	15,16	13,55	-15,96	-54%

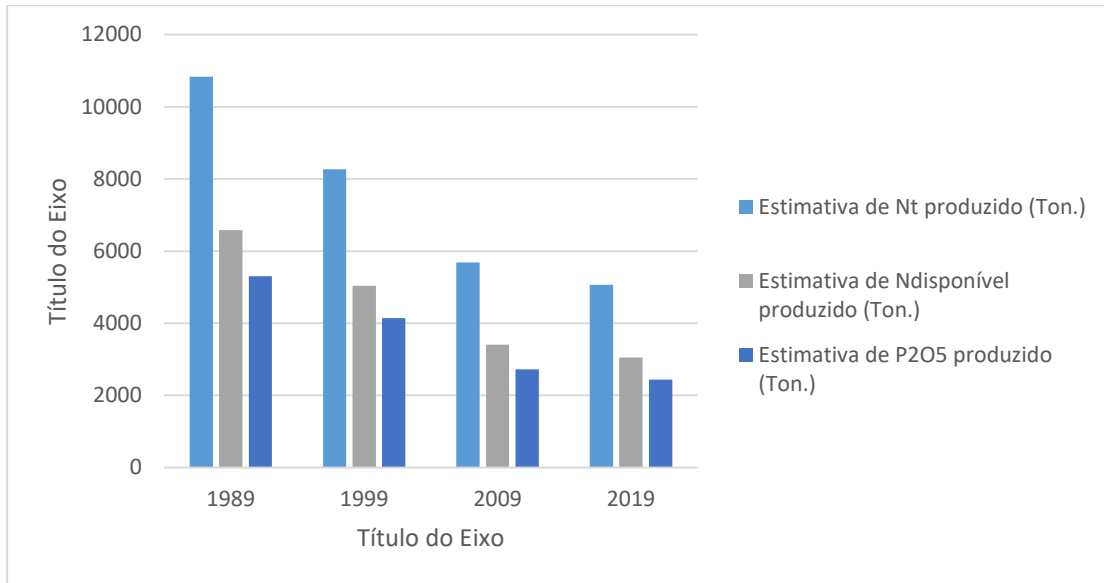


Figura 19 – Variação das estimativas de nutrientes produzidos pelas cabeças de gado (Fonte: CBPA - Despacho n° 1230/2018, Anexo VII).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

A necessidade de avaliar e identificar potenciais focos de contaminação da água subterrânea na bacia hidrográfica do rio Tâmega, associados particularmente a fontes com origem agrícola, determinou a construção de uma metodologia que pudesse responder de uma forma concreta e espacialmente representativa da presença e efeito dos sistemas de produção agrícola, tendo em conta as características biofísicas deste território. Para tal, pretende-se preparar uma metodologia de avaliação de risco de contaminação que permita relacionar os sistemas de produção agrícola com as condições do território onde ocorrem, procurando identificar as diferentes particularidades que ocorrem na BHT e que refletem a multifuncionalidade deste espaço.

Como um contributo para a avaliação de risco de contaminação na BHT, procedeu-se à construção e definição de uma rede de monitorização para a água subterrânea e posteriormente à recolha de amostras de água, em locais selecionados, para a determinação dos teores de nitrato (NO_3^-) e ortofosfatos (PO_4^{3-}), com possível origem ou induzida pelas explorações agrícolas desenvolvidas na região.

4.1 Metodologia

A metodologia do trabalho para definição de uma rede de monitorização foi desenvolvida ao longo de três fases sequenciais. Numa primeira fase foi efetuada a recolha e tratamento de dados da área de estudo, considerados mais relevantes para a avaliação do risco de contaminação da água subterrânea na BHT. Nestes dados georreferenciados consideram-se os elementos ambientais (geológicos, geomorfológicos, hidrológicos), assim como outros elementos importantes para o estudo, conforme descrito no fluxograma da Figura 20.

Posteriormente, e numa segunda fase, procedeu-se à construção de uma metodologia de avaliação de risco de contaminação da água subterrânea, em particular para nitratos e ortofosfatos, tendo por base a análise e tratamento dos dados recolhidos.

Por fim, foram selecionados locais como pontos de amostragem mais representativos, sendo definida uma rede de amostragem na BHT.

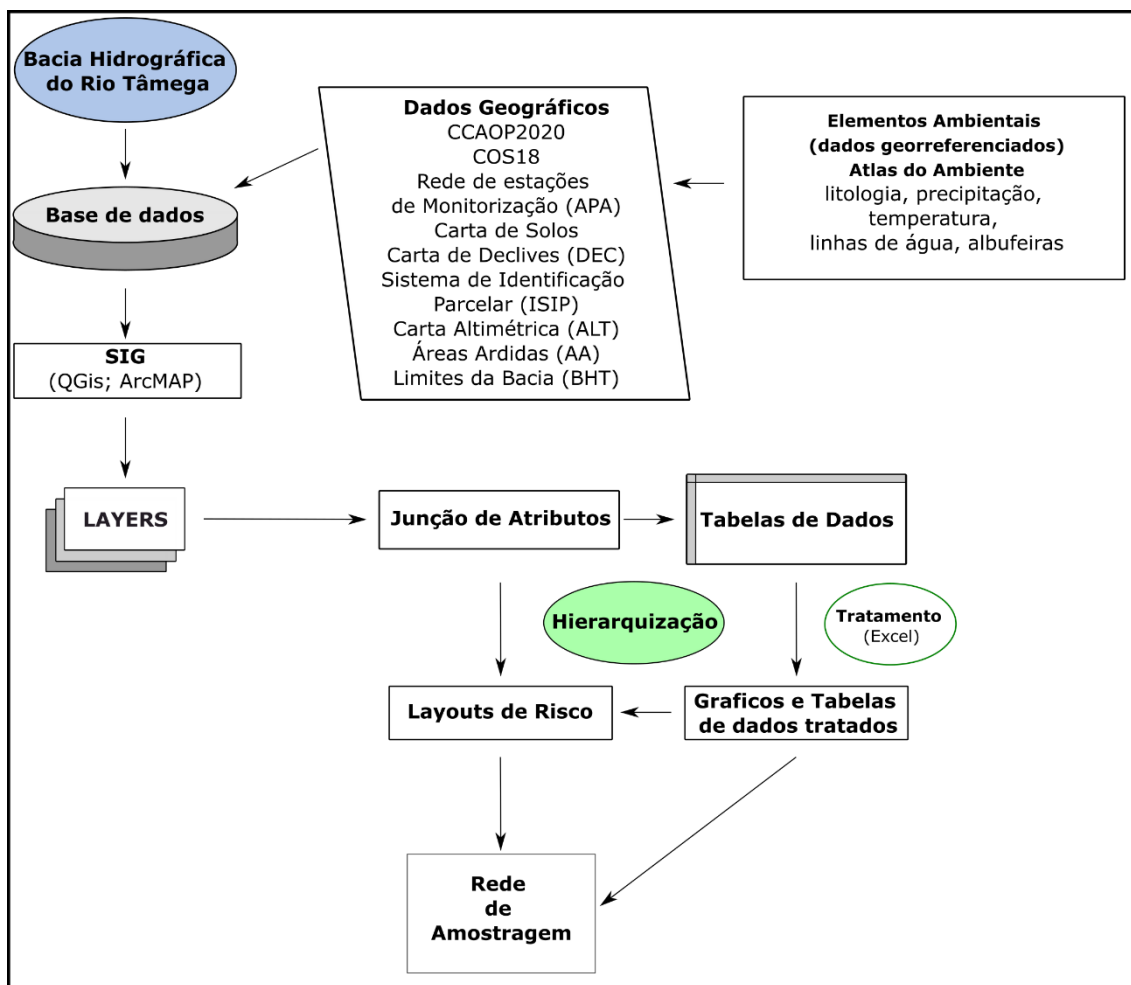


Figura 20 - Fluxograma explicativo da metodologia utilizada para a criação da rede de monitorização.

Para a definição de uma rede de amostragem adequada e representativa de potenciais fontes de contaminação da água subterrânea, é necessário estabelecer e priorizar pontos de amostragem de água com maior probabilidade (risco) de se encontrarem contaminados por elementos químicos de origem agrícola e pecuária. Assim sendo, e de modo a obter uma amostra representativa de pontos de água com maior probabilidade de contaminação, foram estabelecidos parâmetros/critérios probabilísticos e de hierarquização de vulnerabilidade na BHT (Tabela 7).

Tabela 7 - Critérios e hierarquização de atributos para mapeamento do risco de contaminação da água subterrânea da BHT.

Critérios	Hierarquização de atributos
Declives (carta de declives) [DEC]	0 a ≤5% - Risco Alto [3]; >5 a ≤15% - Risco Médio [2]; >15% Risco Baixo [1]
Altimetria (carta altimétrica) [ALT]	0 a 400 m - Risco Alto [3]; 400 a 600 m - Risco Médio [2]; >600 m - Risco Baixo [1]

Abrangência das estações da APA de monitorização da qualidade de águas subterrâneas (Critério de exclusão) [EM]	Zona de exclusão de 1Km Ponto localizado fora da área de exclusão = 1; Ponto inserido na área de exclusão = 0
Áreas ardidas num período de 5 anos (2016-2019) [AA]	Pontos de água inseridos dentro de áreas ardidas [1]; Pontos de água fora de áreas ardidas [0]
Parcelas agrícolas no ISIP [ISIP]	Culturas temporárias - Risco Alto [1,5], Olivais, vinhas - Risco Médio [1], Pastagens permanentes - Risco Baixo [0,5], Floresta, urbano - Risco Nulo [0]
Ocupação do solo (Carta de Ocupação do Solo) [COS]	Culturas temporárias, Culturas protegidas - Risco Alto [1,5]; Olival, vinha - Risco Médio [1]; Pastagens permanentes - Risco Baixo [0,5]; Floresta, urbano - Risco Nulo [0]
Tipo de Solos [S]	Fluviosolos, Antrosolos - Risco Alto [3]; Cambissolos, Regossolos - Risco Médio [2]; Leptossolos - Risco Baixo [1]; Água, urbano - Risco Nulo [0]
Confluência de linhas de água superficiais [LIN]	0 a ≤ 500 m - Risco Alto [1]
Área Social Agrícola [ASA]	0 a ≤ 500 m - Risco Alto [1]
Distância à linha de água [DLA]	0 a ≤ 1km - Risco Alto [3]; >1 a ≤2km - Risco Médio [2]; >2km Risco Baixo [1]
Ponto inserido nos limites da área da BHT (critério de exclusão) [BH]	Inserido = 1; Não inserido =0

Os critérios de hierarquização seleccionados para mapear o risco de contaminação da água subterrânea são aplicados noutros locais, podendo ser referido um exemplo no Norte do Paquistão em que foram utilizados fatores como o declive, tipo de solo, altitude, uso do solo ou a distância a um rio (Awais *et al.*, 2021).

Relativamente à orografia da zona onde o ponto se encontra, foram atribuídos valores de risco segundo o declive dos locais, sendo que, nas zonas que apresentaram declives menos acentuados, a probabilidade de risco de contaminação aumenta. Esta valorização justifica-se pela capacidade de infiltração no solo, que diminui consoante o aumento do declive, diminuindo, assim, a probabilidade de infiltração dos nutrientes N e P no solo, lixiviando-os consoante a direção da inclinação da superfície.

As áreas com uma altitude mais elevada são consideradas zonas de menor risco de contaminação uma vez que, por ação da gravidade, a retenção de águas, lixiviação ou infiltração ocorre por ação da gravidade, do ponto mais alto para o ponto mais baixo, considerando as zonas baixas como as zonas de maior probabilidade de concentração de elementos contaminantes. A divisão da classificação foi feita segundo um arredondamento da divisão do valor da altitude mais elevada na área da BHT por um denominador de 3, sendo classificada a altitude de cada ponto em 3 valores distintos.

Os incêndios são um fator contributivo para o aumento da concentração de azoto e fósforo (Spencer & Hauer, 1991) e, neste sentido, por se tratar de um impacto também associado à gestão agroflorestal das explorações agrícolas, foram incluídas áreas ardidas depois de 2016 (período de 5 anos) como um critério de risco.

Quanto ao critério das parcelas agrícolas registada na rede iSIP (Sistema de Identificação Parcelar) e ao critério referente à ocupação dos solos segundo a Carta de Ocupação de Solos (COS), as pontuações dos dois critérios foram divididas uma vez que, nominalmente, representam o mesmo critério. O uso e ocupação do solo têm uma ampla utilização em trabalhos sobre o impacto da agricultura na contaminação de água subterrânea (Awais et al., 2021; Lawniczak, et al 2016) uma vez que refletem a ação humana sobre o território e o seu processo de gestão territorial, refletindo os “*inputs*” de nutrientes e interferindo na infiltração e circulação da água (superficial e subterrânea).

Neste sentido, os solos representam um papel importante na infiltração da água e conseqüentemente, dependendo do tipo de solo, poderão resultar diferentes capacidades de retenção e infiltração da água, assim como de transporte e mobilidade dos nutrientes (N e P).

As instalações agrícolas, incluindo as instalações pecuárias, são referenciados como Áreas Sociais Agrícolas (ASA) no iSIP, tendo sido identificadas as instalações pecuárias presentes à data na área de estudo. Neste critério, foi criado um *buffer* de 500 metros em volta de todos os edifícios com esta designação presentes na área da BHT. Os possíveis pontos de amostragem que se incluíssem dentro deste limite tiveram uma pontuação de risco adicional com este critério de classificação.

A distância às linhas de água superficial é considerada como critério de hierarquização de risco, uma vez que quanto menor a distância de um foco de poluição a uma linha de água, maior será a possibilidade de os elementos contaminantes escoarem para as linhas de água (Awais et al., 2021). Deste modo, atribui-se maior pontuação a locais mais próximos de uma linha de água superficial.

Após a recolha e tratamento da informação indicada nos critérios considerados e enumerados, foram definidos intervalos de variação do risco de contaminação e respetiva classificação para cada um destes critérios (Tabela 8). Os intervalos de variação serviram de base para uma primeira visão generalizada do risco de contaminação a que cada ponto de água subterrânea estará sujeito tendo em consideração cada parâmetro.

Tabela 8 - Classificação do risco de contaminação da água subterrânea tendo em conta os seus critérios e atributos.

Critério	Atributo	Risco Baixo (%)	Risco Médio (%)	Risco Alto (%)
Declive	>15%	37,39%	25,40%	18,94%
	>5 a ≤15%	42,52%	43,40%	37,40%
	0 a ≤5%	20,09%	31,20%	43,66%
Altimetria	>600 m	61,00%	8,82%	1,72%
	400 a 600 m	27,40%	22,59%	9,89%

	0 a 400 m	11,59%	68,59%	88,40%
Áreas ardidas	fora de áreas ardidas	84,90%	87,64%	91,74%
	dentro de áreas ardidas	15,10%	12,36%	8,26%
Ocupação dos solos	Floresta, urbano	92,40%	72,96%	32,05%
	Pastagens permanentes	0,01%	0,03%	0,02%
	Olival, vinha	1,37%	5,56%	19,60%
	Culturas temporárias, Culturas protegidas	6,22%	21,44%	48,33%
Confluência de linhas de água superficiais	> 500 m	97,68%	89,54%	80,97%
	0 a ≤ 500 m	2,32%	10,46%	19,03%
Área social agrícola	>500 m	54,40%	11,30%	1,80%
	0 a ≤ 500 m	45,60%	88,70%	98,20%
Solos	Águas, Urbanização	1,99%	0,40%	0,04%
	Leptosolos	57,65%	11,09%	1,49%
	Cambissolos, Regossolos	37,13%	45,46%	15,41%
	Fluviosolos, Antrosolos	3,23%	43,05%	83,06%
Distância à linha de água principal	>2km	5,83%	0,14%	0,03%

Recorrendo a um *software* de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), *software* QGIS versão 3.24 “Tisler”, foi possível propor uma rede de amostragem de água subterrânea na BHT direcionada para a área de maior probabilidade de contaminação ou com mais risco de poluição, associada à presença de efluentes agrícolas.

O processamento e distribuição espacial do grau de probabilidade do risco de contaminação na água subterrânea da BHT prende-se com atribuição de valores de risco relativos aos diferentes parâmetros a hierarquizar no *software* SIG. A hierarquização segue a fórmula descrita na Figura 21, sendo atribuído a cada um dos parâmetros, o valor de risco total. Esta hierarquização ocorre, numa primeira fase, pela junção de atributos de cada camada relativa a cada critério (realizado em *software* SIG), atribuindo a cada ponto o seu valor respetivo. Após os valores de todos os critérios estarem devidamente atribuídos a cada ponto, a informação é exportada e tratada matematicamente no *software* Excel para cálculo do risco obtido em cada ponto.

$$Risco = \sum (VR_{C_1} + \dots + VR_{C_n}) \times (E_1 \times E_2)$$

Figura 21 – Fórmula de cálculo do risco de contaminação em cada ponto para efeitos de hierarquização. (VR- Valor de Risco do critério; C- Critério; E- Critério de Exclusão).

A título de exemplificativo, um ponto de água localizado numa zona de declive <5% (valor de risco do critério = 3), a uma altitude de 500m (valor de risco do critério = 2), que não está inserido numa área

ardida (valor de risco do critério = 0), caracterizado na rede ISIP como pastagem permanente (valor de risco do critério = 0,5), localizado num regossolo (valor de risco do critério = 2), distanciado por mais de 500m de uma confluência de linhas de água e em áreas sociais agrícolas (ambos com valor de risco = 0), e a 1,5km de uma linha de água (valor de risco do critério = 2) estando inserido na área da bacia e fora da área de exclusão das estações da APA traduz-se no cálculo indicado na Figura 22.

$$Risco = (3 + 2 + 0,5 + 2 + 2) \times (1 \times 1) = 9,5$$

Figura 22 - Exemplo de classificação de nível de risco de um ponto segundo os critérios estabelecidos.

4.2 Amostragem

Terminado o processamento da informação de base, foram obtidos, como os mais representativos de um maior risco de contaminação da água subterrânea por efluente agrícolas, 37 pontos de amostragem de água subterrânea, distribuídos por poços (16 pontos), minas (7 pontos), furos verticais (10 pontos) e nascentes (4 pontos), e associados a diferentes explorações agrícolas e tipos de ponto de água, com uma distribuição regular por toda a área da BHT.

De modo a assegurar a distribuição equitativa e representativa de toda a BHT, a área foi dividida em quadrículas de 146,4km² (11,18 x 13,1 km) totalizando 27 quadrículas (Figura 23). Estas quadrículas foram classificadas consoante o nível médio de risco de contaminação representado pela média das pontuações de risco de todos os pontos inseridos na área dessa mesma quadrícula.

As quadrículas foram posteriormente hierarquizadas segundo uma divisão por quartis. Assim, foi possível determinar três níveis de risco para determinar cada quadrícula, consoante os pontos disponíveis nas bases de dados em que são identificáveis os proprietários e nos quais existe uma atividade agrícola associada e enquadrada nos parâmetros e objetivos deste estudo. Do total de pontos que se enquadram nestas classificações, é possível, recorrendo a esta metodologia, dividi-los em três níveis de risco: nível de “risco baixo” com 135 pontos de água (8 quadrículas), com uma média por quadrícula \leq a 10,21 pontos; nível de “risco médio” contando 268 pontos de água (9 quadrículas) com uma média de]10,21;11,63] pontos por quadrícula; e um nível de “risco alto” com 801 pontos de água (10 quadrículas), com uma média de]11,63; 13,49] pontos por quadrícula (Figura 23).

Nos dois quartis com menor risco – nível de risco baixo e médio – procedeu-se à recolha de apenas uma amostra de água subterrânea (no ponto de maior risco dessa quadrícula), enquanto nas quadrículas do quartil de maior risco - nível de risco alto – foram selecionados dois pontos de recolha de amostras de água subterrânea. Após selecionados os postos de amostragem de água mais representativos, foi obtida uma rede de amostragem com uma densidade mínima de pontos de recolha de água de 14,4 estações por 1000km² ou de 1 ponto de amostragem por cada 69km².

No final de todo o processamento de distribuição e classificação da área da BHT resultam selecionados 37 pontos de amostragem de água subterrânea, considerados mais representativos e equitativamente distribuídos pela área da BHT. No final, é obtida a rede de amostragem para a monitorização da avaliação de risco de contaminação, associada à atividade agrícola, para a BHT (Figura 23).

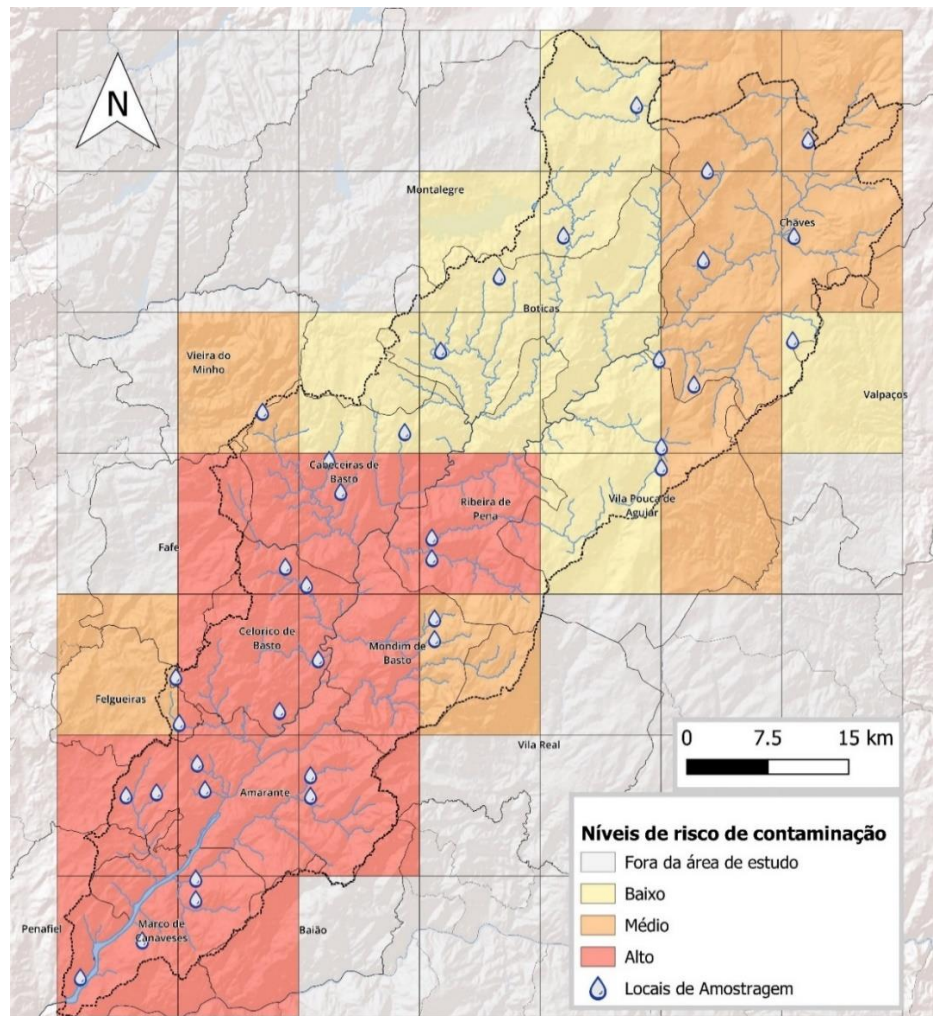


Figura 23 - Avaliação do risco de contaminação por elementos de origem agrícola na BHT com indicação dos pontos de amostragem de água subterrânea.

Por constrangimentos, tanto ao nível de calendarização como da disponibilidade de efetivos, apenas foi possível realizar uma campanha de amostragem de água subterrânea. Esta campanha de amostragem decorreu entre dezembro de 2021 a janeiro de 2022, onde a precipitação registada entre os meses de outubro de 2021 e fevereiro de 2022 foi atipicamente reduzida em 90% no do território nacional, com uma média de precipitação mensal de 87mm em dezembro de 2021 e 82mm em janeiro de 2022 (IPMA, 2022), tendo sido classificado como maioritariamente em seca moderada, como é possível observar na Figura 24.

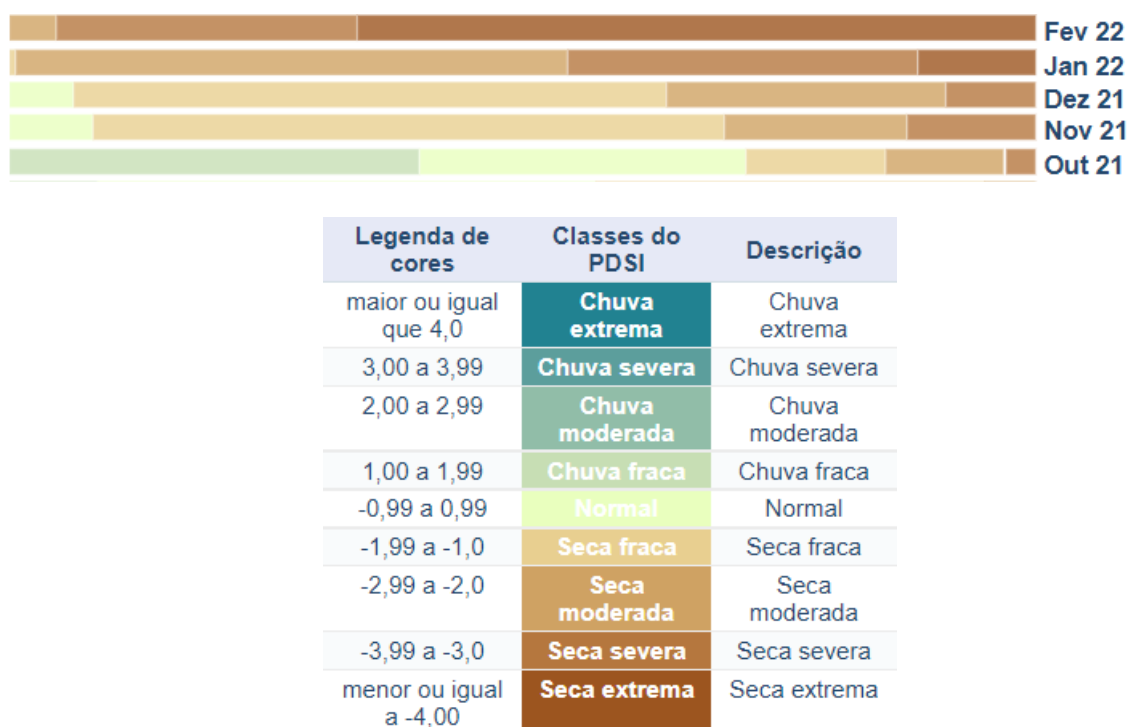


Figura 24 - Classificação do índice PDSI (Palmer Drought Severity Index) para períodos secos e chuvosos, entre os meses de outubro de 2021 a fevereiro de 2022 (IPMA, 2022)

As amostras de água subterrânea, após recolhidas, foram devidamente acondicionadas e transportadas para o laboratório IDEALQ (Investigação, Desenvolvimento e Análises em Laboratórios de Química) em Viana do Castelo. Neste laboratório foram determinados os teores de nitrato (NO_3^-) e ortofosfato (PO_4^{3-}) na água subterrânea, com recurso aos métodos SMEWW 4500 NO_3^- - B e SMEWW 4500 P - E, respetivamente. No campo, e no momento de recolha das amostras de água, foram realizadas determinações do teor de nitratos “*in situ*”, com equipamento de medição de análises expeditas RQflex® 10 plus, com uma amplitude de medição entre 5 a 225 mg/L (NO_3^-). Com estas determinações e diferentes métodos será também possível realizar uma comparação dos resultados obtidos.

5. RESULTADOS

5.1 Rede de monitorização

A rede de monitorização da água subterrânea da BHT, foi construída para identificar, numa escala real e espacialmente bem distribuída, a possível contaminação destes recursos associada a atividades agrícolas e de pecuária. Para tal, foram identificados os fatores de risco na rede de pontos de água, localizados em áreas agrícolas e tendo em consideração os dados disponíveis. Estes pontos de amostragem ocorrem distribuídos por quadrículas que subdividem a BHT equitativamente. Esta metodologia permite assegurar a obtenção de uma rede de amostragem representativa da área da BHT como representado na Figura 25.

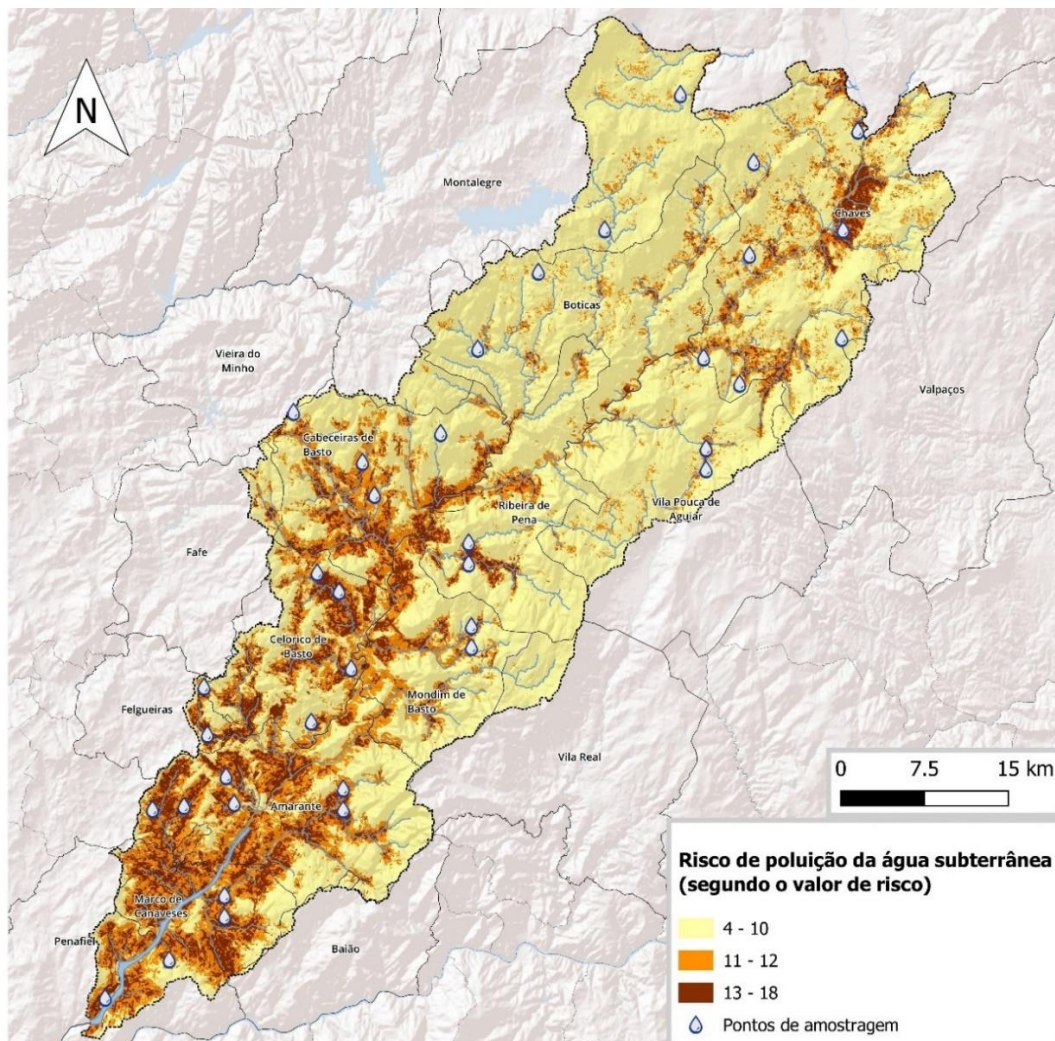


Figura 25 - Mapa do nível de risco de contaminação de origem agrícola segundo a valorização dos critérios de seleção, com indicação dos locais de amostragem da rede de monitorização da água subterrânea da BHT.

Após identificada a distribuição espacial do risco de contaminação por efluentes agrícolas, em particular devido aos teores elevados de nitrato e ortofosfatos na água subterrânea, foi possível determinar o nível de risco e a sua proporção na BHT (Tabela 9). Conforme a informação disponível, pode concluir-se que a maioria da área de estudo (72%) se encontra numa situação de baixo risco de contaminação, cerca de 20% da área total da bacia apresenta um risco de contaminação médio e apenas 8% da área total da bacia se encontra seriamente em risco de contaminação por efluentes agrícolas.

Tabela 9 - Proporção das áreas da BHT segundo o nível de risco de contaminação.

Nível de risco	Pontos de risco (segundo critérios)	Área (ha)	Proporção da BH
Risco baixo	[≤10]	185.80	72%
Risco médio	[> 10 e ≤ 12]	50.2	20%
Risco alto	[> 12]	20.70	8%

5.2 Resultados analíticos

Após a recolha das amostras de água subterrânea na BHT e posterior tratamento para determinação laboratorial dos teores de nitrato e ortofosfato, foram obtidas as concentrações destes elementos segundo o tipo de ponto de água de recolha da amostra (Tabela 10 e 11).

O Decreto-Lei n.º 236/98 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, e refere no Anexo I (destinado a qualidade de águas superficiais para consumo humano) como valor máximo recomendado (VMR) para o teor de nitratos 25 mg/L NO₃ e como valor máximo admissível (VMA) 50 mg/L NO₃. O método analítico de referência para este elemento químico é a espectrometria de absorção molecular com reagente específico. A atual legislação em vigor para a qualidade de água para consumo humano, conforme o Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de agosto, que transpôs para a legislação nacional a Diretiva 98/83/CE, define apenas como valor paramétrico os 50 mg/L NO₃. A Organização Mundial de Saúde (OMS) também estabelece o valor de 50 mg/L NO₃ como a referência na água de consumo humano (OMS, 2017)

No caso do fósforo total, o Decreto-Lei n.º 236/98 (Anexo XVIII) define um valor limite de emissão (VLE) para a descarga de águas residuais que limita a 10 mg/L P, 3 mg/L P para águas que alimentem lagoas

ou albufeiras e 0,5 mg/L P para lagoas e albufeiras. O Anexo XXI estabelece para a qualidade mínima da água superficial um valor máximo admissível (VMA) de 1 mg/L P.

Os marcos de referência para os níveis de qualidade da água seguiram os parâmetros estabelecidos para a água de consumo humano por um princípio de precaução, correspondendo a um nível de maior exigência de qualidade da água para promover a sua utilização sustentável. Assim, no caso dos teores de nitrato, consideram-se dois níveis: VMR - 25 mg/L NO_3^- e VMA - 50 mg/L NO_3^- , enquanto para os teores de ortofosfato, e por não existir um valor paramétrico com enquadramento legal definido, considera-se metade do valor de VMA estabelecido para Decreto-Lei n.º 236/98, ou seja, uma concentração de 0,5 mg/L P. Na conversão para o ião fosfato, 0,5 mg/L P equivale a 1,533 mg/L PO_4^{3-} e 1,146 mg/L P_2O_5 .

O nível de preocupação com a concentração de nitratos na água é referido na Diretiva Nitratos (Diretiva 91/676/CEE), isentando de um controlo quadrienal e passando a octanual, no caso de estações de amostragem com concentração abaixo de 25 mg/L de NO_3^- (alínea b do artigo 6º). Esta Diretiva, no caso da água subterrânea, classifica como águas poluídas ou suscetíveis de serem poluídas, caso não sejam tomadas medidas, as que contêm ou poderão conter mais do que 50 mg/L de nitratos (Diretiva 91/676/CEE, Anexo I).

A concentração média, máxima e o desvio padrão dos teores de nitrato e azoto na água subterrânea (NO_3^-/L e N/L) é apresentada na Tabela 10. As determinações na água referem-se aos teores de nitrato sendo as unidades, depois convertidas pelo laboratório de análises através do uso de uma constante correspondente ao elemento, transformadas em concentração respetiva de azoto.

Na Tabela 11 são apresentadas as concentrações ortofosfato e fósforo ($\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$ e P/L), igualmente obtidas por conversão do P analisado em teor PO_4^{3-} . Para converter as unidades de nitrato em azoto (N) é necessário multiplicar o valor de nitrato obtido pela constante de 0,2259, enquanto para converter a unidade de fósforo (P) em ortofosfato, o valor de fósforo obtido é dividido por 0,33261

Tabela 10 - Concentração de nitrato e de azoto na água subterrânea da BHT.

Tipo de ponto de água	N.º	Nitrato (mg NO_3^-/L)			Azoto (mg N/L)		
		Média	Máximo	σ	Média	Máximo	σ
Furo vertical	10	17,12	48,60	16,44	3,87	11,00	3,72
Mina	7	12,59	27,10	10,17	2,93	6,72	2,45

Nascente	4	8,14	14,80	7,07	1,84	3,34	1,59
Poço	16	29,49	144,00	36,72	6,67	32,50	8,29
Total Geral	37	20,64	144,00	26,81	4,68	32,50	6,06

Tabela 11 - Concentração de fósforo e de ortofosfato na água subterrânea da BHT.

Tipo de ponto de água	N ^o	Fósforo (mg P/L)			Ortofosfato (PO ₄ ³⁻ /L)		
		Média	Máximo	σ	Média	Máximo	σ
Furo Vertical	10	0,11	0,25	0,08	0,33	0,78	0,24
Mina	7	0,05	0,15	0,05	0,19	0,45	0,15
Nascente	4	0,03	0,05	0,02	0,08	0,16	0,05
Poço	16	0,13	0,79	0,19	0,27	0,78	0,18
Total Geral		0,10	0,79	0,13	0,25	0,78	0,19

Consoante os resultados obtidos pode verificar-se que na água de poços e furos verticais foram obtidos, para nitratos e fosfatos, valores máximos e de desvio padrão mais elevados do que na água de nascente e minas. Na água dos poços, os valores de nitrato são particularmente mais elevados, enquanto os furos verticais representam o ponto de água com valores médios mais elevados para concentrações de ortofosfato. Em ambos os tipos de pontos de água, os valores máximos de ortofosfato obtidos são considerados elevados (Tabela 10 e 11).

A profundidade de recolha da amostra nos pontos de água é um parâmetro influenciador da concentração de nitrato e ortofosfato dissolvido na água subterrânea, uma vez que a recolha de água efetuada a uma menor profundidade estará mais próxima do potencial foco de contaminação, apresentando assim uma maior concentração na água. Os poços utilizados na recolha de amostras de água subterrânea da BHT apresentam uma profundidade máxima de 17 metros, com um valor médio de 8,56 metros, enquanto os furos verticais registam uma profundidade máxima de 120 metros, e com um valor médio de 86,6 metros. No caso dos poços, as amostras foram recolhidas no ponto mais fundo da estrutura, e no caso dos furos, as amostras de água foram recolhidas por torneiras.

Na comparação da variação dos teores de nitrato e de ortofosfato da água subterrânea da BHT, é visível que em alguns poços e furos verticais se registam concentrações mais elevadas de nitrato e ortofosfato (Figura 26), podendo servir como bons indicadores no estudo da variação de concentração destes elementos químicos na água subterrânea.

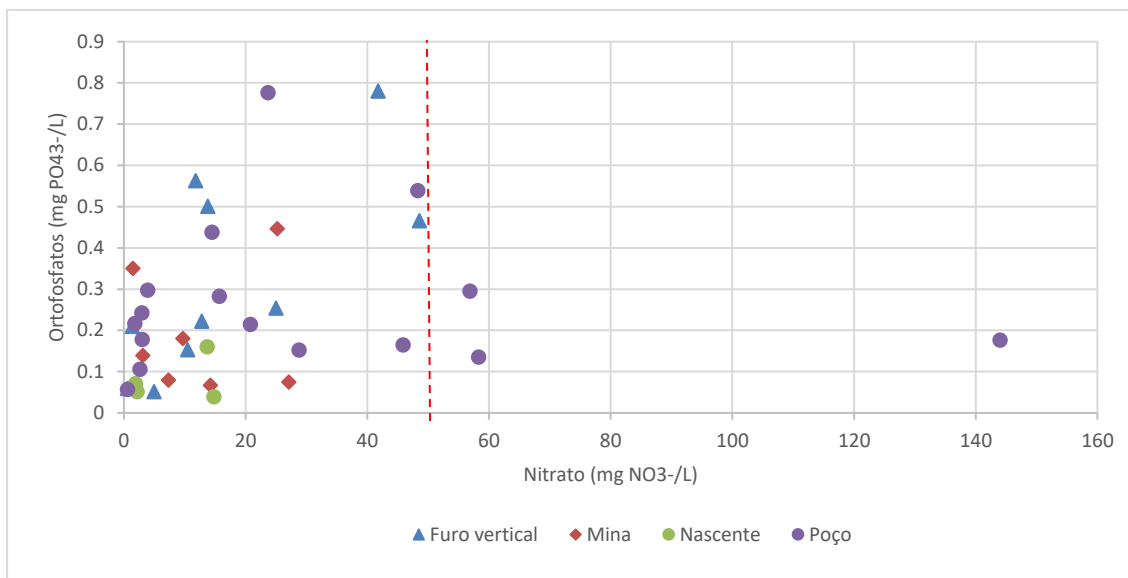


Figura 26 – Variação da concentração de nitrato e ortofosfato na água subterrânea, de acordo com o tipo de ponto de água associado (Linha Vermelha: Valor paramétrico para nitrato, segundo o Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de agosto).

O tipo de orientação produtiva das explorações agrícolas pode, também, constituir um parâmetro importante na análise da variação da concentração de nitrato e ortofosfato na água subterrânea da BHT. Diferentes tipos de culturas podem apresentar diferentes problemas (por exemplo, a nível da fertilização ou de resíduos), que terão uma implicação direta no tipo e carga de efluentes gerados, assim como na concentração dos elementos químicos presentes nesses efluentes (Tabela 12).

No caso do teor de nitratos, as concentrações mais elevadas (médias e máximas), ocorrem nos locais com orientações produtivas de bovinos de leite (média: 60,70mg NO₃/L; Tabela 12), estando expressamente acima do VMA estabelecido na Diretiva Quadro Água (VMA= 50 mg/L NO₃) (Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 2000). O desvio padrão para o teor deste elemento nas amostras de água subterrânea, situa-se nos 56,65 mg NO₃/L (Tabela 12), sendo este também elevado. O valor do desvio padrão, indica que nas amostras de água recolhidas nos locais onde esta prática agrícola ocorre, existe uma grande variação dos teores absolutos, estando estes valores bastantes afastados do valor médio (Tabela 12). A média da concentração de nitrato total na água associada às restantes orientações produtivas é mais baixa, com um valor de 20.64 mg/L NO₃ (Tabela 12).

Para as orientações produtivas de viticultura e policultura, por sua vez, são obtidas concentrações de nitratos na água de 56,90 mg NO₃/L e 58,30 mg NO₃/L (Tabela 12), respetivamente, revelando deste modo, concentrações superiores ao VMA estabelecido na Diretiva Quadro Água.

Verifica-se, ainda, que a orientação produtiva com menor concertação de nitrato é a de pequenos ruminantes (3,04 mg NO₃/L), sendo que neste caso apenas uma amostra de água foi obtida. No caso do teor de azoto, as atividades de bovinos de leite apresentam-se, também, com os valores médios na água mais elevados (13,71 mg N/L) e de valor máximo (32,50 mg N/L; Tabela 12).

Tabela 12 - Valores médios, máximos e desvio padrão dos teores da água subterrânea obtidos segundo a orientação produtiva da exploração agrícola.

Orientação Produtiva	N. ^a	Nitrato (NO ₃ mg/L)			Azoto (N mg/L)			Fósforo (P mg/L)			Ortofosfato (PO ₄ ³⁻ mg/L)		
		\bar{X}	Max.	σ	\bar{X}	Max.	σ	\bar{X}	Max	σ	\bar{X}	Max	σ
Bovinos de carne	5	15,41	45,90	18,09	3,49	10,40	4,10	0,04	0,07	0,03	0,14	0,22	0,09
Bovinos de leite	4	60,70	144,00	56,63	13,71	32,50	12,77	0,11	0,15	0,05	0,34	0,47	0,14
Floricultura	2	8,57	14,50	8,39	1,93	3,27	1,89	0,09	0,14	0,08	0,27	0,44	0,23
Fruticultura	2	11,15	11,80	0,92	2,52	2,67	0,21	0,12	0,18	0,09	0,36	0,56	0,29
Horticultura	7	18,46	41,80	14,62	4,25	9,44	3,37	0,10	0,25	0,11	0,34	0,78	0,31
Olivicultura	1	13,80	13,80	-	3,12	3,12	-	0,16	0,16	-	0,50	0,50	-
Pequenos ruminantes	1	3,04	3,04	-	0,69	0,69	-	0,06	0,06	-	0,18	0,18	-
Policultura	7	17,64	58,30	24,62	3,99	13,20	5,57	0,06	0,18	0,06	0,19	0,54	0,17
Polipequária	3	17,56	28,80	9,99	3,97	6,50	2,25	0,04	0,06	0,02	0,13	0,18	0,06
Viticultura	5	16,46	56,90	23,27	3,73	12,90	5,28	0,21	0,79	0,32	0,22	0,30	0,10
Total	37	20,64	144,0	26,81	4,68	32,50	6,06	0,10	0,79	0,13	0,25	0,78	0,19

Quanto aos valores relativos às concentrações de ortofosfatos e fósforo na água subterrânea, a olivicultura é o tipo de orientação produtiva que regista a concentração média de ortofosfatos mais elevada (0,50 mg PO₄³⁻/L; Tabela 12). No entanto, a horticultura é o tipo de exploração agrícola que apresenta um maior valor máximo para este elemento (0,78 mg PO₄³⁻/L; Tabela 12). Ambos os tipos de orientação produtiva apresentam valores inferiores a metade do VMA estabelecido para no Decreto-Lei n.º 236/98, ou seja 0,5 mg/L P ou o equivalente no ião fosfato a 1,533 mg PO₄³⁻/L. Estes valores contrastam com os obtidos em atividades como bovinos de carne, pequenos ruminantes, policultura e polipequária, que apresentam valores médios mais baixos (Tabela 12).

Quanto aos valores de fósforo obtidos na água subterrânea, a atividade de viticultura apresenta os valores médios mais elevados (0,21 mg P/L) e máximo (0,79 mg P/L) associados.

No diagrama de variação do teor de nitrato e ortofosfato da água subterrânea em função da atividade produtiva na BHT, é possível verificar uma diversidade de orientações produtivas da exploração agrícola com concentrações elevadas de nitrato na água subterrânea associada (acima de VMA $\text{NO}_3^- = 50 \text{ mg/L}$; Figura 27). Destes tipos de explorações, a água subterrânea associada às explorações com bovinos de leite destaca-se expressivamente como a atividade com maior concentração de nitrato, embora a água subterrânea associada às explorações de policultura e viticultura apresente, também, teores máximos superiores ao VMA ($50 \text{ mg NO}_3^-/\text{L}$; Figura 27).

Quanto à concentração de ortofosfato na água subterrânea associada a diferentes explorações agrícolas, verifica-se que as culturas vegetais – horticultura, fruticultura e olivicultura - apresentam-se como as maiores produtoras de efluentes enriquecidos em ortofosfato, não se registando em nenhuma amostra um teor na água subterrânea superior ao VMA ($1,533 \text{ mg PO}_4^{3-}/\text{L}$, o equivalente a $0,50 \text{ mg P/L}$), sendo a horticultura a atividade que apresenta um teor máximo mais alto (Figura 27).

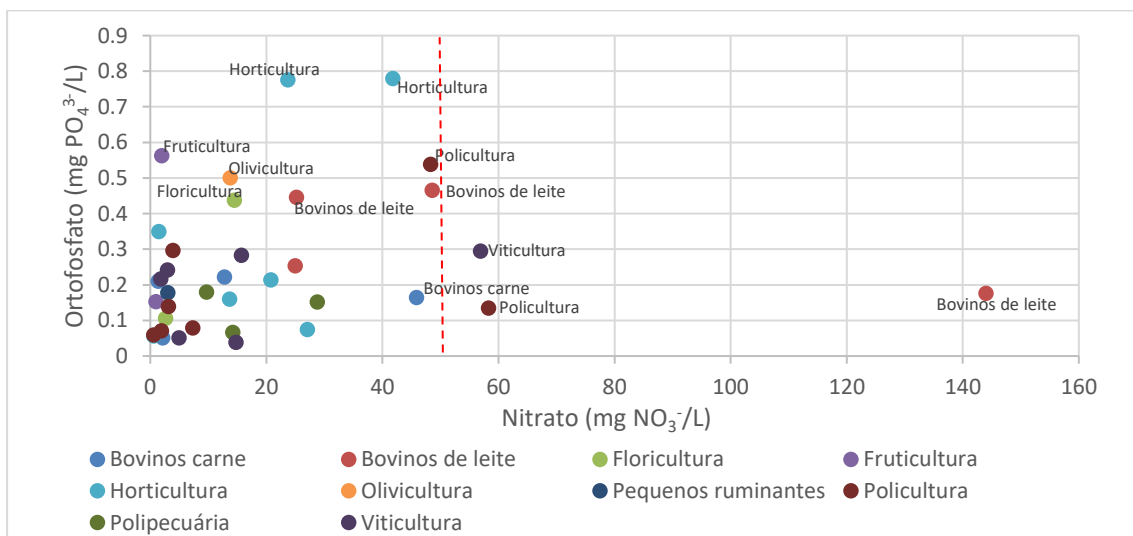


Figura 27 - Variação da concentração de nitrato e ortofosfato na água subterrânea, de acordo com o tipo de orientação produtiva da exploração agrícola. (A vermelho: valor paramétrico para o nitrato segundo o Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de agosto).

5.3 Comparação de métodos analíticos

As amostras de água subterrânea selecionadas e recolhidas foram analisadas recorrendo a dois métodos de determinação dos teores de nitrato, tendo sido obtidos resultados “*in situ*”, usando um refletómetro, e em laboratório.

A comparação dos resultados obtidos utilizando as duas metodologias analíticas nos diversos pontos de água subterrânea, indicam uma variação dos resultados obtido entre o método expedito (*in situ*) e o método analítico (laboratorial). Para tal, apresentam-se os valores de variação média relativa, que demonstram a variação entre os dois métodos, e de variação média absoluta, que representa a maior exatidão dos resultados obtidos em laboratório (Tabela 13).

Analisando estas variações, verifica-se que foram obtidos teores de nitrato inferiores com o refletómetro, numa média de 41,4%, do que os teores obtidos no laboratório (Tabela 13). Ao analisar a variabilidade das amostras, consoante a tipologia de ponto de água subterrânea, verifica-se uma maior variação média relativa nas amostras de água provenientes de minas (72.8 %) e nascentes (171.3 %), embora recolhidas à superfície, do que nas amostras de água recolhidas em sistemas de maior profundidade como furos (33.8 %) e poços (35.2 %; Tabela 13). Este último sistema regista uma variação média inferior à média geral das amostras de água subterrânea analisadas (Tabela 13).

Tabela 13 - Comparação dos teores de nitrato na água subterrânea obtidos através de análise expedita e laboratorial, de acordo com o tipo de ponto de água.

Tipo de ponto de água	Nº de amostras	Concentração	Concentração	Variação média absoluta (n.º)	Variação média relativa (%)
		Média em Nitrato (mg NO ₃ /L) Análise expedita	média em Nitrato (mg NO ₃ /L) Análise laboratorial		
Furo vertical	10	12,80	17,12	4,32	33,8%
Mina	7	7,29	12,59	5,30	72,8%
Nascente	4	3,00	8,14	5,14	171,3%
Poço	16	21,81	29,49	7,68	35,2%
Total	37	14,59	20,64	6,05	41,4%

Ao comparar os teores de nitrato obtidos na água subterrânea, através dos dois métodos, e de acordo com a orientação produtiva da exploração agrícola onde foi recolhida a amostra de água, verifica-se que as maiores variações relativas estão associadas às explorações de floricultura (114.3%), fruticultura (71.5%) e polípecuária (59.7%; Tabela 14). Contudo, ao considerar a variação média absoluta, a maior variação ocorre nas amostras de água associadas a bovinos de leite (14,45; Tabela 14).

Tabela 14 - Comparação dos teores de nitrato na água subterrânea obtidos através de análise expedita e laboratorial, de acordo com a orientação produtiva da exploração agrícola.

Orientação produtiva	Nº de amostras	Concentração	Concentração	Variação	Variação
		média de Nitrato (mg NO ₃ /L) Análise expedita	média de Nitrato (mg NO ₃ /L) Análise laboratorial	média absoluta (n.º)	média relativa (%)
Bovinos de carne	5	10,20	15,41	5,21	51,0%
Bovinos de leite	4	46,25	60,70	14,45	31,2%
Floricultura	2	4,00	8,57	4,57	114,3%
Fruticultura	2	6,50	11,15	4,65	71,5%
Horticultura	7	13,14	18,46	5,31	40,4%
Olivicultura	1	11,00	13,80	2,80	25,5%
Pequenos ruminantes	1	-	3,04	3,04	-
Policultura	7	13,00	17,64	4,64	35,7%
Polipequária	3	11,00	17,56	6,56	59,7%
Viticultura	5	11,20	16,46	5,26	47,0%
Total	37	14,59	20,64	6,05	41,4%

("- "inferior ao limite de deteção).

As diferenças de resultados obtidas entre os dois métodos, podem ser explicadas pela precisão de cada um deles. O método expedito (*in situ*) apresenta uma sensibilidade e limite de deteção menos fiável que o método laboratorial.

O facto de os valores obtidos em análise laboratorial serem superiores aos obtidos "*in situ*" comprova essa maior sensibilidade do método laboratorial face ao expedito.

Estas diferenças podem, também, ser explicadas pelo tipo de ponto de recolha de amostra. Em pontos de água que permitam maior circulação da água, poderão ser obtidas maiores diferenças nos valores face à capacidade de mobilização dos compostos analisados, como nas nascentes e minas (Tabela 13).

O tipo de atividade agrícola associado ao ponto de recolha de água pode explicar algumas das variações de concentração de nutrientes, uma vez que diferentes culturas podem reter ou libertar uma maior ou menor quantidade de nutrientes.

5.4 Validação do grau de risco de contaminação

Tendo em conta a classificação de risco obtida para cada ponto de amostragem de água subterrânea, conforme os critérios e atributos utilizados na identificação do risco de contaminação para definição da rede de amostragem (Figura 23), apresenta-se na Tabela 15 os valores médios, máximos e desvio padrão do teor de nitrato e ortofosfato da água subterrânea, de acordo com esta classificação. A análise efetuada permite realçar a relação entre os valores máximo, médio e desvio padrão com o nível de contaminação nos diferentes pontos de amostragem, determinados na fase de seleção da amostragem. Desta forma é possível notar que consoante aumenta o risco atribuído aos pontos de amostragem na fase estratégica, aumentam também os teores de nitrato e ortofosfato obtidos na água subterrânea.

Segundo os resultados obtidos, pode concluir-se que os pontos de água classificados com um nível de risco de contaminação “alto”, apresentam uma concentração média ($\text{NO}_3^- = 23,61 \text{ mg/L}$; $\text{PO}_4^{3-} = 0,26 \text{ mg/L}$) e máxima ($\text{NO}_3^- = 144,00 \text{ mg/L}$; $\text{PO}_4^{3-} = 0,78 \text{ mg/L}$) de nitrato e ortofosfato na água, respetivamente, mais elevados do que nos pontos de água classificados com os restantes níveis de risco de contaminação (Tabela 15). Por sua vez, os pontos de água classificados com um nível de risco de contaminação “baixo”, apresentam concentrações médias ($\text{NO}_3^- = 0,98 \text{ mg/L}$; $\text{PO}_4^{3-} = 0,13 \text{ mg/L}$) e máximas ($\text{NO}_3^- = 1,38 \text{ mg/L}$; $\text{PO}_4^{3-} = 0,21 \text{ mg/L}$) mais reduzidas do que os restantes. Com esta análise é possível validar os resultados obtidos com a hierarquização dos parâmetros utilizada e definida na metodologia aplicada no trabalho.

Tabela 15 - Valor médio, máximo e desvio padrão da concentração de nitrato e ortofosfato obtidos segundo o nível de risco de contaminação.

Nível de Risco	N.º	Nitrato (NO_3^- mg/L)			Nitrato (N mg/L)			Ortofosfato (P mg/L)			Ortofosfato (PO_4^{3-} mg/L)		
		Média	Máximo	σ	Média	Máximo	σ	Média	Máximo	σ	Média	Máximo	σ
Baixo	2	0,98	1,38	0,57	0,22	0,31	0,13	0,04	0,07	0,03	0,13	0,21	0,11
Médio	7	14,37	58,30	20,10	3,25	13,20	4,55	0,07	0,16	0,06	0,25	0,50	0,18
Alto	28	23,61	144,00	28,65	5,36	32,50	6,47	0,11	0,79	0,15	0,26	0,78	0,20
Total Geral	37	20,64	144,00	26,81	4,68	32,50	6,06	0,10	0,79	0,13	0,25	0,78	0,19

A avaliação do risco de contaminação da água subterrânea está diretamente relacionada com o teor de nitrato e ortofosfato obtido, sendo o nível de contaminação “baixo” caso $[\text{NO}_3^- ; \text{PO}_4^{3-}] < \text{VMR}$, “médio” caso $[\text{NO}_3^- ; \text{PO}_4^{3-}] = [\text{VMR}; \text{VMA}]$ e “alto” se $[\text{NO}_3^- ; \text{PO}_4^{3-}] > \text{VMA}$. Os níveis de risco de contaminação classificados como “alto” coincidem com os teores mais elevados de nitrato e ortofosfato na água subterrânea na BHT (Tabela 16).

Tabela 16 - Relação entre o nível de risco de contaminação e o teor de nitrato e ortofosfato da água subterrânea.

	N.º de amostras	Proporção de amostras (%)
Nível de risco de contaminação da água subterrânea “Baixa”	2	5,4%
Concentração de Nitrato e Ortofosfato Baixa (< VMR)	2	5,4%
Nível de risco de contaminação da água subterrânea “Média”	7	18,9%
Concentração de Nitrato e Ortofosfato Baixa (< VMR)	6	16,2%
Concentração de Nitrato Alta (> VMA) e de Ortofosfato Baixa (<VMR)	1	2,7%
Nível de risco de contaminação da água subterrânea “Alta”	28	75,7%
Concentração de Nitrato e de Ortofosfato Baixa (<VMR)	19	51,3%
Concentração de Nitrato Média (> VMR e < VMA) e de Ortofosfato Baixa (< VMR)	7	18,9%
Concentração de Nitrato Alta (> VMA) e de Ortofosfato Baixa (< 0,5 mg)	2	5,4%

A Tabela 17 permite sintetizar os resultados obtidos nas amostras de água subterrânea selecionadas na rede de monitorização para a determinação de elementos químicos considerados como potenciais contaminantes da água subterrânea da BHT, numa escala qualitativa. Segundo os resultados obtidos, pode referir-se que não ocorrem locais de amostragem no patamar mais elevado da escala de contaminação. Esta classificação seria atribuída a pontos de água com um teor de nitratos alto (>VMA – 50mg/L NO_3^-), apresentando, ao mesmo tempo, um teor de ortofosfatos alto (>1,5533 mg/L PO_4^{3-}).

Tabela 17 - Total de pontos identificados por nível de risco na BHT.

	Nível de Ortofosfato Baixo (< 1,533 mg/L PO_4^{3-})	Nível de Ortofosfato Alto (> 1,533 mg/L PO_4^{3-})
Nível de nitratos Baixo (< 50mg NO_3^-)	26	-

Nível de nitratos Médio (> VMR e < VMA)	7	-
Nível de nitratos Alto (> VMA)	3	-

6. CONCLUSÕES

A agricultura é uma atividade indissociável da exploração dos recursos naturais. Para o bom funcionamento desta atividade e de modo a garantir qualidade e quantidade na produção alimentar para a sociedade, os recursos hídricos, representam um papel fundamental nas suas diferentes fases. No entanto, os processos de produção, as diferentes orientações produtivas das explorações e as diferentes práticas agrícolas aplicadas, têm impacto nestes recursos.

A análise preliminar dos dados publicados pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), no sistema Nacional de Informações dos Recursos Hídricos (SNIRH), referentes ao período de 2001 a 2019 na área da BHT, mostra que a concentração de nitrato, tanto na água subterrânea como na água superficial, se encontra significativamente abaixo do limite paramétrico estabelecido (Valor Máximo Admissível = 50 mg/L de NO_3). Porém, no caso da concentração de ortofosfato total na água superficial, em cerca de metade das amostras de água analisadas são registados teores médios e máximos elevados ($> 0,50 \text{ mg P}_2\text{O}_5/\text{L}$).

Por outro lado, e analisando os dados disponibilizados pelo INE, é notório um significativo decréscimo do número de explorações agrícolas registadas entre os anos de 1989 a 2019. Com esta diminuição de aproximadamente 44% no número de explorações, regista-se, também, uma diminuição na área de superfície irrigável, e uma redução na área de terras aráveis, em contrário ao aumento do número de pastagens e culturas permanentes. Mais ainda, em 2019, é contabilizado um número de cabeças normais (CN – unidade de contagem de gado) que se aproxima da metade dos valores que existiam no ano de 1989. Deste modo, estes fatores têm um impacto reduzido na quantidade de efluentes gerados.

A metodologia definida para este estudo apoiou-se na identificação de locais de amostragem de água subterrânea, numa avaliação espacial do risco de contaminação, com recurso a software de Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Para proceder a esta avaliação foi criada uma estratégia de hierarquização para efeitos de escolha de pontos de amostragem de água que revelassem o pior cenário de contaminação possível. Para esta seleção foram atribuídos critérios valorativos a possíveis pontos de recolha de amostras de água subterrânea. Estes critérios tinham o intuito de valorar estes pontos de água, permitindo assim a escolha dos que demonstrassem maior risco de contaminação. Para tal, foram imputados valores aos critérios de seleção, como indicadores biofísicos (tipo de solo, declive, distância a uma linha de água, distância a uma confluência a várias linhas de água) e a utilização do território (ocupação e uso do solo, proximidade a instalações pecuárias, inserção em áreas recentemente ardidadas). Considerando valores de risco determinados entre 1-2-3 e classificados como baixo – médio – alto,

respetivamente, foi possível determinar os pontos que apresentam uma maior cotação, e assim um maior risco de contaminação.

Relativamente à avaliação do risco de contaminação da água subterrânea, por nitratos e ortofosfatos de origem agrícola, pode concluir-se que a maioria da área de estudo (cerca de 72%) apresenta um nível de “risco baixo”, 1/5 da área da BHT apresenta um nível de “risco médio” (cerca de 20%) e apenas 8% da área total se encontra com uma classificação de “risco alto” de contaminação.

Quanto ao tipo de pontos de água subterrânea analisados, o poço apresenta uma maior tendência para uma concentração mais elevada de nitratos, o mesmo se passando quanto ao teor de ortofosfatos. No entanto, não só na água dos poços foi registada uma maior tendência para concentrações mais altas de ortofosfatos, uma vez que esta tendência é, também, observada na água de furos verticais.

Relativamente às diferentes orientações produtivas realizadas nas explorações agrícolas da BHT, a água subterrânea associada às culturas vegetais, destacando a horticultura, apresenta concentrações mais elevadas de ortofosfato, sendo que neste tipo específico de orientação, foram registados valores superiores aos limites legislados. Quanto aos teores de nitrato na água subterrânea, destacam-se as explorações de bovinos de leite, com concentrações superiores ao valor limite admissível por lei.

A comparação dos níveis de avaliação de risco, determinados a partir das concentrações obtidas na análise de amostras de água subterrânea, validam o método de avaliação criado. Este método considera-se validado uma vez que, no ponto de recolha de amostras classificado como “risco alto”, foram obtidos valores de concentração média e máxima mais elevados, tanto para nitratos como para ortofosfatos, do que nos restantes níveis de classificação de risco. Por outro lado, os pontos classificados com “risco baixo” registam em todas as amostras de água subterrânea, valores de concentração média e máxima mais reduzidos do que as localizadas em área com outras classificações de risco.

Após a avaliação dos diversos parâmetros estudados, é importante referir e concluir que nesta fase, os resultados obtidos não indicam que se justifique a implementação de uma zona vulnerável a nitratos (ou a efluentes agrícolas) na BHT.

Posta esta conclusão e tendo em conta variações futuras, é recomendada a utilização recorrente desta rede de monitorização para a água subterrânea na BHT, com o efeito de controlar a necessidade de implementação de uma ZV nesta bacia, através do estudo das concentrações de efluentes ricos em nitratos e ortofosfatos provenientes das explorações agrícolas presentes nesta área.

O trabalho realizado é bastante importante pois permite não só responder às questões colocadas na definição dos objetivos propostos, como abordar novas questões a desenvolver na realização de trabalhos futuros sobre o tema em estudo. A proposta de uma rede de monitorização seguindo a metodologia definida neste trabalho, constitui um método de estudo facilmente adaptável, na resposta a eventuais situações que possam ser colocadas na área abrangida pela BHT, em particular no que se refere à monitorização da água subterrânea em diferentes parâmetros e associada a distintas atividades agrícolas. Este trabalho constitui ainda um importante contributo para uma melhor gestão e ordenamento do território.

BIBLIOGRAFIA

Agência Portuguesa do Ambiente (2021). *Relatório do Estado do Ambiente em Portugal 2020/21*. Consultado em dezembro 10, 2021 em <https://rea.apambiente.pt/content/balan%C3%A7o-de-nutrientes-azoto-e-f%C3%B3sforo>

Agostinho, J.M. & Pimentel, M. (2005). *Estudo de casos de boas práticas ambientais na agricultura*. SPI – Sociedade Portuguesa de Inovação Consultadoria Empresarial e Fomento da Inovação, ed., Porto.

Agroconsultores & Geometal, 1995. *Carta de Solos e Carta da Aptidão da Terra de Entre-Douro e Minho, Escala 1:25000*. Peças Desenhadas e Memórias Descritivas. Direção Regional de Agricultura de Entre Douro e Minho, Braga.

Agroconsultores e Coba, 1991. *Carta dos Solos, Carta do Uso Actual da Terra e Carta da Aptidão da Terra do Nordeste de Portugal*.

APDA (2013). *FT-QI-15 - Nitratos*. Associação Portuguesa de Distribuição e Drenagem de Águas. Consultado em setembro 3, 2022 em http://www.apda.pt/site/ficheiros_eventos/201302261001-ft_qi_15_nitratos.pdf

Associação Portuguesa do Ambiente (2016) *Plano de gestão de Região Hidrográfica – Região Hidrográfica do Douro (RH3)*, (pp. 1- 124).

Awais, M.; Aslam, B.; Maqsoom, A.; Khalil, U.; Ullah, F.; Azam, S.; Imran, M., 2021. *Assessing Nitrate Contamination Risks in Groundwater: A Machine Learning Approach*. Consultado em maio 23, 2022 em <https://doi.org/10.3390/app112110034>

Barber, S.A., Walker, J. M. & Vasey, E. H., (1963). *Mechanisms for Movement of Plant Nutrients from Soil and Fertilizer to Plant Root*. Agronomy Department, Prude University, Lafayette, USA. Journal of Agricultural and Food Chemistry (pp. 204-207). DOI: 10.1021/jf60127a017

Bernardo, E. et al. (2020). *Turismo e Hospitalidade no Alojamento Turístico do Douro*. Universidade de Trás Os Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal.

Câmara Municipal de Marco de Canaveses (2010). *Relatório do estado de situação do Rio Tâmega / Albufeira do Torrão*. Marco de Canaveses, Portugal.

Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). *Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen*. Ecological Applications (pp.

559–568). Consultado em setembro 3, 2022 em [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:nposww\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:nposww]2.0.co;2)

Carvalho, M. R., et al., (2007). *A origem dos gases e a sua influência na mineralização das águas gasocarbónicas associados à estrutura Régua-Verin (Portugal)*. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos.

Conselho Europeu (s. d.). *Política Agrícola Comum*. Consultado em junho 13, 2022 em <https://www.consilium.europa.eu/pt/policies/cap-introduction/>

Crawford, N.M., Glass A.D.M. (1998). *Molecular and physiological aspects of nitrate uptake in plants*. Trends in Plant Science v. 3 (pp. 389-395). Consultado em setembro 3, 2022 em [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(98\)01311-9](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(98)01311-9)

Decreto Lei n.º 58/2005, de 29 de dezembro DQA Decreto Lei no 58/2005 de 29 de dezembro da Assembleia da República. Diário da República: I série, n.º 249 (2005). Acedido a 12 de set. 2022. Disponível em: <https://dre.pt/dre/detalhe/lei/58-2005-469068>

Decreto Lei no 235/97 de 3 de setembro do Ministério do Ambiente. Diário da República: I série, No 293 (1997). Acedido a 15 out. 2022. Disponível em <https://dre.pt/dre/legislacao-consolidada/decreto-lei/1998-75031534>

Decreto Lei no 236/98 de 1 de agosto do Ministério do Ambiente. Diário da República: I série, No 176 (1998). Acedido a 24 nov. 2022. Disponível em <https://dre.pt/dre/legislacao-consolidada/decreto-lei/1998-75031534>

Decreto Lei no 306/2007 de 7 de agosto do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Rural. Diário da República: I série, No 164 (2007). Acedido a 16 nov. 2022. Disponível em <https://data.dre.pt/eli/dec-lei/306/2007/08/27/p/dre/pt/html>

Despacho no 1230/2018 de 5 de fevereiro Diário da República n.º 25/2018 – II Série da Secretaria de Estado do Ambiente e das Florestas e do Desenvolvimento Rural. Lisboa. Disponível em <https://dre.pt/dre/detalhe/despacho/1230-2018-114627305>

Direção Geral do Território (2018) *Carta de Uso e Ocupação do Solo para 2018*. Consultado em maio 10, 2022 em <https://www.dgterritorio.gov.pt/Carta-de-Uso-e-Ocupacao-do-Solo-para-2018>

Dissanayake, C. B., & Chandrajith, R. (2009). *Phosphate mineral fertilizers, trace metals and human health*. Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka (pp. 153-165).

Duarte, A. Miranda, F., Brás, A., Martins, R., (2012). *Bacia Hidrográfica do Tâmega – Albufeira do Torrão: Breve contributo para a caracterização da evolução agrária*. Direção Regional de Agricultura e Pescas do Norte.

European Commission (s. d.). Environment, Water [página web]. Consultado em junho 12, 2022 em https://ec.europa.eu/environment/water/index_en.htm

Ferreira, R. (2007). *Avaliação hidroquímica e da qualidade da água na bacia do rio Cértima*. Universidade de Aveiro. Dissertação de Mestrado, Aveiro, Portugal.

Galve, J. P. *et al.*, (2020). *Active Landscapes of Iberia*. In *The Geology of Iberia: A Geodynamic Approach*, v.5, (pp. 80-83). Cham, Suíça: Springer.

Gao, Y., Qi, S., & Wang, Y. (2022). *Nitrate signaling and use efficiency in crops*. *Plant Communications*. Consultado em agosto 28, 2022 em <https://doi.org/10.1016/j.xplc.2022.100353>

Godfray, H. C., et al. (2010). *Food security: the challenge of feeding 9 billion people*. *Science* (New York, N.Y.) (pp. 812–818). Consultado em agosto 28, 2022 em <https://doi.org/10.1126/science.1185383>

Hajek, B. F., Mullins, G. L., Wood, C. W., (n.d.). *Phosphorous in Agriculture*. Department of Agronomy and Soils, Auburn University, Auburn, Alabama, USA.

Hazbavi, Zeinab. (2018). *Importance of geology and geomorphology in watershed health assessment*. (pp. 277-287). DOI: 10.17707/AgricultForest.64.4.27.

IGRAC (2020). *Groundwater monitoring programmes: A global overview of quantitative groundwater monitoring networks*.

Ingestad, T. (1977). *Nitrogen and Plant Growth; Maximum Efficiency of Nitrogen Fertilizers*. *Ambio* v. 6, (pp. 146–151). Consultado em agosto 4, 2022 em <http://www.jstor.org/stable/4312265>

Instituto do Ambiente (1982) *Atlas do Ambiente Digital: Carta Litológica*. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente.

Instituto do Ambiente (1974) *Atlas do Ambiente Digital: Precipitação – Quantidade Total*. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente.

Instituto do Ambiente (1974) *Atlas do Ambiente Digital: Temperatura- Temperatura média diária do ar*. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente.

Instituto Nacional de Estatística (2022) - *Recenseamento Agrícola. 1989, 1999, 2009, 2019*. Lisboa. Consultado em março 13, 2022 e disponível na [www](http://www.ine.pt): <[url:https://www.ine.pt/xurl/pub/437178558](https://www.ine.pt/xurl/pub/437178558)>. ISBN 978-989-25-0562-6

Instituto Nacional de Estatísticas (2022). [página web]. Consultado em março 13, 2022 em https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpgid=ine_main&xpid=INE&xlang=pt

Instituto Português do Mar e da Atmosfera (2022). [página web]. Consultado em março 1, 2022 em <https://www.ipma.pt/pt/oclima/observatorio.secas/>

Instituto Português do Mar e da Atmosfera (s.d). Normais Climatológicas. [página web]. Consultado em maio 9, 2022 em <https://www.ipma.pt/pt/oclima/normais.clima/?print=true>

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M., & Christoffersen, K. (2012). *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer Science & Business Media.

Jornal Oficial das Comunidades Europeias (1991). Diretiva do Conselho 91/676/CEE de 12 de dezembro de 1991, relativa à proteção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. N° L 375 (pp. 8).

Jornal Oficial das Comunidades Europeias (1998). Diretiva do Conselho 98/83/CE de 3 de novembro de 1998, relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. N° L 330 (pp. 32-54). Consultado em julho 18, 2022 em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A31998L0083>

Jornal Oficial das Comunidades Europeias (2000). Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000. N° L 327 (pp. 72). Consultado em novembro 7, 2022 em https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0009.02/DOC_1&format=PDF

Knox, J. C. (2001). *Agricultural influence on landscape sensitivity in the upper Mississippi River Valley*. Department of Geography, University of Wisconsin-Madison, Madison, EUA.

Lawniczak, A.; Zbierska, J.; Nowak, B.; Achtenberg, K.; Grzeńkowiak, A.; Kanas, K. (2016). *Impact of agriculture and land use on nitrate contamination in groundwater and running waters in central-west Poland*. Environ Monit Assess. DOI 10.1007/s10661-016-5167-9

Leite, C. R. (2006). *Nitratos nas Águas de Esposende: uma Avaliação Integrada baseada em Indicadores de Sustentabilidade*. Dissertação de mestrado, Universidade do Minho, Guimarães, Portugal.

Li, Y., Li, J., Gao, L., & Tian, Y. (2018). *Irrigation has more influence than fertilization on leaching water quality and the potential environmental risk in excessively fertilized vegetable soils*. PLoS ONE. Consultado em agosto 28, 2022 em <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204570>

Lopes, D. F. (2017). *Modelação da Concentração de Poluentes Agrícolas em Aquíferos*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.

Maisterrena, V. D. (1999). *Determinación de ortofosfatos en agua*. Anuario de la facultad de Ciencias Veterinarias. v.1 n°1 (pp. 211-213). Consultado em agosto 9, 2022 em <https://repo.unlpam.edu.ar/handle/unlpam/5622>

Mateus, M., Almeida, C., Brito, D., & Neves, R. (2014). *From eutrophic to mesotrophic: modelling watershed management scenarios to change the trophic status of a reservoir*. International journal of environmental research and public health. (pp. 3015–3031). Consultado em novembro 7, 2022 em <https://doi.org/10.3390/ijerph110303015>

Nixon, S. W. (1995). *Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns*. Ophelia, v. 41 (pp. 199–219). Consultado em agosto 9, 2022 em <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044>

Organização Mundial da Saúde (2017) *Guidelines for Drinking-water Quality: fourth editions incorporating the first addendum*. Genebra. Licença: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Pereira, A.R., Zézere, J.L. e Morgado, P., 2006. *Recursos Naturais em Portugal: Da inventariação à avaliação das potencialidades do território*. Apontamentos de Geografia, Série Investigação (pp.1 – 16).

Pereira, D., Pereira, P., Santos, L., Silva, J. (2014). *Unidades Geomorfológicas de Portugal Continental*. Revista Brasileira de Geomorfologia, v.15, n° 4, São Paulo, Brasil.

Portaria no 631/2009 de 9 de junho. Diário da República n° 111/2010 – I Série. do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional e da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e Pescas. Lisboa.

Portaria no 631/2009 de 9 de junho. Diário da República n° 111/2010 – I Série. do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional e da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e Pescas. Lisboa.

Portilho, E. (2013). *Avaliação da Qualidade Ecológica do Rio Tâmega*. Universidade do Porto. Dissertação de Mestrado, Porto, Portugal.

Price, K. (2011). *Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A Review. Progress in Physical Geography*. Estado Unidos da América: United States Environmental Agency.

QGIS Development Team (2022). *QGIS Geographic Information Systems*. Open-Source Geospatial Foundation Project (3.24 Tisler) [computer software].

Raghothama, K. G., Karthikeyan, A. S., (2004). *Phosphate Acquisition*. Department of Horticulture, Purdue University, West Lafayette, USA. Consultado em agosto 15, 2022 em <https://doi.org/10.1007/s11104-004-2005-6>

Raghothama, K.G. (2005). *Phosphorus and Plant Nutrition: An Overview*. In *Phosphorus: Agriculture and the Environment* (eds J. Thomas Sims, A.N. Sharpley and M.L. Cabrera). Consultado em agosto 15, 2022 em <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c11>

Rao, E. V. S. P., & Puttanna, K. (2000). *Nitrates, agriculture and environment*. *Current Science* (pp. 1163–1168). Consultado em agosto 9, 2022 em <http://www.jstor.org/stable/24105267>

Rausch, C., Bucher, M., (2002). *Molecular mechanisms of phosphate transport in plants*. *Planta* (pp. 23–37). Consultado em agosto 15, 2022 em <https://doi.org/10.1007/s00425-002-0921-3>

Ribeiro, A., Dias, R., Coke, C., Baptista, J. (1992). *Tectónica e geomorfologia da região de Pedras Salgadas-Vidago e as nascentes minerais associadas*. *Comunicações da XII Reunião de Geologia do Oeste Peninsular*, v. 1 (pp. 125-139). Universidade de Évora, Évora, Portugal.

Ribeiro, M. (1998). *Estudo litogeoquímico das formações metassedimentares encaixantes de mineralizações em Trás-os-Montes Ocidental. Implicações metalogénicas*. Universidade do Porto. Dissertação de Doutoramento, Porto, Portugal.

Seehausen, O., Alphen, J., & Witte, F. (1997). *Cichlid fish diversity threatened by eutrophication that curbs sexual selection*. *Science*, v. 277 (pp. 1808-1811). Consultado em agosto 22, 2022 em <https://doi.org/10.1126/science.277.5333.1808>

Soil Science Society of America (s.d.). What is soil science? [página web]. Consultado em maio 15, 2022 em <https://www.soils.org/about-soils/>

Sousa, A. (2015). *Estudo de Sistemas Hidrogeológicos no Norte e Centro de Portugal*. Universidade do Porto. Dissertação de Mestrado, Porto, Portugal.

Soveral-Dias, J.C. (1999). *A gestão do azoto nos ecossistemas agrícolas. Contribuição para o seu estudo*. Lisboa. Instituto Nacional de Investigação Agrária.

Spencer, C & Hauer F, (1991). *Phosphorus and Nitrogen Dynamics in Streams during a Wildfire*. Journal of the North American Benthological Society, v. 10. Consultado em maio 25, 2022 em <https://doi.org/10.2307/1467761>

Tonello, K. C. (2005). *Análise hidroambiental da bacia hidrográfica da cachoeira das pombas, Gunhães, Minas Gerais*. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil.

University of Hawai'i (s.d.). Phosphorus Forms and Functions [página web]. Consultado em outubro 10, 2022 https://www.ctahr.hawaii.edu/mauisoil/c_nutrients02.aspx

Vitousek, P. M. *et al.* (2009). *Nutrient Imbalances in Agricultural Development*. Science. v. 324 (pp. 1519-1520). Consultado em agosto 22, 2022 em <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1170261>

ANEXOS

Anexo I – Modelo digital de terreno para altimetria da área da Bacia Hidrográfica do Tâmega

