



UNIVERSIDADE DE COIMBRA
FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
Departamento de Ciências da Terra

Radioatividade em águas subterrâneas do Setor Meridional do Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro

Jéssica Patrícia Gomes Silva

Mestrado em Geociências

Outubro, 2017



UNIVERSIDADE DE COIMBRA
FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
Departamento de Ciências da Terra

Radioatividade em águas subterrâneas do Setor Meridional do Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro

Jéssica Patrícia Gomes Silva

Mestrado em Geociências
Área de Especialização em Recursos Geológicos

Orientação Específica

Prof^a. Doutora Ana Maria de Aguiar Castilho Ramos Lopes,
DCT, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra

Prof. Doutor Alcides José Sousa Castilho Pereira,
DCT, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra

Outubro, 2017

AGRADECIMENTOS

A realização desta dissertação deve-se a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram com o seu apoio e incentivo. Por isso, não posso deixar de agradecer a algumas dessas pessoas. Como tal, agradeço:

À Professora Doutora Ana Maria de Aguiar Castilho Ramos Lopes, orientadora desta dissertação, por aceitar orientar este trabalho, pela sua disponibilidade e ajuda ao longo destes meses, pela sua simpatia e preocupação para comigo, por não me ter deixado desistir e por me ter apoiado, sem ela provavelmente esta dissertação não teria sido realizada.

Ao Professor Doutor Alcides José Sousa Castilho Pereira, orientador desta dissertação, por toda a sua disponibilidade e ajuda ao nível do laboratório, por estar sempre disponível para responder a qualquer dúvida e por me ajudar sempre que precisei.

Aos meus pais, que me apoiaram e ajudaram ao longo deste percurso académico, sem eles seria impossível ter chegado até aqui.

Ao meu avô Alípio que sempre me incentivou a continuar o meu percurso académico, para que pudesse ter um futuro melhor.

Ao Tiago, por estar sempre ao meu lado nos bons e nos maus momentos e por me incentivar em seguir em frente no meu percurso académico.

Às minhas colegas de casa e amigas, Rute e Sara, por sempre me terem apoiado e não me deixarem desistir.

À Filipa Domingos, por toda a ajuda disponibilizada em laboratório.

Aos meus amigos e colegas, que conheci ao longo desta estadia em Coimbra e com quem partilhei muitas risadas e muitas histórias que não serão esquecidas, em especial à Bruna e à Rita que estiveram sempre comigo desde o início deste percurso académico.

E por fim, a todas as pessoas que não referi, mas que sem elas estes anos não teriam sido tão especiais.

O meu muito obrigada a todos!

RESUMO

A presente dissertação tem como principal objetivo o estudo da radioatividade natural em amostras de águas subterrâneas colhidas em níveis aquíferos situados no setor meridional do Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro, na Bacia Hidrográfica do Rio Vouga e Ribeiras Costeiras.

Neste trabalho foram colhidas amostras de água em dez furos que captam em níveis do sistema Aquífero Quaternário de Aveiro e medidas as concentrações de ^{222}Rn e radiações alfa (α) e beta (β).

Os valores obtidos para a concentração de ^{222}Rn apresentam uma variação entre 1,2 Bq/L e 7,5 Bq/L. A concentração da radiação alfa varia entre um mínimo de 0,04 Bq/L e um máximo de 0,15 Bq/L e a concentração de radiação Beta entre 0,05 Bq/L e 0,12 Bq/L.

Os valores mais elevados de radão, encontram-se em águas recolhidas a uma maior profundidade, como é o caso das amostras A8, A11 e A12. Existem dois locais onde a água amostrada apresenta também valores elevados, e que se encontram junto a uma falha provável assinalada na carta Neotectónica de Portugal (A4 e A5).

Os valores mais elevados de radiação alfa e beta encontram-se em pontos de amostras recolhidas em aquíferos mais superficiais, junto á costa.

Tratando-se de uma zona sedimentar, os valores obtidos são relativamente baixos, como seria de esperar. Parecem variar em função da mineralogia dos sedimentos e dos parâmetros físico-químicos da água, em especial da condutividade elétrica e do pH.

Palavras-Chave: Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro; Águas subterrâneas; Radioatividade; Alfa; Beta; Radão.

ABSTRACT

The main objective of this dissertation is the study of natural radioactivity in groundwater samples collected at aquifer levels located in the southern sector of the Quaternary Aquifer System of Aveiro, in the Vouga River Basin and Ribeiras Costeiras.

In this work, water samples were collected in ten holes that capture the levels of the Quaternary Aquifer system of Aveiro and measured the concentrations of ^{222}Rn and alpha (α) and beta (β) radiations.

The values obtained for the concentrations of ^{222}Rn present a variation between 1,2 Bq/L and 7,5 Bq/L. The concentration of alpha radiation varies between a minimum of 0,04 Bq/L and a maximum of 0,15 Bq/L and the Beta radiation concentration between 0,05 Bq/L and 0,12 Bq/L.

The highest values of radon are found in water collected at a greater depth, as is the case for samples A8, A11 and A12. There are two places where the water sampled also has high values, and they are next to a probable fault indicated in the letter Neotectónica de Portugal (A4 and A5).

The highest values of alpha and beta radiation are at points of samples collected in more superficial aquifers near the coast.

Being a sedimentary zone, the values obtained are relatively low, as expected. They seem to vary in function of the mineralogy of the sediments and the physical-chemical parameters of the water, especially the electrical conductivity and the pH.

Keywords: Quaternary Aquifer System of Aveiro; Groundwater; Radioactivity; Alpha; Beta; Radon.

ÍNDICE

1. Introdução.....	1
1.1. Importância e enquadramento do tema estudado.....	1
1.2. Objetivos	4
1.3. Recolha bibliográfica	5
1.3.1. Atividades de campo	5
1.3.2. Análise e tratamento de dados	5
1.4. Área de estudo	6
2. Radioatividade Natural.....	7
2.1. Isótopos.....	9
2.2. Decaimento radioativo	9
2.3. Tipos de radiação	11
2.4. Séries radioativas	13
2.4.1. Série de decaimento ^{238}U	13
2.4.2. Série de decaimento ^{235}U	14
2.4.3. Série de decaimento ^{232}Th	15
2.5. Radão.....	16
2.5.1. Origem e impactes na exposição a radiações.....	16
2.5.2. Vias de dispersão	18
2.5.3. Formas de exposição à radiação ionizante.....	21
2.5.4. Efeitos da radiação na saúde	22
2.6. Radionuclídeos naturais em águas subterrâneas	23
2.6.1. Precipitação atmosférica	24
2.6.2. Zona não saturada e Solos.....	24
2.6.3. Zona Saturada.....	25
Potássio (^{40}K).....	25
Isótopos de Urânio	26
Isótopos de Tório	28
Isótopos de Rádio	28
Chumbo (^{210}Pb).....	29
Polónio (^{210}Po).....	30
Radão (^{222}Rn).....	30

3.	Caracterização da área em estudo	31
3.1.	Enquadramento Territorial e Institucional.....	31
3.2.	Enquadramento Geológico	33
3.3.	Enquadramento Pedológico.....	37
3.4.	Enquadramento Hidrogeológico e Hidrográfico.....	38
3.4.1.	Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro.....	38
3.4.2.	Bacia Hidrográfica do Rio Vouga e Ribeiras Costeiras	39
4.	Metodologias	41
4.1.	Colheita de amostras.....	41
4.2.	Procedimentos analíticos.....	45
4.2.1.	^{222}Rn	45
4.2.2.	Alfa e Beta total	46
5.	Resultados e discussão	48
5.1.	Caracterização Físico-química.....	48
5.2.	Parâmetros Radiológicos.....	50
6.	Conclusões.....	56
	Referências bibliográficas	58

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Enquadramento geográfico e administrativo da área em estudo na NUTS III, criado no software ArcGis10.4 (adaptado de Direção Geral do Território, 2015).....	6
Figura 2 - Poder de penetração dos diferentes tipos de radiação. (adaptado de Bennett, 2012)	12
Figura 3 - Série de decaimento ^{238}U (WHO, 2017b).....	13
Figura 4 - Série de decaimento ^{235}U (WHO, 2017b).....	14
Figura 5 -Série de decaimento ^{232}Th (WHO, 2017b)	15
Figura 6 - Fontes e distribuição da exposição média à radiação para a população mundial. (adaptado de WHO, 2017b).....	17
Figura 7 - Fontes e distribuição da exposição média à radiação para a população residente em Portugal. (Adaptado de ITN, 2017)	17
Figura 8 - Entrada de radão em habitações (LAO K., 1990, citado em Mendes, 2010).....	19
Figura 9 – Processos que controlam os níveis de radionuclídeos e respetivos percursos. (Adaptado de Chau et al.,2011))	23
Figura 10 - Enquadramento Geográfico da região em estudo (adaptado de mapas Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro (CCDRC)).....	31
Figura 11 – Localização dos furos amostrados (Google Earth, 2017)	32
Figura 12 - Litologia da área em estudo (Imagem obtida através do software ArcGIS 10.4.1 com dados do SNIAmb (2017)).....	36
Figura 13 – Localização dos pontos de amostragem nos vários tipos de solos encontrados na zona (Imagem obtida através do software ArcGIS 10.4.1 com dados do SNIAmb, (2017)).....	37
Figura 14 - Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro e Domínios Indiferenciados da Unidade Hidrogeológica da Orla Ocidental. (Imagem obtida através do software ArcGIS 10.4.1 com dados do SNIAmb, (2017)).....	40
Figura 15 - Vial apenas com cocktail de cintilação	42
Figura 16 - Furo fechado	43
Figura 17 - Bomba utilizada para retirar água dos furos.....	43
Figura 18 - Amostras recolhidas (cocktail cintilação + amostra de água)	44
Figura 19 - Medidor multiparâmetros e célula de fluxo contínuo	44
Figura 20 -Valores de radão obtidos através das medições nos vários pontos amostrados (Imagem obtida através do software ArcGIS 10.4.1 com dados do SNIAmb, (2017)).....	52
Figura 21 - Valores de radiação alfa obtidos nos vários pontos amostrados (Imagem obtida através do software ArcGIS 10.4.1 com dados do SNIAmb, (2017))	53
Figura 22 - Valores de radiação beta obtidos nos vários pontos amostrados (Imagem obtida através do software ArcGIS 10.4.1 com dados do SNIAmb, (2017))	54

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Características dos radionuclídeos presentes nas águas subterrâneas (adaptado Chau et al, 2011)	18
Tabela 2 - Inventário dos pontos de água na área de estudo. F – Furo	41
Tabela 3 - Dados relativos à preparação da amostra de ²²² Rn.....	46
Tabela 4 - Dados relativos à preparação da amostra de radiação alfa e beta, antes da evaporação.....	47
Tabela 5 - Dados relativos à preparação da amostra de radiação alfa e beta, depois da evaporação.....	47
Tabela 6 - Valores de pH, condutividade elétrica e temperatura medidos durante a colheita.	48
Tabela 7 - Valores estatísticos de pH, condutividade elétrica e temperatura.	48
Tabela 8 - Valores obtidos através da análise laboratorial ao parâmetro radiológico ²²² Rn.....	50
Tabela 9 - Valores obtidos através da análise laboratorial aos parâmetros radiológicos Alfa e Beta Total.	50
Tabela 10 – Valores estatísticos para os elementos ²²² Rn, e radiações alfa e beta	51

1. Introdução

1.1. Importância e enquadramento do tema estudado

A água tem uma grande importância na manutenção da vida na Terra e, portanto, falar da relevância dos conhecimentos sobre a água, nas suas várias dimensões, é falar da sobrevivência da espécie humana, da conservação e do equilíbrio da biodiversidade e das relações de dependência entre seres vivos e o ambiente.

Segundo Shiklomanov e Radda (2003), cerca de 97,5% da água existente no planeta Terra é salgada e encontra-se, na sua maioria, nos oceanos. Os restantes 2,5% correspondem a água doce, estando a maioria no estado sólido, em glaciares e *icebergs* (~ 69,5%) e em aquíferos (~ 30%). Assim, encontra-se menos de 1% da água doce em reservatórios superficiais como lagos, pântanos e rios, no solo e na atmosfera.

Embora a água doce subterrânea seja uma pequena parte da água total existente no planeta, ela constitui uma das mais importantes frações de água disponível para o consumo humano, sendo utilizada no consumo público, agrícola e industrial.

Designa-se por água subterrânea, toda a água que atravessa e circula através das formações geológicas porosas e permeáveis.

As águas subterrâneas são parte do ciclo hidrológico uma vez que derivam de parte da água precipitada que se infiltra no subsolo, atinge o nível freático e se acumula ao encontrar uma barreira impermeável, preenchendo os poros, fraturas, falhas ou fissuras, o que leva à formação de um domínio saturado – aquífero.

A área em estudo encontra-se situada nos domínios do Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro (O1) e na Bacia Hidrográfica do Vouga e Ribeiras Costeiras.

Aquíferos podem ser definidos como formações geológicas saturadas em água, capazes de armazenar e transmitir água. Para que se forme um aquífero é necessária a existência de barreiras ou níveis impermeáveis adjacentes (ex. aquíclusos, fraturas, filões, planos estratificação, estruturas em sinclinais, etc.), a ocorrência de recarga hídrica e a presença de água com qualidade desejada (Azevedo, 2016).

Os aquíferos podem ser classificados como porosos, fraturados, carsificados e mistos, dependendo da sua natureza geológica, estrutural e textural no meio subterrâneo, do tipo de porosidade e do armazenamento das águas.

As águas subterrâneas, como já foi referido, são importantes fontes de abastecimento de água e, por isso, é necessário que se façam avaliações rigorosas da sua qualidade, de modo a evitar riscos para a saúde da população.

Sabe-se que os radionuclídeos de origem natural, em particular os da série do urânio, estão presentes na água. A sua dissolução ocorre nas várias etapas do ciclo hidrológico, variando as concentrações e as proporções dos radionuclídeos nas várias fases do ciclo. As águas subterrâneas são as que geralmente apresentam concentrações mais elevadas, sobretudo de urânio, rádio, radão e chumbo, que são controladas pelas condições físico-químicas dos aquíferos e pela geoquímica dos radionuclídeos.

Como já foi referido, águas subterrâneas infiltram-se nas massas rochosas da crosta e, circulam nas fraturas e nos poros das rochas, ficando carregadas de elementos constituintes das rochas. A permanência da água nos poros das rochas, onde pode ter tempos de residência que variam de dezenas a milhões de anos, facilita a dissolução dos elementos radioativos primordiais.

As águas provenientes de aquíferos profundos apresentam frequentemente concentrações elevadas de urânio e radão e revelam-se nas ressurgências como águas naturalmente radioativas. O radão é produto do decaimento de urânio (^{238}U), que está naturalmente presente nos solos e rochas. Este não possui cheiro, cor ou sabor, pelo que se torna difícil notar a sua presença.

O ser humano pode estar exposto ao radão através da inalação ou da ingestão, através do consumo de água, na qual o radão se encontra dissolvido. Apesar desta última ser menos importante, relativamente à inalação, não deve ser desprezada, especialmente se as águas utilizadas para o consumo humano contiverem valores elevados de radão e seus descendentes. Nestes casos, o radão dissolvido na água pode facilmente passar para o ar

As diretrizes da Organização Mundial de Saúde, *World Health Organization* (WHO), recomendam que os níveis de rastreio para o radão na água potável sejam estabelecidos com base no nível de referência para o radão no ar (WHO, 2009). Segundo a legislação portuguesa, o valor de radão em água destinada ao consumo humano acima do qual se deve verificar se este representa um risco para a saúde

humana é de 500 Bq/L, sendo que, a partir de 1000 Bq/L se justificam medidas de correção por motivos de proteção radiológica (Decreto-Lei n.º 23/2016, de 3 de junho).

Sabe-se que as zonas do país onde se encontram maiores concentrações de radão apresentam um substrato geológico maioritariamente constituído por granitos. É nessas zonas que se focam a grande maioria dos trabalhos realizados, relativamente a este tema.

Temos como exemplo as concentrações de ^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{234}U e ^{238}U em águas subterrâneas numa área com substrato granítico e metassedimentar na Horta da Vilariça, Torre de Moncorvo, onde se concluiu que 30% das amostras ultrapassaram os limites recomendados para a concentração de radão nas águas de consumo público (Pereira, Pinto, Neves & Costa, 2010). Como foi referido, a maioria dos estudos referentes ao tema são realizados em granitos, ficando muito para descobrir em outros tipos de formações.

A zona em estudo apresenta um substrato geológico sedimentar, pelo que, se tornou indispensável estudá-la para aumentar o número de trabalhos realizados nestas áreas, adquirir mais pontos de amostragem e acrescentar e consolidar algumas das conclusões anteriormente obtidas noutros estudos.

Dos estudos existentes em zonas sedimentares, verifica-se que ao contrário do que se verifica em granitos, as concentrações de radionuclídeos são baixas, não deixando, no entanto, de ser importante continuar a estudar estas zonas. Um exemplo disto, é o estudo realizado por Morgado, em 2011, onde se estudou a radioatividade natural presente nas águas subterrâneas de um domínio sedimentar, numa zona compreendida entre as localidades de Ribeira e S. Fipo (Condeixa-a-Nova), em que se concluiu que algumas amostras recolhidas apresentam valores para a dose efetiva por exposição à radiação ionizante que ultrapassam os limites recomendados pela OMS (Morgado, 2011).

A presente dissertação, que se insere no Mestrado em Geociências, ramo de Recursos Geológicos, está focada no estudo dos valores das concentrações de radão e das radiações alfa e beta presentes em amostras de águas subterrâneas do Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro, numa porção da Bacia Hidrográfica do Vouga e Ribeiras Costeiras.

1.2. Objetivos

A presente dissertação tem como objetivo geral o estudo das concentrações de radão e das radiações alfa e beta presentes em amostras de água do Sistema aquífero Quaternário de Aveiro (SAQA) em domínios pertencentes ao setor sul da Bacia Hidrográfica do Vouga e Ribeiras Costeiras, procurando conhecer melhor as águas subterrâneas desta região.

Os objetivos desta dissertação dividem-se em dois tipos: estratégicos ou principais e táticos ou secundários:

Principais:

- Medição e interpretação de concentrações de radão e radiações alfa e beta em amostras de águas subterrâneas do Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro situados na Bacia Hidrográfica do Vouga e Ribeiras Costeiras;
- Avaliação da radioatividade de águas subterrâneas no SAQA e possíveis interações com a geologia local ou com o fluxo subterrâneo.

Secundários:

- Definição do enquadramento físico do domínio em estudo;
- Caracterização geológica e hidrogeológica da área em análise;
- Identificação e interpretação de: (1) valores absolutos e (2) variações espaciais de ^{222}Rn , e radiações Alfa e Beta;

1.3. Recolha bibliográfica

Esta etapa consistiu na recolha de artigos científicos e dissertações que foram realizados na região em estudo ou em zonas com características semelhantes, de livros com conteúdos interessantes de geologia e hidrogeologia e sobre urânio, de sítios e páginas Web que complementaram pesquisas anteriores. Foi também consultada a Carta Geológica 1:50.000 de Cantanhede (19A).

1.3.1. Atividades de campo

A atividade de campo foi realizada em junho de 2017. Foram realizados levantamentos *in situ* dos pontos de água, medições dos parâmetros físico-químicos das águas e posteriormente realizadas as recolhas de 10 amostras de água para análise em laboratório. Os procedimentos de campo seguiram a norma ISO 5667-11 (2009) para recolha de amostras de água subterrânea.

1.3.2. Análise e tratamento de dados

As 10 amostras de água subterrânea recolhidas foram transportadas para o Laboratório de Radioatividade Natural do Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra onde foram analisadas as concentrações do elemento ^{222}Rn e medidas as radiações alfa e beta. Estas medições foram efetuadas por espectrometria de cintilação líquida aplicando as normas ISO 13164-4 (2015) e ISO 11704 (2010), respetivamente. Todo o processo de análise e tratamento de dados ocorreu nas duas semanas seguintes à recolha das amostras.

1.4. Área de estudo

A área de estudo da presente dissertação localiza-se em Portugal Continental (NUTS I), na Região Centro (NUTS II), Região de Coimbra (NUTS III), concelho de Figueira da Foz e freguesia de Quiaios, num setor da faixa litoral situado a norte da Serra da Boa Viagem (Figura 1).

Esta zona está inserida na Bacia Hidrográfica do Vouga e Ribeiras Costeiras e enquadra-se nos domínios do Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro, que faz parte da Unidade Hidrológica da Orla Ocidental.

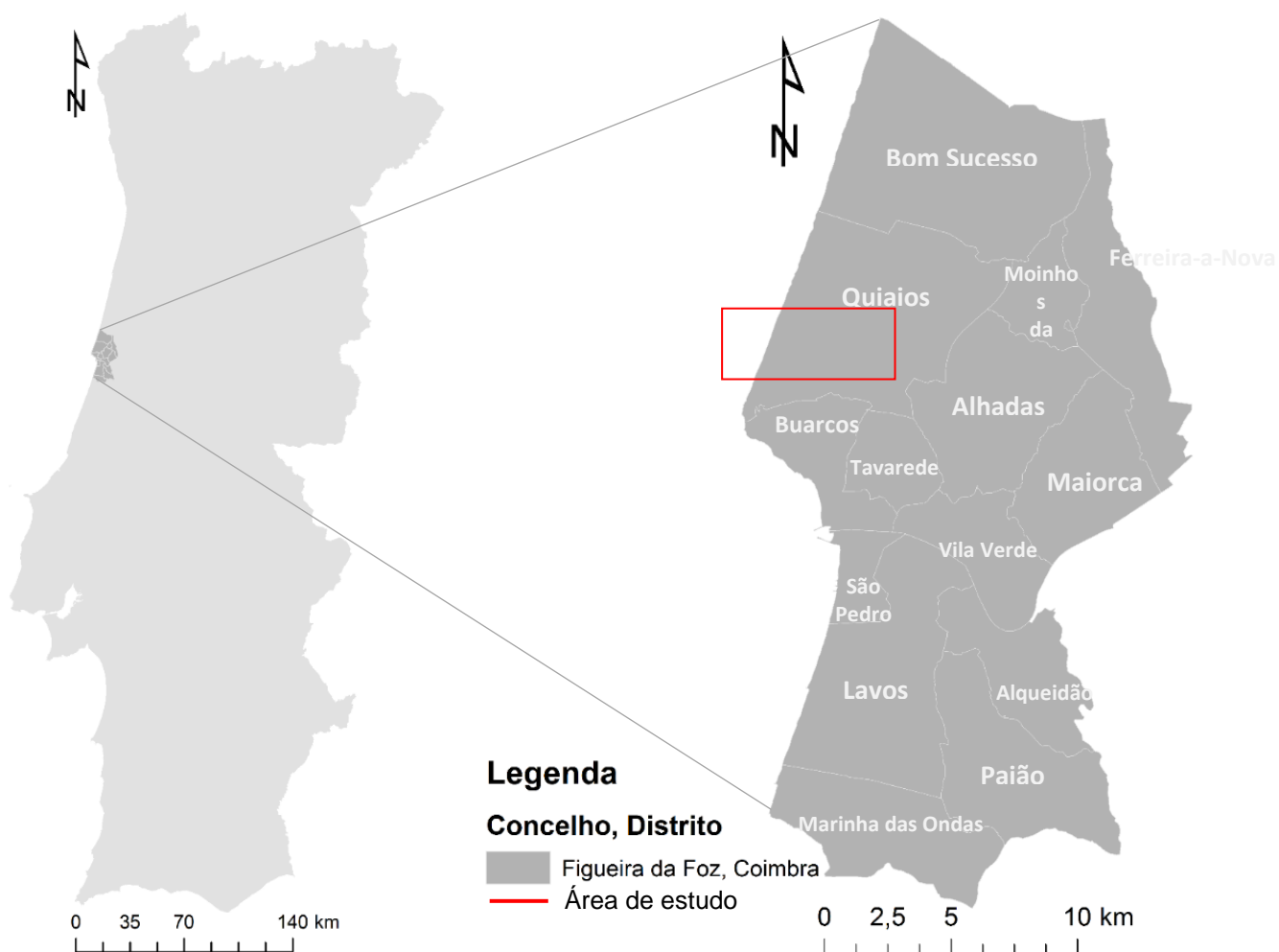


Figura 1 – Enquadramento geográfico e administrativo da área em estudo na NUTS III, criado no software ArcGis10.4 (adaptado de Direção Geral do Território, 2015).

2. Radioatividade Natural

A radioatividade existe no Planeta Terra desde a sua formação, mas só foi descoberta em 1896, pelo físico francês Henri Becquerel (1852-1908) quando este deixou filmes fotográficos em contacto com um elemento radioativo natural, o urânio, e percebeu que estes passavam a emitir radiação. No final de 1897, Marie Curie interessou-se pela descoberta de Becquerel e, em abril de 1898, apercebeu-se que para além do urânio, também outro elemento emitia radiação, o tório, começando então a suspeitar da existência de elementos radioativos desconhecidos. Algum tempo depois, Marie e Pierre Curie descobriram um novo elemento radioativo, o rádio (Mendes, 2010).

A radioatividade é a propriedade pela qual certos átomos com núcleos instáveis, os chamados radioisótopos, se transformam espontaneamente em átomos mais estáveis. Estas transformações são acompanhadas pela emissão de partículas ou energia eletromagnética. As transformações continuam até ser atingida uma configuração estável. Por exemplo, o ^{238}U é um átomo instável que desenvolve sucessivas modificações radioativas até se transformar num átomo estável de ^{206}Pb . Esta transformação envolve 14 etapas intermédias de decaimento com libertação de energia ou radiação sob a forma de partículas alfa (α), beta (β) e radiação eletromagnética raios gama (γ). Cada um dos 14 elementos de transição é chamado de descendente na série de decaimento (Gusmão, 2008).

Existem séries de decaimento similares para outros radioisótopos, tais como por exemplo, o ^{232}Th e o ^{235}U . Todos os radioisótopos desenvolvem processos de decaimento bem definidas.

O intervalo de tempo necessário para que metade dos átomos se transforme é designado por meia-vida. Os tempos de meia-vida são variáveis, desde menos de um segundo, como por exemplo o ^{214}Po que tem um tempo de meia vida igual a $1,6 \times 10^{-4}$ segundos, até milhares de milhões de anos, como o ^{238}U com $4,47 \times 10^9$ anos. Existem muitos elementos radioativos na crosta terrestre. Entre estes contam-se o ^{238}U , o ^{232}Th e o ^{235}U e os seus descendentes (Gusmão, 2008).

Assim, o ^{238}U demorará aproximadamente 4,5 mil milhões de anos para que metade dos átomos ainda existentes na crosta terrestre se transforme em ^{234}Th e demorará mais 4,5 mil milhões de anos para que a metade restante se transforme novamente, e assim sucessivamente. Atendendo a estes tempos de meia-vida, os átomos de ^{238}U , ^{232}Th , e ^{235}U vão permanecer na crosta terrestre à escala geológica.

Todos os organismos vivos estão constantemente expostos à radiação proveniente dos elementos radioativos presentes na crosta e, ainda, às radiações provenientes do espaço. Esta radiação é referida como radiação natural. A radioatividade natural na atmosfera resulta fundamentalmente de dois processos, a libertação do solo de gases nobres radioativos tais como ^{222}Rn e ^{220}Rn , que resultam do decaimento natural do urânio e tório presentes na crosta terrestre, e a interação da radiação cósmica com os gases atmosféricos (Gusmão, 2008).

A radiação pode ser medida em Becquerel (Bq), que se define como sendo a atividade de desintegração nuclear espontânea de um radionuclídeo por segundo (WHO, 2017b).

Hoje em dia tem sido dado particular destaque à contaminação radioativa causada pelo funcionamento de centrais nucleares e pela realização de testes militares. Porém, a exposição média do Homem a estas fontes de radiação é muito pequena. Mais relevantes são os exames médicos que recorrem a raios X, os quais são responsáveis por cerca de 20% da dose média anual. Sobram, assim, cerca de 80% da dose média anual passível de ser atribuída a fatores naturais, tais como a radiação cósmica proveniente do espaço exterior, a radiação gama emitida pelas rochas e materiais de construção, a presença no organismo de quantidades vestigiais de elementos químicos radioativos e, mais importante, ao gás radioativo radão, o qual por si só é responsável por mais de 50% desse valor (WHO, 2017b).

Todos nós possuímos no nosso organismo material radioativo, proveniente dos alimentos, da água e do ar. Mas apenas quando as doses a que estamos expostos excedem os valores recomendados é que existe perigo para a nossa saúde.

Os radionuclídeos mais importantes em termos de fontes de radiação são o ^{40}K , ^{87}Rb , ^{232}Th , ^{235}U e ^{238}U e os descendentes mais importantes são o ^{222}Rn e ^{226}Ra , que provêm do ^{238}U (WHO, 2017b).

2.1. Isótopos

Os isótopos são átomos de um elemento químico cujos núcleos têm o mesmo número atômico, ou seja, o mesmo número de prótons (Z), mas que contêm diferente massa atômica (A). Como tal, a diferença nas massas atômicas resulta de diferenças no número de nêutrons nos núcleos atômicos e não no número de prótons.

Na natureza, todos os elementos químicos presentes em substâncias minerais e na atmosfera são compostos por vários isótopos. Sabe-se que o elemento natural mais simples, o hidrogênio, possui apenas um próton, enquanto o urânio, o mais complexo, contém 92 prótons, sendo o elemento químico natural mais pesado.

O urânio, tal como ocorre na Natureza, é fundamentalmente uma mistura de três isótopos, o ^{238}U , ^{235}U e ^{234}U . O isótopo ^{234}U provém do ^{238}U por decaimento radioativo e o ^{235}U supõe-se que seja de origem independente (Mendes, 2010).

2.2. Decaimento radioativo

O decaimento radioativo ocorre quando os núcleos dos isótopos instáveis se rompem devido à instabilidade atômica. Este decaimento vai originar um aumento da estabilidade nuclear em virtude da emissão de radiação, pelo que os elementos radioativos perdem a sua capacidade de emitir radiação com o tempo. A transformação intranuclear capaz de promover o decaimento é chamada de desintegração.

Como referido em Mendes (2010), se $N(t)$ for o número de átomos existentes numa amostra radioativa no instante t , o número de átomos desintegrados por unidade de tempo é dado por:

$$- (dN_0/dt) = \lambda N \qquad \text{Equação 1}$$

Onde:

N = número de átomos final

N_0 = número de átomos presentes no instante $t=0$

λ = constante de decaimento radioativo do isótopo

t = tempo (s)

Por integração da equação 1, resulta a equação fundamental da desintegração radioativa:

$$N = N_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t} \qquad \text{Equação 2}$$

Em que:

N = número de átomos final

N_0 = número de átomos presentes no instante $t=0$

e = número neperiano

λ = constante de decaimento radioativo do isótopo

t = tempo (s)

A quantidade de átomos de uma amostra radioativa que sofrem desintegração numa unidade de tempo é chamada de atividade (A). O uso do cálculo integral permite que a lei da desintegração radioativa seja expressa em termos de atividade, pela equação 3:

$$A = A_0 \cdot e^{-\lambda t} \qquad \text{Equação 3}$$

Em que:

A = atividade após um tempo t

A_0 = atividade inicial ($t=0$)

e = número neperiano

λ = constante de decaimento radioativo do isótopo

t = tempo (s)

A atividade é medida por duas unidades: becquerel (Bq), que se refere ao número de desintegrações por segundo e Curie (Ci) que equivale a $3,7 \times 10^9$ Bq.

A semivida ($T_{1/2}$) de um isótopo radioativo é o tempo necessário para que metade dos átomos de uma amostra constituída inicialmente por um único radionuclídeo se transforme num outro isótopo, como ilustra a equação 4:

$$T_{1/2} = 0,693 / \lambda \qquad \text{Equação 4}$$

A velocidade de decaimento ou constante de decaimento (λ), mede a instabilidade energética do núcleo, ou seja, a probabilidade de o átomo emitir radioatividade e se estabilizar.

2.3. Tipos de radiação

As radiações são consideradas ondas eletromagnéticas (raios gama ou raios-X) ou partículas (neutrões, beta ou alfa) que se propagam com determinada velocidade. Apresentam energia, carga elétrica e magnética variável, que pode ir desde valores pequenos até valores muito elevados.

Os três tipos de radiação emitida pelas substâncias radioativas são:

- **Radiação Alfa (α):** consiste num feixe de partículas carregadas positivamente (partículas alfa) com cargas $2+$ e uma massa quatro na escala de massa atômica, que se refere a dois prótons e dois neutrões. Essas partículas são idênticas aos núcleos dos átomos de hélio comuns, ${}^4\text{He}_2$.

Este tipo de radiação é muito ionizante, mas pouco penetrante (7 mg/cm² abaixo da superfície da pele).

O seu alcance no ar é muito pequeno, não excede os 5 cm, o que faz que sejam facilmente blindadas, isto é, não consigam penetrar a pele e podem ser mesmo bloqueadas apenas por uma folha de papel (Figura 2). No entanto, a inalação é perigosa para os pulmões e a ingestão provoca danos noutros tecidos vivos (Gusmão, 2008).

- **Radiação beta (β):** consiste em feixes de partículas carregadas negativamente (partículas beta), idênticas em propriedade, aos eletrões. A radiação β é constituída por partículas que são emitidas pela maioria dos radionuclídeos naturais e tem maior penetração que as partículas alfa, apesar de ser menos ionizante. A radiação beta pode penetrar no organismo até cerca de 2 a 3 mm através da pele (Figura 2) (Mendes, 2010).

- **Radiação gama (γ):** é uma onda eletromagnética gerada durante a desintegração radioativa dos isótopos instáveis de elementos como o urânio ou o rádio.

Tem um poder de penetração muito grande, embora o seu poder ionizante seja baixo. Os raios gama são produto da excitação do núcleo atômico e não apresentam carga elétrica nem massa, podendo percorrer grandes distâncias sem sofrer interações. Atravessam o corpo e chapas de aço até 15 cm de espessura, mas são barradas por espessas placas de chumbo (Figura 2) (Mendes, 2010).

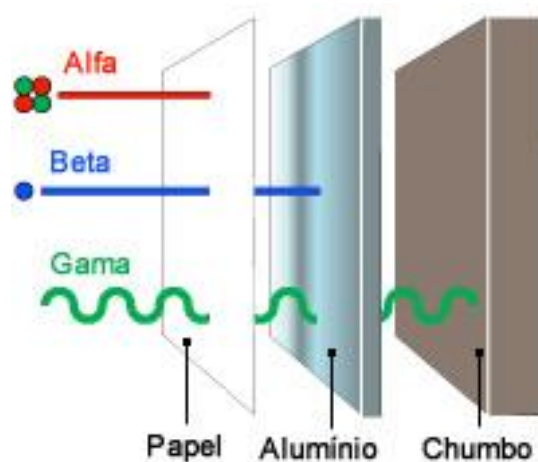


Figura 2 - Poder de penetração dos diferentes tipos de radiação. (adaptado de Bennett, 2012)

Como as radiações α e β possuem fraca capacidade de propagação, apenas constituem um risco ambiental para a população quando ocorre inalação de radão em quantidades elevadas, o que leva à irradiação interna dos tecidos pulmonares (Neves *et al*, 1996).

A radiação gama de origem natural, embora mais penetrativa, não constitui um risco ambiental significativo devidos aos baixos teores em isótopos radiogénicos característicos de muitas das rochas constituintes da crosta continental superior.

2.4. Séries radioativas

As séries radioativas do urânio (^{238}U , ^{235}U) e do tório (^{232}Th) são responsáveis pela maior parte da radioatividade encontrada na crosta terrestre. O urânio natural consiste quase inteiramente no ^{238}U com cerca de 99,28%, contendo apenas 0,71% de ^{235}U e 0,0054% de ^{234}U (Wisser & Wilken, 2003; citado em Santos, 2010).

Os isótopos radioativos possuem núcleos instáveis que se decompõem, emitindo radiações alfa, beta e raios gama. Esses isótopos atingem a estabilidade na forma de isótopos não radioativos de outros elementos químicos, seguindo diferentes séries de decaimento.

O gás radão resulta do decaimento do urânio e do tório, de acordo com as séries que a seguir se apresentam.

2.4.1. Série de decaimento ^{238}U

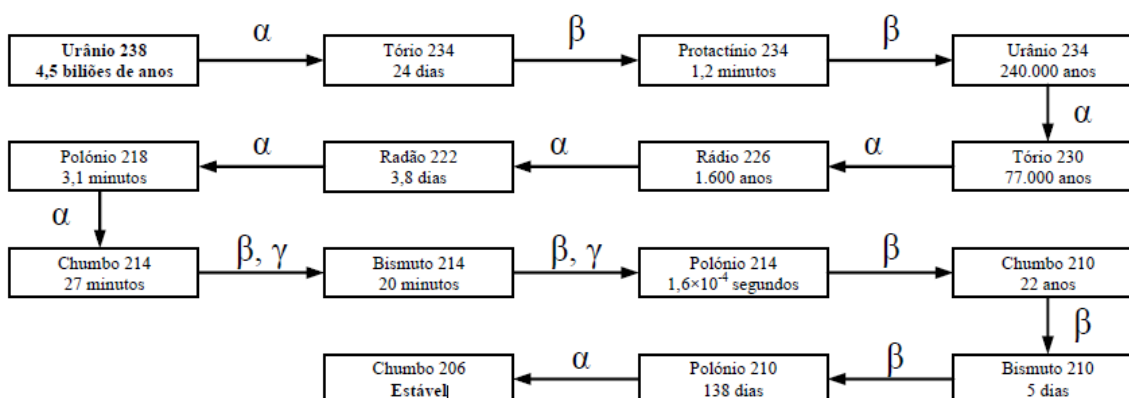


Figura 3 - Série de decaimento ^{238}U (WHO, 2017b)

Esta série de decaimento inicia-se no ^{238}U , passando pelo ^{234}U e pelo ^{222}Rn e termina no ^{206}Pb , que é um isótopo estável (Figura 3).

A série do ^{238}U , também denominada por série $4n+2$, é a mais longa e mais importante das séries naturais do ponto de vista de proteção radiológica. Esta série apresenta 15 elementos, sendo que 8 são emissores alfa e 6 são emissores beta. Além do ^{238}U ($T_{1/2} = 4,5 \times 10^9$ anos) outros dois elementos da série têm meia-vida longa, o ^{234}U ($T_{1/2} = 2,5 \times 10^5$ anos) e o ^{230}Th ($T_{1/2} = 8 \times 10^4$ anos) (Santos, 2010).

O ^{226}Ra é o sexto elemento da série do ^{238}U e possui também uma grande importância do ponto de vista da proteção radiológica. Este isótopo apresenta um $T_{1/2}=1,602$ anos e transforma-se em ^{222}Rn (único elemento gasoso da série) após a emissão de uma partícula alfa de energia igual a 4,78 MeV. O ^{222}Rn possui um $T_{1/2}=3,8$ dias e dá origem a vários elementos de meia-vida curta, tais como ^{218}Po , ^{214}Po , ^{214}Pb e ^{214}Bi . Outro elemento importante desta série é o ^{210}Po , que apresenta um $T_{1/2}=138$ dias e tem uma grande afinidade por tecidos moles. O ^{210}Po , juntamente com o ^{210}Pb podem ser introduzidos no organismo através da ingestão de alimentos (Santos, 2010).

2.4.2. Série de decaimento ^{235}U

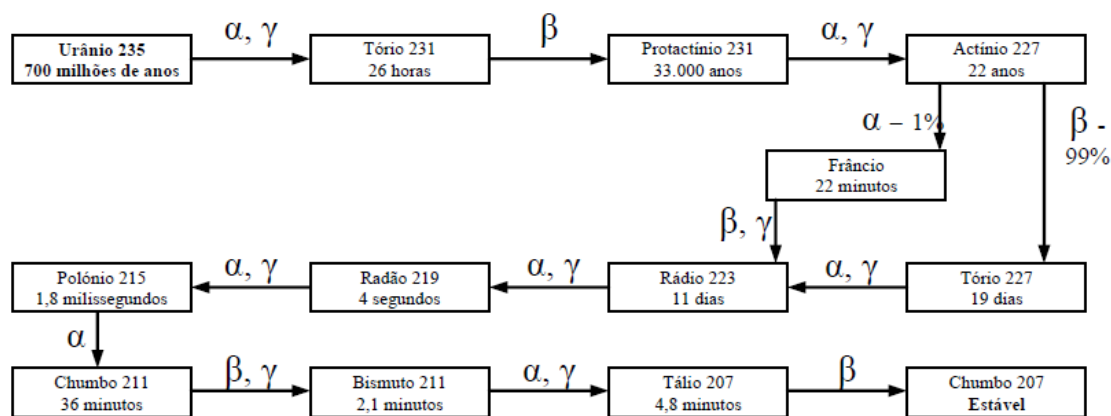


Figura 4 - Série de decaimento ^{235}U (WHO, 2017b)

Esta série de decaimento (Figura 4) inicia-se no ^{235}U , passa pelo protactínio, ^{231}Pa , e pelo actínio, ^{227}Ac , terminando no ^{207}Pb estável.

O ^{235}U , com um $T_{1/2}=7,1 \times 10^8$ anos, é o precursor da série radioativa conhecida como série do actínio (série $4n+3$). Esta série de decaimento é constituída por elementos com baixa abundância isotópica e, portanto, pouca relevância em relação à dose de radiação natural (Santos, 2010).

2.4.3. Série de decaimento ^{232}Th

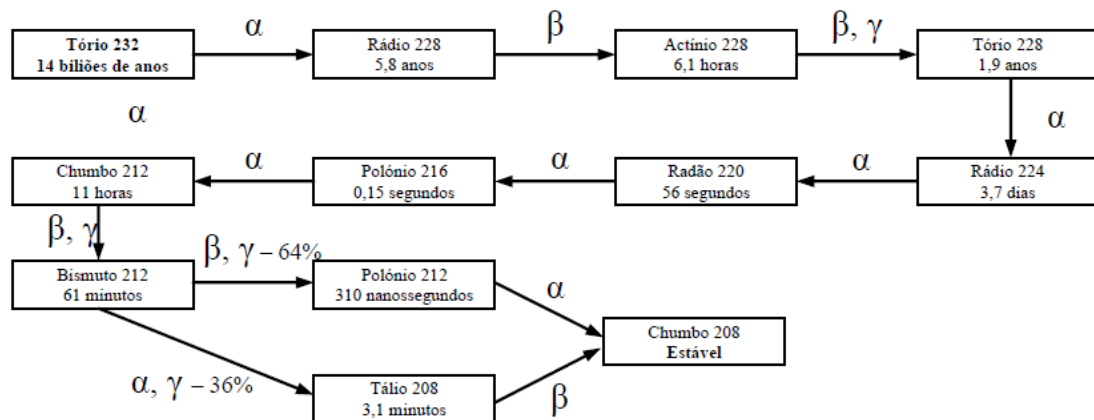


Figura 5 -Série de decaimento ^{232}Th (WHO, 2017b)

Esta série de decaimento (Figura 5) inicia-se no ^{232}Th , passando pelo ^{224}Rn e pelo ^{220}Rn , e termina no ^{208}Pb estável. Ao mesmo tempo origina-se hélio, resultante da emissão de raios alfa.

O tório possui um conteúdo médio na crosta terrestre de aproximadamente 8,5 ppm (Wedepohl, 1995; citado em Santos, 2010), ocorre predominantemente como iões tetravalentes. A baixa solubilidade deste elemento na água faz com que fique retido preferencialmente na fase sólida ou na interface solido-água.

Nos ambientes aquáticos, o tório ocorre somente no estado de oxidação +4. Os isótopos de Th têm certamente a mais ampla gama de meias-vidas. Esta varia desde a série de decaimento do ^{232}Th ($T_{1/2}=1,39\times 10^{10}$ anos) e a relativamente longa vida do ^{230}Th ($T_{1/2}=7,52\times 10^4$ anos) a um isótopo de curta duração em cada uma das séries de decaimento: ^{234}Th ($T_{1/2}=24$ dias), ^{227}Th ($T_{1/2}=18$ dias) e ^{228}Th ($T_{1/2}=1,9$ anos).

A série do ^{232}Th é composta por 12 elementos (Santos, 2010).

2.5. Radão

2.5.1. Origem e impactes na exposição a radiações

O ^{222}Rn é gerado por decaimento radioativo do ^{238}U . O tempo necessário para se reduzir a metade a atividade do radão é de 3,8 dias (meia-vida do radão). Os átomos de radão formam-se a partir da desintegração do ^{238}U , que dá origem a uma série de elementos também radioativos, nomeadamente o ^{230}Th , o ^{226}Ra e o ^{222}Rn , causando todos eles exposição do Homem às radiações ionizantes (Figuras 3, 4 e 5). O radão deriva das pequenas quantidades de urânio e rádio presentes em solos e rochas de natureza granítica, argilosa, ou argilo-gressosa, e, conseqüentemente, em materiais de construção (Mendes, 2010).

O radão é um gás inodoro, incolor e insípido, não detetável através dos nossos sentidos, e por isso constitui um grande risco para a saúde. Ao ar livre, o radão dilui rapidamente para concentrações muito baixas e geralmente não é um problema. No entanto, em ambientes fechados, as concentrações de radão podem ser mais elevadas, com níveis altos encontrados em locais fechados como minas, cavernas e instalações de tratamento de água.

A constituição litológica de uma região, o teor em urânio nas suas rochas, a permeabilidade dos solos e rochas e o suporte mineralógico do urânio, são fatores que determinam a concentração do radão nos solos e conseqüentemente, o potencial de transmissão deste gás ao ar no interior de espaços confinados.

Em edifícios como casas, escolas e escritórios, foram encontrados níveis de radão desde 10 Bq/m^3 a mais de $10\,000 \text{ Bq/m}^3$. O nível médio de radão ao ar livre varia entre 5 e 15 Bq/m^3 (WHO, 2017b).

A exposição média da população mundial relativamente ao radão (exposição interna natural) é de 43%, seguindo-se a exposição médica com 20% (Figura 6). As fontes antropogénicas representam apenas 1% (WHO, 2017b). A figura seguinte mostra a distribuição da exposição média à radiação para a população mundial.

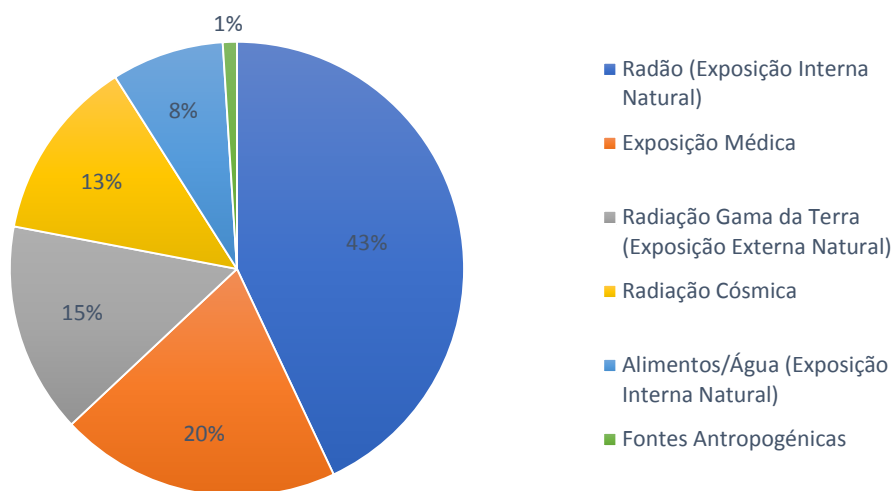


Figura 6 - Fontes e distribuição da exposição média à radiação para a população mundial. (adaptado de WHO, 2017b)

Em Portugal, a dose média de radiação interna no caso do radão, é de 56,70% (Figura 7).

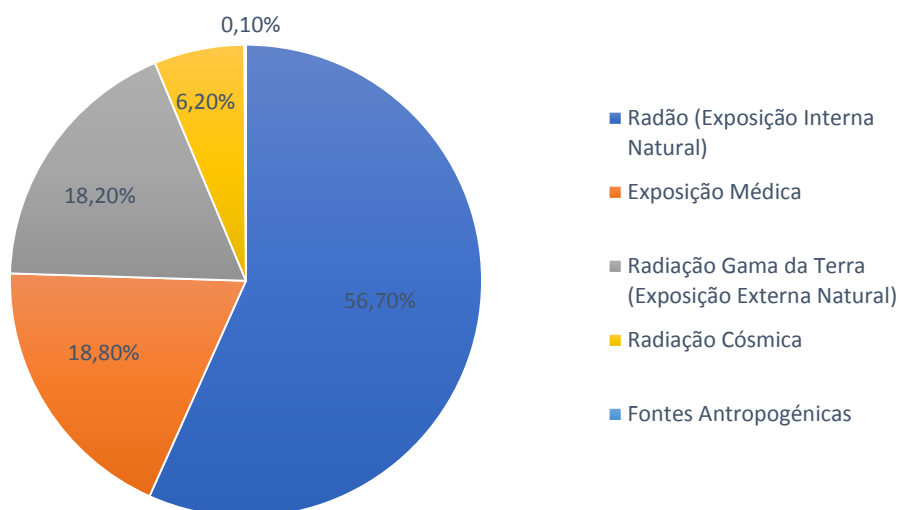


Figura 7 - Fontes e distribuição da exposição média à radiação para a população residente em Portugal. (Adaptado de ITN, 2017)

2.5.2. Vias de dispersão

A radioatividade natural da água resulta dos elementos radioativos dissolvidos tais como o urânio; suspensos em forma coloidal como o tório; suspensos em microcristais de elementos radioativos e difundidos, como o radão.

A radioatividade natural da água resulta principalmente do contacto desta com rochas e minerais, podendo considerar-se como o principal agente transportador dos elementos radioativos sob várias condições geoquímicas a geofísicas.

Na Tabela 1 são apresentadas as meias-vidas e o tipo de radiação emitida pelos diferentes radionuclídeos em águas.

Tabela 1 - Características dos radionuclídeos presentes nas águas subterrâneas (adaptado Chau et al, 2011)

Radionuclídeo	Meia-Vida	Tipo de radiação
^3H	12,32 anos	β -
^{14}C	5700 anos	β -
^{40}K	$1,250 \times 10^9$ anos	β -
^{210}Pb	22,23 anos	β -
^{210}Po	138,4 dias	α
^{222}Rn	3,823 dias	α
^{226}Ra	1600 anos	α
^{228}Ra	5,75 anos	β -
^{232}Th	$1,40 \times 10^{10}$ anos	α
^{234}U	$2,45 \times 10^5$ anos	α
^{235}U	$7,04 \times 10^8$ anos	α
^{238}U	$4,47 \times 10^9$ anos	α

O radão presente na água é libertado para o ambiente a partir do momento em que esta entra em contacto com o ar, devido ao facto de o gás radão possuir solubilidades muito diferentes nos dois meios, e o coeficiente de partilha ser favorável ao ar. A quantidade de radão que é transferida da água para o interior dos edifícios depende principalmente da sua concentração, que geralmente é mais elevada em águas subterrâneas, do volume e do grau de arejamento da água e do processamento a que esteve sujeita (Mendes, 2010).

Para a maioria das pessoas, a maior exposição ao radão ocorre em casa. A concentração de radão numa casa depende da quantidade de urânio nas rochas e solos subjacentes, das vias disponíveis para a passagem do radão do solo para o lar e da taxa de troca entre o ar interior e o exterior, que depende da construção da casa, dos hábitos de ventilação dos habitantes, e da pressão de ar do edifício.

O radão entra nas casas através de fissuras nos pisos ou nas junções chão-parede ou de fendas em volta dos tubos ou cabos (Figura 8). Quando as habitações são mal arejadas o radão pode atingir concentrações muito elevadas no seu interior. O risco de tal situação acontecer é evidentemente maior nas moradias construídas diretamente sobre o solo, podendo, no entanto, o radão constituir um problema mesmo em prédios urbanos de vários andares.

As concentrações de radão variam entre casas adjacentes e podem variar dentro de uma casa de hora em hora. Os níveis de radão residencial podem ser medidos de uma maneira simples e barata. Devido a estas flutuações, é preferível estimar a concentração média anual de radão no ar interior por medições de pelo menos 3 meses. No entanto, as medições devem basear-se em protocolos nacionais para assegurar a coerência, bem como a fiabilidade para a tomada de decisões (Mendes, 2010).

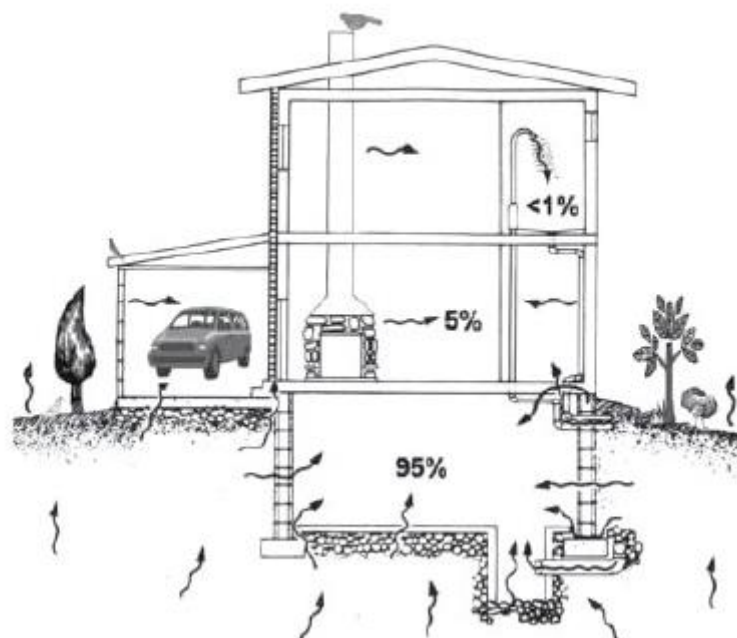


Figura 8 - Entrada de radão em habitações (LAO K., 1990, citado em Mendes, 2010)

O radão tende a concentrar-se nos pisos inferiores das habitações, tais como caves e pisos térreos, por difusão ou aproveitando de juntas mal seladas e fissuras, podendo aqui atingir concentrações de algumas dezenas a alguns milhares de Bq/m³.

Atendendo a que o radão é mais denso do que o ar, as suas concentrações reduzem-se significativamente a partir do segundo piso acima do solo, o que vai gerar um equilíbrio com os valores atmosféricos.

Estima-se que cerca de 95% do radão presente numa habitação seja proveniente do subsolo, onde as concentrações deste gás são muito elevadas. Os restantes 5% provêm dos materiais de construção (Neves *et al.*, 2004; citado em Mendes, 2010).

Nos edifícios deve-se ter em conta o tipo de construção, os materiais utilizados e os hábitos de arejar a casa, pois são fatores que influenciam os níveis de radão no ar interior de uma habitação.

As concentrações de radão dentro das habitações variam ao longo do ano, sendo normalmente mais elevadas no Inverno, devido a um menor arejamento das casas comparativamente com o Verão. No ambiente exterior, a situação é inversa, ou seja, no Verão as concentrações são mais elevadas do que no Inverno, devido ao aumento da temperatura e diminuição da humidade (Mendes, 2010).

Existem métodos bem testados, duráveis e eficientes para prevenir a concentração de radão em casas novas e reduzir o radão nas habitações já existentes. A prevenção do radão deve ser considerada quando novas casas são construídas, particularmente em áreas propensas ao radão. Em muitos países da Europa e dos Estados Unidos da América, a inclusão de medidas de proteção em novos edifícios tornou-se uma medida de rotina. Em alguns países, tornou-se um procedimento obrigatório (WHO, 2017b).

Os níveis de radão em casas existentes podem ser reduzidos pelo aumento da ventilação subterrânea, pelo isolamento de fendas ou juntas existentes no pavimento, pelo isolamento de paredes e pelo aumento da ventilação de toda a habitação.

Se estas técnicas não forem suficientemente eficazes, pode tornar-se necessário adotar medidas corretivas, como a colocação no pavimento de membranas que sejam impermeáveis ao ar (radão) e ventilação mecânica.

2.5.3. Formas de exposição à radiação ionizante

Segundo a OMS, a exposição à radiação pode ser interna ou externa e pode ser adquirida através de várias vias de exposição.

A exposição interna às radiações ionizantes ocorre quando um radionuclídeo é inalado, ingerido ou entra de outra forma na corrente sanguínea (ex. através de feridas). A exposição interna pára quando o radionuclídeo é eliminado do corpo, espontaneamente, por excreção, ou como resultado de um tratamento. Este tipo de exposição origina envenenamento de baixa intensidade por inalação ou absorção pela pele. O seu efeito no organismo pode ser acumulativo, o que significa que o mineral pode não ser reconhecido pelo ser vivo, não sendo eliminado, o que leva a que fique depositado sobretudo nos ossos, podendo provocar o desenvolvimento de cancros (WHO, 2017b). A exposição externa pode ocorrer quando o material radioativo se encontra no ar, em forma de pó, líquido ou aerossóis, ou é depositado na pele ou na roupa. Este tipo de material radioativo pode frequentemente ser removido do corpo e das roupas com uma simples lavagem.

A exposição a radiações ionizantes também pode resultar da irradiação de uma fonte externa, tal como a exposição a radiações médicas a partir de raios-X. A irradiação externa para quando a fonte de radiação está protegida ou quando a pessoa se move para fora do campo de radiação.

As pessoas podem ser expostas a radiações ionizantes em circunstâncias diferentes, em casa ou em locais públicos (exposições públicas), em seus locais de trabalho (exposições ocupacionais) ou em um ambiente médico (como pacientes, cuidadores e voluntários).

A exposição a radiações ionizantes pode ser classificada em 3 situações de exposição. As primeiras situações de exposição planeadas resultam da introdução e operação deliberadas de fontes de radiação com finalidades específicas, como é o caso do uso médico da radiação para o diagnóstico ou tratamento de pacientes ou o uso de radiação na indústria ou na pesquisa.

No segundo tipo de situação, é onde a exposição à radiação já existe, e uma decisão sobre o controle deve ser tomada, por exemplo, a exposição ao radão em residências ou locais de trabalho ou a exposição à radiação de fundo natural do ambiente.

No último tipo, as situações de exposição de emergência, resultam de eventos inesperados que requerem resposta imediata, como acidentes nucleares ou atos mal-intencionados.

2.5.4. Efeitos da radiação na saúde

Os danos de radiação nos tecidos ou nos órgãos dependem da dose de radiação recebida, ou da dose absorvida. Esta dose é geralmente expressa numa unidade denominada cinza (Gy). O dano potencial de uma dose absorvida depende do tipo de radiação e da sensibilidade de diferentes tecidos e órgãos. A partir de uma certa dosagem, a radiação pode prejudicar o funcionamento dos tecidos e dos órgãos e pode produzir efeitos agudos como vermelhidão da pele, perda de cabelo, queimaduras por radiação ou síndrome de radiação aguda. Estes efeitos são mais graves em doses mais elevadas e taxas de dose mais elevadas. Por exemplo, o limiar de dose para a síndrome de radiação aguda é de cerca de 1 Sv (1000 mSv) (WHO, 2017b).

Estima-se que, depois do fumo do tabaco, o radão seja o maior responsável por cancro do pulmão. A exposição humana a este gás varia, não só em função da zona do país e das condições climáticas, como também dos hábitos das populações, nomeadamente no que diz respeito à ventilação das habitações.

O risco de contrair cancro pulmonar depende da concentração e da duração da exposição ao radão. Por isso, a União Europeia recomenda que as pessoas tomem medidas contra o radão em suas casas quando têm valores de concentração superiores a 400 Bq/m³. Mas, este valor é pouco realista, já que uma pessoa exposta, ao longo da sua vida, a 400 Bq/m³ de gás radão tem o dobro das hipóteses de vir a sofrer de um cancro pulmonar. Este risco é ainda maior para os fumadores (Mendes, 2010).

Aquando da construção de novas habitações, a União Europeia recomenda que não se permitam valores acima dos 200 Bq/m³ (Mendes, 2010).

Como já foi referido, o radão entra no corpo humano através da inalação ou da ingestão através da água. Depois de ingerido, ele e alguns dos seus descendentes emitem partículas alfa, que embora fracamente penetrantes são extremamente energéticas. Estas partículas são causadoras de danos ao nível das células, o que a partir de experiências realizadas em animais, permitiu concluir que nestas circunstâncias aumenta a probabilidade de incidência de tumores no trato respiratório (WHO, 2017b).

2.6. Radionuclídeos naturais em águas subterrâneas

São vários os fatores que controlam os níveis de radionuclídeos naturais em águas subterrâneas. Na Figura 9 estão retratados os processos que controlam esses níveis, o percurso desde a área de recarga, passando pela zona saturada e pela zona de descarga, bem como o possível tratamento das águas antes de poderem ser consumidas (Chau *et al.*, 2011).

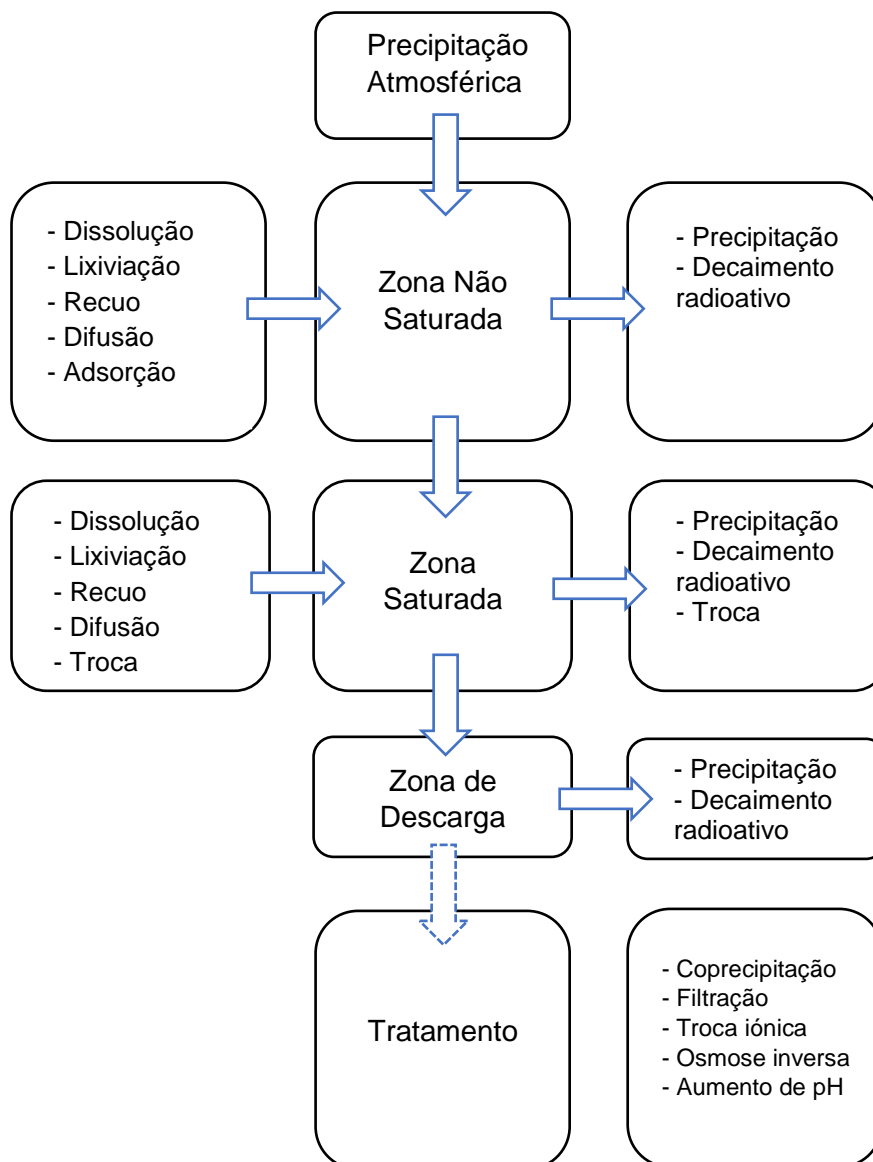


Figura 9 – Processos que controlam os níveis de radionuclídeos e respectivos percursos. (Adaptado de Chau *et al.*, 2011))

2.6.1. Precipitação atmosférica

Certos radioisótopos produzidos na atmosfera, tais como ^{14}C , ^{22}Na , ^7Be e ^3H , também podem ser encontrados na precipitação, embora os seus níveis de atividade sejam muito reduzidos. Para além destes, podem também ser encontrados outros radioisótopos em maior quantidade na precipitação. É o caso do ^{222}Rn que deriva do decaimento gasoso do ^{226}Ra e é libertado dos solos para a troposfera inferior. A sua concentração na precipitação atmosférica varia de dezenas a centenas de Bq/L devido à sua alta solubilidade em água (Chau *et al.*, 2011).

O ^{222}Rn tem como produtos de decaimento o ^{210}Po e ^{210}Pb , que podem ser dissolvidos na precipitação e transportados para o solo. As concentrações de atividade de ^{210}Pb na precipitação atmosférica são da ordem das dezenas a centenas de mBq/L, com a razão de atividade $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ a variar entre cerca de 0,1 e 0,3. O ^{40}K , ^{226}Ra , ^{228}Ra e ^{228}U , também são encontrados na precipitação atmosférica, embora as suas concentrações de atividade sejam menores, geralmente da ordem dos mBq/L (Chau *et al.*, 2011).

2.6.2. Zona não saturada e Solos

Os sistemas de águas subterrâneas são reabastecidos principalmente através da infiltração de água da chuva na zona não saturada. A água da chuva infiltra-se com a ajuda da força da gravidade em direção ao aquífero freático, ganhando constituintes dissolvidos através das interações físicas e químicas com a matriz sólida e a fase gasosa presente no espaço dos poros (Chau *et al.*, 2011).

Os radionuclídeos naturais entram na água infiltrada através de vários mecanismos, tais como a lixiviação e a dissolução de fases minerais, a difusão de ^{222}Rn de grãos minerais e sua dissolução na água dos poros, e o recuo de descendentes durante o decaimento de elementos radioativos ligados à matriz sólida. Durante a emissão de radiação ionizante, o núcleo de um elemento radioativo está sujeito a recuo, o que pode transferir o produto descendente diretamente para o espaço do poro ou este pode perder sua posição dentro da estrutura cristalina de um mineral, facilitando sua remoção da matriz rochosa via lixiviação ou dissolução (por ex. ^{226}Ra , ^{234}U) (Chau *et al.*, 2011).

O radiocarbono (^{14}C) entra na água subterrânea principalmente através da dissolução de CO_2 gasoso no solo, originado pela respiração das raízes e pela decomposição da

matéria orgânica no solo. A concentração de atividade do ^{14}C na água da zona não saturada (ou zona vadosa) é geralmente da ordem dos 0,01 a 0,02 Bq/L, dependendo da pressão parcial de CO_2 no solo e da disponibilidade da fase carbonatada. Os níveis de radionuclídeos naturais que se encontram dissolvidos na zona vadosa são significativamente mais baixos do que aqueles que podem ser encontrados na zona saturada, com exceção do ^{222}Rn e do ^{14}C . O maior contribuinte para a radioatividade natural da água na zona vadosa é, de longe, o ^{222}Rn , podendo os seus níveis atingir várias centenas de Bq/L (Chau *et al.*, 2011).

2.6.3. Zona Saturada

Abaixo do nível freático, a água subterrânea interage com a matriz sólida do aquífero. A composição química e o conteúdo radioativo evoluem ao longo das direções do fluxo de água subterrânea, respondendo a mudanças dos parâmetros físico-químicos, tais como o pH, Eh e a temperatura, assim como a litologia variável na matriz aquífera (Porcelli & Swarzenski, 2003). Nas secções seguintes vão ser discutidas as concentrações de radionuclídeos específicos da zona saturada dos sistemas aquíferos.

Potássio (^{40}K)

O potássio é um dos principais elementos formadores de rochas na crosta terrestre. A sua concentração varia de menos de 1% em calcários a vários pontos percentuais em granitos. A concentração média na crosta superior foi estimada em torno de 2,1% (Taylor, 1964; citado em Chau *et al.*, 2011). O potássio pode ser encontrado numa variedade de minerais. Ocorre geralmente na estrutura de aluminossilicatos e feldspatos. Durante o processo de meteorização, o potássio dissolve-se rapidamente na água. As suas concentrações nas águas subterrâneas podem variar dependendo das condições específicas do aquífero e do teor de potássio nas rochas encaixantes. As concentrações de ^{40}K variam de uma fração de mg/L a várias centenas de mg/L. Para sistemas de águas subterrâneas e superficiais, adjacentes a áreas com agricultura intensiva, podem ocorrer elevadas concentrações de potássio relacionadas ao uso de fertilizantes. O ^{40}K possui dois modos de decaimento: i) decaimento beta para ^{40}Ca e ii) a captura de elétrons para ^{40}Ar (Chau *et al.*, 2011).

Em rochas da crosta, a concentração de atividade de ^{40}K é de cerca de 600 Bq/kg. Alguns granitos exibem valores, até vários milhares de Bq/kg. A concentração de

atividade de ^{40}K nos solos é geralmente inferior, com um valor médio de 410 Bq/kg. Nas águas subterrâneas, a concentração de atividade de ^{40}K pode ser calculada, tendo em conta a sua abundância em potássio natural e o teor de K na água investigada. Parece haver uma relação nítida entre o pH da água e a concentração de atividade de ^{40}K , com níveis menores de ^{40}K correspondendo a valores de pH mais elevados (Chau *et al.*, 2011).

Isótopos de Urânio

Em geral, as concentrações de urânio em rochas ígneas são mais elevadas do que em rochas sedimentares.

As rochas ígneas ácidas contêm significativamente mais urânio do que as rochas básicas e do que as rochas ultrabásicas (2,2 a 6,1 ppm; 1,0 ppm e 0,03 ppm, respetivamente) (Ivanovich & Harmon, 1982; Rösler & Lange, 1972; citados em Chau *et al.*, 2011). Concentrações semelhantes são observadas em rochas metamórficas. Em rochas sedimentares, o urânio está mais associado à fração argilosa e a sua concentração pode atingir 250 ppm em rochas pelíticas, sendo bastante inferior em rochas sedimentares não consolidadas mais grosseiras (cerca de 1,7 ppm), em arenitos (inferior a 5 ppm) ou calcários (inferior a 2 ppm) (Chau *et al.*, 2011). Os maiores teores de urânio ocorrem em rochas fosfatadas, podendo atingir 300 ppm.

As condições de acidez/alcalinidade (pH); oxirredução (Eh) e temperatura da água controlam a especiação do urânio, o que em conjunto com o efeito do ião comum são os fatores mais importantes que influenciam a retenção química de U (VI) em minerais em contacto com águas subterrâneas.

Em condições redutoras, o urânio U (IV) é a forma dissolvida dominante para uma vasta gama de valores de pH da água. Em ambientes aquáticos, forma precipitados insolúveis, é fortemente adsorvido em partículas em suspensão ou superfícies minerais, e pela matéria orgânica. Todos esses processos limitam fortemente a mobilidade de U (IV). Em condições oxidantes, a presença de U (IV) na água está limitada a valores de pH abaixo de 4, ocorrendo principalmente como compostos de fluoreto (UF_4 , UF_2^{+2} , UF_3).

O U (VI) tem em geral maior mobilidade e, em ambientes aquáticos, ocorre geralmente como uranilo (UO_2^{+2}). Na presença de fosfatos ou carbonatos, forma complexos altamente solúveis, que podem ser transportados a grandes distâncias ao longo do fluxo de água subterrânea. Esses complexos são formados principalmente na faixa de pH

entre 6 e 8, que são valores de pH típicos para a grande maioria dos sistemas de águas subterrâneas (Chau *et al.*, 2011).

A ocorrência ou ausência de determinadas espécies de urânio e suas proporções relativas dependem também da mineralização das águas subterrâneas. Por exemplo, os complexos de urânio com sulfato e cloreto desempenham um papel importante em águas cujas concentrações nestes íons são suficientemente elevadas.

Em soluções com baixa força iônica, a concentração de U (VI) pode ser controlada por trocas de cátions em processos de adsorção. Os complexos de urânio podem ser adsorvidos em minerais argilosos, compostos orgânicos e sesquióxidos, podendo os óxidos de ferro, alumínio e manganês (sesquióxidos) ser considerados como sumidouros irreversíveis de urânio.

A importância destes processos diminui em soluções altamente mineralizadas devido à substituição de UO_2^{+2} nos locais de troca pelos principais cátions em solução na água (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+). Assim, a elevada mineralização da água subterrânea aumenta a mobilidade de UO_2^{+2} . Na presença de íons complexos, (ex. carbonatos ou fosfatos), a eficácia da adsorção de urânio pode ser significativamente reduzida, contudo, os processos de retenção química, adsorção e troca iônica podem não ser totalmente reversíveis (Chau *et al.*, 2011).

Íons de UO_2^{+2} livres mostram uma tendência para formar complexos orgânicos com compostos húmicos formados a partir da decomposição da matéria orgânica, em especial os ácidos fúlvicos e húmicos, aumentando a solubilidade e a mobilidade do urânio na zona não saturada e nas águas subterrâneas. Este efeito é maior do que para outros metais bivalentes. Conseqüentemente, a presença de matéria orgânica dissolvida ou de coloides em águas subterrâneas, pode ter um impacto na mobilidade de urânio comparável à da presença de carbonatos ou fosfatos (Chau *et al.*, 2011).

Na natureza, a razão de atividade $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ é constante e igual a 1/21,7 tanto em minerais quanto na hidrosfera. Em contraste, a relação $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ afasta-se do seu valor de equilíbrio. Na água superficial e na água subterrânea, os valores da razão de atividade observados são geralmente superiores a 1. O efeito de recuo é o processo primário responsável pelo desequilíbrio observado no isótopo de urânio nas águas subterrâneas. Após a emissão da partícula alfa pelo núcleo de ^{238}U existente na rocha, o descendente (^{234}Th) é deslocado da posição original de ^{238}U . Assim, o ^{234}U produzido como resultado do subsequente decaimento de ^{234}Th (via ^{234}Pa e $^{234\text{m}}\text{Pa}$) pode ser mais facilmente lixiviado da rocha matriz do que o ^{238}U (Chau *et al.*, 2011).

Isótopos de Tório

Em ambientes aquáticos, o tório ocorre somente em estado de oxidação +4. As concentrações típicas deste elemento nas rochas da crosta terrestre são geralmente menores que 100 ppm, com valores mais altos a ocorrerem em rochas ígneas e metamórficas. Em águas ácidas, o tório forma complexos com o flúor, enquanto que, para pH superior a 8, o tório forma hidróxidos, $\text{Th}(\text{OH})_4$ que tendem a precipitar. Para pH inferior a 3,5 o tório ocorre principalmente como íon Th^{+4} (Chau et al., 2011; Porcelli, 2014).

O tório é fortemente adsorvido em hidróxidos de ferro e substâncias húmicas. Assim sendo, o tório está praticamente ausente das águas subterrâneas. A sua concentração média é inferior a 1 $\mu\text{g/L}$ e é independente em condições redox. Na presença de aniões inorgânicos como carbonatos, fosfatos, cloretos e nitratos, o tório pode formar complexos. A abundância relativa e importância dos complexos individuais dependem das concentrações desses íões e do pH de água (Chau et al., 2011; Porcelli, 2014).

Isótopos de Rádio

O rádio é o mais pesado no grupo dos metais alcalino-terrosos. Dos quatro isótopos radioativos de Rádio (^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{226}Ra , ^{228}Ra), os isótopos (^{226}Ra , ^{228}Ra) são importantes em sistemas de águas subterrâneas.

Eles pertencem a duas séries de decaimento diferentes: o ^{226}Ra pertence à série de decaimento do ^{238}U , enquanto o ^{228}Ra é um descendente de ^{232}Th . O rádio ocorre principalmente sob a forma de óxidos ou hidróxidos em rochas e depósitos sedimentares. É assumido que o íon Ra^{2+} é a forma predominante de rádio em meio aquático (Chau et al., 2011, Porcelli, 2014).

A presença de isótopos de rádio nas águas subterrâneas é regida por três grandes processos: i) lixiviação a partir da meteorização de rochas, ii) fenómenos de adsorção e troca iónica controlados pelos parâmetros físico-químicos da água e do solo e iii) o efeito de recuo (Chau et al., 2011).

Concentrações relativamente baixas de atividade de ^{226}Ra e ^{228}Ra (abaixo de 1 Bq/L) foram observadas em aquíferos instalados em rochas intrusivas ou metamórficas. No entanto, em rochas sedimentares ou em granitos alterados as concentrações de atividade de ambos os isótopos de rádio atingiram em alguns lugares várias centenas Bq/L. Em contraste, em águas de aquíferos instalados em rochas sedimentares carbonatadas (calcário, dolomite) foram medidos teores muito baixos de rádio, na ordem

de poucos mBq/L. Em águas de aquíferos pouco profundos e com tempos médios de residência inferiores à meia-vida de ^{226}Ra devem exibir geralmente uma razão de atividade $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ menor do que 1. Em contraste, em águas subterrâneas antigas a razão de atividade $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ pode exceder 1, porque o ^{226}Ra pode ser mais facilmente lixiviado do que o ^{228}Ra . Esta preferência decorre do facto de o ^{226}Ra se formar após três decaimentos alfa consecutivos, em comparação com um decaimento alfa para ^{228}Ra . Em sistemas de águas subterrâneas, com valores de troca iónica relativamente baixos e uma elevada capacidade de adsorção, tais como águas com alto teor de sulfato, as concentrações de isótopos de rádio são relativamente baixas, com uma razão de atividade $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ inferior a 1. Em contraste, a baixa capacidade de adsorção e levam a um alto teor de rádio e uma razão de atividade $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ superior a 1 (Porcelli, 2008; Porcelli & Swarzenski, 2003).

Existe uma clara relação inversa entre as concentrações de ^{226}Ra e ^{238}U . Nas águas subterrâneas são observadas baixas concentrações de atividade de ^{226}Ra (abaixo de 100 mBq/L) em águas com um conteúdo de urânio relativamente alto, enquanto que, reduzidas concentrações de urânio estão associadas a altos níveis de ^{226}Ra . A relação observada resulta de um comportamento diferente do rádio e do urânio nas águas subterrâneas. Em águas relativamente jovens, ricas em oxigénio, o urânio dissolvido permanece em solução, ao passo que o teor de ^{226}Ra é geralmente baixo, porque o equilíbrio secular para este isótopo no sistema rocha-água ainda não foi atingido. As condições de redução, características das águas subterrâneas mais profundas, impõem a remoção de U da solução, enquanto um maior tempo de residência de água favorece concentrações mais elevadas de ^{226}Ra . Os fatores que podem aumentar a migração do rádio nas águas subterrâneas são valores baixos de pH, alta concentração dos metais bivalentes e um ambiente redutor (Chau *et al.*, 2011).

Chumbo (^{210}Pb)

Dos quatro isótopos radioativos de chumbo (^{210}Pb , ^{211}Pb , ^{212}Pb e ^{214}Pb), apenas o ^{210}Pb com meia-vida de 22,23 anos é de interesse para estudos de águas subterrâneas. O ^{210}Pb é um produto de decaimento do gás ^{222}Rn , que pertence à série de decaimento do ^{238}U e é originado por decaimento do ^{226}Ra . Em condições oxidantes, o chumbo existe como óxido tetravalente ou divalente, que é insolúvel em água. Assim, ele pode ser facilmente adsorvido em minerais e partículas em suspensão. Em condições redutoras, o Pb (II) é mais estável termodinamicamente e reage facilmente com sulfeto para formar PbS altamente insolúvel. Em águas ricas em CO_2 , o chumbo pode formar complexos

solúveis com o ião carbonato. Nas águas ricas em sulfato ou cloreto, o chumbo pode formar complexos de sulfato ou de cloreto que são também solúveis. Na água subterrânea, as concentrações de atividade de ^{210}Pb são geralmente inferiores a 1 Bq/L. Observa-se um maior conteúdo de ^{210}Pb (≈ 350 mBq/L) em águas terapêuticas altamente mineralizadas, ricas em CO_2 , provenientes de grandes profundidades (≈ 1000 m). Estas águas também revelam um conteúdo relativamente alto de ^{226}Ra (≈ 800 mBq/L) que suporta a produção de ^{222}Rn em profundidade (Chau *et al.*, 2011).

Polónio (^{210}Po)

O polónio 210 é um produto radioativo da decomposição de ^{210}Pb . Decai com a meia-vida de 138,4 dias para o chumbo estável ^{206}Pb . O polónio é facilmente solúvel em água a valores de pH baixos, onde aparece como $\text{PoO}(\text{OH})^+$, $\text{Po}(\text{OH})_2$ ou PoO_2 . Em ambientes aquáticos, o ^{210}Po pode ser adsorvido em minerais ou partículas em suspensão (Chau *et al.*, 2011).

Radão (^{222}Rn)

Dos três isótopos naturais de radão (^{219}Rn , ^{220}Rn , ^{222}Rn), apenas o ^{222}Rn é importante para os sistemas hídricos subterrâneos. É um produto de decaimento do ^{226}Ra que decai para ^{218}Po com uma meia-vida de 3,823 dias. Como gás inerte, o radão apresenta alta mobilidade, também em ambiente subterrâneo. O ^{222}Rn exibe a maior concentração em água subterrânea de entre todos os radioisótopos naturais: concentrações de atividade de uma fração de Bq/L para centenas de kBq/L foram relatadas. Os níveis de ^{222}Rn na água subterrânea são controlados principalmente pela sua existência na origem, isto é, a concentração de atividade de ^{226}Ra na rocha hospedeira e a sua distribuição dentro da rocha. Igualmente importante são as características mineralógicas e petrológicas da rocha hospedeira, em particular a extensão do contato água-rocha e a morfologia da fratura. Embora a semivida relativamente curta do radão limite o seu transporte espacial nas águas subterrâneas, o radão pode ainda percorrer distâncias relativamente grandes através de falhas e fissuras (Chau *et al.*, 2011).

3. Caracterização da área em estudo

3.1. Enquadramento Territorial e Institucional

A área de estudo da presente dissertação (Figura 10) insere-se no domínio de Portugal Continental (NUTS I), localiza-se na Região Centro (NUTS II), na região de Coimbra (NUTS III), no litoral a norte do município da Figueira da Foz.



Figura 10 - Enquadramento Geográfico da região em estudo (adaptado de mapas Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro (CCDRC)).

A área de estudo situa-se no distrito de Coimbra, concelho da Figueira da Foz, na Freguesia de Quaiaios. Esta área encontra-se na área referida no Plano de Gestão de Bacias Hidrográficas dos Rios Vouga, Mondego e Lis, enquadradas na Região Hidrográfica RH4, mais precisamente nas Bacias Costeiras entre o Rio Vouga e o Rio Mondego. Foi nessa zona que foi efetuada a recolha de amostras de água subterrânea de vários níveis aquíferos captados em furos instalados ao longo de um perfil com direção aproximadamente E–W (Figura 11), que coincide com uma das principais direções de fluxo subterrâneo (Castilho, 2008).

Esta área é gerida pela Administração da Região Hidrográfica do Centro (ARH Centro), pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA) e pelo Instituto de Conservação da Natureza e Florestas (ICNF).

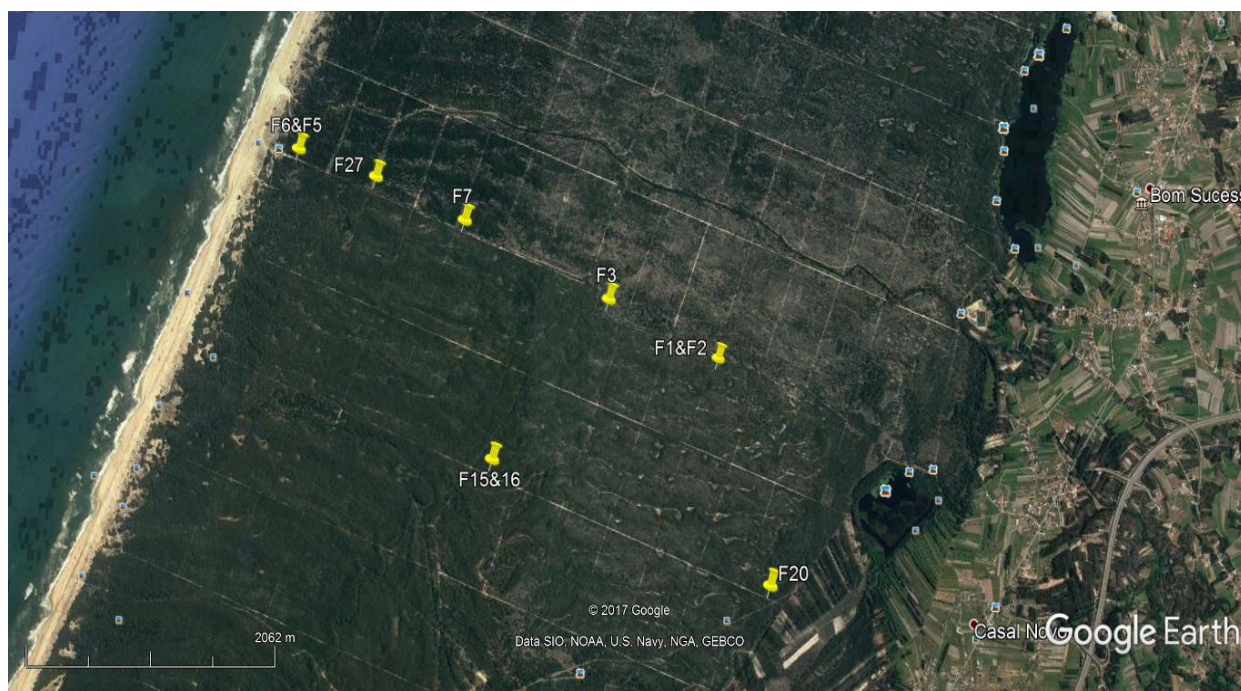


Figura 11 – Localização dos furos amostrados (Google Earth, 2017)

3.2. Enquadramento Geológico

A área em estudo insere-se na Orla Mesocenoica Ocidental, estando representada na Carta Geológica 1:50.000 de Cantanhede (19A).

A Orla Meso-Cenoica Ocidental apresenta uma grande espessura de sedimentos, geomorfologia suave, com colinas e vales amplos e pouco profundos. Apresenta uma grande variabilidade estrutural e litológica, e a sua superfície está maioritariamente ocupada por materiais sedimentares.

Nesta área afloram terrenos pertencentes ao Cretácico, Paleogénico e Miocénico indiferenciados, que na sua maioria estão cobertos por terrenos plio-quadernários, maioritariamente compostos por areias eólicas, hidroeólicas e dunas (Figura 12) (Barbosa, Soares, Rocha & Henriques, 1998).

A seguir serão apresentadas as várias unidades geológicas, da mais recente para a mais antiga:

- **Holocénico (aluviões e dunas e areias eólicas) constituído pelas seguintes unidades:**
 - **Aluvião (a)** - Aluviões do Mondego, essencialmente lodosos, apresentam na margem norte espessuras da ordem dos 20 até aos 40 metros,
 - **Eluviões Areníticos (ea)** – constituem solos residuais oriundos de substratos arenítico-argilosos;
 - **Campo de dunas (db)** - campos dunares extensos, sem relevo, e corredor segundo N-S com largura entre 3 a 5 km, orientação aparente WNE-ESE quase perpendicular à linha de costa, vincados pela rede de drenagem;
 - **Dunas (dd)** - edifícios dunares mal conservados, de orientações aparentes NE-SW, alguns apresentam-se protegidos pela vegetação, outros destruídos pela ação antrópica;
 - **Areias eólicas (ae)** - areias de granulometria fina, bem calibrada, com fração silto-argilosa inferior a 10%, apresentam alguma heterogeneidade na forma (subanguloso a anguloso), de origem eólica ou por transporte aquático;

- **Areias hidro-eólicas (ahe)** - areias de granulometria fina, bem calibrada, depositadas em meio subaquático por transporte eólico;
- **Areias da Gândara** – areias com granulometria média a fina, bem calibradas, com abundância de grãos com dimensão superior a 0,5 mm, pequenas percentagens de silte e argila. A ação eólica foi a responsável pela sua acumulação;
- **Plistocénico e Pliocénico superior:**
 - **Areias de Cantanhede (Q_{Ca})** – datadas do Plistocénico são constituídas por areias e areões amarelos, mediamente calibrados, com lentículas de seixo rolado e cascalheiras calcárias, e com lentículas de areias eólicas ou areno pelíticas.
 - **Areias de Arazede (Q_{Az})** – datadas do Pliocénico sup. e Plistocénico: quartzarenitos a arcossarenitos médios a grosseiros, de cor geralmente amarela-acastanhada, com lentículas de seixos pequenos, bem rolados;
 - **Areias da Cordinhã e Cascalheiras dos Gordos (P_{Co}/P_{Co})** – datadas do Neogénico: Pliocénico Superior-Plistocénico: são quartzarenitos finos a muito finos e bem calibrados, apresentam uma cor amarelo-torrado, com seixos pequenos amendoados em finas lentículas. Sucedem-lhe arcossarenitos a quartzarenitos grosseiros conglomeráticos, com cascalheiras e seixos, são considerados de origem fluvial. As areias apresentam 70% a 90% de fração silto-arenosa fina e a cascalheira apresenta uma composição mineralógica onde predomina a caulinite;
- **Paleogénico e Miocénico indiferenciados:**
 - **Unidade Argilo Gressosa e Conglomerática do Bom Sucesso (φM_Q)** – datada do Paleogénico e Miocénico indiferenciados: litofácies arenítica com seixos e cascalheira, sub-angulosas e sub-roladas, mal calibradas. Estruturas sedimentares entrecruzadas e cor esbranquiçada. A fração argilosa é inferior a 10%, e predominantemente caulinitica;4
- **Cretácico:**
 - **Arenitos e Argilas do Viso (C²_{vi})** – datados do Campaniano e Maastrichtiano: constituídos principalmente por fácies pelíticas de tom avermelhado, estrutura maciça, por vezes argilo-margosa, com camadas carbonatadas e por fácies arenítica, geralmente possuem granulometria fina e bem calibrada;

- **Grés de Oiã (C²_{Oi})** – datados do Turoniano: quartzarenitos e arcossarenitos, com granulometria média a fina, matriz silto-argilosa e geralmente bem consolidados. Caracterizam-se pelas manchas de tonalidade avermelhada, ferruginosa, amarela e violeta. Apresentam estruturas sedimentares entrecruzadas, curvilíneas, com seixos sub-angulosos na base;
- **Grés do Furadouro (C²_{Fu})** – datados do Cenomaniano sup. e Turoniano: unidade detrítica, pouco espessa, com abundância de minerais micáceos. Está articulada em duas subunidades: 1) a inferior, dominada por termos gresosos de granulometria fina a muito fina, essencialmente quartzareníticos e micáceos; 2) e a superior, onde abundam termos grosseiros a muito grosseiros, menos micáceos e argilosos, ricos em areão e seixo fino de quartzo, apresentam tendência subarcossarenítica a arcossarenítica;
- **Calcários Apinhoados da Costa d'Arnes (C²_{Te})** – datados do Cenomaniano médio a Turoniano inferior: sucessão de níveis carbonatados, da base para o topo, grés margosos, margas gressosas e calcários margo-gresosos com abundância de fósseis, calcários apinhoados com presença de amonóides e uma fauna bentónica diversificada. Os calcários apinhoados estendem-se até aos níveis superiores da formação, intercalando-se com calcários de cor creme. A espessura varia lateralmente e apresenta valores maiores a ocidente; a transição desta formação para a formação da Figueira da Foz faz-se através de termos com composição margosa e componente detrítica, o que faz com que a permeabilidade diminua e ganhe assim características de aquífero.
- **Figueira da Foz (C¹⁻²_{Cr})** – datada do Aptiniano superior e Cenomaniano médio: unidade sedimentar de natureza detrítica, constituída por quartzarenitos, arcossarenitos grosseiros a muito grosseiros, composto por cascalheiras e seixos quartzosos/pelíticos, mal calibrados, com presença de níveis argilosos avermelhados. Apresenta estruturas internas entrecruzadas e curvilíneas. As cores predominantes são o esbranquiçado e o cinzento. Esta formação apresenta uma diminuição do calibre dos grãos, da base para o topo.

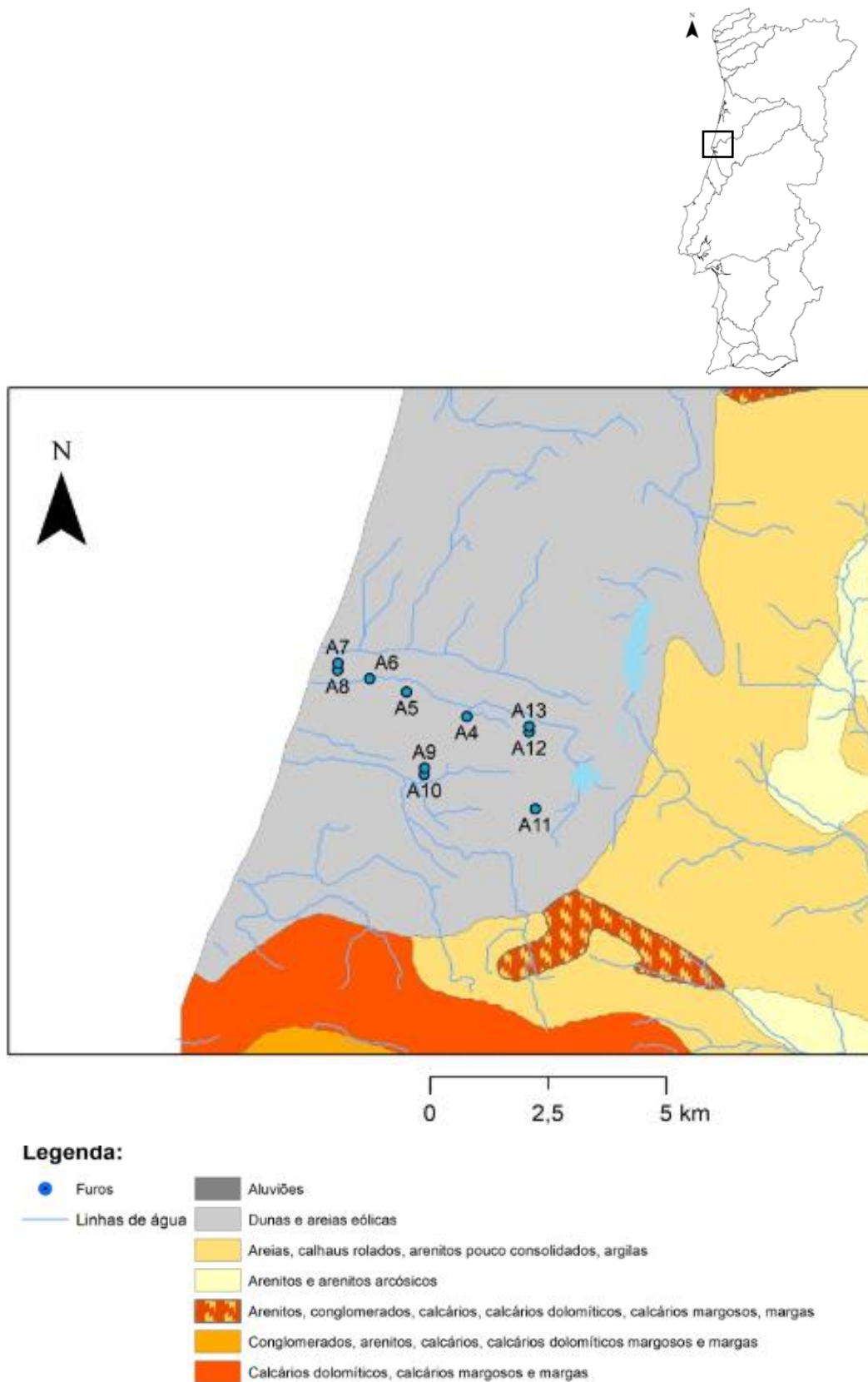


Figura 12 - Litologia da área em estudo (Imagem obtida através do software ArcGIS 10.4.1 com dados do SNIAmb (2017))

3.3. Enquadramento Pedológico

Atendendo a dados da Agência Portuguesa do Ambiente (2017), podemos verificar que na área que engloba a região em estudo se encontram vários tipos de solo, em especial a ocidente os regossolos dístricos, a oriente os podzóis órticos associados a cambissolos dístricos e a sul os cambissolos cálcicos (Figura 13).

Na área em estudo os solos encontrados são essencialmente regossolos dístricos com índice de desertificação igual a 1 e capacidade de campo próxima de zero e podzóis órticos em níveis com ou sem surraipa.

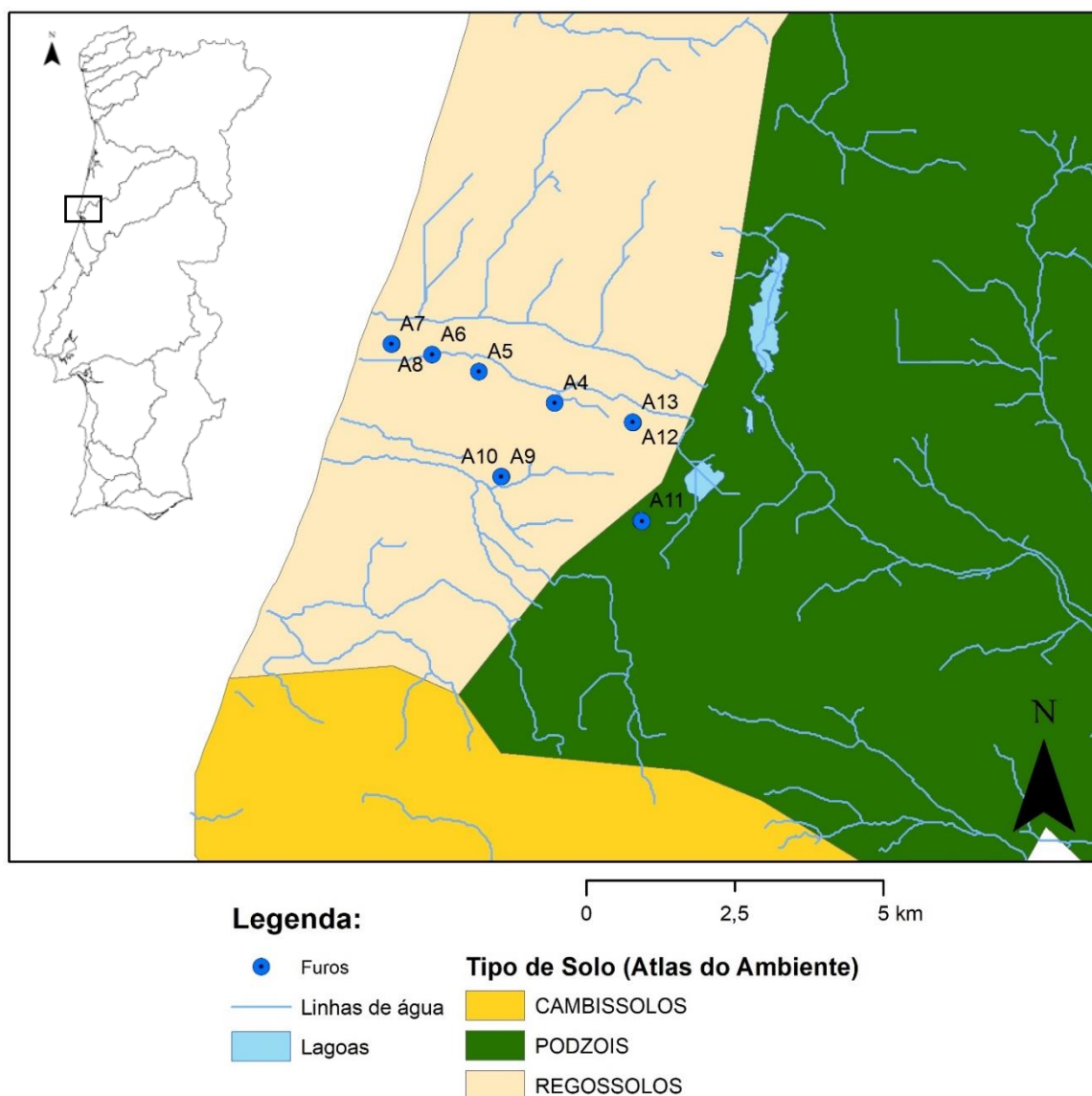


Figura 13 – Localização dos pontos de amostragem nos vários tipos de solos encontrados na zona (Imagem obtida através do software ArcGIS 10.4.1 com dados do SNIAmb, (2017))

3.4. Enquadramento Hidrogeológico e Hidrográfico

A região em estudo pertence aos domínios da Unidade Hidrogeológica da Orla Ocidental, do Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro, e localiza-se na parte meridional da Bacia Hidrográfica do Vouga e Ribeiras Costeiras (Figura 14). Esta região está localizada na Orla Mesocenozoica Ocidental.

A existência de materiais arenosos desagregados aflorantes facilita a infiltração das águas da chuva. A organização vertical sequencial dos sedimentos distingue as formações que apresentam um comportamento hidrogeológico distinto, o que faz com que se criem alternâncias, mais ou menos periódicas, de aquíferos, aquíferos e aquíferos. São então formados sistemas aquíferos multicamada, com escoamentos por drenância das unidades do sistema aquífero, de acordo com o potencial hidráulico local, que normalmente ocorre em sentido descendente na zona de recarga e ascendente na zona de descarga.

Na área em estudo é possível distinguir dois tipos de sistemas de circulação de águas subterrâneas, os porosos e os cársicos. Os sistemas aquíferos porosos são suportados por formações detríticas mesozoicas e algumas terciárias, geralmente multicamada. Os sistemas aquíferos cársicos são suportados por formações calcárias e dolomíticas (PGBH4, 2012).

3.4.1. Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro

O Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro engloba os concelhos de Águeda, Albergaria-a-Velha, Anadia, Aveiro, Cantanhede, Espinho, Estarreja, Figueira da Foz, Ílhavo, Mira, Montemor-o-Velho, Murtosa, Oliveira do Bairro, Ovar, Vagos (SNIRH, 2017).

Este Sistema aquífero tem uma área de 931 km², é do tipo multicamada, poroso, instalado em depósitos sedimentares detríticos. O fluxo subterrâneo é suave em direção ao oceano e os gradientes hidráulicos que variam entre 0,0012 e 0,0036 (Almeida *et al.*, 2000).

O Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro é constituído por três unidades litológicas principais, das quais as mais importantes na área em estudo são (Almeida *et al.*, 2000):

- Aquífero freático superior, instalado em areias de praia, areias eólicas, dunas e areias hidro-eólicas do Plistocénico Superior a Holocénico;

- Um aquífero maioritariamente semiconfinado, instalado numa sequência grano-decrescente, grosseira na base, com clastos de xistos, grauvaques e granitos, passando para a parte superior com areões e areias progressivamente mais finas, e terminando com uma ou mais camadas de lodos orgânicos (formação base do Quaternário).

Este Sistema efetua a sua recarga aquífera principalmente através da precipitação direta (Fernandes, 1999; Melo, 2002; Melo, Cabano & Silva, 2002; Castilho, 2008) e pela infiltração da água das regas agrícolas. Em média, apresenta uma recarga anual das três unidades de cerca de 200-250 hm³.

A descarga deste Sistema é feita para o mar, para a rede de drenagem e para os aquíferos que estão subjacentes, como o caso do sistema aquífero do Cretácico de Aveiro e o sistema Liásico a norte do Mondego (Cunha *et al.*, 2006; Melo, Cabano e Silva, 2002). É geralmente nas áreas semi-confinadas que a recarga é feita pela drenagem diferida do aquífero freático superior, a partir das águas superficiais com as quais apresenta conexão hidráulica.

Esta drenagem entre aquíferos torna este sistema aquífero um alvo com grande vulnerabilidade a fenómenos de contaminação, tais como contaminação industrial e agrícola ou intrusões salinas (Melo, Cabano & Silva, 2002).

3.4.2. Bacia Hidrográfica do Rio Vouga e Ribeiras Costeiras

Encontra-se localizada na Região Centro de Portugal, delimitada a norte pela bacia do Douro e a sul e sudeste pela bacia do Mondego. A bacia hidrográfica do rio Vouga e Ribeiras Costeiras ocupa uma área de 3 658 km² (incluindo a área da Ria) e abrange 33 concelhos, dos quais 10 apenas parcialmente. O rio Vouga nasce na serra da Lapa, a cerca de 930 m de altitude e percorre 148 km até desaguar na Barra de Aveiro (Figura 14).

A sua bacia hidrográfica situa-se na zona de transição entre o Norte e o Sul de Portugal, sendo limitada pelos paralelos 40°15' e 40°57' de latitude Norte e os meridianos 7°33' e 8°48' de longitude Oeste. É confinada a sul pela Serra do Buçaco, que a separa da bacia do rio Mondego, e a norte pelas serras de Leomil, Montemuro, Lapa e Serra de Freita, que a separa da bacia do rio Douro

Os principais afluentes são, na margem direita, os rios Sul, Caima e Antuã e na margem esquerda o rio Águeda e os seus principais afluentes, Cértima e Alfusqueiro.

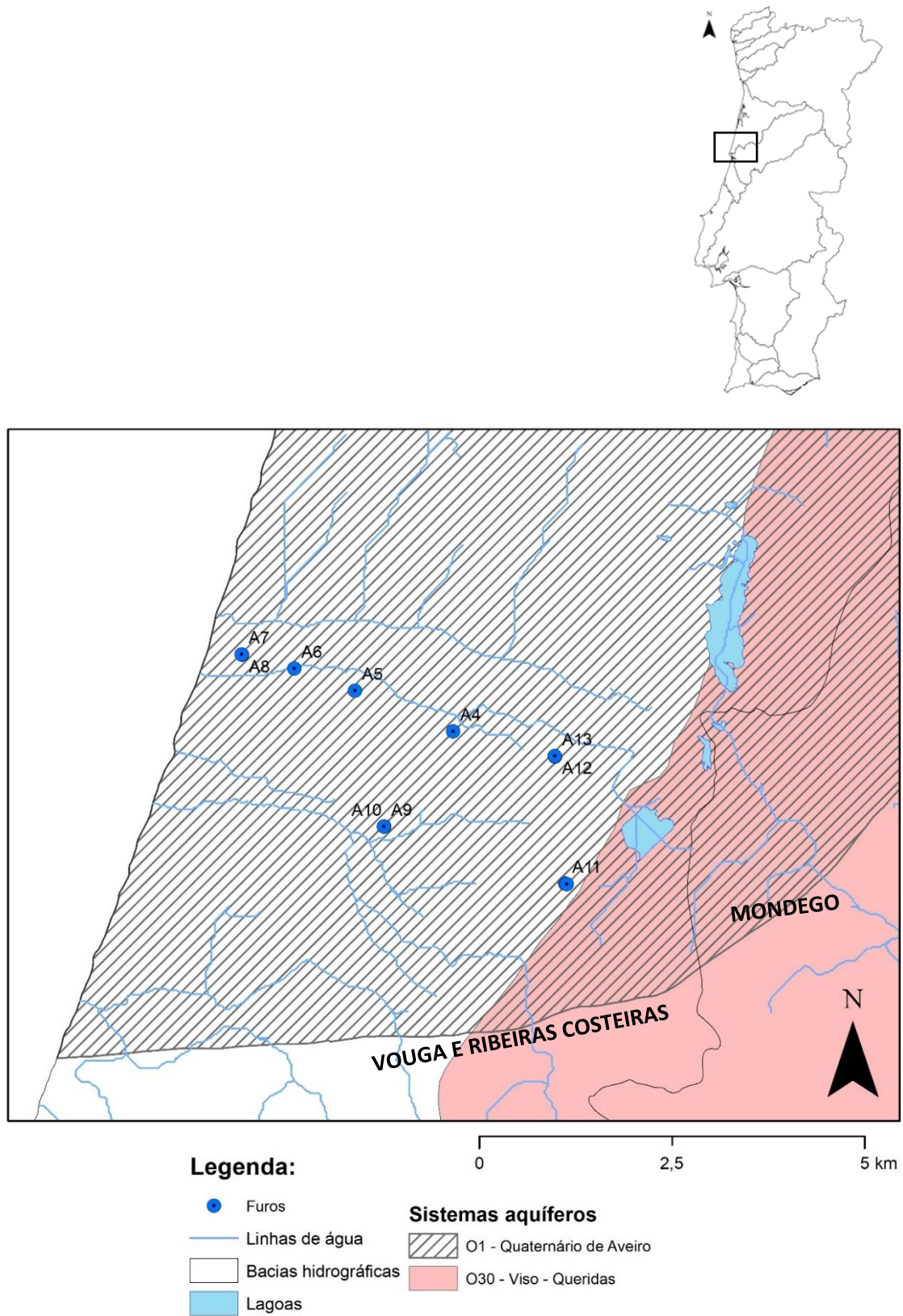


Figura 14 - Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro e Domínios Indiferenciados da Unidade Hidrogeológica da Orla Ocidental. (Imagem obtida através do software ArcGIS 10.4.1 com dados do SNIAmb, (2017))

4. Metodologias

O presente trabalho foi desenvolvido com base numa componente de campo, uma de laboratório e de gabinete.

Neste capítulo vão ser descritas as metodologias utilizadas na recolha e preparação de amostras, assim como os procedimentos efetuados em laboratório.

4.1. Colheita de amostras

Em primeiro lugar foram selecionados os locais para a recolha de amostras, esses locais obedecem a vários critérios, tais como, a boa cobertura da área em estudo no sentido do fluxo subterrâneo e com diversidade de unidades aquíferas, fácil acesso aos furos para a realização da recolha *in situ*, e as limitações de tempo existentes para a realização deste trabalho. Na Tabela 2 são apresentadas a designação da amostra, a designação do ponto, bem como as coordenadas militares de cada ponto de recolha de amostra.

Tabela 2 - Inventário dos pontos de água na área de estudo. F – Furo

Designação Amostra	Designação Ponto	Tipo	Coordenadas Militares	
A4	F3	F	40,2551151	-8,8341367
A5	F7	F	40,2598000	-8,8490696
A6	F27	F	40,2623800	-8,8583611
A7	F6	F	40,2639406	-8,8664251
A8	F5	F	40,2639406	-8,8664251
A9	F15	F	40,2439429	-8,8446761
A10	F16	F	40,2439429	-8,8446761
A11	F20	F	40,2370850	-8,8168579
A12	F1	F	40,2520770	-8,8186530
A13	F2	F	40,2520770	-8,8186530

Antes da partida para o campo, foi necessária a preparação de vários materiais, como por exemplo:

- Garrafas de 1L;
- Seringa com agulha;
- Preparação dos frascos (*vial*) com 5 mL de cocktail de cintilação (Figura 15);
- Sonda de nível;
- Medidor multi-parâmetros WTW 330i;
- Bomba de água HONDA;
- Malas térmicas.

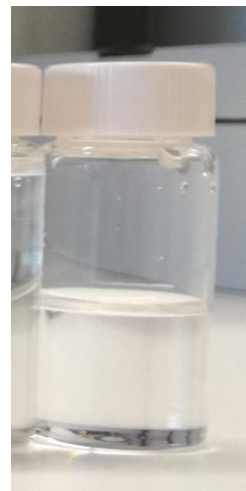


Figura 15 - Vial apenas com cocktail de cintilação

Foram recolhidas amostras de água durante o mês de Junho em 10 furos (Figura 11 e Figura 16). Em cada furo efetuou-se o registo dos dados e parâmetros de campo, nomeadamente, designação do furo, coordenadas, e a data e hora de recolha. Foi igualmente medida a profundidade da água previamente à bombagem do furo, recorrendo a uma sonda de nível.



Figura 16 - Furo fechado



Figura 17 - Bomba utilizada para retirar água dos furos

Depois de ser feita a limpeza do furo, com uma bombagem de cerca de 10 a 15 minutos até haver estabilização dos valores dos parâmetros físico-químicos da água (Figura 17), puderam então encher-se duas garrafas 1 L com a amostra de água subterrânea e ser feita igualmente a recolha da amostra no *vial*. Para isso, recolhem-se cerca de 10 mL de água e colocam-se no *vial*, lentamente e com a agulha encostada ao fundo, agitando posteriormente, para que o radão ficasse preso no *cocktail* de cintilação (segundo a norma ISO 13164-4, 2015) (Figura 18).

Determinou-se então a condutividade elétrica da água, a temperatura e o pH, recorrendo a um medidor multiparâmetro WTW 330i cujos elétrodos foram colocados numa célula de fluxo contínuo, onde a água circulava sem contacto com a atmosfera e em fluxo lento para evitar a formação de bolhas de ar (Figura 19) (ISO 5667-11, 2009).



Figura 18 - Amostras recolhidas (cocktail cintilação + amostra de água)



Figura 19 - Medidor multiparâmetros e célula de fluxo contínuo

4.2. Procedimentos analíticos

Após a recolha das amostras, estas, foram transportadas para o Laboratório de Radioatividade Natural do Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra onde foram analisados alguns parâmetros radiológicos.

Em cada uma das amostras foram medidos os valores das concentrações de ^{222}Rn e das radiações Alfa e Beta Total. Estas medições foram efetuadas por espectrometria de cintilação líquida, num espectrómetro de cintilação líquida ultra-sensível *Quantulus* 1220 da Perkin - Elmer ®.

As técnicas de cintilação líquida quando associadas a técnicas de extração seletiva, permitem a determinação rápida de uma série de parâmetros radiológicos, na base dos quais se poderá calcular a dose efetiva total. Outro benefício desta técnica é a rápida e simples preparação das amostras, quando comparada com outras técnicas radiométricas.

4.2.1. ^{222}Rn

A preparação da amostra de ^{222}Rn é efetuada no campo, aquando da recolha da mesma, seguindo os passos citados na norma ISO 13164-4 (2015). Para que tal ocorra é necessário preparar vários *viais* com cerca de 5 ml de *cocktail* de cintilação, previamente, em laboratório. O radão é medido a partir do método de dupla fase, segundo este procedimento é necessário obedecer aos seguintes passos:

- 1) Fazer a drenagem do furo (cerca de 10 minutos);
- 2) Recolher cerca de 10 ml da amostra com uma seringa, sem gerar bolhas de ar;
- 3) Colocar a amostra no vial, lentamente, com a seringa encostada ao fundo;
- 4) Agitar bem, para que o radão fique preso no *cocktail* de cintilação (matéria orgânica imiscível com água).

A seguir serão apresentados os dados, tais como a designação da amostra em laboratório (Amostra ID), hora e data da colheita, data da análise, peso do *vial* com e sem a amostra, entre outros, relativos a este procedimento (Tabela 3).

Tabela 3 - Dados relativos à preparação da amostra de ^{222}Rn .

Designação Amostra	Amostra ID	Data	Data Colheita	Hora Colheita	Vial (gr) (m1)	Vial+Amostra (gr) (m2)	Amostra Final (gr) (m2-m1)
A4	w.64/17	26-06-2017	13-06-2017	10:45	25,81	36,21	10,4
A5	w.65/17	26-06-2017	13-06-2017	11:20	25,86	36,64	10,78
A6	w.66/17	26-06-2017	13-06-2017	11:50	25,91	36,32	10,41
A7	w.67/17	26-06-2017	13-06-2017	12:00	25,72	35,32	9,60
A8	w.68/17	26-06-2017	13-06-2017	12:15	25,8	36,47	10,67
A9	w.69/17	26-06-2017	13-06-2017	14:45	26,1	35,86	9,76
A10	w.70/17	26-06-2017	13-06-2017	15:00	25,74	36,21	10,47
A11	w.71/17	26-06-2017	13-06-2017	16:30	25,94	36,56	10,62
A12	w.72/17	26-06-2017	13-06-2017	17:20	25,25	36,31	11,06
A13	w.73/17	26-06-2017	13-06-2017	17:30	25,84	36,84	11,00

4.2.2. Alfa e Beta total

Para a medição dos valores da radiação alfa e beta em cada amostra, foram seguidos os seguintes passos presentes na norma ISO 11704 (2010):

- 1) Filtrar cerca de dois litros da amostra com um filtro de membrana de 0,45 μm ;
- 2) Colocar a água filtrada num recipiente;
- 3) Adicionar cerca de 1000 μL de ácido nítrico (HNO_3) a 65% ao recipiente;
- 4) Medir o pH, este valor deve estar compreendido entre $2,7 \pm 0,2$;
- 5) Colocar 500 mL da amostra num gobelé;
- 6) Colocar o gobelé sobre a placa de aquecimento e deixar reduzir até aos 50 mL;
- 7) Quando chegar aos 50 mL, passar a amostra para um gobelé mais pequeno, previamente pesado;
- 8) Pesar o gobelé com a amostra;
- 9) Colocar cerca de 8 g da amostra num *vial* de plástico;
- 10) Adicionar cerca de 10 mL de *cocktail* de cintilação (betaplate) ao *vial*, agitar e etiquetar.

A seguir serão apresentados alguns dados relativos à preparação e pesagem de amostras anteriormente descrita. A Tabela 4 refere-se ao processo antes da evaporação e a Tabela 5 ao processo depois da evaporação.

Tabela 4 - Dados relativos à preparação da amostra de radiação alfa e beta, antes da evaporação.

Designação Amostra	Data	Copo Vazio (gr) (m1)	Copo+Amostra (gr) (m2)	Amostra (gr) (m2-m1)
A4	19-06-2017	282,19	765,20	483,01
A5	19-06-2017	255,78	750,55	494,77
A6	19-06-2017	253,07	746,98	493,91
A7	19-06-2017	254,51	740,21	485,70
A8	19-06-2017	256,98	763,71	506,73
A9	19-06-2017	255,74	715,64	459,90
A10	19-06-2017	254,33	752,76	498,43
A11	19-06-2017	256,76	740,21	483,45
A12	19-06-2017	254,68	749,60	494,92
A13	19-06-2017	252,83	747,43	494,60

Tabela 5 - Dados relativos à preparação da amostra de radiação alfa e beta, depois da evaporação

Designação Amostra	Amostra ID	Data	Amostra Inicial (gr) (m1)	Copo (gr) (Pc1)	Copo+Amostra (gr) (Pc2)	Amostra final (gr) (Pc2-Pc1)	Amostra Vial (gr)
A4	w.51/17	20-06-2017	483,01	52,74	98,24	45,50	8,05
A5	w.52/17	21-06-2017	494,77	53,18	99,16	45,98	8,34
A6	w.53/17	22-06-2017	493,91	54,88	102,5	47,62	8,23
A7	w.54/17	23-06-2017	485,7	52,54	94,41	41,87	8,07
A8	w.55/17	24-06-2017	506,73	53,64	100,32	46,68	8,41
A9	w.56/17	25-06-2017	459,9	51,53	95,70	44,17	8,25
A10	w.57/17	26-06-2017	498,43	51,57	84,64	33,07	8,09
A11	w.58/17	27-06-2017	483,45	52,31	96,02	43,71	8,18
A12	w.59/17	28-06-2017	494,92	51,56	88,62	37,06	8,40
A13	w.60/17	29-06-2017	494,6	51,16	89,51	38,35	8,50

5. Resultados e discussão

5.1. Caracterização Físico-química

Durante a colheita das amostras foram medidos 3 parâmetros físico-químicos: pH, condutividade elétrica e temperatura da água. Esses dados são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Valores de pH, condutividade elétrica e temperatura medidos durante a colheita.

Designação Amostra	Designação Ponto	pH	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	T ($^{\circ}\text{C}$)	OBS.
A4	F3	6,74	365	17,0	poucos sedimentos, mau cheiro
A5	F7	6,46	349	16,8	poucos sedimentos, mau cheiro
A6	F27	6,87	576	17,1	sem sedimentos
A7	F6	7,21	799	16,7	poucos sedimentos
A8	F5	7,83	634	16,3	poucos sedimentos
A9	F15	6,98	269	16,5	muitos sedimentos, cheiro argiloso
A10	F16	7,00	449	16,1	pouquíssimos sedimentos
A11	F20	4,90	186	16,4	muitos sedimentos, mau cheiro
A12	F1	6,69	260	16,1	presença de ferro, coloração laranja passados alguns dias da colheita
A13	F2	6,52	520	16,0	poucos sedimentos

Atendendo à Tabela 6 podemos verificar que os valores de pH, apresentam um intervalo entre 4,9 (A11) e 7,83 (A8), a condutividade elétrica da água varia entre 186 $\mu\text{S/cm}$ (A11) e 799 $\mu\text{S/cm}$ (A7), a temperatura apresenta valores que oscilam de 16 $^{\circ}\text{C}$ a 17,1 $^{\circ}\text{C}$.

Seguidamente será apresentada uma estatística descritiva dos parâmetros anteriormente referidos (Tabela 7).

Tabela 7 - Valores estatísticos de pH, condutividade elétrica e temperatura.

	pH	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	T ($^{\circ}\text{C}$)
Média	6,72	440,70	16,5
Mediana	6,81	407,00	16,5
Desvio Padrão	0,71	182,09	0,4
Mínimo	4,90	186,00	16,0
Máximo	7,83	799,00	17,1

Da observação da tabela 7, podemos verificar que os valores médios de pH, condutividade elétrica e temperatura são de 6,72; 440,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 16,5 $^{\circ}\text{C}$, respectivamente.

Os valores de pH obtidos nos vários pontos de amostragem apresentam uma variação significativa, estes oscilam entre valores de pH ácidos (4,90) a valores de pH neutros (7,83). Isto pode dever-se aos diferentes tempos de residência das águas subterrâneas nos locais de amostragem, ao substrato geológico em que se encontram, existência de falhas que originam a salubridade nas águas.

Os valores da condutividade elétrica obtidos apresentam uma variação muito significativa, estes variam entre um máximo de 799 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e um mínimo de 186 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esta variação pode ser explicada por fatores geológicos, nomeadamente a existência de valores baixos em formações siliciclásticas e valores altos em zonas próximas do mar, existência de falhas e contaminação das águas subterrâneas com água salobra.

Os valores de temperatura medidos nos vários pontos de amostragem não apresentam variações significativas, pois variam entre um máximo de 17,1 $^{\circ}\text{C}$ e um mínimo de 16 $^{\circ}\text{C}$. Contudo estes valores são muito inferiores às temperaturas atmosféricas que se faziam sentir no dia da recolha (cerca de 29 $^{\circ}\text{C}$), situação esperada para águas subterrâneas.

5.2. Parâmetros Radiológicos

Nas tabelas seguintes (Tabela 8 e Tabela 9) serão apresentados os valores obtidos nas análises laboratoriais aos parâmetros radiológicos ^{222}Rn , Alfa e Beta Total.

Tabela 8 - Valores obtidos através da análise laboratorial ao parâmetro radiológico ^{222}Rn .

Designação Amostra	Amostra ID	Radão (Bq/L)	Incerteza
A4	W.64/17	5,6	2,3
A5	W.65/17	4,6	2,2
A6	W.66/17	2,0	1,0
A7	W.67/17	1,2	0,6
A8	W.68/17	2,2	1,1
A9	W.69/17	2,9	1,4
A10	W.70/17	2,1	1,0
A11	W.71/17	7,5	3,6
A12	W.72/17	4,0	1,9
A13	W.73/17	2,0	1,0

Tabela 9 - Valores obtidos através da análise laboratorial aos parâmetros radiológicos Alfa e Beta Total.

Designação Amostra	Amostra ID	Alfa (Bq/L)	Incerteza	Beta (Bq/L)	Incerteza
A4	W.51/17	<0,04		<0,05	
A5	W.52/17	<0,04	0,02	<0,05	
A6	W.53/17	<0,04	0,02	<0,05	
A7	W.54/17	0,15	0,03	0,12	0,03
A8	W.55/17	0,04	0,02	<0,05	
A9	W.56/17	0,05	0,02	<0,05	
A10	W.57/17	<0,04	0,02	<0,05	
A11	W.58/17	0,14	0,03	<0,05	
A12	W.59/17	<0,04	0,02	<0,05	
A13	W.60/17	<0,04	0,02	<0,05	

Como podemos concluir da observação da tabela 8, a atividade do gás radão nas águas subterrâneas amostradas varia entre 1,2 Bq/L (A7) e 7,5 Bq/L (A11), com incerteza de 0,6 e 3,6, respetivamente.

A estatística descritiva dos valores dos parâmetros radiológicos será apresentada a seguir. Para estes cálculos não foram considerados os valores das incertezas, presentes nas tabelas.

Tabela 10 – Valores estatísticos para os elementos ^{222}Rn , e radiações alfa e beta

	^{222}Rn (Bq/L)	Alfa (Bq/L)	Beta (Bq/L)
<i>Média</i>	3,4	0,06	0,06
<i>Mediana</i>	2,6	0,04	0,05
<i>Desvio Padrão</i>	1,9	0,04	0,02
<i>Mínimo</i>	1,2	0,04	0,05
<i>Máximo</i>	7,5	0,15	0,12

Da observação da tabela acima encontrada, podemos verificar que os valores médios de ^{222}Rn , Alfa e Beta total são de 3,4 Bq/L, 0,06 Bq/L e 0,06 Bq/L, respetivamente, não considerando incertezas.

Os valores de ^{222}Rn obtidos nos vários pontos de amostragem apresentam uma variação significativa, atendendo a que estamos a trabalhar com valores muito baixos, comparando com outras zonas do país, estes oscilam entre valores mínimos de 1,2 Bq/L e valores máximos de 7,5 Bq/L, com incertezas de 0,6 e 3,6, respetivamente (Tabela 8 e Figura 20).

Os valores obtidos de radiação alfa apresentam uma variação significativa, atendendo mais uma vez a que estamos a trabalhar com valores muito reduzidos, estes variam entre um máximo de 0,15 Bq/L e um mínimo de 0,04 Bq/L, com incertezas de 0,03 e 0,02, respetivamente (Tabela 9 e Figura 21).

Os valores obtidos de radiação beta também apresentam alguma variação. Estes variam entre um máximo de 0,12 Bq/L e um mínimo de 0,05 Bq/L (Tabela 9 Figura 22).

A seguir serão apresentadas figuras criadas com o software ArcGIS 10.4.1 com a ajuda de dados da APA (2017), relativamente aos valores encontrados para cada parâmetro medido em cada um dos pontos amostrados.

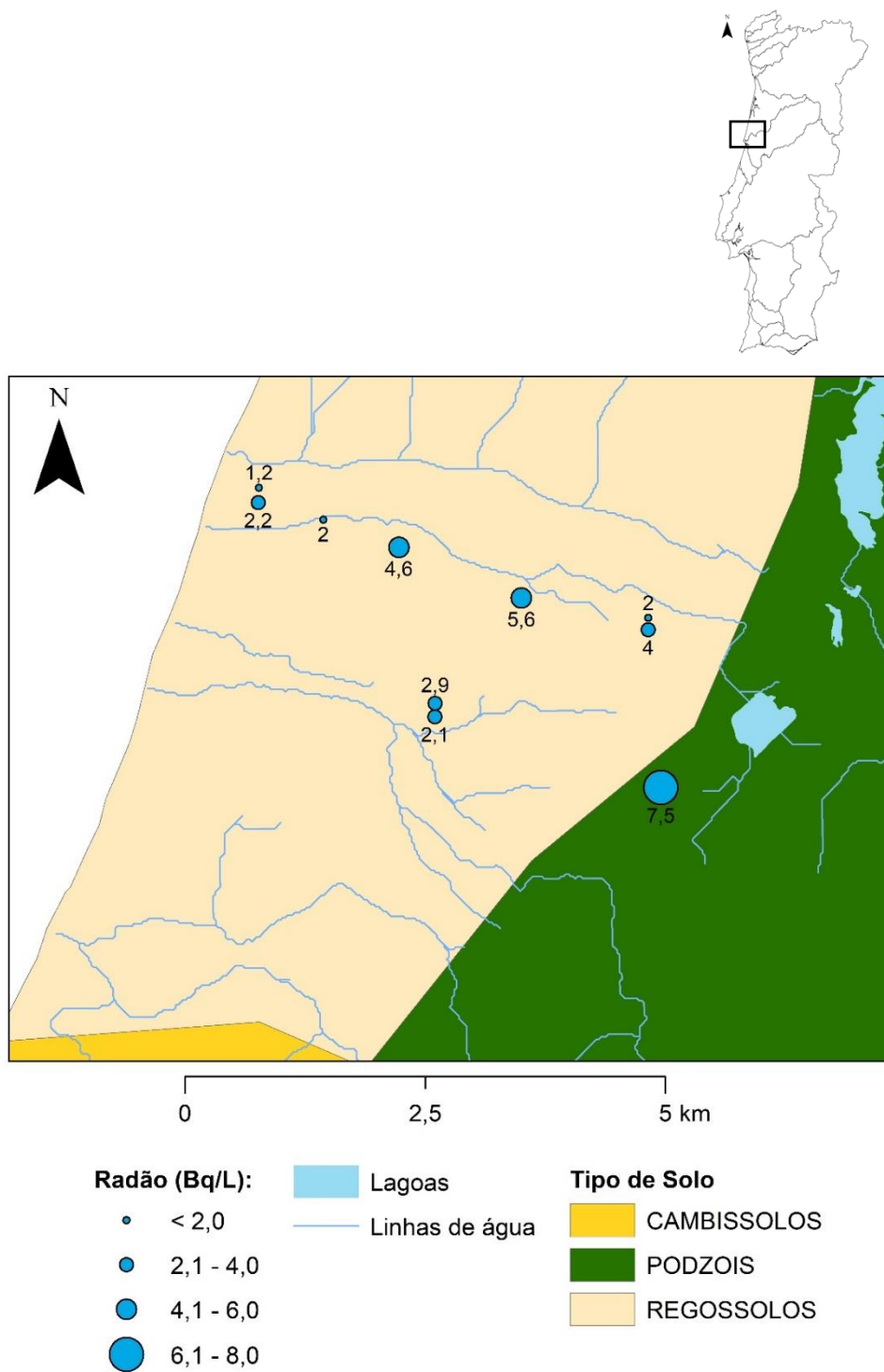


Figura 20 -Valores de radão obtidos através das medições nos vários pontos amostrados (Imagem obtida através do software ArcGIS 10.4.1 com dados do SNIAmb, (2017))

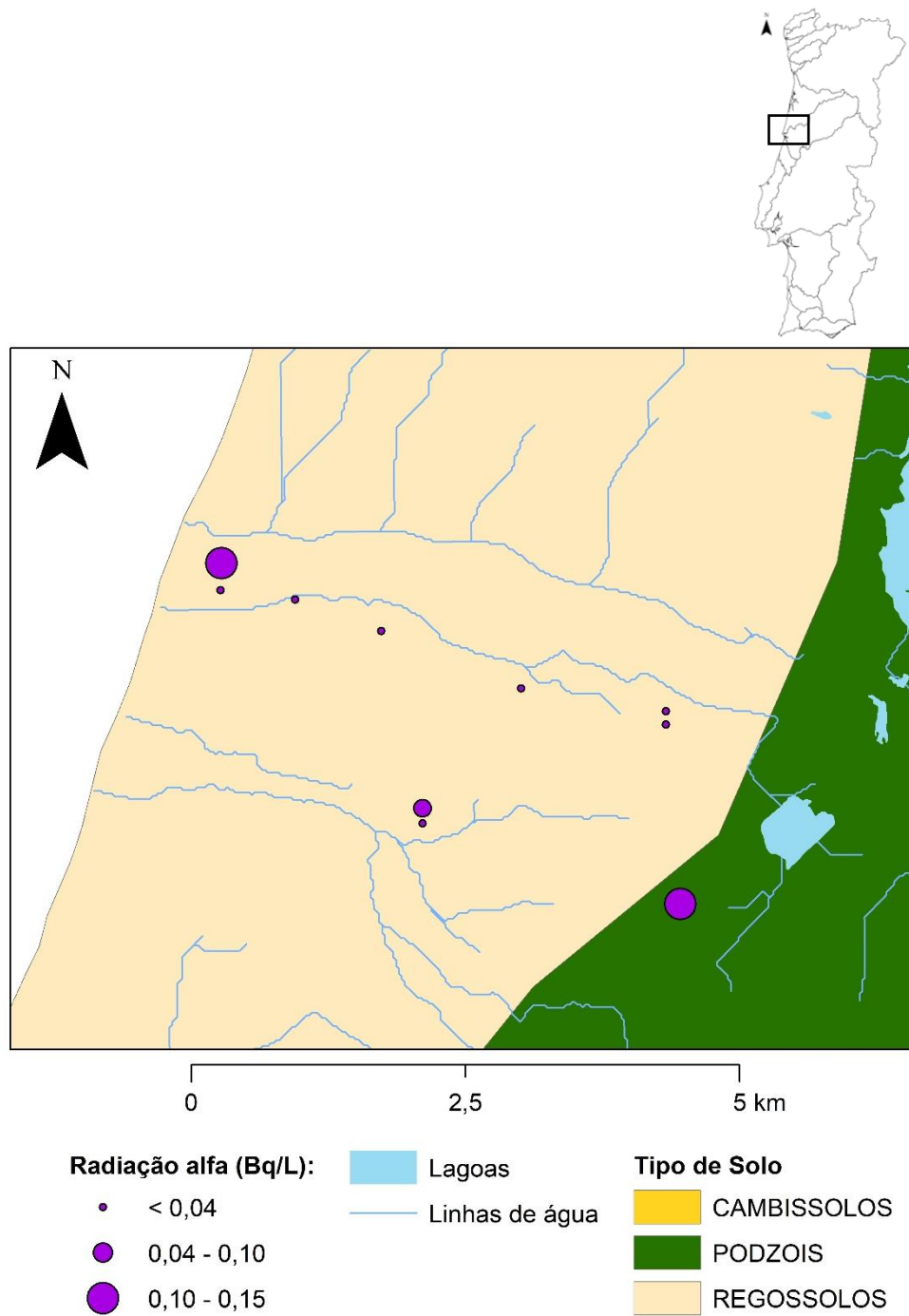


Figura 21 - Valores de radiação alfa obtidos nos vários pontos amostrados (Imagem obtida através do software ArcGIS 10.4.1 com dados do SNIAmb, (2017))

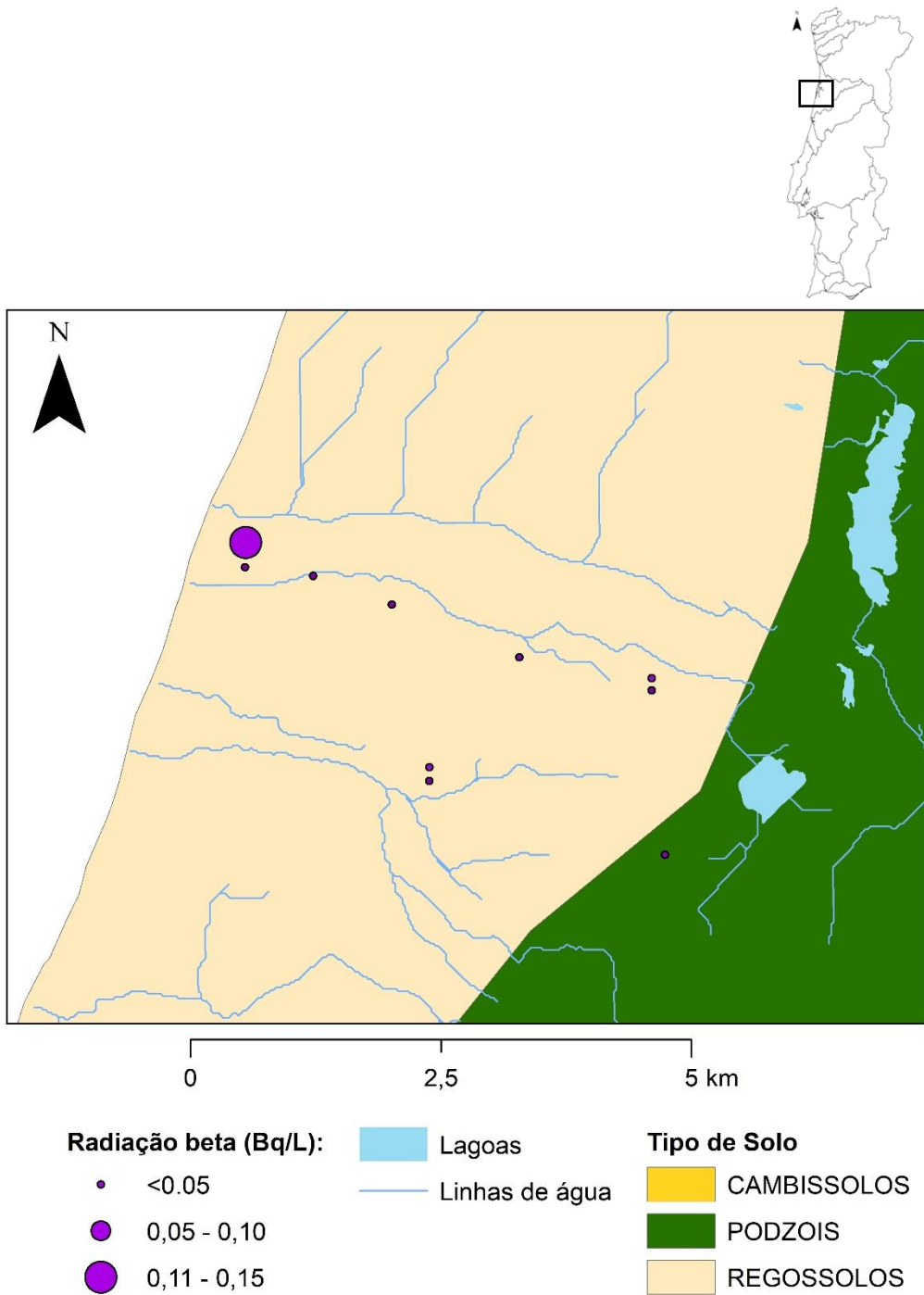


Figura 22 - Valores de radiação beta obtidos nos vários pontos amostrados (Imagem obtida através do software ArcGIS 10.4.1 com dados do SNIAmb, (2017))

Na Figura 20, verifica-se que nos pontos amostrados, os valores mais elevados de radão se encontram em águas recolhidas a uma maior profundidade (2,2 e 4 no perfil a norte e 7,5 a sudeste). Existem, no entanto, dois locais onde a água amostrada revela valores igualmente elevados de radão e que se encontram junto de uma falha provável, assinalada na carta de Neotectónica de Portugal (Cabral & Ribeiro, 1988). Outra situação interessante é revelada em dois furos que foram efetuados em níveis aquíferos sobrepostos (F15 e F16) (Figura 11) na zona sul da área de estudo, e onde os valores de radão são muito próximos, encontrando-se, no entanto, o valor de radão mais elevado na amostra de água colhida a cotas superiores. Neste caso o nível piezométrico medido no aquífero inferior era mais elevado do que o medido no aquífero superior, de modo que o fluxo neste local deverá ter uma componente vertical ascendente.

Na Figura 21, podemos verificar que os valores mais elevados de radiação alfa se encontram em pontos de amostras recolhidas em aquíferos mais superficiais e que estão espalhados pela área em estudo. Podemos dizer que pontos de amostragem superficiais são favoráveis à concentração deste tipo de radiação e que a salinidade também tem um papel importante na obtenção de valores elevados.

Na Figura 22, verificamos que o maior valor encontrado para a radiação beta se encontra num ponto de amostragem superficial, junto à costa. Parece então que valores elevados de salinidade e pontos de amostragem superficiais são favoráveis à concentração deste tipo de radiação.

6. Conclusões

A zona estudada encontra-se na Unidade Hidrogeológica da Orla Ocidental, no Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro, na Bacia do Rio Vouga e Ribeiras Costeiras. Esta zona encontra-se maioritariamente coberta por material arenoso do Plio-quaternário.

O Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro apresenta na zona estudada duas unidades aquíferas principais: um aquífero maioritariamente confinado ou semiconfinado, instalado em depósitos da base do Quaternário e um aquífero freático instalado em dunas e aluviões.

Este trabalho foi realizado para um número limitado de amostras, (devido ao tempo limitado que existia), apenas 10 espalhadas na área de estudo, com o objetivo de se realizar a determinação dos níveis de radioatividade natural das águas subterrâneas da região.

Tal como era esperado, e tendo em conta que estamos perante uma zona com substrato geológico sedimentar, os valores encontrados para as concentrações de radão e das radiações alfa e beta, foram baixos, concordando com os valores médios citados na bibliografia.

Assim, tendo em atenção os dados que se obtiveram neste estudo, podemos chegar a algumas conclusões:

- O elemento radioativo ^{222}Rn foi detetado em todas as amostras de água colhidas;
- Os valores da radiação alfa e beta, medidos na maioria dos pontos, encontravam-se abaixo dos limites de deteção.
- Os valores obtidos destes elementos, como já era esperado, são reduzidos;
- Os valores de ^{222}Rn mais elevados encontram-se na amostra A11;
- Os valores de ^{222}Rn mais baixos encontram-se na amostra A7;
- A amostra A11 apresenta o menor valor de pH (4,90), o menor valor de condutividade elétrica (186 $\mu\text{S}/\text{cm}$), o maior valor para a concentração de ^{222}Rn (7,5 Bq/L) e o segundo maior valor para a radiação alfa (0,14 Bq/L);
- A amostra A7 apresenta o maior valor de condutividade elétrica (799 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e o segundo maior valor de pH (7,21), o menor valor para a concentração de ^{222}Rn (1,2 Bq/L) e o maior valor para as concentrações de radiação alfa (0,15 Bq/L) e radiação beta (0,12 Bq/L);

- A amostra A8 apresenta o maior valor de pH (7,83) e o segundo maior valor de condutividade elétrica (634 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e valores baixos para as concentrações de ^{222}Rn (2,2 Bq/L), radiação alfa (0,04 Bq/L) e radiação beta ($<0,05$ Bq/L);
- Os valores da temperatura não parecem influenciar as concentrações medidas nas amostras;
- Da observação das figuras, podemos verificar que pontos de recolha de amostras com uma maior profundidade e afastados da costa são favoráveis a maiores concentrações de ^{222}Rn e radiação alfa (A11);
- Pontos de recolha de amostras com uma menor profundidade, encontrados junto à costa, são favoráveis a elevadas concentrações de radiação alfa e beta (A7);
- Pontos de recolha de amostras com uma maior profundidade são favoráveis a concentrações significantes de ^{222}Rn ;
- Podemos supor que valores baixos de pH e condutividade elétrica favorecem concentrações mais elevadas de ^{222}Rn e radiação alfa e que valores mais elevados de pH e condutividade elétrica originam concentrações mais baixas desses mesmos elementos.

Referências bibliográficas

- Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (2012). *Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Vouga, Mondego e Lis integradas na Região Hidrográfica 4*. (PGBH4). Relatório Técnico. Disponível em: <http://www.apambiente.pt/>
- Almeida, C., Mendonça, J. J. L., Jesus, M. R., & Gomes, A. J. (2000). Sistemas aquíferos de Portugal continental. Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro. Disponível em: http://snirh.pt/snirh/download/aquiferos_PortugalCont/Ficha_O1.pdf
- Azevedo, J. M. (2016). *Cadernos teórico-práticos de apoio à disciplina de Recursos Hídricos, dos Mestrados em Geociências e Eng^a de Minas*. Coimbra: Departamento de Ciências da Terra da Universidade de Coimbra.
- Barbosa, B. P.; Soares, A. F.; Rocha, R. B. & Henriques, M. H. (1998). Folha 19-A da Carta Geológica de Portugal, à escala de 1/50 000. Lisboa: Serviços Geológicos de Portugal.
- Bennett, L. (2012). Types of Radioactive Decay. Disponível em: <http://edtech2.boisestate.edu/lindabennett1/502/nuclear%20chemistry/types%20of%20decay.html>
- Cabral, J. & Ribeiro, A. (1988) Carta Neotectónica de Portugal na escala 1:1000000. Serviços Geológicos de Portugal.
- Castilho, A.M.A. (2008). *Lagoas de Quiaios – Contribuição para o seu conhecimento geológico e hidrogeológico*. Tese de Doutoramento. Departamento de Ciências da Terra, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- Chau, N.D.; Dulinski, M.; Jodlowski, P.; Nowak, J.; Rozanski, K.; Slezia M. & Wachniew, P. (2011). Natural radioactivity in groundwater: a review. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 47:4, 415-437. DOI:10.1080/10256016.2011.628123
- Decreto-Lei n.º 23/2016, de 3 de junho. Diário da República, 1.ª série, N.º 107. Lisboa: Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior.
- Direção Geral do Território (DGT). (2015). dgTerritório. Disponível em: <http://www.dgterritorio.pt/>
- Grou, J. (2016). *Hidrogeologia e recursos hídricos subterrâneos na bacia hidrográfica do Rio Foja, Gândara, Região Centro de Portugal*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Coimbra.
- Gusmão, C. (2008). *Caraterização da Radioatividade Ambiente e Contributo para análise de risco*. Dissertação de Mestrado, Universidade Nova de Lisboa.
- Instituto Tecnológico e Nuclear (2017). Departamento de Proteção Radiológica e Segurança Nuclear. Disponível em www.itn.pt
- ISO 11704:2010. *Water quality -- Measurement of gross alpha and beta activity concentration in non-saline water -- Liquid scintillation counting method*. Geneva: International Organization for Standardization.

- ISO 13164-4: 2015. *Water quality – Radon-222 – Part 4: Test method using two-phase liquid scintillation counting*. Geneva: International Organization for Standardization.
- ISO 5667-11:2009. *Water quality -- Sampling -- Part 11: Guidance on sampling of groundwaters*. Geneva: International Organization for Standardization.
- LNEG. (2010). *Água Subterrânea: Conhecer para Proteger e Preservar*. Disponível em: http://www.cienciaviva.pt/img/upload/agua_subterranea_lneg.pdf
- Melo, M. T. C., Cabano, G. & Silva, M. M. (2002). Evolução hidrogeoquímica do Sistema Multiaquífero Quaternário de Aveiro, in *Actas do 6º Congresso da Água*. PDF 57:1 – 17. Porto: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos.
- Mendes, L. (2010). *Radioatividade de águas subterrâneas em terrenos cristalinos: caso de estudo na região de Ponte de Lima (Noroeste de Portugal)*. Dissertação de Mestrado, Universidade do Minho.
- Morgado, A (2011). *Radioatividade natural em águas subterrâneas de domínios sedimentares: O caso da região entre Ribeira e S. Fipo (Condeixa-a-Nova)*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Coimbra.
- Neves, L.J.P.F.; Pereira, A.J.S.C.; Godinho, M.M. & Dias, J.M. (1996). A radioatividade das rochas como um fator de risco ambiental no território continental português. *Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, Volume 6, 641-650.
- Pendias, A.K. & Mukherjee A.B. (2007). *Trace elements from soil to human*. Berlin: Springer.
- Pereira, A.J.S.C.; Pinto, P.G.N.; Neves, L.J.P.F. & Costa, M.R.M. (2010). Avaliação dos níveis de radioatividade natural em águas subterrâneas da região da Horta da Vilariça (Norte de Portugal). In *Actas do VIII Congresso Nacional de Geologia*, pp. 1-4.
- Porcelli, D. (2008). Investigating Groundwater Processes using U- and Th- Series Nuclides. In S. Krishnaswami and J. Kirk Cochran (Eds) *Radioactivity in the Environment*, Volume 13 (2008), 105-153.
- Porcelli, D. (2014). Aquifer Characteristics (U-series). In W. Jack Rink and Jeroen Thompson (Eds) *Encyclopedia of Scientific Dating Methods*, pp. 1-7. DOI 10.1007/978-94-007-6326-5_239-1
- Porcelli, D. & Swarzenski, P.W. (2003). The Behavior of U – and Th – series Nuclides in Groundwater. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 52(1), 318-361. DOI: 10.2113/0520317
- Santos, F (2010). *Radionuclídeos naturais em águas minerais comercializadas na cidade de Recife PE*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco.
- Shiklomanov, I. A. & Rodda, J. C. (2003). *World Water Resources at the Beginning of the 21st Century*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Sistema Nacional de Informação de Ambiente (SNIAmb). (2017). Disponível em: <http://sniamb.apambiente.pt/Home/Default.htm>

- Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH). (2017). Disponível em: <http://snirh.apambiente.pt/>
- Valente, V (2016). Caracterização hidráulica de unidades do Sistema Aquífero Quaternário de Aveiro: Estudo de um perfil localizado entre a praia da Costinha e Camarção (Figueira da Foz, Portugal). Dissertação de Mestrado, Universidade de Coimbra.
- WHO (2009). Who Handbook on Indoor Radon A Public Health Perspective. Geneva, World Health Organization. ISBN 978 92 4 154767 3.
- WHO (abril, 2016). Ionizing radiation, health effects and protective measures Fact sheet. World Health Organization. Disponível em: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs371/en/>
- WHO (junho, 2016). Radon and Health. World Health Organization. Disponível em: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs291/en/>
- WHO (2017a). Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum. Geneva, World Health Organization. ISBN 978-92-4-154995-0
- WHO (2017b). What is Ionizing Radiation? World Health Organization. Disponível em: http://www.who.int/ionizing_radiation/about/what_is_ir/en/index1.html