

Relatório LPSR-A, N.º 47/2020

**Programas de Monitorização Radiológica Ambiental
(Ano 2018)**

Maria José Madruga, Fernando Carvalho, Mário Reis, João Alves, José Corisco, Alfredo Batista, Ana Rita Gomes, Eva Andrade, Joana Pereira, João Abrantes, João Maria Oliveira, Margarida Malta, Marta Santos, Miguel Pereira, Pedro Pereira, Yuriy Romanets, Albertina Libânio, Anabela Mourato, Gabriel Silva

Fevereiro 2020

Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica

Diretor Adjunto: J. G. Alves
Endereço: Estrada Nacional 10 (ao km 139,7), 2695-066 Bobadela LRS, Portugal
Telefone: +351 - 21 994.62.91
e-mail: lpsr.secretariado@ctn.tecnico.ulisboa.pt
Pág. web <http://www.ctn.tecnico.ulisboa.pt>

Ficha Técnica

Título	Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2018)
Autoria	M.J. Madruga, F. Carvalho, M. Reis, J. Alves, J. Corisco, A. Batista, A. R. Gomes, E. Andrade, J. Pereira, J. Abrantes, J.M. Oliveira, M. Malta, M. Santos, M. Pereira, P. Pereira, Y. Romanets, A. Libânio, A. Mourato, G. Silva
Edição	Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa
Impressão	Eletrónica (pdf)
ISBN	978-989-99833-4-2
Depósito Legal	
Data da Edição	Fevereiro 2020

Nota importante:

Os direitos de autor sobre este relatório são pertença do Instituto Superior Técnico e dos respectivos autores. A reprodução de todo ou de partes deste relatório ou qualquer outra sua utilização só pode ser realizada após a devida e prévia autorização dos titulares dos direitos de autor que sobre ele incidem.

ÍNDICE

<i>Resumo</i>	3
<i>Abstract</i>	3
PREÂMBULO	5
I. PROGRAMA A NÍVEL NACIONAL	7
I. 1 INTRODUÇÃO	9
I. 2 RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA	14
I.2.1 Aerossóis	14
I.2.1.1 <i>Materiais e Métodos</i>	14
I.2.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	15
I.2.2. Deposição Atmosférica	18
I.2.2.1 <i>Materiais e Métodos</i>	18
I.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	19
I. 3 RADIOATIVIDADE NO MEIO AQUÁTICO	26
I.3.1 Rios	26
I.3.1.1 <i>Materiais e Métodos</i>	26
Águas	29
Sedimentos	29
Plantas aquáticas	29
I.3.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	30
Águas	30
Sedimentos	40
Plantas aquáticas	43
I.3.2 Mar	44
I.3.2.1 <i>Material e Métodos</i>	44
I.3.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	44
I. 4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO	46
I.4.1 <i>Materiais e Métodos</i>	46
I.4.2 <i>Resultados e Discussão</i>	48
I.5 RADIOATIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR	52
I.5.1 <i>Materiais e Métodos</i>	52
Componentes Individuais e Refeição Completa	52
Leite	53
I.5.2 <i>Resultados e Discussão</i>	54
Componentes Individuais e Refeição Completa	54
Leite	60
I.6 RADIOATIVIDADE EM SOLOS	64
I.6.1 <i>Materiais e Métodos</i>	64
I.6.2 <i>Resultados e Discussão</i>	64
I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	66
I.7.1 <i>Material e Métodos</i>	66
I.7.2 <i>Resultados e Discussão</i>	67
I.8 CONCLUSÕES	69
AGRADECIMENTOS	70
REFERÊNCIAS	71

II. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA O CAMPUS TECNOLÓGICO E NUCLEAR (SACAVÉM)	77
II.1. INTRODUÇÃO	79
II.2. RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA	81
II.2.1 Aerossóis	81
II.2.1.1. <i>Material e Métodos</i>	81
II.2.1.2. <i>Resultados e Discussão</i>	81
II.2.2. Deposição Atmosférica	81
II.2.2.1. <i>Material e Métodos</i>	81
II.2.2.2. <i>Resultados e Discussão</i>	81
II.3. RADIOATIVIDADE EM SOLOS	82
II.3.1 Material e Métodos	82
II.3.2. Resultados e Discussão	82
II.4. DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	85
II.4.1. Detetores Ativos	85
II.4.1.1. <i>Material e Métodos</i>	85
II.4.1.2. <i>Resultados e Discussão</i>	85
II.4.2. Detetores Passivos	87
II.4.2.1. <i>Material e Métodos</i>	87
II.4.2.2. <i>Resultados e Discussão</i>	88
II.5. MONITORIZAÇÃO NA FONTE	90
II.5.1. Descargas Líquidas	90
II.6. CONCLUSÕES	91
REFERÊNCIAS	92
III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO	95
III.1. OBJECTIVOS	97
III.1.1 Introdução	97
III.1.2 Plano de monitorização executado em 2018	99
III.2. Materiais e Métodos	101
III.2.1. Amostragem	101
III.2.2. Preparação e análise das amostras	102
III.2.3. Determinação radiométrica dos radionuclidos	103
III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	105
III.4 CONCLUSÕES	118
REFERÊNCIAS	120
ANEXO I. GARANTIA DA QUALIDADE ANALÍTICA E RESULTADOS	123
ANEXO II. GLOSSÁRIO	125

PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO RADIOLÓGICA AMBIENTAL (ANO 2018)

Resumo

Os Artigos 35 e 36 do Tratado EURATOM determinam a obrigação pelos Estados Membros da vigilância radiológica do ambiente. No ano 2018, a vigilância radiológica do ambiente em Portugal constituiu uma das obrigações legais do Instituto Superior Técnico (IST) por força da aplicação do Decreto-Lei 138/2005 de 17 de agosto. A vigilância radiológica ambiental, definida de acordo com as especificidades do país, é realizada através de três programas de monitorização, um a nível nacional, e dois mais específicos sendo um direcionado para o Campus Tecnológico e Nuclear (CTN) e outro para as regiões envolventes às minas de Urânio. Este estudo consiste na determinação de radionuclídeos artificiais e naturais em compartimentos ambientais (atmosférico, aquático e terrestre) considerados vias diretas de contaminação para o Homem. Para a sua execução, analisaram-se amostras de aerossóis e de água da chuva, amostras de águas de superfície, de sedimentos e de plantas aquáticas provenientes das principais bacias hidrográficas, amostras de águas de consumo, produtos alimentares, refeições completas, leite e amostras de solos. Realizaram-se também medições contínuas da dose de radiação gama ambiental usando sondas gama (detetores ativos) e dosímetros integradores termoluminescentes (detetores passivos). A concentração de atividade dos radionuclídeos artificiais e naturais foi determinada usando os métodos de medição por espectrometria gama, espectrometria alfa, medição alfa/beta total com contador proporcional e por cintilação em meio líquido e medição beta por cintilação em meio líquido. As concentrações de atividade observadas para os radionuclídeos de origem artificial (^{137}Cs , ^{90}Sr e ^3H) são muito baixas e, situam-se frequentemente, abaixo dos valores da atividade mínima detetável, com exceção do rio Tejo onde os valores em ^3H são superiores ao valor do fundo radioativo natural, mas, sem significado do ponto de vista dos efeitos radiológicos. Os resultados obtidos para os radionuclídeos de origem natural (^{40}K e elementos das séries radioativas do Urânio e Tório) são da ordem de grandeza do fundo radioativo natural. Pode concluir-se que a população portuguesa residente não esteve exposta a níveis de radioatividade significativamente mais elevados do que o do fundo radioativo natural, não sendo necessário recomendar qualquer medida de proteção radiológica.

Palavras Chave: vigilância radiológica, meio atmosférico, meio aquático, meio terrestre

Abstract

Articles 35 and 36 of the EURATOM Treaty establish the obligation for Member States to carry out radiological surveillance of the environment. In 2018, radiological surveillance of the environment in Portugal was one of the legal obligations of the Instituto Superior Técnico (IST) under Decree-Law 138/2005 of 17 August. The environmental radioactivity surveillance, defined according to the country's specifications, was performed through three monitoring programmes, one at a national level and two others more detailed, one devoted to the Campus Tecnológico e Nuclear (CTN) and the other to the regions surrounding the former Uranium mines. This study consists of measuring artificial and natural radionuclides in environmental compartments (atmospheric, aquatic and terrestrial environments) considered as direct pathways of contamination to humans. Samples of aerosols, rainwater, surface water, sediments and aquatic plants, drinking water, mixed diet, complete meals, milk and soils samples were analyzed. Automatic ambient dose rate monitoring (active detectors) and integrated measurements of the ambient dose with thermoluminescent dosimeters (passive dosimeters) were also performed. The activity concentration of the artificial and natural radionuclides was determined using gamma spectrometry, alpha spectrometry, alpha/beta measurements by proportional counter and liquid scintillation and beta measurements by liquid scintillation. Results show that activity concentrations of the artificial radionuclides (^{137}Cs , ^{90}Sr and ^3H) are, in general very low and, in most cases, below the minimum detectable activity, with exception of samples from the Tejo river, where the tritium values are higher than natural background but without radiological significance. The results for natural radioactivity (^{40}K , Uranium and Thorium radioactive series) are of the same order as the magnitude of the radioactive background. It can be concluded that the Portuguese population has not been exposed to radioactivity levels significantly higher than the natural radioactive background. Therefore, there is no need to recommend any radiological protection measure.

Key Words: radiological assessment, atmospheric environment, aquatic environment, terrestrial environment

PREÂMBULO

No âmbito do Artigo 35 do Tratado EURATOM, que institui a Comunidade Europeia de Energia Atómica, cada Estado Membro deverá *“providenciar pela criação das instalações necessárias para o controlo permanente do grau de radioatividade da atmosfera, das águas e do solo, bem como pelo cumprimento das normas de base em proteção radiológica”*.

O Artigo 36 do Tratado EURATOM requer que os resultados da monitorização sejam comunicados periodicamente à Comissão Europeia.

A recomendação 2000/473/EURATOM da Comissão sobre a aplicação do Artigo 36 descreve as normas específicas para a monitorização dos níveis de radioatividade no ambiente, tais como, a estrutura das redes de monitorização, o meio a amostrar, o tipo de amostras e medição, etc.

O Instituto Superior Técnico (IST) através do seu Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica (LPSR), tem vindo a proceder à monitorização radiológica do ambiente em Portugal, conforme disposto no Decreto-Lei 138/2005, 17 de agosto e dando cumprimento ao estabelecido nos Artigos 35 e 36 do Tratado EURATOM.

Os resultados da monitorização radiológica do ambiente no Continente e nas Regiões Autónomas da Madeira e Açores são publicados anualmente em relatórios internos (disponíveis em http://www.ctn.tecnico.ulisboa.pt/docum/pt_bib_reltec.htm) e inseridos na base de dados europeia “Radioactivity Environmental Monitoring (REM)”, sediada no Joint Research Centre (JRC) em Ispra (Itália), através do Sistema de Submissão de Dados (REM Data Submission). Alguns desses dados são posteriormente publicados em relatórios da Comissão Europeia (EUR 23950 EN, 2009; De Cort, 2018).

Neste relatório apresentam-se os resultados dos três programas (o programa a nível nacional, e os programas específicos para o Campus Tecnológico e Nuclear e para as regiões envolventes às antigas minas de Urânio) de monitorização radiológica ambiental em Portugal Continental e nas Regiões Autónomas (Madeira e Açores) referentes ao ano de 2018.

O principal objetivo destes programas consiste na medição contínua e periódica de radionuclídeos naturais e artificiais, existentes em componentes ambientais (ar, água, solos, etc.) e em produtos da cadeia alimentar. Estes componentes são considerados as vias diretas de transferência nos vários meios, atmosférico, aquático e terrestre e em última análise, na transferência da contaminação radioativa para o Homem. Estes programas foram delineados de modo a assegurar o acompanhamento da exposição efetiva da população Portuguesa à radioatividade ambiental.

I. PROGRAMA A NÍVEL NACIONAL

Investigadores

Maria José Madruga
Fernando Carvalho
Mário Reis
João Alves
José Corisco

Técnicos Superiores

Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Joana Pereira
João Abrantes
João Maria Oliveira
Margarida Malta
Marta Santos
Miguel Pereira
Yuriy Romanets

Técnicos

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

I. 1 INTRODUÇÃO

O principal objetivo da vigilância radiológica ambiental é monitorizar os níveis de radiação ambiental e detetar todas as alterações significativas na radioatividade a que o público está exposto, além de poder assegurar o cumprimento das normas básicas de segurança previstas para a proteção da saúde do público em geral, contra os perigos resultantes das radiações ionizantes. A execução regular de programas de vigilância radiológica também desenvolve e mantém competências e prontidão na resposta a situações de emergência radiológica.

O programa de monitorização radiológica ambiental a nível nacional, em curso no Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica, consiste de duas redes complementares, a rede dispersa e a rede densa (COM/473/EURATOM, 2000; Decreto-Lei 138/2005). Para a rede dispersa selecionou-se um número limitado de locais de amostragem, os quais são constantes ao longo dos anos, onde as medições são normalmente realizadas com maior grau de sensibilidade e a frequência da amostragem é mensal, permitindo seguir a evolução da concentração de atividade dos radionuclidos ao longo dos meses e dos anos. A rede densa é composta por um maior número de locais de amostragem, que podem variar ao longo dos anos, cobrindo todo o território sendo a frequência de amostragem trimestral, semestral ou anual. A seleção dos pontos de amostragem foi efetuada de acordo com as recomendações da Comissão Europeia (COM/473/EURATOM, 2000; Decreto-Lei 138/2005) e tendo em consideração as especificidades do país. Apresentam-se em seguida alguns casos concretos.

No rio Tejo, devido à existência de centrais nucleares no troço espanhol do rio, principalmente a Central Nuclear de Almaraz que está localizada a cerca de 100 km da fronteira portuguesa, definiu-se um programa de monitorização mais detalhado, que inclui um maior número de locais e maior frequência de amostragem, tipos de amostras (água, sedimentos e plantas aquáticas) e de análises. Na rede dispersa selecionou-se Vila Velha de Ródão como local de amostragem representativo para águas de superfície, por ser o local no rio Tejo, mais próximo da fronteira com Espanha.

Na seleção dos locais de amostragem para o leite considerou-se, na rede dispersa a região norte de Portugal por ser a região onde se concentra a maior produção leiteira e a região de Portalegre por se situar junto à fronteira com Espanha e próximo da Central Nuclear de Almaraz. As amostras de dieta mista podem ser constituídas por refeições completas ou por componentes individualizados. Na rede dispersa, selecionou-se como tipo de amostra a refeição completa por ser mais representativa da dieta mista e como ponto de amostragem uma cantina universitária da região de Lisboa, por ser um local onde é consumido um número

elevado de refeições. Na rede densa, consideraram-se só os componentes individuais e os locais de amostragem foram selecionados de modo a abrangerem todo o país.

A avaliação da radioatividade em água para consumo humano é muito importante porque a água representa um bem vital para o Homem, podendo a sua ingestão vir a tornar-se uma via crítica, após um acidente nuclear e/ou em regiões de elevado fundo radiológico. Selecionaram-se como pontos de amostragem representativos, na rede dispersa, a barragem de Castelo de Bode (rio Zêzere), uma das maiores captações de água em Portugal, e Lisboa, devido ao elevado número de consumidores.

Relativamente à radioatividade na atmosfera, determinada através das partículas em suspensão no ar (aerossóis), selecionou-se o CTN em Sacavém como o local de amostragem na rede dispersa. A deposição atmosférica foi controlada através da medição da radioatividade em água da chuva, com dois locais de amostragem, o CTN em Sacavém e em Castelo Branco (local sujeito à influência da Central Nuclear de Almaraz) e em solos (rede densa).

Procedeu-se ainda à avaliação da dose de radiação gama ambiental (detetores passivos) ao longo do país. Os locais de amostragem foram selecionados de forma a ser possível monitorizar as regiões mais densamente habitadas como Lisboa, Porto e a região correspondente ao eixo Bragança, Penhas Douradas, Castelo Branco e Faro. Escolheram-se também o Funchal e Ponta Delgada como locais representativos das Regiões Autónomas da Madeira e dos Açores, respetivamente.

Nas Figuras I.1 e I.2 estão representados os locais de amostragem e o tipo de amostras para a rede dispersa e rede densa, respetivamente.

Nas Figuras I.3 e I.4 estão representados graficamente o tipo de amostras e de análises e as respetivas percentagens referentes ao ano de 2018.

Nota 1: quando os valores obtidos para um dado radionuclido ou para as contagens totais (alfa/beta) são suficientemente baixos em comparação com o valor do fundo, de forma a não permitirem uma identificação inequívoca (i.e. com um grau de confiança de 95%), é indicado como seu majorante o valor da atividade mínima detetável (MDA). Este valor (MDA) depende do valor de fundo, das condições de contagem (tempo de contagem, matriz e geometria da amostra) e do rendimento químico da análise.

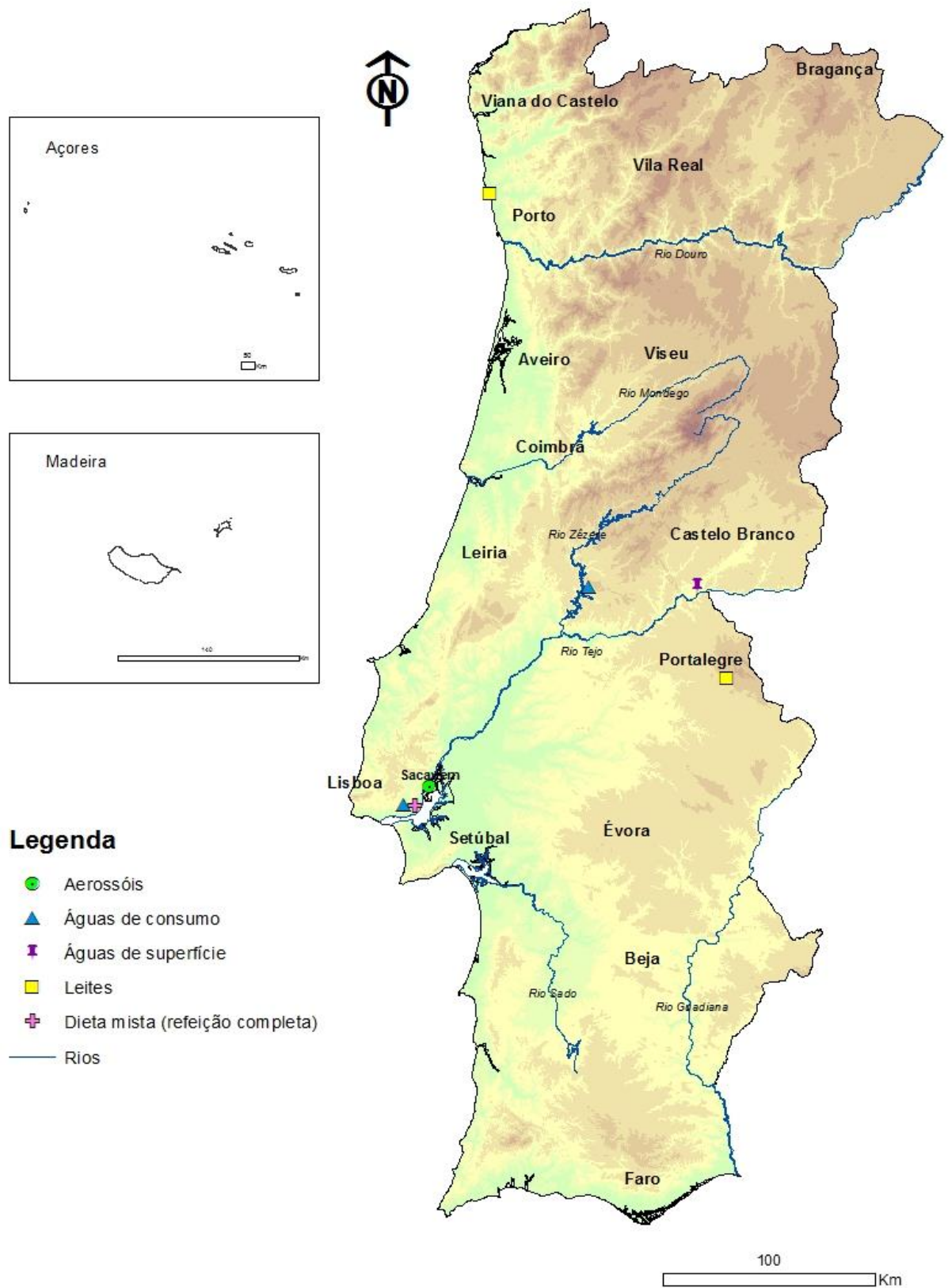


Figura I.1- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede dispersa de Portugal Continental (as Regiões Autónomas não são consideradas nesta rede).

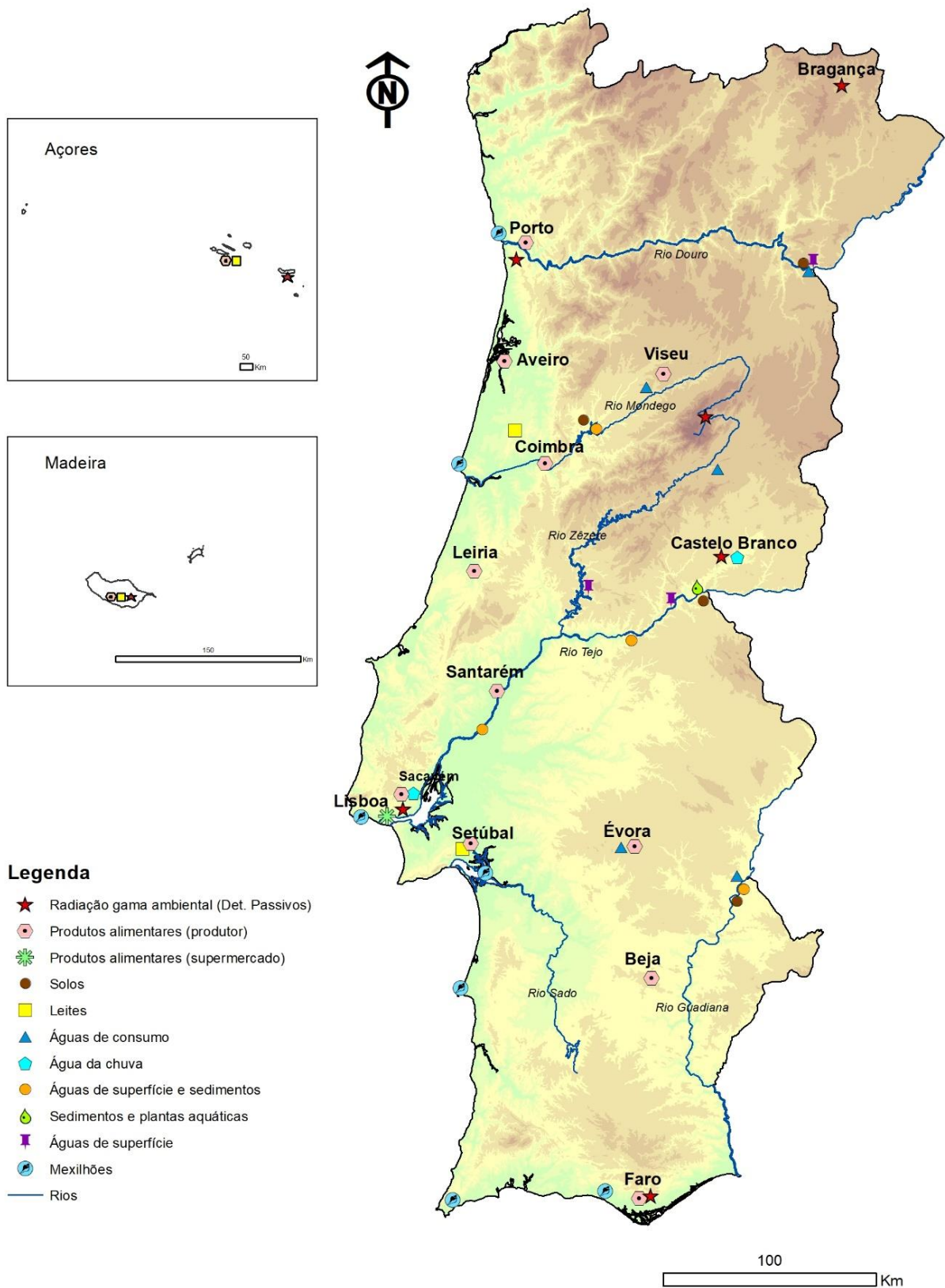


Figura I.2- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede densa de Portugal Continental e nas Regiões Autónomas.

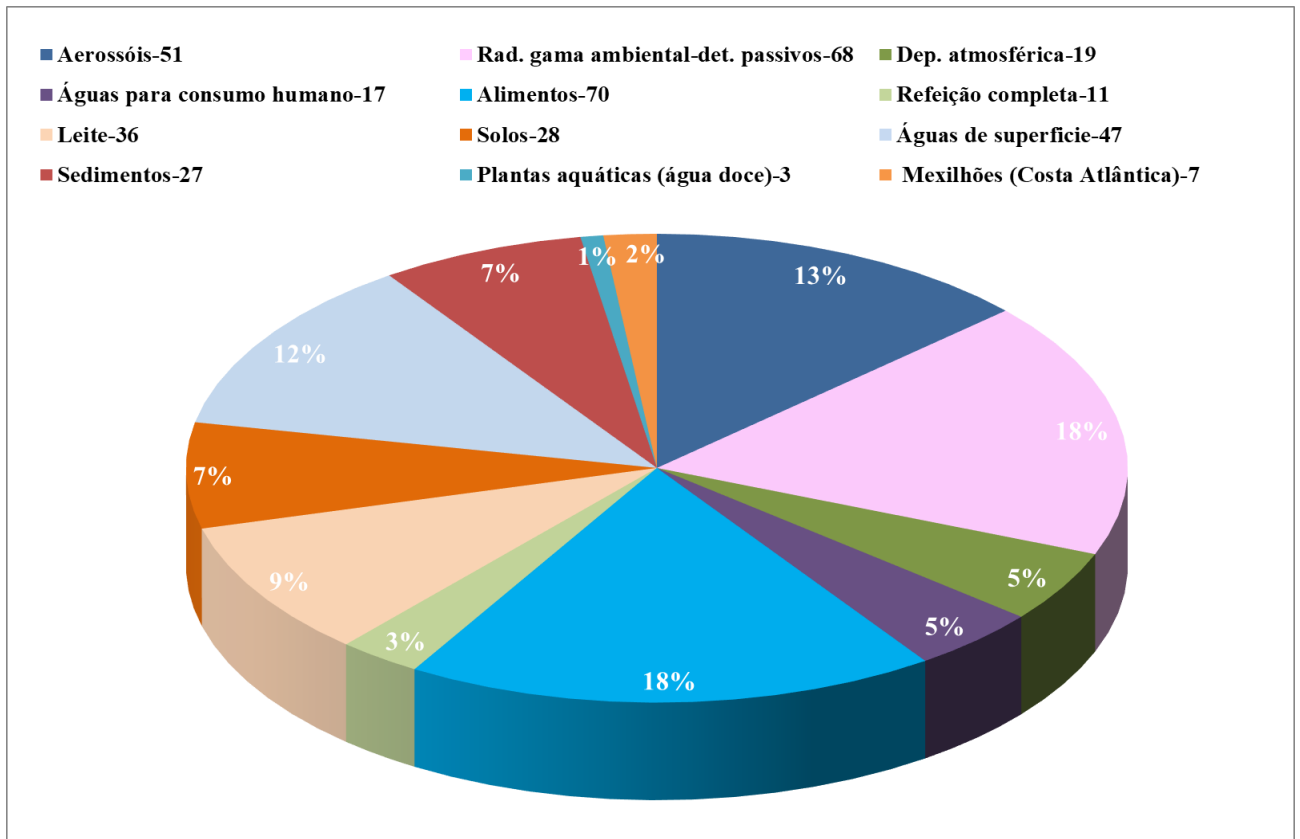


Figura I.3- Tipo, número de amostras analisadas e respetiva percentagem.

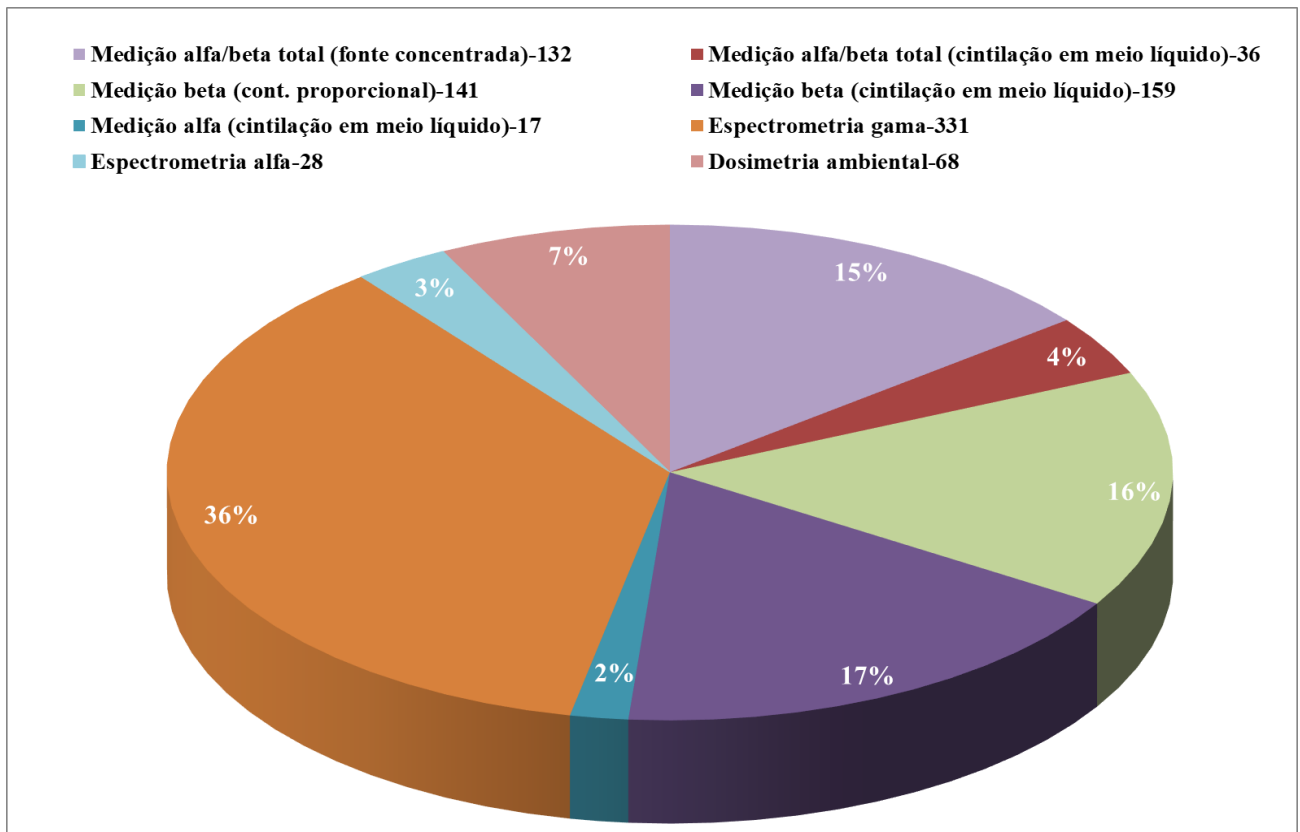


Figura I.4- Número de análises e respetiva percentagem por técnica de medição.

I. 2 RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA

I.2.1 Aerossóis

A radioatividade existente na atmosfera pode ter origem natural ou artificial e resulta, basicamente, de três fontes principais: i) exalação para a atmosfera de ^{222}Rn e ^{220}Rn , formados através da desintegração radioativa do ^{226}Ra e do ^{224}Ra (constituintes naturais de solos e rochas) pertencentes às séries radioativas naturais do Urânio e do Tório, respetivamente. Um bom exemplo é o da ocorrência do ^{210}Pb , descendente de longo período de semidesintegração do ^{222}Rn ; ii) formação de radionuclídeos cosmogénicos, como por exemplo o ^7Be , através da interação da radiação cósmica com gases atmosféricos como o carbono, o azoto e o oxigénio; iii) radionuclídeos artificiais, produtos de cisão e ativação, resultantes de atividades antropogénicas (testes nucleares, produção de energia elétrica por via nuclear, produção de radioisótopos e acidentes). O radionuclídeo artificial ^{137}Cs , devido ao seu longo período de semidesintegração, constitui um bom indicador de eventual contaminação radioativa.

Independentemente da sua origem, os isótopos radioativos podem ocorrer na atmosfera na forma gasosa ou particulada (associados ao aerossol atmosférico). Em geral, a forma particulada é a que assume maior significado de risco radiológico, uma vez que essas partículas através dos processos de transporte e deposição atmosférica interagem com a biosfera.

I.2.1.1 Materiais e Métodos

A avaliação da radioatividade atmosférica no ar de superfície em Portugal foi efetuada através da amostragem contínua de aerossóis, recorrendo a uma estação fixa do tipo ASS-500, instalada no Campus Tecnológico e Nuclear em Sacavém (Figuras I.1 e I.5). A estação está equipada com uma bomba de sucção de alto volume, com uma cabeça de aspiração de grandes dimensões e um medidor contínuo de fluxo, com totalizador de volume de ar filtrado. Os períodos de amostragem têm a duração de uma semana, o que corresponde, em geral, a volumes médios de ar filtrado de $10^5 \text{ m}^3/\text{semana}$. Como substrato de recolha foram utilizados filtros Petrianov tipo FPP-15-1.5 de $44 \text{ cm} \times 44 \text{ cm}$. Após cada período de amostragem os filtros são comprimidos através de uma prensa hidráulica (MATRA, GmbH), de forma a obter amostras de geometria cilíndrica (5 cm de diâmetro e 1 cm de espessura), sendo posteriormente analisadas por espectrometria γ (NRA_PT_11) em detetor de Ge hiperpuro (BEGE, com 50% de eficiência relativa em 1332 keV) (Figura I.5). Os espectros resultantes são analisados com o *software* Genie 2000 (Canberra). A eficiência de deteção foi determinada usando padrões radioativos multi-gama rastreáveis ao NIST (Laboratório de Padrões de Radioatividade

POLATOM) com energias variando entre 46,5 keV (^{210}Pb) e 1836 keV (^{88}Y) personalizados para reproduzir exatamente as geometrias das amostras.



Figura I.5- Estação de amostragem contínua de aerossóis (tipo ASS-500) recolha e preparação dos filtros para medição por espectrometria gama (CTN, Sacavém).

1.2.1.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.1 apresentam-se os valores de concentração de atividade médios mensais e anuais para os radionuclídeos detetados em aerossóis e ainda as concentrações médias mensais de partículas totais em suspensão (PTS) para o ano de 2018. Na Figura I.6 representa-se a evolução da concentração de atividade em ^7Be e ^{210}Pb e da concentração de partículas totais em suspensão ($\mu\text{g m}^{-3}$) para o período entre 2010 e 2018.

A concentração média mensal de partículas totais em suspensão variou entre $33 \mu\text{g m}^{-3}$ (no mês de janeiro) e $74 \mu\text{g m}^{-3}$ (no mês de agosto).

A concentração de atividade média mensal em ^7Be variou entre $2,59 \pm 0,26 \text{ mBq m}^{-3}$ e $8,39 \pm 0,85 \text{ mBq m}^{-3}$, apresentando um valor médio anual de $6,0 \pm 1,8 \text{ mBq m}^{-3}$. Embora se note uma tendência de aumento relativamente ao ano anterior, estes valores são consistentes com a gama de concentrações referida por outros autores para diferentes locais (Hernandez *et al.*, 2007; Heinrich *et al.*, 2007; Vallés *et al.*, 2009; Pan *et al.*, 2011; Dueñas *et al.*, 2011; Leppänen *et al.*, 2012). A concentração de atividade média mensal mais elevada de ^7Be ocorreu em maio ($8,39 \pm 0,85 \text{ mBq m}^{-3}$), embora no período entre março e outubro se tenham registado valores acima dos 5 mBq m^{-3} (Tabela I.1).

Relativamente ao ^{210}Pb , a concentração da sua atividade média mensal variou entre $0,215\pm 0,023 \text{ mBq m}^{-3}$ e $1,21\pm 0,17 \text{ mBq m}^{-3}$, com um valor médio anual de $0,59\pm 0,34 \text{ mBq m}^{-3}$ que, embora superior ao registado no ano anterior, se encontra ainda dentro da gama de valores reportados por outros autores (Abe *et al.*, 2010; Baskaran, 2011; Dueñas *et al.*, 2011).

A evolução da concentração de atividade em ^7Be e ^{210}Pb representada na Figura I.6 é idêntica à obtida para séries temporais entre 2001 e 2010 (Carvalho *et al.*, 2013), com valores médios de $3,51 \text{ mBq m}^{-3}$ para o ^7Be e $0,37 \text{ mBq m}^{-3}$ para o ^{210}Pb . O valor médio para a série temporal 2010-2018 ($3,51 \text{ mBq m}^{-3}$) encontra-se dentro do intervalo de variação (3,1 e 4,8 mBq m^{-3}) dos valores registados em várias estações da Península Ibérica (Carvalho *et al.*, 2013).

No que diz respeito à concentração de atividade em ^{137}Cs , todos os valores se encontram abaixo da atividade mínima detetável.

Numa perspetiva conservativa, considerou-se para o cálculo da dose efetiva por inalação, o maior valor de atividade mínima detetável registado para o ^{137}Cs no ano de 2018: $0,76 \mu\text{Bq m}^{-3}$. Com base neste pressuposto, a dose de radiação por inalação de ^{137}Cs será inferior a $0,03 \text{ nSv a}^{-1}$.

Tabela I.1- Valores de concentração de atividade (médias mensais $\pm 2\sigma$) em aerossóis recolhidos no CTN em Sacavém. PTS é a concentração média mensal das partículas totais em suspensão.

Data de colheita	^7Be (mBq m^{-3})	^{137}Cs ($\mu\text{Bq m}^{-3}$)	^{210}Pb (mBq m^{-3})	PTS ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Janeiro	2,59 \pm 0,26	<0,25 (a)	0,215 \pm 0,023	33
Fevereiro	3,72 \pm 0,38	<0,33 (a)	0,339 \pm 0,037	37
Março	5,68 \pm 0,57	<0,38 (a)	0,261 \pm 0,029	50
Abril	6,13 \pm 0,62	<0,38 (a)	0,336 \pm 0,036	46
Maio	8,39 \pm 0,85	<0,45 (a)	0,668 \pm 0,091	61
Junho	6,96 \pm 0,70	<0,48 (a)	0,52 \pm 0,10	42
Julho	6,93 \pm 0,70	<0,56 (a)	0,70 \pm 0,12	39
Agosto	6,89 \pm 0,70	<0,50 (a)	0,80 \pm 0,13	74
Setembro	7,91 \pm 0,80	<0,58 (a)	1,21 \pm 0,17	60
Outubro	7,88 \pm 0,80	<0,57 (a)	1,20 \pm 0,17	68
Novembro	4,58 \pm 0,47	<0,57 (a)	0,399 \pm 0,089	42
Dezembro	4,39 \pm 0,45	<0,40 (a)	0,432 \pm 0,080	53
Média $\pm \sigma$ (n=12)	6,0\pm1,8	< 0,45	0,59\pm0,34	50\pm13

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a)

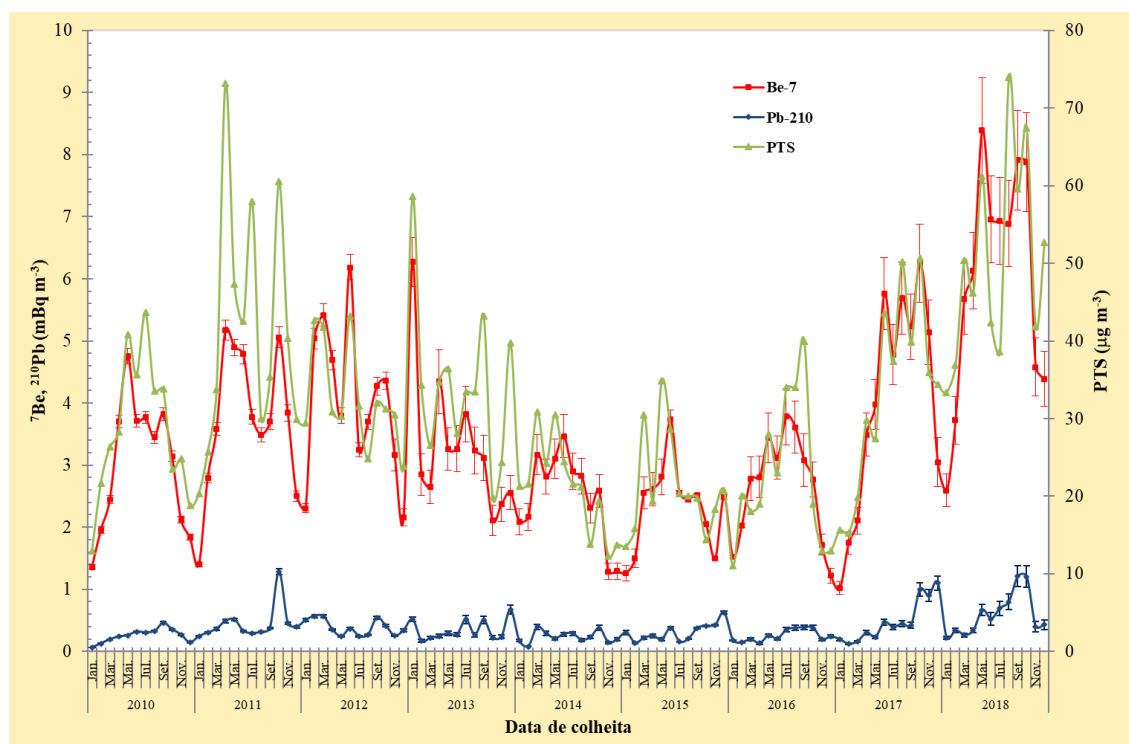


Figura I.6 - Evolução temporal da concentração de atividade em ^7Be e ^{210}Pb (mBq m^{-3}) e da concentração de partículas em suspensão ($\mu\text{g m}^{-3}$) em aerossóis recolhidos no CTN em Sacavém.

I.2.2. Deposição Atmosférica

I.2.2.1 Materiais e Métodos

As amostras de água da chuva, correspondentes a um período de amostragem mensal, foram recolhidas na Estação Meteorológica de Castelo Branco e no CTN, em Sacavém (Figura I.2). O dispositivo de recolha da amostra é constituído por um coletor de deposição atmosférica total, em tronco de pirâmide quadrangular, com 1 m² de secção.

Da amostra recolhida, 1 litro é utilizado para a determinação da atividade em trítio (³H). Da amostra restante, após filtração, 1 litro é utilizado para a determinação da atividade beta total na matéria em suspensão, fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$), 3 a 5 litros para a determinação da atividade alfa/beta total na matéria dissolvida, fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$) e num máximo de 30 litros concentrados a 1 litro (por evaporação lenta em placa elétrica) para a determinação dos radionuclídeos emissores gama (⁷Be, ¹³⁷Cs) na fase solúvel e, posteriormente, para a determinação da concentração em ⁹⁰Sr por medição beta.

Para a análise por espectrometria gama (NRA_PT_11) foi usada a geometria “Marinelli” e detetores de germânio hiperpuro (GeHp), acoplados a sistemas de aquisição de dados Multiport II (Canberra). Os dados foram processados usando o *software* Genie 2000 (Canberra). Os sistemas foram calibrados usando padrões radioativos multi-gama rastreáveis ao NIST (Laboratório de Padrões de Radioatividade POLATOM) com energias variando entre 46,5 keV (²¹⁰Pb) e 1836 keV (⁸⁸Y) personalizados para reproduzir exatamente as geometrias das amostras.

As metodologias seguidas para a determinação das atividades alfa total e beta total em águas não salinas – método por fonte concentrada (NRA_PT_01) – baseiam-se nas Normas ISO 9696 (2017) e ISO 9697 (2018), respetivamente. A medição de atividade alfa total e beta total é feita em simultâneo num sistema de contagem α/β com um detetor proporcional de fluxo gasoso (TENNELEC, Canberra), previamente calibrado com padrões alfa (²⁴¹Am) e beta (⁹⁰Sr/⁹⁰Y).

A determinação da concentração de atividade em ³H e ⁹⁰Sr foi efetuada recorrendo a análises específicas.

A metodologia para a determinação da radioatividade devida ao ³H baseou-se na Norma ISO 9698 (2019) com enriquecimento isotópico (Gomes *et al.*, 2017). Partindo de 1 litro de água, não acidificada, procedeu-se a uma purificação, por destilação, e ao enriquecimento isotópico, por eletrólise em corrente contínua, seguido de nova destilação, sendo as amostras posteriormente medidas num espectrómetro de cintilação em meio líquido (Tri-Carb 3170 TR/SL, Packard) (Madruga *et al.*, 2009b).

Para o ^{90}Sr foi utilizada uma técnica radioquímica baseada em separações e purificações sucessivas da amostra, fixando-se o ^{90}Sr numa resina da EICHRON específica para este radionuclido. As amostras foram medidas num sistema de deteção de baixo fundo utilizando um detetor proporcional de fluxo gasoso (TENNELEC, Canberra), devidamente calibrado com fontes padrão, preparadas na mesma forma química e com a mesma geometria das amostras a analisar.

1.2.2.2 Resultados e Discussão

Nas Tabelas I.2 e I.3 apresentam-se os valores da concentração de atividade, A , dos diferentes radionuclidos analisados em amostras de água da chuva recolhidas em Sacavém (Campus Tecnológico e Nuclear) e em Castelo Branco (estação meteorológica da rede de estações do Instituto Português do Mar e da Atmosfera).

Nas Tabelas I.4 e I.5 apresentam-se os fluxos mensais de deposição atmosférica para Sacavém e Castelo Branco, respetivamente. Os valores de precipitação apresentados nas referidas Tabelas foram obtidos no *site* do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA), no caso de Castelo Branco, e através de uma estação meteorológica EMA instalada no CTN, no caso de Sacavém.

Os fluxos mensais foram obtidos multiplicando a concentração de atividade, em Bq L^{-1} , pela precipitação acumulada mensalmente, em mm, e correspondem a valores de deposição total (por via húmida e seca), uma vez que os coletores se encontram expostos durante a totalidade do período de amostragem, mesmo na ausência de precipitação. Nas Figuras I.7 e I.8 representam-se graficamente os valores dos fluxos mensais de deposição em atividade alfa e beta totais, ^7Be e ^3H , bem como os valores de precipitação em Sacavém e Castelo Branco, respetivamente.

A precipitação acumulada ao longo do ano de 2018 em Sacavém (773 mm) foi da mesma ordem de grandeza da precipitação acumulada na estação de Castelo Branco (795 mm), em ambos os casos significativamente superior aos registados no ano anterior (491 mm e 420 mm em Sacavém e Castelo Branco, respetivamente).

Os fluxos de deposição de atividade beta total (16 Bq m^{-2}) e atividade alfa total (7 Bq m^{-2}) registados em Sacavém são semelhantes aos valores obtidos para Castelo Branco (16 Bq m^{-2} e 9 Bq m^{-2} , respetivamente) e da mesma ordem de grandeza dos valores obtidos no ano anterior. No caso do ^7Be , o fluxo de deposição foi superior em Castelo Branco (425 Bq m^{-2}), relativamente a Sacavém (170 Bq m^{-2}), ao contrário do que se tinha verificado no ano anterior (22 Bq m^{-2} e 46 Bq m^{-2} , respetivamente). O fluxo de deposição para o ^3H foi superior em Sacavém (481 Bq m^{-2}) comparativamente com Castelo Branco (97 Bq m^{-2}). O aumento dos

fluxos de deposição relativamente a 2017 devem-se às mais elevadas taxas de precipitação registadas ao longo do ano de 2018.

Os fluxos de deposição anuais obtidos para o ^7Be , atividade alfa total e atividade beta total são comparáveis aos referidos por outros autores para diferentes locais e taxas de precipitação (Ioannidou & Papastefanou, 2006; González-Gómez et al., 2006, Du et al., 2008; Zhu & Olsen, 2009; Dueñas et al., 2009).

Tabela I.2 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), de radionuclídeos artificiais e naturais em água da chuva colhida em Sacavém (CTN).

Data de Colheita	Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu m$						Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$
	3H	7Be	^{90}Sr	^{137}Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	<0,31 (a)	0,282±0,044	<0,91 (c)	<3,20x10 ⁻³ (d)	0,0234±0,0028	0,0140±0,0034	<0,0098 (e)
Fevereiro	<0,38 (a)	0,233±0,038	<0,49 (c)	<2,50x10 ⁻³ (d)	0,0163±0,0021	0,0088±0,0029	<0,0062 (e)
Março	1,70±0,30	0,340±0,038	<0,58 (c)	<2,60x10 ⁻³ (d)	0,0208±0,0022	0,0035±0,0021	<0,0088 (e)
Abril	<0,35 (a)	0,213±0,038	<0,30 (c)	<2,80x10 ⁻³ (d)	0,0295±0,0027	0,0123±0,0032	0,0108±0,0062
Maió	0,99±0,27	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	0,044±0,021
Junho	<0,41 (a)	<0,18 (b) ¹	(f)	<9,10x10 ⁻³ (d) ¹	0,0743±0,0042	0,0623±0,0073	0,039±0,016
Julho	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Agosto	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Setembro	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Outubro	<0,38 (a)	0,087±0,025	<0,37 (c)	<2,10x10 ⁻³ (d)	0,0118±0,0019	0,0073±0,0022	0,0254±0,0059
Novembro	0,39±0,23	0,154±0,048	<0,49 (c)	<2,50x10 ⁻³ (d)	0,0122±0,0034	0,0051±0,0027	<0,012 (e)
Dezembro	<0,40 (a)	<0,23 (b) ²	(f)	<17x10 ⁻³ (d) ²	0,0295±0,0024	0,018±0,012	<0,017 (e)

Atividade mínima detetável em 3H (a), 7Be (b), ^{90}Sr (c), ^{137}Cs (d) e beta total nas partículas em suspensão (e); volume de amostra insuficiente para análise (f).

¹ Volume de amostra <30 L (8,9 L)

² Volume de amostra <30 L (4,7 L)

Tabela I.3 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), de radionuclídeos artificiais e naturais em água da chuva colhida em Castelo Branco (estação meteorológica).

Data de Colheita	Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu m$						Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$
	3H	7Be	^{90}Sr	^{137}Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	0,32±0,18	0,248±0,043	<1,00 (c)	<2,70x10 ⁻³ (d)	0,0188±0,0023	0,0137±0,0030	0,0869±0,0081
Fevereiro	<0,38 (a)	0,320±0,043	<0,46 (c)	<2,60x10 ⁻³ (d)	0,040±0,011	0,0334±0,0096	0,0119±0,0048
Março	<0,35 (a)	1,08±0,12	<0,54 (c)	<2,90x10 ⁻³ (d)	0,0147±0,0023	0,0083±0,0026	<0,0083 (e)
Abril	<0,32 (a)	0,309±0,045	<0,31 (c)	<2,50x10 ⁻³ (d)	0,0143±0,0022	0,0068±0,0022	<0,017 (e)
Maió	1,28±0,29	0,246±0,069 ³	(f)	<7,20x10 ⁻³ (d) ³	0,0587±0,0039	0,0093±0,0033	0,044±0,016
Junho	<0,32 (a)	<0,27 (b) ⁴	(f)	<23x10 ⁻³ (d) ⁴	0,0457±0,0032	0,0772±0,0077	0,0147±0,0071
Julho	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Agosto	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Setembro	0,88±0,27	<0,24 (b) ⁵	(f)	<2,20x10 ⁻³ (d) ⁵	0,0318±0,0026	0,0063±0,0023	0,040±0,011
Outubro	0,60±0,24	<0,060 (b)	0,49±0,25	<5,70x10 ⁻³ (d)	0,0086±0,0028	0,0059±0,0021	0,0258±0,0060
Novembro	<0,31 (a)	0,210±0,047	<0,49 (c)	<3,60x10 ⁻³ (d)	0,018±0,014	0,0086±0,0062	<0,012 (e)
Dezembro	<0,39 (a)	0,279±0,043	<0,64 (c)	<2,70x10 ⁻³ (d)	0,0217±0,0026	0,0118±0,0027	<0,0085 (e)

Atividade mínima detetável em 3H (a), 7Be (b), ^{90}Sr (c), ^{137}Cs (d) e beta total nas partículas em suspensão (e); volume de amostra insuficiente para análise (f).

³ Volume de amostra <30 L (12 L)

⁴ Volume de amostra <30 L (3,5 L)

⁵ Volume de amostra <30 L (12 L)

Tabela I.4 - Fluxos mensais de deposição atmosférica (Bq m⁻²±U, k=2) em Sacavém (CTN).

Data de colheita	Precipitação* (mm)	³ H	Água filtrada Ø ≤ 0,45 µm					Partículas em suspensão Ø > 0,45 µm
			⁷ Be	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	70,9	(a)	20,0±3,1	(a)	(a)	1,66±0,20	0,99±0,24	(a)
Fevereiro	56,2	(a)	13,1±2,1	(a)	(a)	0,92±0,12	0,50±0,16	(a)
Março	232,3	395±70	79,0±8,8	(a)	(a)	4,83±0,51	0,81±0,49	(a)
Abril	116,3	12,9±3,5	24,8±4,4	(a)	(a)	3,43±0,31	1,43±0,37	1,26±0,72
Mai	13,0	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	0,57±0,27
Junho	21,7	(a)	(a)	(d)	(a)	1,612±0,091	1,35±0,16	0,85±0,35
Julho	0,4	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	0,0	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	0,0	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Outubro	50,9	(a)	4,4±1,3	(a)	(a)	0,601±0,097	0,37±0,11	1,29±0,30
Novembro	186,9	73,9±4,3	28,8±9,0	(a)	(a)	2,28±0,64	0,95±0,51	(a)
Dezembro	24,7	(a)	(a)	(d)	(a)	0,729±0,059	0,45±0,30	(a)

Atividade medida na água da chuva inferior à atividade mínima detetável (a); volume de amostra insuficiente para análise (d);

*Dados obtidos através da estação meteorológica EMA, instalada no CTN.

Tabela I.5 - Fluxos mensais de deposição atmosférica ($\text{Bq m}^{-2}\pm U$, $k=2$) em Castelo Branco (estação meteorológica).

Data de colheita	Precipitação* (mm)	^3H	Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$					Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$
			^7Be	^{90}Sr	^{137}Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	51,5	16,5±9,3	12,8±2,2	(a)	(a)	0,97±0,12	0,71±0,16	4,48±0,42
Fevereiro	75,4	(a)	24,1±3,2	(a)	(a)	3,02±0,83	2,52±0,72	0,90±0,36
Março	296,4	(a)	320±36	(a)	(a)	4,36±0,68	2,46±0,77	(a)
Abril	60,2	(a)	18,6±2,7	(a)	(a)	0,86±0,13	0,41±0,13	(a)
Mai	25,7	32,9±7,5	6,3±1,8	(d)	(a)	1,51±0,10	0,239±0,085	1,13±0,41
Junho	12,4	(a)	(a)	(d)	(a)	0,567±0,040	0,957±0,095	0,182±0,088
Julho	4,6	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	1,0	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	15,5	13,6±4,2	(a)	(d)	(a)	0,493±0,040	0,098±0,036	0,62±0,17
Outubro	57,0	34±14	(a)	28±14	(a)	0,49±0,16	0,34±0,12	1,47±0,34
Novembro	166,6	(a)	35,0±7,8	(a)	(a)	3,0±2,3	1,4±1,0	(a)
Dezembro	28,7	(a)	8,0±1,2	(a)	(a)	0,623±0,075	0,339±0,077	(a)

Atividade medida na água da chuva inferior à atividade mínima detetável (a); Volume de amostra insuficiente para análise (d);

*Dados obtidos no “site” do Instituto de Meteorologia (<http://www.meteo.pt>);

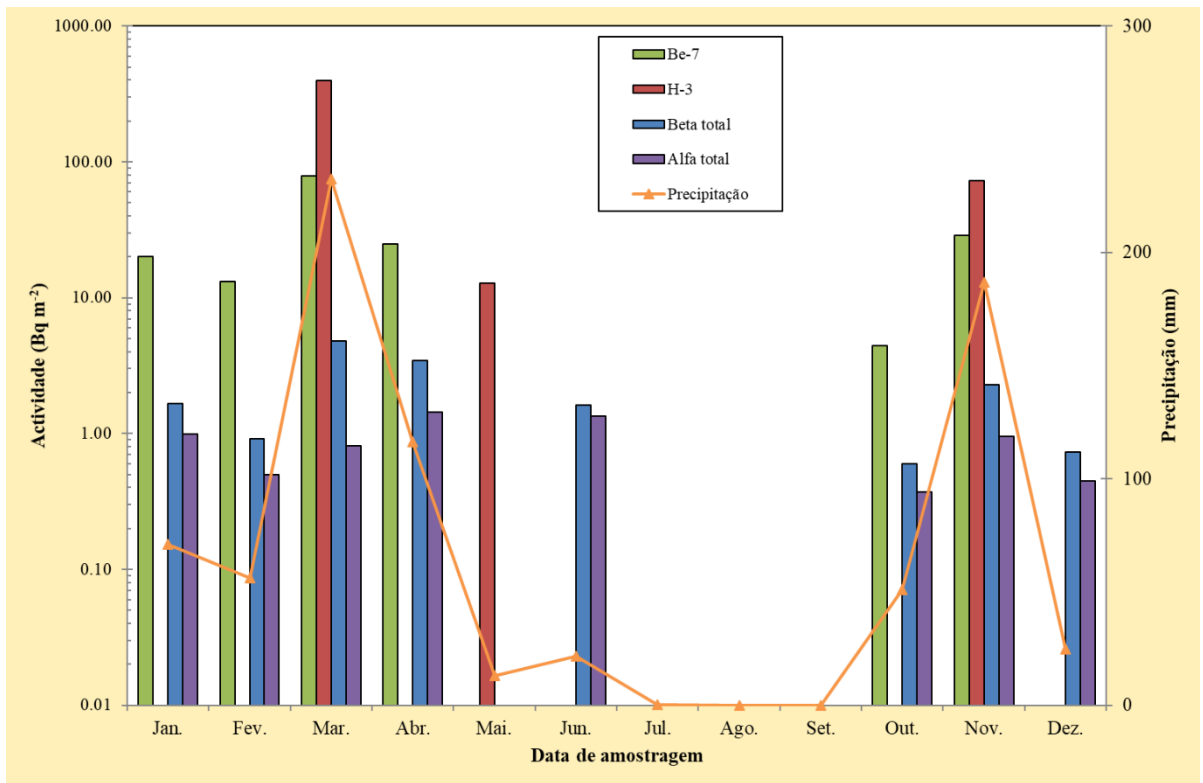


Figura I.7 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, atividade beta total e atividade alfa total e valores de precipitação em Sacavém (CTN).

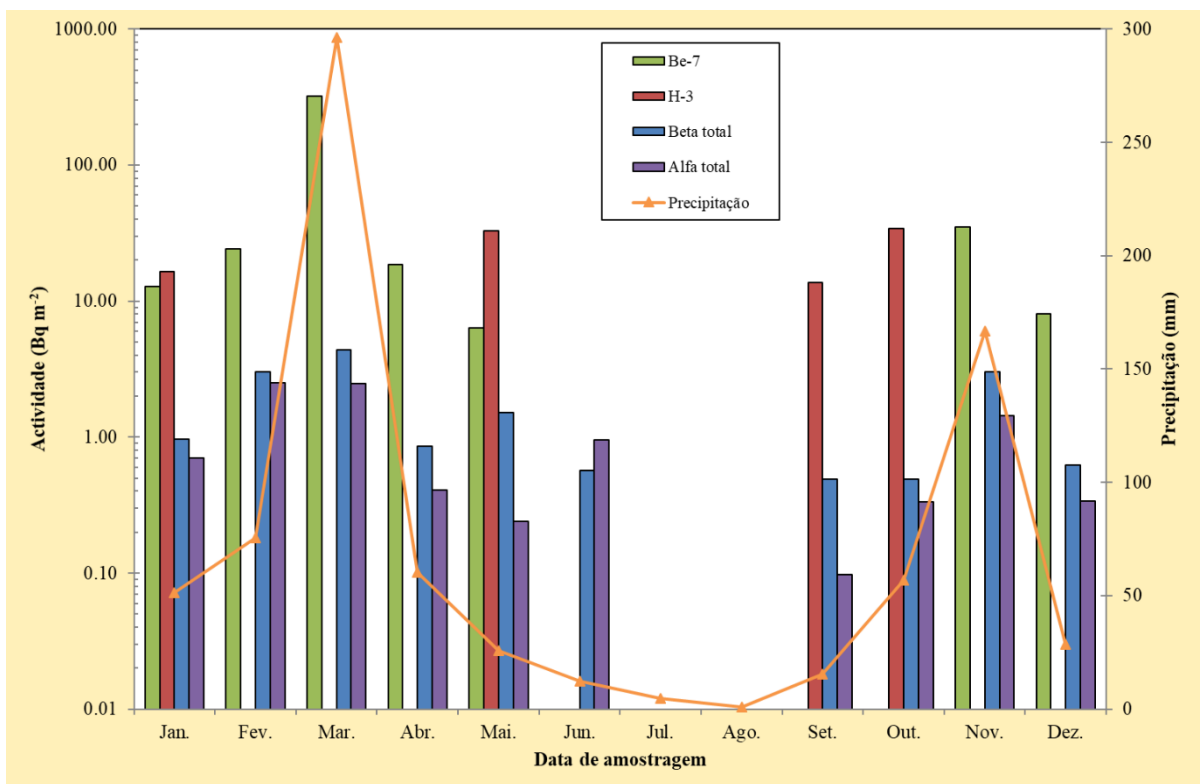


Figura I.8 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, atividade beta total e atividade alfa total e valores de precipitação em Castelo Branco (estação meteorológica).

I. 3 RADIOATIVIDADE NO MEIO AQUÁTICO

I.3.1 Rios

A radioatividade em águas superficiais pode ser devida aos radionuclídeos dissolvidos na fase aquosa e/ou aos radionuclídeos adsorvidos nas partículas em suspensão podendo eventualmente ser incorporada nos sedimentos e nos organismos vivos. A determinação dos teores de radioatividade na vegetação aquática, dada a sua capacidade na fixação de elementos dispersos no ambiente, pode dar informação quantitativa consistente sobre as concentrações de radionuclídeos naturais e artificiais nos ecossistemas. Além dos radionuclídeos de origem natural, tais como ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , o ^{222}Rn e descendentes, podem ainda ser detetados o ^3H (normalmente de origem antropogénica) e os radionuclídeos ^{137}Cs e ^{90}Sr . Estes radionuclídeos são produtos de cisão resultantes do funcionamento de centrais nucleares que podem ser libertados para o ambiente em condições normais e/ou após um acidente nuclear.

I.3.1.1 Materiais e Métodos

As amostras de água de superfície foram recolhidas em locais de água corrente, afastados da margem dos rios a cerca de 30 cm da superfície. Quando as condições dos rios não o permitiram, foram efetuadas na margem, mas sempre nos mesmos locais. As amostras de água foram recolhidas em bidons de plástico, de acordo com as Normas ISO 5667-5 (1996), e devidamente identificadas.

A amostragem dos sedimentos foi efetuada por arrasto de fundo com o auxílio de um colhedor de sedimentos (cone de Berthois). As amostras foram transportadas para o laboratório em caixas de plástico devidamente identificadas.

Durante o ano de 2018, coincidindo com o agudizar de várias situações de descargas poluentes nas águas do Tejo em V.V. Ródão que já vinham a decorrer desde anos anteriores (APA 2017), observou-se o desaparecimento de hidrófitos aquáticos do género *Potamogeton* (*P. crispus* e *P. pectinatus*) e uma contínua degradação do povoamento de plantas emergentes da espécie *Cyperus eragrostis*, visível tanto na densidade populacional como na degenerescência das partes aéreas semi-submersas. Foi por isso escassa a amostragem de plantas durante este ano, resumindo-se a *C. eragrostis* nos meses de março, abril e maio.

As plantas emergentes (*Cyperus eragrostis*) foram colhidas junto à margem, arrancadas pelas raízes, desagregando-se com um ancinho o sedimento em que se inseriam, para facilitar a extração manual. As plantas foram lavadas nas águas do rio para remoção de sedimentos agregados às raízes e remoção de impurezas agregadas às partes foliares. No trajeto para o laboratório foram acondicionadas em sacos de plástico.

No rio Tejo (Figuras I.1, I.2 e I.9) recolheram-se amostras mensais em V. Velha de Ródão e Valada, e amostras trimestrais nas albufeiras de Fratel e Belver.

No âmbito do Artigo 35 do Tratado EURATOM, a Comissão recomenda que se proceda à medição do caudal do rio durante a colheita da água, principalmente no local de amostragem correspondente à rede dispersa (Vila Velha de Ródão). Para responder a essa recomendação e, como este local de colheita se situa a montante de Fratel, sob a influência do regolfo da albufeira de Fratel, considerou-se a utilização dos caudais horários afluentes a esta albufeira como indicativos dos caudais em Vila Velha de Ródão. Através do Sistema Nacional de Informação dos Recursos Hídricos (SNIRH) da Agência Portuguesa do Ambiente, foi possível a obtenção desses dados que se apresentam na Tabela I.6.

Tabela I.6 - Valores do caudal afluente à Barragem de Fratel, no rio Tejo, durante a colheita das amostras de água de superfície em Vila Velha de Ródão.

Data de colheita	Hora da colheita	Caudal afluente $m^3 s^{-1}$
31/01/2018	14h	303,6
28/02/2018	13h	1173,2
26/03/2018	13h	478,9
19/04/2018	13h	209,0
28/05/2018	14h	507,3
26/06/2018	14h	467,2
24/07/2018	13h	483,4
30/08/2018	14h	456,9
26/09/2018	13h	148,7
26/10/2018	13h	742,2
20/11/2018	13h	62,2
19/12/2018	13h	0



Figura I.9- Colheita de amostras de água, sedimentos e plantas aquáticas no Rio Tejo.

No rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode) a amostragem foi mensal. Nos rios Douro (Barca d'Alva), Mondego (Barragem da Aguieira) e Guadiana (Barragem do Alqueva) procedeu-se a uma amostragem anual. Os locais de amostragem estão representados nas Figuras I.1 e I.2.

Águas

Nas amostras de água de superfície, após filtração, determinou-se a concentração das partículas em suspensão, fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$) e dos sais dissolvidos, fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$). Procedeu-se à determinação da atividade beta total (fase particulada) e das atividades alfa total e beta total (fase solúvel) seguindo a metodologia para água não salinas – método por fonte concentrada (NRA_PT_01) baseada nas Normas ISO 9696 (2017) e ISO 9697 (2018) respetivamente.

Na fase solúvel, efetuou-se ainda a determinação de concentração de atividade em ^{137}Cs por espectrometria gama.

A determinação da concentração de atividade em ^{90}Sr e ^3H realizou-se respetivamente, na fase solúvel e na água não filtrada, por métodos radioquímicos, seguidos de medição beta. As metodologias utilizadas estão descritas em I.2.2.1.

Sedimentos

No laboratório, os sedimentos foram secos a $110 \text{ }^\circ\text{C}$, desagregados e tamisados tendo-se recolhido para análise a fração de sedimento inferior a $63\mu\text{m}$ (silte/argila). Amostras representativas foram colocadas em caixa de Petri, devidamente seladas e, posteriormente, (após cerca de 30 dias, tempo necessário para o restabelecimento do equilíbrio secular entre todos os descendentes das famílias radioativas naturais) determinada a concentração de atividade dos radionuclidos por espectrometria gama (NRA_PT_11).

Plantas aquáticas

Em laboratório, as plantas foram lavadas abundantemente sob um fluxo de água da torneira, para remoção definitiva de sedimentos e de outros materiais considerados como impurezas. Nestes, incluíram-se pequenos organismos invertebrados que se mantiveram agregados às plantas e cuja remoção no próprio local de colheita nunca é totalmente conseguida. Em *C. eragrostis* fez-se a separação de raízes e partes aéreas para análises em separado. Os sedimentos foram removidos das raízes, após lavagem em água corrente, e no final procedeu-se à lavagem das plantas mergulhando-as em água destilada. O material vegetal foi picado com “*cutter*” ou tesoura e distribuído em lotes para pesagem, registando-se a massa antes e após secagem (72 h) em estufa a $50 \text{ }^\circ\text{C}$. O material seco foi homogeneizado num triturador e acondicionado em frascos de plástico devidamente selados para posterior (cerca de 30 dias, o tempo necessário para o restabelecimento do equilíbrio secular entre todos os descendentes das famílias radioativas naturais) determinação da concentração de atividade dos radionuclidos por espectrometria gama (NRA_PT_11).

I.3.1.2 Resultados e Discussão

Águas

Os valores da concentração de atividade, A, em águas de superfície colhidas no rio Tejo em Vila Velha de Ródão, Valada do Ribatejo, Barragem de Fratel e Barragem de Belver estão presentes nas Tabelas I.7 a I.10, respetivamente.

Verifica-se que em geral, no rio Tejo, a concentração (mg L^{-1}) da matéria dissolvida é cerca de 3 ordens de grandeza superior à concentração (mg L^{-1}) da matéria em suspensão. A atividade beta total na fase particulada, ao longo do rio, é inferior ou muito próxima da atividade mínima detetável. Por outro lado, a atividade beta total na fase solúvel apresenta valores mensuráveis mais elevados (cerca de 1 ordem de grandeza) com valores médios de $170 \pm 81 \text{ mBq L}^{-1}$ e $123 \pm 29 \text{ mBq L}^{-1}$ em Vila Velha de Ródão (Tabela I.7) e Valada do Ribatejo (Tabela I.8) respetivamente. A atividade alfa total apresenta valores médios mais baixos, $<78 \text{ mBq L}^{-1}$ (Tabela I.7) e $<39 \text{ mBq L}^{-1}$ (Tabela I.8). Os valores de atividade alfa total e beta total são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Rodrigues *et al.*, 2007; Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2018b) e dos valores observados em águas de superfície colhidas em rios espanhóis (Heredia *et al.*, 2014 a 2017; Vivas *et al.*, 2019).

Os valores de concentração de atividade em ^{137}Cs e ^{90}Sr são relativamente constantes não variando ao longo do rio (Tabelas I.7 a I.10). Os valores médios anuais de concentração de atividade em ^{90}Sr são inferiores a $1,13 \text{ mBq L}^{-1}$ e $1,51 \text{ mBq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e Valada do Ribatejo respetivamente. No que se refere aos valores em ^{137}Cs situam-se abaixo da atividade mínima detetável, com valores médios inferiores a $2,7 \text{ mBq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e $2,8 \text{ mBq L}^{-1}$ em Valada. Resultados semelhantes foram observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007a, 2008, 2009a, 2009d, 2010 a 2018b).

Os valores de concentração de atividade média anual, A, em ^3H no rio Tejo são $7,4 \pm 2,9 \text{ Bq L}^{-1}$ e $4,4 \pm 1,5 \text{ Bq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e Valada respetivamente (Tabelas I.7 e I.8). Na Barragem de Fratel, os valores em ^3H variam entre $6,51 \pm 0,65 \text{ Bq L}^{-1}$ (novembro) e $11,6 \pm 1,0 \text{ Bq L}^{-1}$ (fevereiro) (Tabela I.9) e na Barragem de Belver entre $5,13 \pm 0,54 \text{ Bq L}^{-1}$ (novembro) e $8,28 \pm 0,80 \text{ Bq L}^{-1}$ (agosto) (Tabela I.10). No troço do rio Tejo, em Espanha, os valores de concentração de atividade em ^3H , variaram entre aproximadamente 5 Bq L^{-1} e 100 Bq L^{-1} nos anos 2011 a 2017 (Heredia *et al.*, 2014 a 2017; Vivas *et al.*, 2019).

Na Figura I.10 estão representados os valores mensais das concentrações de atividade em ^3H no rio Tejo, em V. Velha de Ródão e Valada do Ribatejo, durante os anos 2010 a 2018. Pode observar-se que, a atividade em ^3H tem vindo a variar ao longo dos meses e dos anos, em ambas as estações, sendo a variação mais acentuada em V. Velha de Ródão. Em 2015, a variação ao longo do ano foi bastante acentuada, em ambas as estações, tendo-se atingido o

valor mais elevado nos meses de setembro/outubro. Em 2018, os valores medidos em Valada do Ribatejo foram semelhantes aos observados em 2016 e 2017 apresentando também menor variação comparativamente aos anos anteriores. Em V. Velha de Ródão, observou-se em 2018 uma maior variação comparativamente a 2016 e 2017 tendo-se atingido o valor mais elevado nos meses de fevereiro/março. A variação observada ao longo dos anos pode, contudo, estar relacionada com o normal funcionamento da Central Nuclear de Almaraz, localizada em Espanha, cujos efluentes são descarregados no rio Tejo e, com o sistema de descargas das barragens hídricas ao longo do rio Tejo. A análise do gráfico indica, em geral, valores de atividade em ^3H mais baixos em Valada, o que é de esperar, devido à diluição ao longo do rio.

Na Figura I.11, que representa a variação da concentração de atividade em ^3H com o valor do caudal do rio em V. Velha de Ródão durante os anos 2014 a 2018, parece observar-se uma relação entre o valor do caudal do rio no momento de colheita da amostra de água e a respetiva concentração em ^3H . Por exemplo, em situações de caudal mais elevado a atividade em ^3H diminuiu e, vice-versa, em situações de menor caudal a atividade em ^3H aumentou.

Na Tabela I.11 estão expressos os valores da concentração de atividade, A , em águas de superfície colhidas no rio Zêzere (barragem de Castelo de Bode). Pode observar-se que no rio Zêzere (Tabela I.11) o valor médio anual da atividade beta total na fase particulada ($<10 \text{ mBq L}^{-1}$) é idêntico ao obtido para o rio Tejo enquanto que o obtido na fase solúvel ($<43 \text{ mBq L}^{-1}$) é cerca de 5 vezes inferior (Tabelas I.7e I.8). Este resultado pode estar relacionado com a concentração da matéria dissolvida que é também cerca de 5 vezes inferior no rio Zêzere.

Os valores obtidos para o ^{137}Cs e ^{90}Sr no rio Zêzere (Tabela I.11) são da mesma ordem de grandeza dos observados no rio Tejo. Pela uniformidade dos valores obtidos para os dois rios poder-se-á inferir que a existência destes radionuclídeos está relacionada com a deposição atmosférica e não com o normal funcionamento das centrais nucleares espanholas existentes no rio Tejo (troço espanhol) uma vez que o rio Zêzere não está sujeito à influência dessas centrais.

Os valores obtidos para a concentração de atividade em ^3H no rio Zêzere (Tabela I.11) são inferiores ao valor de atividade mínima detetável (variando entre $0,31$ e $0,43 \text{ Bq L}^{-1}$) sendo cerca de uma ordem de grandeza inferior aos observados para o rio Tejo. No rio Zêzere, contrariamente ao observado para o rio Tejo, os valores de concentração de atividade em ^3H têm-se mantido baixos (normalmente abaixo do valor de atividade mínima detetável) e constantes ao longo dos anos (Figura I.12) indicando que este rio não foi influenciado por nenhuma fonte de origem antropogénica.

Na Tabela I.12 estão expressos os valores de concentração de atividade em águas de superfície colhidas no rio Guadiana (barragem de Alqueva), no rio Mondego (barragem da Aguieira) e no rio Douro (barragem do Pocinho). Verifica-se que os valores obtidos para as

atividades alfa total e beta total, ^{137}Cs e ^{90}Sr são da mesma ordem de grandeza dos observados para o rio Tejo. Os valores da concentração de atividade em ^3H são inferiores aos medidos no rio Tejo e da mesma ordem de grandeza dos observados no rio Zêzere, o que denota a influência no rio Tejo da Central Nuclear de Almaraz (Espanha).

Tabela I.7 - Valores da concentração de atividade ($A \pm U$, $k=2$) em ^3H , beta total (fase particulada) e em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total e beta total na fase solúvel, em água de superfície colhida no rio Tejo (V. Velha de Ródão).

Data de colheita	^3H Bq L ⁻¹	Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)		Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)				
		Concentração mg L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹	Concentração mg L ⁻¹	^{137}Cs mBq L ⁻¹	^{90}Sr mBq L ⁻¹	Alfa Total mBq L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹
Janeiro	3,00±0,45	2,2±0,3	81,3±7,9	332,1±0,3	<2,8 (c)	<0,34 (d)	78±31	154±19
Fevereiro	13,9±1,2	0,8±0,3	<6,2 (b)	378,7±0,3	<3,3 (c)	1,03±0,31	435±70	415±34
Março	10,6±0,98	4,7±0,3	<12 (b)	323,6±0,3	<2,6 (c)	1,85±0,55	<39 (e)	155±20
Abril	6,86±0,68	2,6±0,3	<9,9 (b)	227,7±0,3	<2,6 (c)	1,15±0,38	<20 (e)	96±14
Mai	8,61±0,82	2,5±0,3	<10 (b)	258,0±0,3	<2,7 (c)	0,46±0,16	<46 (e)	135±17
Junho	7,89±0,77	2,0±0,3	14,2±6,4	247,5±0,3	<2,8 (c)	1,70±0,44	34±17	135±18
Julho	7,37±0,73	3,6±0,3	19,4±7,8	249,3±0,3	<2,4 (c)	(f)	41±20	129±15
Agosto	7,88±0,76	0,9±0,3	12,7±6,1	321,0±0,3	<2,9 (c)	(f)	<38 (e)	172±21
Setembro	6,40±0,67	1,5±0,3	15,3±6,2	414,5±0,3	<2,9 (c)	(f)	<49 (e)	180±25
Outubro	6,22±0,62	2,3±0,3	15,6±5,6	453,0±0,3	<2,5 (c)	1,06±0,32	77±34	173±29
Novembro	5,97±0,60	0,7±0,3	<12 (b)	412,1±0,3	<2,6 (c)	0,89±0,25	50±20	171±18
Dezembro	3,71±0,49	(a)	<10 (b)	240,9±0,8	<2,6 (c)	1,65±0,47	26±14	128±14
Média ± σ	7,4±2,9 (n=12)	2,2±1,2 (n=11)	<18 (n=12)	322±78 (n=12)	<2,7 (n=12)	<1,13 (n=9)	<78 (n=12)	170±81 (n=12)

Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (a). Atividade mínima detetável em beta total (b), ^{137}Cs (c), ^{90}Sr (d) e alfa total (e). Perda de amostra no decorrer da análise (f).

Tabela I.8 - Valores da concentração de atividade ($A \pm U$, $k=2$) em ^3H , beta total (fase particulada) e em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total e beta total na fase solúvel, em água de superfície colhida no rio Tejo (Valada do Ribatejo).

Data de colheita	^3H Bq L ⁻¹	Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)		Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)				
		Concentração mg L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹	Concentração mg L ⁻¹	^{137}Cs mBq L ⁻¹	^{90}Sr mBq L ⁻¹	Alfa Total mBq L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹
Janeiro	4,71±0,51	2,7±0,3	<9,8 (b)	328,4±0,3	<3,0 (c)	1,09±0,30	42±26	143±19
Fevereiro	7,48±0,73	4,4±0,3	<6,4 (b)	332,6±0,3	<2,9 (c)	1,65±0,49	84±34	193±22
Março	6,24±0,63	5,1±0,3	<12 (b)	255,7±0,3	<2,9 (c)	1,87±0,49	34±22	117±16
Abril	1,72±0,31	1,5±0,3	16,0±6,3	192,6±0,3	<2,9 (c)	2,10±0,57	20±13	79±12
Mai	4,15±0,49	1,8±0,3	10,6±6,3	292,2±0,3	<2,7 (c)	1,62±0,50	<55 (e)	115±18
Junho	4,80±0,52	1,9±0,3	10,9±6,3	192,6±0,3	<3,0 (c)	1,85±0,51	<16 (e)	84±13
Julho	4,18±0,50	(a)	<12 (b)	206,4±0,3	<2,6 (c)	1,59±0,43	42±18	112±13
Agosto	5,22±0,57	1,1±0,3	15,3±6,2	232,7±0,3	<2,9 (c)	1,73±0,51	47±22	121±15
Setembro	4,20±0,52	1,5±0,3	11,5±6,0	274,3±0,3	<2,6 (c)	1,42±0,47	41±24	135±17
Outubro	3,09±0,40	1,9±0,3	14,3±5,6	296,9±0,3	<2,8 (c)	<0,60 (d)	35±20	131±20
Novembro	3,56±0,42	2,3±0,3	<12 (b)	316,5±0,3	<2,6 (c)	1,47±0,39	36±15	136±14
Dezembro	2,96±0,41	(a)	<10 (b)	247,1±0,8	<2,6 (c)	1,18±0,36	18±12	114±13
Média ± σ	4,4±1,5 (n=12)	2,4±1,3 (n=10)	<12 (n=12)	264±51 (n=12)	<2,8 (n=12)	<1,51 (n=12)	<39 (n=12)	123±29 (n=12)

Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (a). Atividade mínima detetável em beta total (b), ^{137}Cs (c), ^{90}Sr (d) e alfa total (e).

Tabela I.9 - Valores da concentração de atividade ($A \pm U$, $k=2$) em ^3H , beta total (fase particulada) e em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total e beta total na fase solúvel, em água de superfície colhida no rio Tejo (Barragem de Fratel).

Data de colheita	^3H Bq L ⁻¹	Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)		Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)				
		Concentração mg L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹	Concentração mg L ⁻¹	^{137}Cs mBq L ⁻¹	^{90}Sr mBq L ⁻¹	Alfa Total mBq L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹
Fevereiro	11,6±1,0	0,7±0,3	<6,2 (a)	377,4±0,3	<2,7 (b)	0,67±0,21	67±34	176±23
Mai	7,87±0,76	2,4±0,3	14,4±6,4	268,8±0,3	<2,9 (b)	1,82±0,51	<48 (c)	139±17
Agosto	7,24±0,71	2,3±0,3	12,9±6,1	319,3±0,3	<2,7 (b)	0,88±0,28	<38 (c)	143±20
Novembro	6,51±0,65	1,6±0,3	<12 (a)	412,8±0,3	<2,6 (b)	0,63±0,28	46±19	171±18

Atividade mínima detetável em beta total (a), ^{137}Cs (b) e alfa total (c).

Tabela I.10 - Valores da concentração de atividade ($A \pm U$, $k=2$) em ^3H , beta total (fase particulada) e em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total e beta total na fase solúvel, em água de superfície colhida no rio Tejo (Barragem de Belder).

Data de colheita	^3H Bq L ⁻¹	Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)		Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)				
		Concentração mg L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹	Concentração mg L ⁻¹	^{137}Cs mBq L ⁻¹	^{90}Sr mBq L ⁻¹	Alfa Total mBq L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹
Fevereiro	5,74±0,59	0,9±0,3	<6,2 (a)	345,3±0,3	<2,8 (b)	1,29±0,33	55±30	167±21
Mai	8,22±0,79	3,0±0,3	<10 (a)	308,6±0,3	<2,6 (b)	1,09±0,38	<57 (c)	153±20
Agosto	8,28±0,80	1,0±0,3	9,8±6,0	331,8±0,3	<2,8 (b)	1,40±0,41	<39 (c)	147±20
Novembro	5,13±0,54	1,7±0,3	<12 (a)	313,1±0,3	<2,6 (b)	0,66±0,27	<17 (c)	121±13

Atividade mínima detetável em beta total (a), ^{137}Cs (b) e alfa total (c).

Tabela I.11 - Valores da concentração de atividade ($A \pm U$, $k=2$) em ^3H , beta total (fase particulada) e em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total e beta total na fase solúvel, em água de superfície colhida no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode).

Data de colheita	^3H Bq L^{-1}	Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)		Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)				
		Concentração mg L^{-1}	Beta Total mBq L^{-1}	Concentração mg L^{-1}	^{137}Cs mBq L^{-1}	^{90}Sr mBq L^{-1}	Alfa Total mBq L^{-1}	Beta Total mBq L^{-1}
Janeiro	<0,31 (a)	1,8±0,3	<8,2 (c)	49,8±0,3	<2,9 (d)	1,14±0,31	117±50	<1,2 (f)
Fevereiro	<0,38 (a)	1,2±0,3	<6,2 (c)	52,3±0,3	<3,1 (d)	2,21±0,61	145±16	87,7±6,2
Março	<0,35 (a)	3,9±0,3	<12 (c)	56,7±0,3	<2,6 (d)	1,54±0,48	<7,0 (e)	39,5±4,1
Abril	<0,37 (a)	1,1±0,3	<9,9 (c)	54,0±0,3	<2,8 (d)	1,55±0,43	17,1±5,6	65,4±5,4
Maiο	<0,38 (a)	1,4±0,3	<9,2 (c)	62,4±0,3	<2,4 (d)	2,9±1,2	<11 (e)	40,6±4,4
Junho	<0,31 (a)	1,5±0,3	13,4±5,3	51,7±0,3	<2,9 (d)	1,95±0,61	<4,7 (e)	37,5±4,4
Julho	<0,40 (a)	8,3±0,3	<11 (c)	51,9±0,3	<2,8 (d)	2,66±0,83	15,4±6,2	42,5±4,4
Agosto	<0,42 (a)	1,0±0,3	9,4±5,0	63,9±0,3	<2,9 (d)	2,86±0,89	10,5±4,9	45,4±4,6
Setembro	<0,43 (a)	1,6±0,3	8,3±5,0	63,4±0,3	<3,0 (d)	1,22±0,37	11,2±4,8	45,6±4,5
Outubro	<0,38 (a)	1,5±0,3	15,5±4,8	56,2±0,3	<2,9 (d)	1,75±0,53	<5,8 (e)	46,2±4,3
Novembro	<0,31 (a)	1,9±0,3	<12 (c)	49,6±0,3	<3,2 (d)	1,58±0,43	<3,2 (e)	31,2±2,9
Dezembro	<0,43 (a)	(b)	<10 (c)	38,7±0,3	<2,6 (d)	2,11±0,55	6,0±3,4	30,8±3,8
Média ± σ	<0,37 (n=12)	2,3±2,1 (n=11)	<10 (n=12)	54,2±7,1 (n=12)	<2,8 (n=12)	1,95±0,60 (n=12)	<29 (n=12)	<43 (n=12)

Atividade mínima detetável em ^3H (a), beta total (c), ^{137}Cs (d), alfa total (e) e beta total na fase solúvel (f). Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (b).

Tabela I.12 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), em ^3H e beta total (fase particulada) e em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total e beta total na fase solúvel, em água de superfície colhidas no rio Guadiana (Barragem de Alqueva), no rio Mondego (Barragem da Aguieira) e no rio Douro (Barragem do Pocinho).

Local de colheita	^3H Bq L ⁻¹	Fase particulada ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$)		Fase solúvel ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$)				
		Concentração mg L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹	Concentração mg L ⁻¹	^{137}Cs mBq L ⁻¹	^{90}Sr mBq L ⁻¹	Alfa Total mBq L ⁻¹	Beta Total mBq L ⁻¹
Rio Guadiana (Barragem de Alqueva)	<0,35 (a)	0,4±0,3	<9,9 (c)	350,4±0,3	<3,3 (d)	2,93±0,74	40±24	226±25
Rio Mondego (Barragem da Aguieira)	<0,32 (a)	1,4±0,3	11,5±6,3	49,0±0,3	<2,7 (d)	2,30±0,69	<9,4 (e)	54,4±8,7
Rio Douro (Barragem do Pocinho)	<0,30 (a)	(b)	13,6±6,3	245,2±0,3	<2,9 (d)	0,75±0,27	64±22	94±13

Atividade mínima detetável em ^3H (a); Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (b); Atividade mínima detetável em beta total na fase particulada (c), ^{137}Cs (d) e alfa total (e).

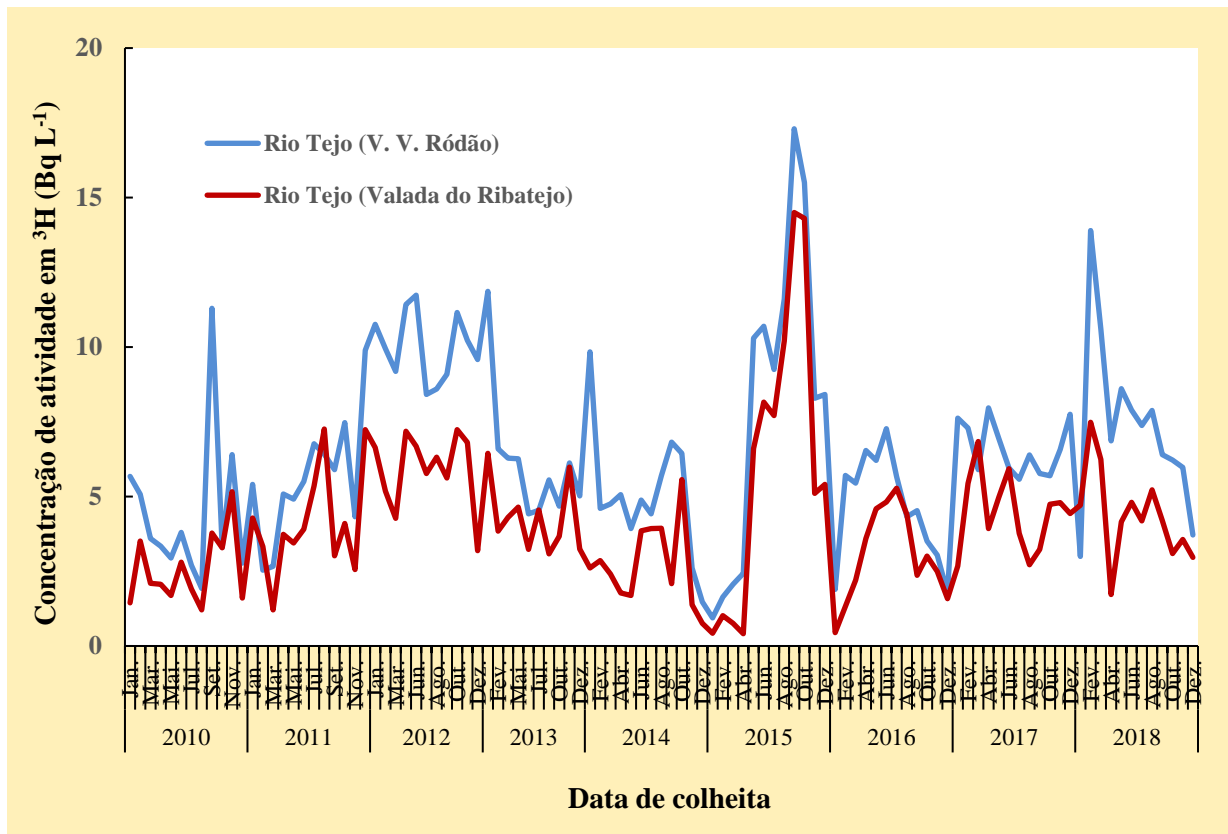


Figura I.10 - Evolução da concentração de atividade em ^3H (Bq L^{-1}) no Rio Tejo (Vila Velha de Ródão e Valada do Ribatejo), durante os anos 2010 a 2018.

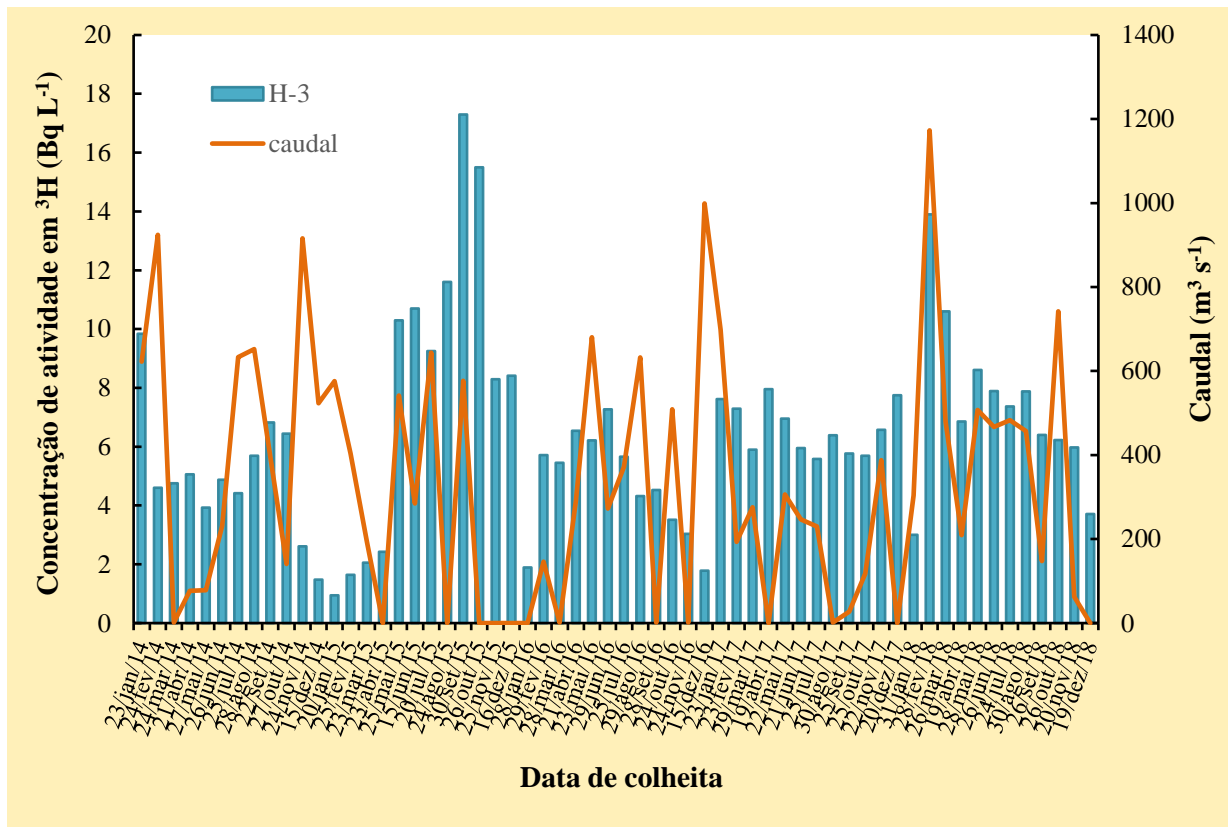


Figura I.11 - Evolução da concentração de atividade em ^3H (Bq L^{-1}) em função do valor do caudal em Vila Velha de Ródão (Rio Tejo) durante os anos 2014 a 2018.

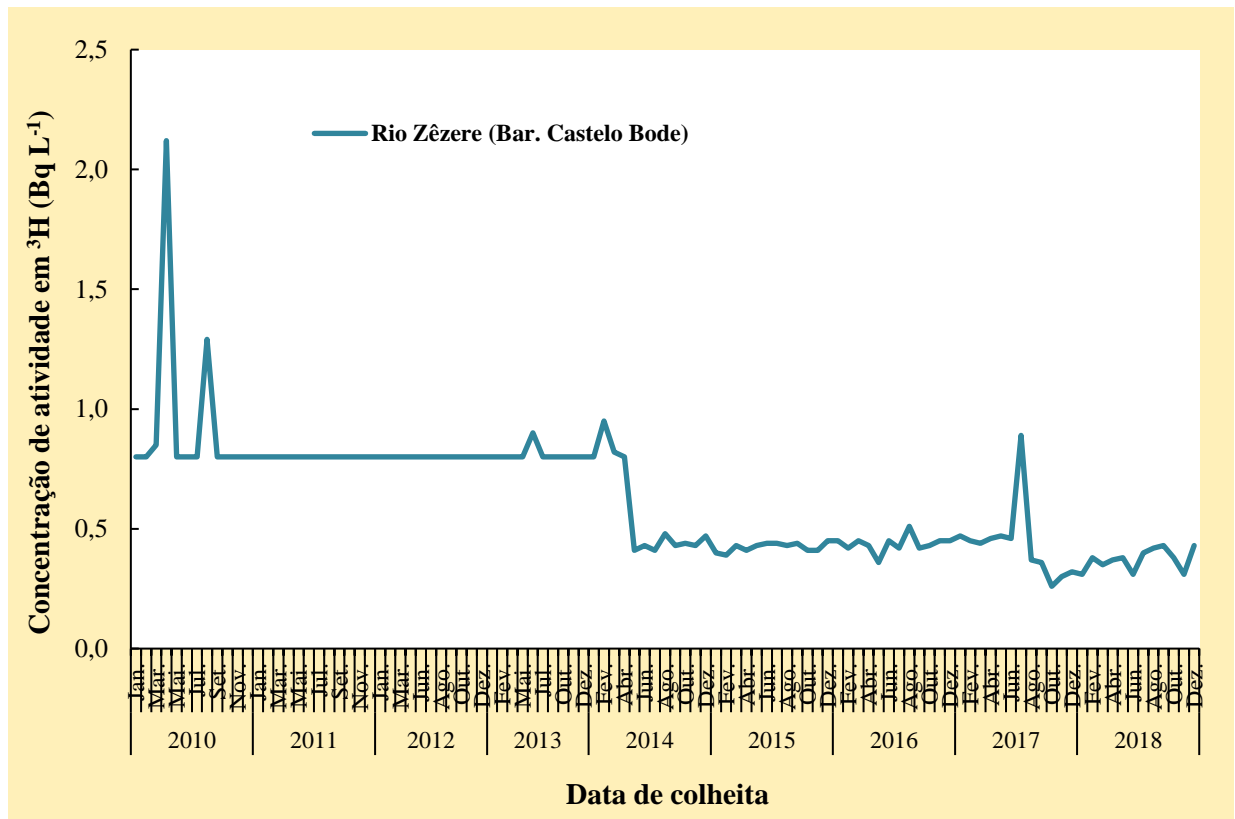


Figura I.12 - Evolução da concentração de atividade em ^3H (Bq L $^{-1}$) no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode) durante os anos 2010 a 2018.

Sedimentos

Nas Tabelas I.13 a I.15 estão expressos os valores da concentração de atividade, A , (Bq kg^{-1}), dos radionuclídeos detetados em sedimentos colhidos no rio Tejo, em V. Velha de Ródão, Valada do Ribatejo e na barragem de Belver.

Em V. Velha de Ródão, os valores da concentração de atividade para os radionuclídeos ^{228}Ra e ^{226}Ra na fração silte/argila variam entre $143\pm 15 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $461\pm 38 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $114\pm 12 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $298\pm 23 \text{ Bq kg}^{-1}$, respetivamente. A concentração de atividade em ^{40}K varia entre $544\pm 59 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $759\pm 73 \text{ Bq kg}^{-1}$. O valor médio da concentração de atividade em ^{137}Cs é inferior a $3,8 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Os valores das concentrações de atividade em ^{235}U , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{137}Cs e ^{40}K medidos, na mesma fração granulométrica (diâmetro da partícula $<63 \mu\text{m}$), em sedimentos colhidos em Valada do Ribatejo (Tabela I.14) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em V. Velha de Ródão. Valores inferiores (cerca de 5 vezes) foram obtidos para os radionuclídeos ^{235}U , ^{228}Ra e ^{226}Ra em sedimentos mais grosseiros (diâmetro da partícula $<250 \mu\text{m}$) colhidos na Barragem de Belver (Tabela I.15).

Constata-se que, em termos de valores médios, a razão entre as concentrações de atividade $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ é superior à unidade para todos os sedimentos do rio Tejo. Sendo o ^{228}Ra e o ^{226}Ra descendentes das séries radioativas do ^{232}Th e ^{238}U respetivamente, os valores mais elevados obtidos para o ^{228}Ra , podem estar relacionados com o menor grau de solubilidade e consequentemente menor mobilidade geoquímica do ^{232}Th relativamente ao ^{238}U .

Os valores da concentração de atividade dos radionuclídeos (naturais e artificiais) detetados em sedimentos colhidos nos rios Guadiana e Mondego (Tabela I.16) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos para o rio Tejo para as mesmas granulometrias. No rio Douro, não foi possível recolher amostra de sedimentos porque o leito do rio no local de colheita e nas suas imediações era constituído principalmente por pedras e calhaus.

Em geral, os valores obtidos para os radionuclídeos analisados em sedimentos dos rios Tejo, Guadiana e Mondego são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009a, 2009d, 2010 a 2018b).

Tabela I.13 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama medidos na fração silte/argila (dimensão da partícula $<63\ \mu m$) de sedimentos colhidos no rio Tejo, em Vila Velha de Ródão.

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Janeiro	(a)	(a)	(a)	(a)	(a)
Fevereiro	(a)	(a)	(a)	(a)	(a)
Março	<14 (b)	186±18	132±12	3,8±1,2	759±73
Abril	<24 (b)	274±25	176±16	<2,9 (b)	551±66
Maió	<23 (b)	143±15	114±12	4,2±2,1	589±66
Junho	<16 (b)	311±27	224±18	3,7±1,3	544±59
Julho	(a)	(a)	(a)	(a)	(a)
Agosto	<25 (b)	461±38	298±23	4,8±1,5	561±64
Setembro	<16 (b)	185±17	169±14	3,7±1,8	701±66
Outubro	<22 (b)	290±26	215±17	3,5±1,8	553±60
Novembro	15,8±8,9	189±17	153±13	4,0±1,9	589±58
Dezembro	17,8±9,6	203±20	147±14	3,3±1,3	581±66
Média $\pm \sigma$ (n=9)	<19	249±98	181±57	<3,8	603±75

Não foi possível proceder à amostragem de sedimentos devido ao elevado nível das águas do rio (a); Atividade mínima detetável (b).

Tabela I.14. - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama medidos na fração silte/argila (dimensão da partícula $<63\ \mu m$) de sedimentos colhidos no rio Tejo em Valada do Ribatejo.

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Janeiro	<24 (b)	292±26	197±16	<4,0 (b)	836±79
Fevereiro	<21 (b)	210±20	140±13	<3,5 (b)	801±79
Março	<20 (b)	206±19	174±15	6,0±1,4	676±68
Abril	<19 (b)	173±16	129±11	<2,9 (b)	775±68
Maió	<18 (b)	103±11	88,2±9,7	<4,3 (b)	631±67
Junho	<15 (b)	216±19	150±13	<2,7 (b)	799±68
Julho	<13 (b)	243±20	162±12	1,8±1,0	681±56
Agosto	<16 (b)	270±24	181±15	3,1±1,1	705±66
Setembro	<20 (b)	301±26	200±16	<3,1 (b)	739±69
Outubro	<21 (b)	238±21	167±14	<2,5 (b)	742±68
Novembro	<16 (b)	319±27	219±17	<2,4 (b)	702±65
Dezembro	<16 (b)	242±22	157±13	<3,7 (b)	701±66
Média $\pm \sigma$ (n=12)	<18	234±60	164±35	<3,3	732±61

Atividade mínima detetável (b).

Tabela I.15 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama medidos na fração areia (dimensão da partícula $<250\ \mu m$) de sedimentos colhidos no rio Tejo, na barragem de Belver.

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Fevereiro*	$<3,7$ (a)	$70,8 \pm 5,9$	$49,7 \pm 3,8$	$2,62 \pm 0,33$	837 ± 56
Mai*	$<4,1$ (a)	$58,5 \pm 5,2$	$45,6 \pm 3,7$	$3,41 \pm 0,44$	851 ± 58
Agosto*	$<4,1$ (a)	$72,0 \pm 6,2$	$53,3 \pm 4,2$	$2,82 \pm 0,41$	913 ± 63
Novembro*	$<3,2$ (a)	$47,4 \pm 6,4$	$40,9 \pm 5,3$	$2,85 \pm 0,46$	830 ± 101

Atividade mínima detetável (a); *Considerou-se a fração $<250\ \mu m$ porque, após peneiração, não foi possível obter quantidade suficiente da fração $<63\ \mu m$ para análise.

Tabela I.16 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama medidos nas frações areia (dimensão da partícula $<250\ \mu m$) e silte/argila (dimensão da partícula $<63\ \mu m$) de sedimentos colhidos nos rios Guadiana e Mondego respetivamente.

Data de colheita	Local de amostragem	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Abril*	Rio Guadiana (Barragem Alqueva)	$<3,9$ (a)	$20,6 \pm 2,4$	$9,6 \pm 1,5$	$<0,77$ (a)	486 ± 35
Junho	Rio Mondego (Barragem Aguieira)	<16 (a)	311 ± 27	224 ± 18	$3,7 \pm 1,3$	544 ± 59

Atividade mínima detetável (a); *Considerou-se a fração $<250\ \mu m$ porque, após peneiração, não foi possível obter quantidade suficiente da fração $<63\ \mu m$ para análise.

Plantas aquáticas

Na Tabela I.17 estão expressos os valores da concentração de atividade, A (Bq kg⁻¹, peso seco), de radionuclidos naturais e artificiais determinados na planta aquática (rizoma e partes aéreas) emergente *Cyperus eragrostis* colhida no rio Tejo, em V. Velha de Ródão. Como já referido anteriormente (I.3.1.1 Materiais e Métodos), só foi possível realizar a amostragem durante três meses (março, abril e maio) devido à escassez da planta durante os outros meses do ano. Foram detetados radionuclidos naturais das series radioativas do Urânio (²²⁶Ra) e Tório (²²⁸Ra), o ⁴⁰K e o radionuclido de origem artificial, ¹³⁷Cs. Destaca-se o decréscimo da concentração de atividade do rizoma para as partes aéreas para todos os radionuclidos, exceto para o ⁴⁰K. Por exemplo, no caso do ²²⁸Ra os valores variaram entre <17,6 Bq kg⁻¹ e 24,0±7,3 Bq kg⁻¹ para o rizoma e entre valores inferiores a 6,9 Bq kg⁻¹ e 9,6±5,5 Bq kg⁻¹ para as partes aéreas. A concentração mais elevada de ⁴⁰K nas partes aéreas de *C. eragrostis* (Tabela I.17) é consistente com a translocação do potássio para as partes verdes das plantas onde pode atingir concentrações citoplasmáticas de 50 a 250 mM (Rodriguez-Navarro, 2000). Este elemento desempenha funções fisiologicamente relevantes (Marschner, 1995; Taiz e Zeiger, 1998), sendo o principal soluto inorgânico osmorregulador controlando a turgência e volume celulares e com isso a proliferação celular e o crescimento da planta. Os resultados em ¹³⁷Cs são todos inferiores à atividade mínima detetável. Em geral, os valores obtidos para os radionuclidos analisados para a *C. eragrostis* são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2016 a 2018b).

Tabela I.17 - Valores da concentração de atividade, A±U (k=2) (Bq kg⁻¹, peso seco), de radionuclidos emissores gama na planta emergente *Cyperus eragrostis* presente em Vila Velha de Ródão, no rio Tejo.

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
Rizomas					
Março	13.7±8.0	24.0±7.3	29.1±4.8	<1.5	432±42
Abril	<4	10.7±2.8	13.9±1.7	<0.6	244±21
Maió	<28	<17.6	24.8±8.9	<3.5	371±62
Partes Aéreas					
Março	<11	9.6±5.5	9.8±3.2	<1.2	1042±78
Abril	<8.1	<8.7	10.6±4.1	<1.7	880±111
Maió	<10	<6.9	<4.3	<1.5	578±46

Atividade mínima detetável (a).

I.3.2 Mar

I.3.2.1 Material e Métodos

Procedeu-se a uma colheita anual de amostras de mexilhões em diferentes locais na Costa Atlântica e no Estuário do Sado (Figura I.2).

As amostras foram secas em estufa a 80 °C e liofilizadas (tecidos moles de mexilhão), sendo posteriormente incineradas em mufla a 450 °C. A totalidade ou uma alíquota da amostra incinerada foi colocada em porta-amostras adequado e determinou-se a atividade em emissores gama, usando os sistemas de análise e calibrações, já referidos em I.2.2.1.

Para a determinação dos radionuclídeos emissores alfa, usou-se na análise uma amostra de cinzas com aproximadamente 10 g. Os radionuclídeos foram extraídos por lixiviação ácida ($\text{HNO}_3 + \text{HCl}$) das cinzas e posteriormente separados e purificados por cromatografia com o auxílio de resinas de troca iónica (BIO-RAD). Os radionuclídeos foram eletrodepositados em discos de aço inox e posteriormente medidos por espectrometria α em sistema de medição OCTETE PLUS ORTEC, previamente calibrados, com fontes certificadas.

I.3.2.2 Resultados e Discussão

As concentrações de atividade, A , (Bq kg^{-1} , peso fresco) dos radionuclídeos naturais e artificiais medidos em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e no Estuário do Sado estão expressos na Tabela I.18. Verifica-se que as concentrações de atividade para os isótopos do Urânio (^{238}U , ^{235}U e ^{234}U) são, em geral, relativamente constantes, à exceção das amostras colhidas em Cascais que apresentam valores relativamente mais baixos. A razão entre as concentrações de atividade dos isótopos ^{234}U e ^{238}U é aproximadamente 1, o que indica a existência de equilíbrio radioativo secular, contrariamente ao que se verifica para os radionuclídeos ^{210}Pb e ^{226}Ra , descendentes do ^{238}U . A razão $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ varia entre 0,75 (Cascais) e 12 (Matosinhos). Os valores mais elevados (2 a 3 ordens de grandeza) obtidos para as concentrações de atividade em ^{210}Po (variando entre $64 \pm 8 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $130 \pm 17 \text{ Bq kg}^{-1}$) quando comparados com os outros radionuclídeos indicam que os mexilhões acumulam o ^{210}Po em quantidades mais elevadas sendo, portanto, bons indicadores biológicos. Os valores em ^{40}K são relativamente constantes para os mexilhões recolhidos nos diferentes locais de amostragem. O radionuclídeo artificial, ^{137}Cs , apresenta em todos os casos valores de concentração de atividade inferiores ao limite de deteção, $0,2 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Os resultados obtidos são, em geral, comparáveis aos resultados de anos anteriores (Oliveira *et al.*, 2005, Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2017) e francamente mais baixos que as concentrações determinadas em espécies marinhas de outras regiões costeiras da Europa (Carvalho *et al.*, 2004).

Tabela I.18 - Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), de radionuclídeos de origem natural e artificial (^{137}Cs) em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e no Estuário do Sado

Local de amostragem	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
Matosinhos	0,28±0,02	0,015±0,004	0,33±0,02	0,08±0,01	1,0±0,1	12±10	86±12	0,09±0,02	34±6	<0,2 (a)
Figueira da Foz	0,25±0,02	0,013±0,002	0,29±0,02	0,07±0,04	0,9±0,1	3±2	130±17	0,02±0,01	41±6	<0,2 (a)
Cascais	0,061±0,004	0,004±0,002	0,069±0,004	0,10±0,02	4,0±0,4	3±2	101±18	0,016±0,008	28±7	<0,2 (a)
Sines	0,22±0,02	0,013±0,004	0,26±0,02	<0,05 (a)	0,6±0,1	3±2	102±14	<0,04 (a)	37±9	<0,2 (a)
Cabo de S. Vicente	0,115±0,008	0,006±0,002	0,135±0,008	0,02±0,02	1,6±0,2	10±8	117±16	0,04±0,02	33±6	<0,2 (a)
Quarteira	0,18±0,01	0,009±0,002	0,19±0,01	0,09±0,06	1,1±0,1	3±2	91±12	0,06±0,04	44±8	<0,2 (a)
Estuário do Sado	0,20±0,02	0,014±0,004	0,23±0,02	<0,7 (a)	1,0±0,1	5±4	64±8	<0,4 (a)	36±7	<0,2 (a)

Atividade mínima detetável (a);

I. 4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO

Os radionuclídeos de origem natural estão presentes na crosta terrestre e conseqüentemente nas águas naturais, entrando facilmente no ciclo da água para consumo humano. A contribuição da água para consumo humano, quer seja de origem superficial ou de profundidade, para a exposição total à radioatividade é diminuta e devida maioritariamente aos radionuclídeos naturais das séries radioativas do Urânio (^{226}Ra , ^{222}Rn e descendentes) e do Tório (^{228}Ra). Além destes radionuclídeos poderão ser detetados o ^{40}K , radionuclídeo de origem natural, e outros radionuclídeos (^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^{226}Ra) que podem surgir no ambiente devido à atividade humana (centrais nucleares, atividade mineira, etc.). A determinação da radioatividade em água para consumo humano pode ser efetuada através das medições de atividades alfa total e beta total, as quais dão uma indicação dos níveis globais de concentração de atividade devida aos radionuclídeos naturais e artificiais emissores alfa e beta e/ou através da análise de radionuclídeos específicos.

I.4.1 Materiais e Métodos

Com o objetivo de dar cumprimento à legislação nacional e europeia (Decreto-Lei 152/2017 de 7 de dezembro; Diretiva Europeia 2013/51 EURATOM) relativa ao controlo de substâncias radioativas na água destinada ao consumo humano, procedeu-se à pesquisa das atividades alfa total e beta total e dos radionuclídeos ^3H , radão (^{222}Rn), ^{137}Cs e ^{90}Sr dissolvidos em águas para consumo humano.

Recolheram-se amostras de água para consumo humano em Lisboa (Figura I.1) com uma periodicidade mensal. Recolheram-se ainda amostras de água em localidades selecionadas aleatoriamente ao longo do país (Figura I.2). As amostras de água foram recolhidas em torneiras de distribuição ao público.

Para a determinação das atividades alfa total e beta total utilizou-se o método por cintilação em meio líquido (NRA_PT_02) baseado na norma ISO 11704 (2018). Nesta técnica, após a determinação prévia do teor em sais, a amostra é concentrada por evaporação lenta, procedendo-se ao ajuste do pH (aproximadamente $1,5 \pm 0,5$) com ácido nítrico antes da sua concentração, dependendo o fator de concentração a aplicar do teor em sais da amostra. Este valor pode variar entre 1 (medida direta para amostras com teor em sais $> 0,5 \text{ g L}^{-1}$) a 10, que é o valor normalmente utilizado em águas pouco salinas. Após concentração, uma alíquota de amostra (8 mL) é transferida para um frasco de cintilação em meio líquido, à qual se adiciona um cocktail de cintilação apropriado. A amostra é medida num espectrómetro de cintilação em meio líquido (Packard Tri-Carb 3170 TR/SL) previamente calibrado e otimizado para a discriminação alfa/beta. A eficiência de contagem é determinada por medição

de fontes de calibração alfa (^{241}Am) e beta (^{90}Sr) puras, preparadas nas mesmas condições das amostras (Figura I.13).

A metodologia utilizada para a determinação da concentração de atividade em ^3H está expressa em I.2.2.1.

Para a determinação da concentração de atividade em ^{222}Rn utilizou-se o método por cintilação em meio líquido (NRA_PT_09) baseado na norma ISO 13164-4 (2015). A metodologia consiste na extração de um volume de 10 mL de água, com o auxílio de uma seringa, do vasilhame contendo a amostra, e na sua injeção lenta no fundo do frasco de cintilação, o qual já deve conter 10 mL de um cocktail de cintilação específico (imiscível com água), sem causar turbulência, de modo a minimizar as perdas de radão. A medição deverá ser iniciada, pelo menos, 3 h após a sua preparação, garantindo desta forma o equilíbrio secular entre o ^{222}Rn e os seus descendentes. A atividade alfa da amostra é medida num espectrómetro de cintilação em meio líquido (Packard Tri-Carb 3170 TR/SL) previamente calibrado com soluções padrão de ^{226}Ra . Os padrões de calibração, após a preparação, são acondicionados no laboratório durante um mês, de forma a garantir o equilíbrio secular entre o ^{226}Ra e o seu descendente ^{222}Rn , após o qual se procede à sua medição.

Nas amostras de água colhidas em Lisboa procedeu-se ainda à determinação das concentrações em atividade em ^{137}Cs , por espectrometria gama, e em ^{90}Sr , por medição beta de acordo com o procedimento descrito em I.2.2.1.



Figura I.13- Preparação e medição de amostras de água para consumo humano para a determinação da concentração de atividade alfa/beta e dos radionuclídeos ^3H , ^{90}Sr e ^{222}Rn .

I.4.2 Resultados e Discussão

Nas Tabelas I.19 e I.20 estão expressos os valores da concentração de atividade, A (Bq L^{-1}), em ^3H , ^{222}Rn e da atividade alfa total e atividade beta total, em amostras de água para consumo humano recolhidas mensalmente em Lisboa e aleatoriamente em vários locais do país, respetivamente.

Na Tabela I.19 apresentam-se ainda os valores da concentração de atividade em ^{137}Cs e ^{90}Sr . Como se pode observar, os valores da concentração de atividade em ^{137}Cs , situam-se abaixo do valor de atividade mínima detetável, sendo o valor médio anual inferior a $2,72 \text{ mBq L}^{-1}$. Os valores em ^{90}Sr são todos mensuráveis, variando entre $1,15 \pm 0,27 \text{ mBq L}^{-1}$ (maio) e $2,99 \pm 0,74 \text{ mBq L}^{-1}$ (setembro) e da mesma ordem de grandeza dos obtidos para o ^{137}Cs . Estes valores são semelhantes aos reportados nos relatórios da Comissão Europeia (EUR 23950 EN, 2009; De Cort, 2018).

Relativamente ao ^3H os valores da concentração de atividade nas amostras de água recolhidas em Lisboa (Tabela I.19) situam-se em geral, acima do valor da atividade mínima detetável, variando entre $0,41 \pm 0,23 \text{ Bq L}^{-1}$ e $1,15 \pm 0,31 \text{ Bq L}^{-1}$. Das águas amostradas ao longo do país (Tabela I.20) só a água recolhida em Nelas apresenta um valor mensurável ($0,65 \pm 0,27 \text{ Bq L}^{-1}$) e da mesma ordem de grandeza dos valores obtidos em Lisboa. Em geral, os valores observados são da ordem de grandeza dos reportados em anos anteriores (Madruga *et al*, 2008, 2009b, 2009d, 2010 a 2018b) e muito inferiores a 100 Bq L^{-1} , valor paramétrico recomendado na Diretiva Europeia 2013/51 EURATOM e no Decreto-Lei 152/2017 de 7 de dezembro.

Relativamente ao radão a maioria dos valores situam-se abaixo da atividade mínima detetável ($0,50 \text{ Bq L}^{-1}$) com exceção de duas amostras uma proveniente de Nelas e outra de Barca D'Alva cujos valores de concentração de atividade são $5,61 \pm 0,69 \text{ Bq L}^{-1}$ e $15,8 \pm 1,1 \text{ Bq L}^{-1}$ respetivamente (Tabela I.20). Em qualquer dos casos, os valores mensuráveis são cerca de 2 ordens de grandeza inferiores ao valor paramétrico (500 Bq L^{-1}) definido no Decreto-Lei 152/2017 de 7 de dezembro. O baixo teor de radão observado nestas águas indica tratar-se de águas de origem superficial (rios, albufeiras, etc.). Foram reportados valores para a concentração de atividade em radão variando entre $<0,3 \text{ Bq L}^{-1}$ e $77 \pm 9 \text{ Bq L}^{-1}$ em águas recolhidas em várias localidades na Finlândia durante os anos 2014 a 2017 (STUK-B 226, 2018).

Os valores de atividade alfa total das amostras de água recolhidas em Lisboa (Tabela I.19) variam entre valores inferiores a $0,031 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,083 \pm 0,023 \text{ Bq L}^{-1}$. Para a atividade beta total os resultados situam-se entre valores inferiores a $0,077 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,218 \pm 0,079 \text{ Bq L}^{-1}$. Os valores das atividades alfa total e beta total determinados nas amostras de água recolhidas em vários locais do país (Tabela I.20) são, em geral, da mesma ordem de grandeza dos medidos

em Lisboa. Estes valores são muito inferiores aos valores paramétricos recomendados (alfa total: $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$; beta total: 1 Bq L^{-1}) na Diretiva Europeia 2013/51 EURATOM e no Decreto-Lei 152/2017 de 7 de dezembro.

Numa perspetiva conservativa, considerou-se para o cálculo da dose efetiva por ingestão os valores máximos das atividades em ^{90}Sr , ^{137}Cs e ^3H determinadas na água de consumo colhida em Lisboa (Tabela I.19), considerando os respetivos coeficientes de dose, $2,8 \times 10^{-8} \text{ Sv Bq}^{-1}$ (^{90}Sr), $1,3 \times 10^{-8} \text{ Sv Bq}^{-1}$ (^{137}Cs) e $1,8 \times 10^{-11} \text{ Sv Bq}^{-1}$ (^3H) (ICRP 119, 2012) e um consumo anual *per capita* de 730 litros (WHO, 2011). A dose efetiva devida à ingestão dessa água foi de $0,11 \mu\text{Sv a}^{-1}$. A contribuição para a dose variou entre os três radionuclidos, sendo mais elevada para o ^{90}Sr (58%) seguindo-se o ^{137}Cs (28%) e o ^3H (14%). Os valores de dose efetiva são comparáveis aos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2018b). Na Finlândia, a dose de radiação devida à ingestão dos radionuclidos, ^3H , ^{90}Sr e ^{137}Cs através da água para consumo humano variou entre $0,02 \mu\text{Sv a}^{-1}$ e $0,3 \mu\text{Sv a}^{-1}$ de 2014 a 2018 (STUK-B 190, 2015; STUK-B 204, 2016; STUK-B 215, 2017; STUK-B 226, 2018; STUK-B 236, 2019). No Reino Unido a dose efetiva de radiação (radionuclidos artificiais) devida à ingestão de água foi inferior a $1 \mu\text{Sv a}^{-1}$ durante os anos de 2014 a 2018 (RIFE-20, 2015; RIFE-21, 2016; RIFE-22, 2017; RIFE-23, 2018; RIFE-24, 2019).

Tabela I.19 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , 3H , ^{222}Rn , atividade alfa total e atividade beta total em água para consumo humano colhida em Lisboa.

Data de colheita	^{137}Cs	^{90}Sr	3H	^{222}Rn	Alfa total	Beta total
Janeiro	$<3,10 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,80 \pm 0,59) \times 10^{-3}$	$1,14 \pm 0,24$	$<0,41$ (c)	$<0,032$ (d)	$0,150 \pm 0,050$
Fevereiro	$<2,90 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,82 \pm 0,45) \times 10^{-3}$	$1,11 \pm 0,30$	$<0,49$ (c)	$<0,031$ (d)	$<0,077$ (e)
Março	$<2,70 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,45 \pm 0,44) \times 10^{-3}$	$0,79 \pm 0,21$	$<0,42$ (c)	$<0,032$ (d)	$<0,078$ (e)
Abril	$<2,80 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,80 \pm 0,49) \times 10^{-3}$	$<0,36$ (b)	$<0,47$ (c)	$<0,032$ (d)	$0,153 \pm 0,051$
Maió	$<2,50 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,15 \pm 0,27) \times 10^{-3}$	$0,97 \pm 0,26$	$<0,43$ (c)	$<0,034$ (d)	$<0,083$ (e)
Junho	$<2,80 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,90 \pm 0,58) \times 10^{-3}$	$0,50 \pm 0,25$	$<0,50$ (c)	$0,036 \pm 0,020$	$0,140 \pm 0,049$
Julho	$<2,70 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,99 \pm 0,58) \times 10^{-3}$	$0,68 \pm 0,28$	$<0,41$ (c)	$0,032 \pm 0,020$	$0,119 \pm 0,048$
Agosto	$<2,90 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,93 \pm 0,49) \times 10^{-3}$	$1,15 \pm 0,30$	$<0,48$ (c)	$0,057 \pm 0,019$	$0,113 \pm 0,052$
Setembro	$<2,50 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,99 \pm 0,74) \times 10^{-3}$	$1,15 \pm 0,31$	$<0,48$ (c)	$0,083 \pm 0,023$	$0,218 \pm 0,079$
Outubro	$<2,40 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,58 \pm 0,68) \times 10^{-3}$	$1,12 \pm 0,29$	$<0,41$ (c)	$<0,034$ (d)	$<0,079$ (e)
Novembro	$<2,70 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,57 \pm 0,52) \times 10^{-3}$	$0,41 \pm 0,23$	$<0,48$ (c)	$<0,034$ (d)	$0,102 \pm 0,049$
Dezembro	$<2,60 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,32 \pm 0,56) \times 10^{-3}$	$<0,31$ (b)	$<0,40$ (c)	$<0,034$ (d)	$0,089 \pm 0,049$
Média $\pm \sigma$ (n=12)	$<2,72 \times 10^{-3}$	$(1,94 \pm 0,50) \times 10^{-3}$	$<0,81$	$<0,45$	$<0,039$	$<0,117$

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), 3H (b), ^{222}Rn (c), atividade alfa total (d) e atividade beta total (e).

Tabela I.20 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H , ^{222}Rn , atividade alfa total e atividade beta total em água para consumo humano colhida em vários locais do país.

Data de colheita	Local de Amostragem	3H	^{222}Rn	Alfa total	Beta total
Abril	Évora	<0,36 (a)	<0,49 (b)	<0,033 (c)	0,087±0,049
Abril	Monsaraz	<0,35 (a)	<0,49 (b)	<0,032 (c)	0,102±0,049
Junho	Nelas	0,65±0,27	5,61±0,69	0,088±0,022	0,224±0,054
Junho	Fundão	<0,31 (a)	<0,46 (b)	0,076±0,021	<0,077 (d)
Junho	Barca D'Alva	<0,31 (a)	15,8±1,1	0,137±0,026	0,283±0,054

Atividade mínima detetável em 3H (a), ^{222}Rn (b), atividade alfa total (c) e atividade beta total (d).

I.5 RADIOATIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR

A avaliação do nível de radioatividade na dieta mista dá uma indicação da potencial contaminação radioativa do Homem através da cadeia alimentar. Essa avaliação poderá ser feita através da análise de alimentos individualizados ou da refeição completa sendo a refeição completa mais representativa da dieta mista.

O consumo de leite e derivados constitui uma das vias mais importantes de transferência dos radionuclidos do ambiente para o Homem. O seu controlo radiológico dá uma indicação imediata da contaminação radioativa das pastagens, originada pela deposição atmosférica ou pela utilização na rega de água proveniente de aquíferos contaminados (ex. zonas de exploração de minério radioativo). Em caso de contaminação os radionuclidos artificiais normalmente detetados são o ^{137}Cs , ^{131}I e ^{90}Sr . O ^{40}K , sendo um radionuclido de origem natural, está também presente no leite. O ^{137}Cs , ^{131}I e ^{90}Sr são radionuclidos de origem artificial que poderão ser libertados para o ambiente devido ao mau funcionamento de uma instalação nuclear ou após um acidente nuclear.

I.5.1 Materiais e Métodos

Componentes Individuais e Refeição Completa

O plano de amostragem dos diferentes componentes da cadeia alimentar consistiu na obtenção de: *i*) amostras mensais de carne, fruta, vegetal e tubérculo adquiridas ao produtor, e cuja recolha foi efetuada no Continente pela Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE) através de um protocolo de colaboração entre o IST e a ASAE, e nas Regiões Autónomas pela Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores e pela Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Madeira (Figura I.2); e *ii*) uma amostragem anual (carne, fruta, vegetal, farinha, peixe, marisco) adquirida em supermercados da região de Lisboa (Figura I.2). Com este plano, procurou-se que as amostragens dos diferentes componentes fossem tão representativas quanto possível da situação nacional.

As amostras de refeição completa (correspondendo ao almoço e jantar) foram recolhidas, mensalmente, na cantina da Universidade de Lisboa (Figura I.1). A composição de cada amostra está descrita na Tabela I.22.

As amostras de componentes da cadeia alimentar e de refeições completas foram trituradas, homogeneizadas e colocadas em porta-amostras de 1 litro com a geometria “Marinelli”. A determinação da concentração de atividade nos radionuclidos ^{137}Cs , ^{131}I e ^{40}K foi efetuada por espectrometria gama (Figura I.14) de acordo com o procedimento técnico (NRA_PT_11). Para a determinação do ^{90}Sr , procedeu-se à separação deste radionuclido de outros elementos interferentes fazendo-se passar a amostra, após a incineração e diluição em meio ácido, através de uma resina específica para o estrôncio (Eichrom). A medição beta na

solução foi efetuada por cintilação em meio líquido usando um espectrómetro Packard Tri-Carb 3170 TR/SL. A concentração de atividade em ^{90}Sr foi determinada após o equilíbrio radioativo entre o ^{90}Sr e o seu descendente ^{90}Y (Lopes & Madruga 2009a e 2009b; Lopes *et al.* 2010).

Leite

Foram analisadas amostras de leite em natureza (sem qualquer tratamento) provenientes do produtor, através das cooperativas leiteiras, e recolhidas nos tanques à entrada das fábricas de transformação e distribuição de leite e produtos lácteos. Foram analisadas amostras mensais recolhidas na Lactogal (Vila do Conde) e Serraleite (Portalegre) (Figura I.1) e amostras trimestrais na Lactogal (Tocha-Cantanhede) e Parmalat (Águas de Moura) (Figura I.2). Procedeu-se também à análise de duas amostras anuais de leite adquiridas diretamente ao produtor, provenientes dos Açores e da Madeira respetivamente (Figura I.2). Estas amostras foram recolhidas pelas entidades referidas anteriormente para a colheita de alimentos.

Nestas amostras determinou-se a concentração de atividade para os radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K . Para a determinação da concentração de atividade em ^{137}Cs , ^{131}I e ^{40}K , foi utilizada como metodologia, a análise por espectrometria gama, em geometria “Marinelli”, (NRA_PT_11) efetuada diretamente em uma amostra de 1 litro de leite (Figura I.14). Para a determinação do ^{90}Sr seguiu-se o procedimento descrito anteriormente para os componentes da cadeia alimentar e para a refeição completa.



Figura I.14 - Preparação de amostras de produtos alimentares e medição por espectrometria gama.

I.5.2 Resultados e Discussão

Componentes Individuais e Refeição Completa

Na Tabela I.21 estão expressos os valores das concentrações de atividade, A (Bq kg^{-1}), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K detetados em produtos da cadeia alimentar recolhidos em várias regiões de Portugal Continental, na Madeira e nos Açores. A análise de ^{90}Sr foi efetuada só em alguns dos alimentos, carne e couve, por serem os mais representativos. A possível existência de radionuclídeos artificiais nestes alimentos é devida à deposição atmosférica dos radionuclídeos diretamente em alimentos de folhas (couve) e indiretamente, através das pastagens, que servem de alimento aos animais sendo, conseqüentemente, transferidos à carne.

Da análise dos resultados presentes na Tabela I.21 constata-se que a concentração de atividade em ^{137}Cs se situa em geral, abaixo dos valores da atividade mínima detetável (variando entre $0,06 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,18 \text{ Bq kg}^{-1}$). As amostras provenientes da Ilha do Pico, nos Açores foram as que apresentaram valores quantificáveis em ^{137}Cs mais elevados. As amostras colhidas em novembro apresentaram um valor de $2,74 \pm 0,25 \text{ Bq kg}^{-1}$ para a couve e de $4,48 \pm 0,34 \text{ Bq kg}^{-1}$ para a carne. Um valor de $1,48 \pm 0,15 \text{ Bq kg}^{-1}$ foi obtido para a amostra de carne colhida em maio. Os valores em ^{131}I apresentam-se abaixo da atividade mínima detetável. Relativamente à atividade em ^{90}Sr a maioria dos resultados é inferior à atividade mínima detetável que se situa entre $0,017 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,101 \text{ Bq kg}^{-1}$. Os valores quantificáveis variando entre $0,051 \pm 0,028 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $1,46 \pm 0,17 \text{ Bq kg}^{-1}$ dizem respeito a amostras de couve, correspondendo o valor mais elevado a uma amostra colhida no mês de novembro na Ilha do Pico, nos Açores. É de salientar que devido à localização geográfica acontece com regularidade a deteção dos radionuclídeos ^{137}Cs e ^{90}Sr em amostras (leite e/ou carne) provenientes dos Açores, nomeadamente da Ilha do Pico que poderá ser devido à deposição atmosférica destes radionuclídeos após os testes nucleares dos anos 60 do século passado e do acidente nuclear de Fukushima. A atividade em ^{40}K apresenta valores variando entre $26,0 \pm 2,6 \text{ Bq kg}^{-1}$ (maçã) e $154 \pm 11 \text{ Bq kg}^{-1}$ (batata). É importante salientar que a dispersão dos resultados em ^{40}K é devida principalmente ao tipo de amostra, apresentado valores mais elevados as amostras de carne e batata.

Os resultados obtidos são, em geral, consistentes com as medições efetuadas em anos anteriores em produtos da cadeia alimentar (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2010 a 2018b).

Os valores da concentração de atividade, $A \pm U$ (Bq kg^{-1}) em refeições completas estão expressos na Tabela I.22. Os valores da concentração de atividade do ^{137}Cs são inferiores à atividade mínima detetável, variando entre $0,05 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,07 \text{ Bq kg}^{-1}$. Foram detetados valores vestigiais de ^{90}Sr em amostras recolhidas nos meses de maio, junho, setembro,

novembro e dezembro, correspondendo o valor mais elevado ($0,111 \pm 0,042 \text{ Bq kg}^{-1}$) à amostra recolhida no mês de maio. Os valores da atividade mínima detetável em ^{90}Sr situaram-se entre $0,024 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,089 \text{ Bq kg}^{-1}$. Os valores em ^{40}K variam entre $33, \pm 2,7 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $60,5 \pm 4,4 \text{ Bq kg}^{-1}$. Os valores situam-se, em geral, na gama dos valores obtidos para os componentes da cadeia alimentar individualizados. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2009d, 2010 a 2018b).

No Reino Unido foram reportados para o ano de 2018 (RIFE-24, 2019) valores inferiores a $0,06 \text{ Bq kg}^{-1}$ e a $0,026 \text{ Bq kg}^{-1}$ para o ^{137}Cs e ^{90}Sr respetivamente, em amostras de refeições completas adquiridas em cantinas. Os mesmos autores reportam para o ^{40}K valores que variam entre $84\text{-}130 \text{ Bq kg}^{-1}$. Valores da mesma ordem de grandeza foram reportados em anos anteriores (RIFE-20, 2015; RIFE-21, 2016 RIFE-22, 2017; RIFE-23, 2018).

Partindo do pressuposto que as amostras de refeição completa são representativas da dieta portuguesa pode fazer-se uma estimativa da atividade ingerida por dia por pessoa. Considerando que uma pessoa ingere normalmente duas refeições completas por dia (almoço e jantar) calculou-se, a partir da concentração em atividade medida (Bq kg^{-1}) e da massa (kg) correspondente às duas refeições, a atividade dos radionuclidos ingeridos por dia/*per capita* (Bq d^{-1}). Os resultados obtidos apresentando valores inferiores a $0,06 \text{ Bq d}^{-1}$ para o ^{137}Cs e valores variando entre $<0,029 \text{ Bq d}^{-1}$ e $0,132 \pm 0,055 \text{ Bq d}^{-1}$ para o ^{90}Sr , estão presentes na Tabela I.22 (*em itálico*). Estes valores são semelhantes aos reportados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2010 a 2018b) e inferiores aos publicados para outros países europeus (Alemanha, Espanha, Finlândia, Inglaterra e Suécia). Para os anos 2004-2006 foram reportados para os países da união europeia (EUR 23950 EN, 2009) valores médios trimestrais entre $<0,2 \text{ Bq d}^{-1}$ e 11 Bq d^{-1} para o ^{137}Cs e entre $<0,1 \text{ Bq d}^{-1}$ e $0,45 \text{ Bq d}^{-1}$ para o ^{90}Sr . Para o ano de 2011 (De Cort, 2018) foram reportados por 26 dos países membros da união europeia valores médios trimestrais variando entre $<0,2 \text{ Bq d}^{-1}$ e $0,92 \text{ Bq d}^{-1}$ para o ^{137}Cs e entre $<0,1 \text{ Bq d}^{-1}$ e $1,8 \text{ Bq d}^{-1}$ para o ^{90}Sr . Em Espanha, foram reportados para o ano de 2017 (Vivas *et al.*, 2019) valores máximos de $0,009 \text{ Bq d}^{-1}$ e $0,08 \text{ Bq d}^{-1}$ para o ^{137}Cs e ^{90}Sr respetivamente. Relativamente ao ^{40}K obtiveram-se valores variando entre $41,7 \pm 20,2 \text{ Bq d}^{-1}$ e $75,9 \pm 11,2 \text{ Bq d}^{-1}$. O valor típico reportado para os países europeus é de 100 Bq d^{-1} (De Cort, 2018).

No que se refere à contribuição para a dose de radiação devida à ingestão da dieta mista (refeição completa), tendo em consideração a concentração de atividade máxima referente aos radionuclidos artificiais ^{137}Cs e ^{90}Sr (Tabela I.22), a dose de radiação estimada devida à ingestão destes radionuclidos através da refeição completa (dieta mista) não deverá exceder $2,5 \mu\text{Sv a}^{-1}$, sendo a maior contribuição ($\approx 70\%$) devida ao ^{90}Sr . Inversamente, na Finlândia (STUK-B 190, 2015; STUK-B 204, 2016; STUK-B 215, 2017; STUK-B 226, 2018;

STUK-B 236, 2019) a maior contribuição é atribuída ao ^{137}Cs ($\approx 90\%$) provavelmente devido à influência do acidente nuclear de Chernobyl. O valor da dose de radiação reportado para 2018 foi inferior a $4 \mu\text{Sv a}^{-1}$ (STUK-B 236, 2019).

Tabela I.21 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em produtos da cadeia alimentar.

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
ASAE (Região Centro)	Janeiro	Aveiro	Couve	<0,16 (a)	<0,45 (b)	<0,017 (c)	85,4±6,5
		Coimbra	Batata	<0,13 (a)	<0,65 (b)	-	154±11
		Aveiro	Laranja	0,132±0,079	<0,25 (b)	-	34,7±3,1
		Coimbra	Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,68 (b)	<0,044 (c)	102,5±7,3
ASAE (Região Alentejo)	Janeiro	Beja	Nabiça	<0,18 (a)	<0,66 (b)	-	123,0±9,7
			Batata doce	<0,12 (a)	<0,65 (b)	-	93,3±7,3
			Tangerina	<0,11 (a)	<0,23 (b)	-	36,9±3,6
			Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,86 (b)	<0,036 (c)	95,8±7,2
ASAE (Região Norte)	Fevereiro	Porto	Couve	<0,15 (a)	<0,63 (b)	0,062±0,036	67,1±5,3
			Batata	<0,13 (a)	<0,47 (b)	-	93,0±7,1
		Aveiro	Laranja	<0,06 (a)	<0,32 (b)	-	48,8±4,0
		Porto	Carne (Bovino)	<0,12 (a)	<0,51 (b)	<0,052 (c)	107,5±8,0
Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Março	Funchal	Couve	<0,15(a)	<0,23 (b)	0,055±0,030	76,9±6,4
			Batata	<0,14(a)	<0,18 (b)	-	147±10
			Maçã	<0,09 (a)	<0,14 (b)	-	26,0±2,6
			Carne (Bovino)	<0,10 (a)	<0,17 (b)	<0,052 (c)	91,7±6,7
ASAE (Região Algarve)	Março	Faro	Alface	<0,11 (a)	<0,09 (b)	-	79,9±6,1
			Batata doce	<0,10 (a)	<0,10 (b)	-	51,8±4,2
			Laranja	<0,12 (a)	<0,11 (b)	-	48,2±4,3
			Carne (Bovino)	<0,08 (a)	<0,09 (b)	<0,062 (c)	110,7±7,8
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Abril	Lisboa	Alface	<0,15 (a)	<0,25 (b)	-	87,0±6,5
			Leiria	Cenoura	<0,11 (a)	<0,14 (b)	-
		Lisboa	Pera	<0,11 (a)	<0,17 (b)	-	34,1±3,4
			Carne (Bovino)	<0,10 (a)	<0,12 (b)	<0,052 (c)	112,3±7,9
ASAE (Região Centro)	Maio	Viseu	Couve	<0,10 (a)	<0,20 (b)	<0,035 (c)	70,1±5,5
			Batata	<0,12 (a)	<0,33 (b)	-	103,3±7,8
			Laranja	<0,11 (a)	<0,41 (b)	-	51,2±4,6
		Leiria	Carne (Bovino)	<0,09 (a)	<0,25 (b)	<0,026 (c)	101,2±7,2
Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores	Maio	Pico	Couve	<0,17 (a)	<0,16 (b)	<0,053 (c)	93,7±7,2
			Batata	<0,06 (a)	<0,12 (b)	-	108,6±8,2
			Banana	<0,14 (a)	<0,26 (b)	-	128,8±9,6
			Carne (Bovino)	1,48±0,15	<0,06 (b)	<0,044 (c)	111,9±8,0
ASAE (Região Alentejo)	Junho	Évora	Alface	<0,10 (a)	<0,21 (b)	-	40,1±7,6
			Beja	Batata	<0,12 (a)	<0,31 (b)	-
		Évora	Morangos	<0,13 (a)	<0,15 (b)	-	54,8±4,9
			Carne (Bovino)	<0,06 (a)	<1,0 (b)	<0,037 (c)	107,2±7,6
ASAE (Região Norte)	Junho	Porto	Couve	<0,17 (a)	<0,18 (b)	0,73±0,12	119,9±8,8
			Viseu	Batata	<0,11 (a)	<0,32 (b)	-
		Viseu	Maçã	<0,08 (a)	<0,16 (b)	-	43,5±3,6
			Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,41 (b)	<0,101 (c)	98,8±7,4

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c).

Tabela I.21: continuação

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica	Julho	Supermercado Região de Lisboa	Tomate	<0,09 (a)	<0,08 (b)	-	66,9±5,1
			Melão	<0,12 (a)	<0,20 (b)	-	86,8±6,7
			Farinha	<0,13 (a)	<0,15 (b)	-	39,1±3,8
			Sardinhas	<0,12 (a)	<0,15 (b)	-	80,8±6,5
			Mexilhão	<0,10 (a)	<8,2 (b)	-	42,0±3,7
			Carne (Peru)	<0,12 (a)	<0,18 (b)	<0,065 (c)	135,3±9,5
ASAE (Região Algarve)	Setembro	Faro	Couve	<0,10 (a)	<0,14 (b)	<0,062 (c)	54,6±4,7
			Batata	<0,11 (a)	<0,17 (b)	-	36,6±3,6
			Laranja	<0,12 (a)	<0,16 (b)	-	53,5±4,8
			Carne (Bovino)	<0,10 (a)	<0,22 (b)	<0,024 (c)	131,5±9,4
ASAE (Região Centro)	Outubro	Aveiro	Couve	<0,14 (a)	<0,46 (b)	<0,036 (c)	64,2±5,6
			Batata	<0,12 (a)	<0,32 (b)	-	125,6±9,2
			Maçã	<0,08 (a)	<0,21 (b)	-	26,6±2,7
			Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<1,7 (b)	<0,030 (c)	96,5±7,2
Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Outubro	Funchal	Couve	<0,13 (a)	<0,35 (b)	<0,047 (c)	36,8±4,1
			Batata	<0,15 (a)	<0,21 (b)	-	133,6±9,8
			Maçã	<0,12 (a)	<0,22 (b)	-	29,2±3,2
			Carne (Bovino)	<0,10 (a)	<1,7 (b)	<0,085 (c)	96,6±7,0
Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores	Novembro	Pico	Couve	2,74±0,25	<0,20 (a)	1,46±0,17	56,4±4,8
			Batata	0,87±0,14	<0,30 (b)	-	94,0±7,1
			Mandarina	<0,13 (a)	<0,17 (b)	-	51,1±4,5
			Carne (Bovino)	4,48±0,34	<21 (b)	<0,058 (c)	92,9±7,0
ASAE (Região Norte)	Novembro	Porto	Couve	<0,14 (a)	<0,49 (b)	0,051±0,028	70,0±5,9
			Cebola	<0,12 (a)	<0,22 (b)	-	47,0±4,2
			Maçã	<0,11 (a)	<0,17 (b)	-	43,4±3,9
			Carne (Bovino)	<0,13 (a)	<0,37 (b)	0,070±0,027	37,6±4,2
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Dezembro	Lisboa	Couve	<0,13 (a)	<0,59 (b)	0,154±0,023	75,3±6,0
		Santarém	Batata	<0,11 (a)	<0,75 (b)	-	139,0±9,9
		Lisboa	Laranja	<0,11 (a)	<0,53 (b)	-	34,6±3,3
		Palmela	Carne (Suíno)	<0,12 (a)	<0,90 (b)	<0,055 (c)	110,2±8,3

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c);

Tabela I.22 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) em $Bq\ kg^{-1}$ (peso fresco) e em $Bq\ d^{-1}$ por pessoa (valores em itálico) para os radionuclídeos ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^{40}K em refeições completas adquiridas na cantina da Universidade de Lisboa.

Data de Colheita	Composição das refeições	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K
Janeiro	Creme de cenoura com macedónia, febras fritas com esparguete, bacalhau com natas e salada de alface e tomate, pudim de baunilha.	<0,07 (a) <0,09 (a)	<0,059 (b) <0,077 (b)	52,3±4,0 68,2±11,2
Fevereiro	Creme de cenoura com macedónia, empadão com salada de alface e cenoura ralada, febras fritas com arroz branco, pudim de caramelo.	<0,05 (a) <0,075 (a)	<0,051 (b) <0,051 (b)	42,9±3,2 43,2±9,2
Março	Sopa de espinafres, febras fritas com esparguete, peito de peru assado no forno com arroz de feijão, salada de alface e cenoura ralada, mousse de manga.	<0,06 (a) <0,07 (a)	<0,042 (b) <0,053 (b)	51,6±3,8 64,7±11,0
Abril	Creme de cenoura, costeletas de porco grelhadas com arroz de cenoura, salada russa com atum, salada de frutas.	<0,06 (a) <0,06 (a)	<0,089 (b) <0,095 (b)	54,2±3,9 58,1±11,5
Maió	Creme de cenoura, alheira com ovo estrelado e batata frita, croquetes com arroz branco, pera cozida.	<0,06 (a) <0,067 (a)	0,111±0,042 0,132±0,055	60,5±4,4 71,9±12,9
Junho	Sopa de espinafres, frango frito com arroz de ervilhas, salada de alface e cenoura ralada, esparguete com fiambre, cogumelos e natas, pudim de caramelo.	<0,07 (a) <0,07 (a)	0,031±0,014 0,032±0,016	43,5±3,3 44,4±9,3
Julho	Sopa de lombardo, bacalhau com natas, gelatina de ananas.	<0,06 (a) <0,06 (a)	<0,042 (b) <0,044 (b)	46,3±3,4 48,4±9,9
Setembro	Sopa de alho francês, arroz de pato, carne de vaca estufada com batata frita e macedónia cozida, gelatina de ananas.	<0,06 (a) <0,08 (a)	0,050±0,025 0,073±0,038	52,4±3,8 75,9±11,2
Outubro	Sopa de espinafres, frango frito com arroz de ervilhas, salada de alface e cenoura ralada, esparguete com cogumelos, bacon e natas, pudim de baunilha.	<0,06 (a) <0,07(a)	<0,024 (b) <0,029 (b)	37,2±2,9 44,9±8,0
Novembro	Sopa Juliana, febras fritas com esparguete e macedónia cozida, carne de vaca estufada com chouriço, ovo mexido e batata frita, maçã cozida.	<0,05 (a) <0,07 (a)	0,037±0,016 0,051±0,032	46,9±3,4 65,5±28,3
Dezembro	Sopa Juliana, esparguete à bolonhesa, pastéis de bacalhau com arroz branco e salada de tomate, gelatina de manga.	<0,06 (a) <0,07 (a)	0,029±0,012 0,037±0,023	33,3±2,7 41,7±20,2

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a) e ^{90}Sr (b).

Leite

Nas Tabelas I.23 a I.27 estão presentes os valores da concentração de atividade, A (Bq L^{-1}) em ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente de várias regiões de Portugal Continental e das Regiões Autónomas.

Verifica-se que os valores da concentração de atividade em ^{137}Cs são inferiores ao valor da atividade mínima detetável, variando entre $0,06 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,13 \text{ Bq L}^{-1}$, com exceção do valor obtido ($0,137 \pm 0,071 \text{ Bq L}^{-1}$) numa amostra de leite proveniente dos Açores. Os valores em ^{131}I situam-se abaixo do mínimo detetável e são da ordem de grandeza dos obtidos para o ^{137}Cs . Relativamente ao ^{90}Sr , os valores da atividade mínima detetável, variam entre $0,012 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,038 \text{ Bq L}^{-1}$. Valores mensuráveis, mas da ordem de grandeza da atividade mínima detetável, foram detetados em algumas das amostras. Em Espanha foram reportados, para o ano de 2017 (Vivas *et al.*, 2019), valores médios anuais variando entre $0,008 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,048 \text{ Bq L}^{-1}$ para o ^{137}Cs e entre $0,008 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,042 \text{ Bq L}^{-1}$ para o ^{90}Sr . No relatório da Comissão Europeia referente aos anos 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009) foram reportados valores médios trimestrais variando entre valores inferiores a $0,5 \text{ Bq L}^{-1}$ e $1,2 \text{ Bq L}^{-1}$ para o ^{137}Cs e valores inferiores a $0,2 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,37 \text{ Bq L}^{-1}$ para o ^{90}Sr respetivamente. Os valores da concentração de atividade em ^{40}K são mais elevados do que os obtidos para os outros radionuclidos e relativamente constantes variando entre $45,2 \pm 3,7 \text{ Bq L}^{-1}$ e $62,6 \pm 5,1 \text{ Bq L}^{-1}$. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruça *et al.*, 2008, 2009c, 2010 a 2018b).

Procedeu-se ao cálculo da dose de radiação devida à ingestão de leite, com base na taxa anual de consumo de 200 litros *per capita* (De Cort, 2018), nos valores de concentração de atividade mínima e máxima em ^{137}Cs e ^{90}Sr e nos respetivos coeficientes de dose (ICRP119, 2012) aplicáveis a um adulto médio para a categoria de membro do público. Obtiveram-se valores de dose de radiação por ingestão para o conjunto dos dois radionuclidos que variam entre $0,22 \mu\text{Sv a}^{-1}$ e $0,66 \mu\text{Sv a}^{-1}$ sendo, neste caso, idêntica (cerca de 50%) a contribuição devida a cada um dos radionuclidos. Os valores de dose de radiação são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruça *et al.* 2007b, 2008, 2009c, 2009d, 2010 a 2018b). A Finlândia reportou valores de dose de radiação devida ao ^{137}Cs e ^{90}Sr variando entre $0,5 \mu\text{Sv a}^{-1}$ e $2,0 \mu\text{Sv a}^{-1}$ (STUK-B190, 2015; STUK-B204, 2016; STUK-B215, 2017; STUK-B226, 2018; STUK-B236, 2019) considerando um consumo *per capita* de 140 litros.

Tabela I.23 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente da Lactogal (Vila do Conde).

Data de colheita	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Janeiro	<0,09 (a)	<0,10 (b)	<0,020 (c)	48,5±3,9
Fevereiro	<0,10 (a)	<0,12 (b)	<0,032 (c)	48,5±3,9
Março	<0,13 (a)	<0,07 (b)	<0,019 (c)	50,4±4,0
Abril	<0,11 (a)	<0,08 (b)	0,024±0,014	46,9±3,8
Maió	<0,09 (a)	<0,11 (b)	<0,027 (c)	48,1±3,9
Junho	<0,10 (a)	<0,08 (b)	<0,024 (c)	47,5±3,8
Julho	<0,08 (a)	<0,13 (b)	0,033±0,020	49,3±3,9
Agosto	<0,11 (a)	<0,11 (b)	<0,033 (c)	48,9±4,3
Setembro	<0,08 (a)	<0,10 (b)	<0,012 (c)	49,8±4,0
Outubro	<0,10 (a)	<0,16 (b)	<0,025 (c)	49,6±4,4
Novembro	<0,08 (a)	<0,10 (b)	<0,028 (c)	45,2±3,7
Dezembro	<0,08 (a)	<0,09 (b)	<0,029 (c)	49,8±4,0

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c).

Tabela I.24 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente da Serraleite (Portalegre).

Data de colheita	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Janeiro	<0,11 (a)	<0,13 (b)	<0,036 (c)	46,4±4,1
Fevereiro	<0,08 (a)	<0,11 (b)	<0,023 (c)	49,1±3,9
Março	<0,11 (a)	<0,10 (b)	<0,032 (c)	51,1±4,4
Abril	<0,08 (a)	<0,07 (b)	<0,022 (c)	51,6±4,1
Mai	<0,10 (a)	<0,10 (b)	<0,027 (c)	48,2±4,2
Junho	<0,11 (a)	<0,10 (b)	<0,013 (c)	62,6±5,1
Julho	<0,08 (a)	<0,13 (b)	<0,034 (c)	52,6±4,2
Agosto	<0,09 (a)	<0,12 (b)	<0,023 (c)	52,0±4,1
Setembro	<0,09 (a)	<0,11 (b)	<0,032 (c)	46,3±3,9
Outubro	<0,07 (a)	<0,10 (b)	0,019±0,011	48,5±3,9
Novembro	<0,06 (a)	<0,09 (b)	<0,038 (c)	51,0±3,8
Dezembro	<0,10 (a)	<0,10 (b)	<0,022 (c)	49,0±4,3

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c).

Tabela I.25 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente da Lactogal (Tocha).

Data de colheita	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Janeiro	<0,10 (a)	<0,33 (b)	<0,016 (c)	51,8±4,1
Abril	<0,10 (a)	<0,10 (b)	<0,027 (c)	46,8±4,2
Julho	<0,11 (a)	<0,11 (b)	<0,037 (c)	47,7±5,0
Outubro	<0,11 (a)	<0,13 (b)	0,019±0,009	49,2±4,0

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c).

Tabela I.26 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente da Parmalat (Águas de Moura).

Data de colheita	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Março	<0,09 (a)	<0,09 (b)	<0,031 (c)	50,1±4,0
Junho	<0,11 (a)	<0,14 (b)	<0,022 (c)	49,8±4,4
Setembro	<0,11 (a)	<0,12 (b)	<0,029 (c)	46,4±4,2
Dezembro	<0,10 (a)	<0,10 (b)	<0,026 (c)	45,6±4,1

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c).

Tabela I.27 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente das Regiões autónomas (Madeira e Açores).

Data de colheita	Local de colheita	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Março	Madeira (Caniço)	<0,10 (a)	<0,08 (b)	<0,016 (c)	45,8±3,7
Maio	Açores (Pico)	<0,11 (a)	<0,11 (b)	0,025±0,013	57,6±4,5
Outubro	Madeira (Santana)	<0,08 (a)	<0,08 (b)	0,017±0,007	50,6±4,0
Novembro	Açores (Pico)	0,137±0,071	<0,11 (b)	0,054±0,015	53,0±4,5

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c).

I.6 RADIOATIVIDADE EM SOLOS

I.6.1 Materiais e Métodos

Procedeu-se a uma amostragem anual de solos recolhidos aleatoriamente em diferentes locais no país. Os locais de amostragem estão representados na Figura I.2.

A colheita deve ser feita num local o mais plano possível, não arborizado e sem afloramentos rochosos. Seleciona-se uma área de amostragem de aproximadamente 1 m². Na área selecionada recolhem-se 5 amostras, uma em cada vértice e uma no centro do quadrado, a cerca de 10 cm de profundidade. A recolha é efetuada com uma pá em metal e a amostra compósita, resultante das 5 amostras, é colocada num saco ou numa caixa em plástico. No laboratório, os solos foram secos a 105°C, desagregados e passados por um peneiro com um crivo de 1000 µm de diâmetro, tendo-se retido para análise a fração de granulometria inferior a 1000 µm. Da amostra, previamente homogeneizada, retirou-se uma alíquota que se colocou num porta-amostras hermeticamente fechado. A análise por espectrometria gama (NRA_PT_11) processou-se ao fim de um mês de modo a assegurar o equilíbrio radioativo entre os radionuclidos das séries radioativas do ²³⁸U e do ²³²Th e os seus descendentes.

I.6.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.28 estão presentes os valores da concentração de atividade, *A* (Bq kg⁻¹), dos radionuclidos naturais e artificiais detetados em solos provenientes de várias regiões do país.

Como se pode observar os valores da concentração de atividade em ²³⁵U situam-se abaixo dos valores da atividade mínima detetável, com exceção do valor medido no Alto da Sapinha. Os valores da concentração de atividade em ²²⁸Ra e ²²⁶Ra são da mesma ordem de grandeza e situam-se entre 24,1±2,7 Bq kg⁻¹ e 70,6±6,3 Bq kg⁻¹ e entre 14,4±1,7 Bq kg⁻¹ e 97,3±7,2 Bq kg⁻¹, respetivamente. O ²¹⁰Pb não foi detetado em nenhuma das amostras de solos apresentando valores de atividade mínima detetável muito elevados. Esta situação deve-se ao facto de o detetor usado na determinação do ²¹⁰Pb, radionuclido emissor gama de baixa energia, ter avariado e se ter recorrido a outro detetor que apresenta uma menor eficiência de medição não permitindo a quantificação deste radionuclido. A concentração de atividade em ⁴⁰K varia entre 393±29 Bq kg⁻¹ (Mourão) e 815±56 Bq kg⁻¹ (Alto da Sapinha). Os valores da concentração de atividade em ¹³⁷Cs situam-se entre 1,07±0,58 Bq kg⁻¹ (Sra. Ribeira) e 4,82±0,53 Bq kg⁻¹ (Alto da Sapinha). Valores variando entre 0,24 Bq kg⁻¹ e 27 Bq kg⁻¹ foram reportados para a concentração de atividade em ¹³⁷Cs em solos espanhóis (Vivas *et al.*, 2019). Em geral, os resultados obtidos são semelhantes aos observados em anos anteriores em solos recolhidos ao longo do país (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2018b).

Tabela I.28 - Valores da concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama em solos provenientes de várias regiões do país.

Local de amostragem	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{210}Pb	^{137}Cs	^{40}K	7Be
<i>Mourão</i>	<3,9 (a)	24,1±2,7	14,4±1,7	<131 (a)	3,22±0,56	393±29	<350 (a)
<i>Sra. Ribeira</i>	<3,4 (a)	40,3±4,0	53,2±4,3	<139 (a)	1,07±0,58	583±42	<148 (a)
<i>Alto da Sapinha</i>	6,8±3,4	40,0±3,9	97,3±7,2	<168 (a)	4,82±0,53	815±56	<151 (a)
<i>V. V. Rodão</i>	<5,9 (a)	70,6±6,3	52,2±4,2	<159 (a)	2,36±0,41	786±55	<87 (a)

Atividade mínima detetável (a).

I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

I.7.1 Material e Métodos

Durante o ano de 2018 deu-se continuidade à avaliação da dose de radiação gama ambiental com detetores passivos termoluminescentes nos pontos de medida localizados em Bragança, Castelo Branco, Faro, Funchal, Lisboa, Penhas Douradas, Ponta Delgada e Porto.

Com o objetivo de garantir a segurança física dos dosímetros durante os períodos de exposição de cerca de três meses, no exterior, facilitar os processos de colocação, remoção e envio dos dosímetros ao CTN para avaliação, e ainda, tendo em consideração o carácter contínuo da monitorização ambiental, escolheram-se pontos de medida localizados no interior dos parques das estações meteorológicas do Instituto de Meteorologia, em cada uma das localidades acima mencionadas. No caso de Faro, os dosímetros são colocados no Campus de Gambelas da Universidade do Algarve e em Lisboa e no Porto, nos Institutos Geofísicos das respetivas Universidades, sites em Lisboa e em Vila Nova de Gaia.

Em 2018 utilizou-se a metodologia descrita anteriormente (Alves *et al.*, 1999; Madruga *et al.*, 2006; Alves *et al.*, 2006a & 2006b; Pereira *et al.*, 2016). Realizaram-se quatro campanhas de monitorização, correspondendo aproximadamente, aos quatro trimestres do ano. Os dosímetros foram enviados para as estações de medida e regressaram ao CTN por correio normal sempre acompanhados por um conjunto de dosímetros de trânsito, com o intuito de identificar e eventualmente corrigir, alguma exposição anómala verificada durante os trajetos. Em todos os pontos de medida, os dosímetros foram sempre expostos no ambiente exterior, a um metro do solo.

O dosímetro termoluminescente utilizado consiste no porta-dosímetro *Harshaw* 8855 contendo um cartão com dois detetores TLD-100, calibrado em termos do equivalente de dose ambiente $H^*(10)$ (Pereira *et al.*, 2016). Os dosímetros são lidos nos leitores semi-automáticos *Harshaw* 6600, sendo a eficiência de cada detetor corrigida através da aplicação do respetivo fator de correção individual, de acordo com metodologia anteriormente descrita (Alves *et al.*, 2004, 2006a, 2006b & 2006c). Em cada ponto de medida foram colocados seis dosímetros, agrupados em três conjuntos de dois, todos expostos durante o mesmo intervalo de tempo. O primeiro conjunto de dois dosímetros foi irradiado a uma dose de referência antes da colocação no ponto de medida; o segundo conjunto de dois dosímetros foi irradiado à mesma dose de referência depois do tempo de exposição; o terceiro conjunto de dosímetros não recebeu qualquer irradiação além da dose de radiação natural que se pretende avaliar. Findo o período de integração, os três conjuntos foram lidos simultaneamente. Com os conjuntos irradiados antes e depois do período de exposição no exterior, pretende-se corrigir o *fading* (desvanecimento térmico) e/ou as alterações de sensibilidade induzidas pela temperatura

ambiente e suportadas pelos dosímetros durante o tempo de exposição (Alves *et al.*, 1999, Pereira *et al.*, 2016). Para cada ponto de medida, determinou-se o respetivo fator de correção de *fading*, que foi aplicado ao valor de dose avaliado com os dosímetros não irradiados.

Os resultados apresentados estão todos expressos em termos do débito de equivalente de dose ambiente, $H^*(10)$, em unidades de $nSv.h^{-1}$.

I.7.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.29 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medidos nos vários pontos do País nos quatro trimestres de 2018, bem como a respetiva incerteza, obtida a partir do desvio padrão das leituras. Apresentam-se também os valores médios anuais para 2018, bem como a respetiva incerteza, calculada considerando todas as leituras individuais efetuadas nos quatro trimestres. Os mesmos valores estão graficamente representados na Figura I.15.

Os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente avaliados nos vários pontos do País dependem fundamentalmente da constituição geológica dos solos, bem como da altitude média do ponto de medida (Amaral, 1995). De uma maneira geral, observa-se que os valores medidos em 2018 se encontram no intervalo de variação constituído pelos valores reportados em anos anteriores, de 2006 a 2017. Os valores medidos em 2018 e apresentados na Tabela I.29 podem ser considerados valores normais, compatíveis com valores anteriormente publicados para cada uma destas regiões (Amaral, 1995).

Tabela I.29 – Valores médios dos trimestres I a IV e valor médio anual do débito do equivalente de dose ambiente medido em cada uma das localidades do País (valores expressos em $nSv.h^{-1}$).

Ponto de medida	I	II	III	IV	Ano 2018
Bragança	83±6	89±16	77±7	n.d.	83±10
Castelo Branco	140±8	156±11	151±10	144±6	148±9
Faro	71±2	76±1	66±1	70±1	71±4
Funchal	80±4	97±20	81±8	98±21	89±15
Lisboa	93±1	107±22	88±1	89±13	94±13
Penhas Douradas	171±1	171±1	174±7	168±3	171±4
Ponta Delgada	134±4	132±5	143±5	126±3	134±7
Porto	156±3	167±34	167±5	153±12	161±15

n.d.: Dosímetros não devolvidos para processamento devido ao extravio dos mesmos.

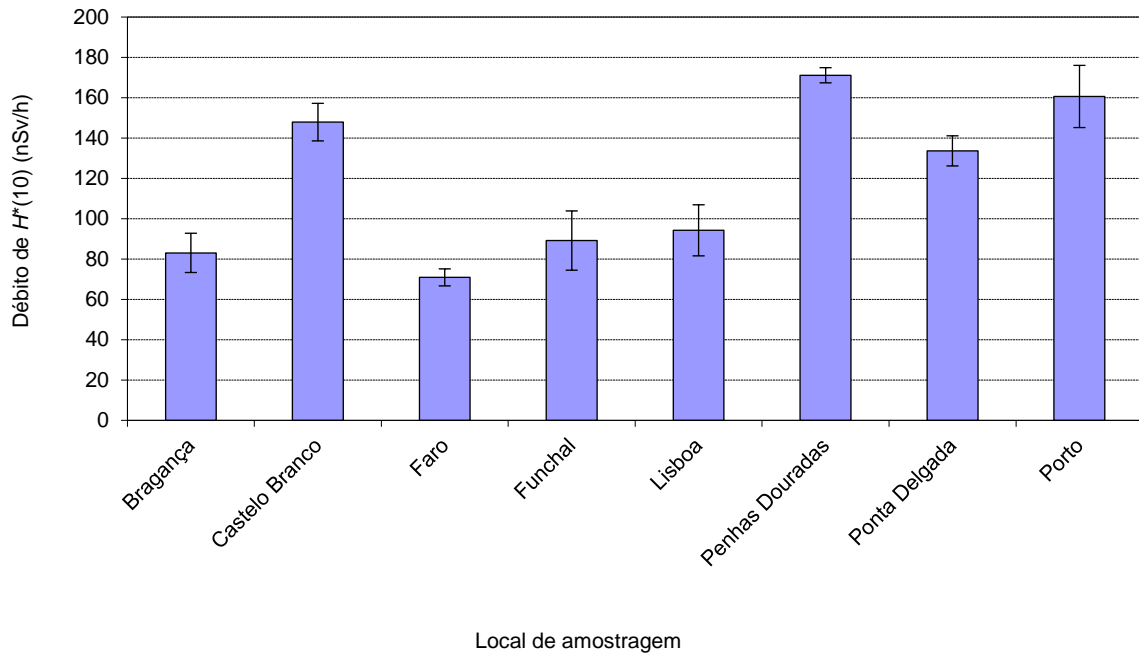


Figura I.15 – Valor médio anual para 2018 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos vários pontos do País (valores expressos em $nSv \cdot h^{-1}$).

I.8 CONCLUSÕES

Do vasto conjunto de resultados obtidos para os diferentes tipos de amostras (aerossóis, água da chuva, águas de superfície, águas para consumo humano, produtos alimentares, leite, sedimentos, solos, etc.) pode concluir-se que os teores de radioatividade são baixos e, em geral, consistentes com os valores reportados em anos anteriores. As concentrações de atividade dos radionuclidos de origem natural, designadamente das famílias do Urânio, do Tório, e o ^{40}K , são valores típicos do fundo radioativo natural, isto é, não alterados pela ação humana. As concentrações de atividade dos radionuclidos de origem artificial, designadamente ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^3H , são muito baixas e, frequentemente, abaixo dos valores da atividade mínima detetável.

A estimativa de dose de radiação devida à inalação e ingestão de radionuclidos artificiais por um elemento médio da população Portuguesa é de aproximadamente $2,5 \mu\text{Sv a}^{-1}$. Este valor representa cerca de 0,25% do limite de dose para membros do público, 1 mSv a^{-1} (Decreto Lei 108/2018, de 3 de dezembro).

Os níveis de radioatividade detetados em 2018, não têm significado sob o ponto de vista radiológico não apresentando qualquer efeito nocivo para o ambiente e para a saúde da população Portuguesa.

AGRADECIMENTOS

- À Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE) que, através do protocolo de colaboração entre o IST e a ASAE, procede à colheita de amostras de géneros alimentícios em Portugal Continental.
- À Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores e à Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Madeira pelo apoio prestado na colheita e envio de amostras de géneros alimentícios das respetivas regiões autónomas.
- Às Empresas Lactogal-Produtos Alimentares S.A, Jerónimo Martins-Lacticínios de Portugal S.A. e Parmalat Portugal- Produtos Alimentares S.A, pela disponibilidade na cedência das amostras de leite.
- Aos Serviços de Ação Social da Universidade de Lisboa (SASUL) pela cedência das amostras de refeição completa.
- À Câmara Municipal de Lisboa/Divisão do Ambiente por ter autorizado a colheita de amostras de água para consumo humano no Laboratório de Bromatologia em Lisboa.
- Ao Instituto Português do Mar e da Atmosfera, por ter permitido a colocação e substituição periódica dos detetores TLD nas estações meteorológicas instaladas no Continente e nas Regiões Autónomas, bem como a instalação de um colhedor de deposição atmosférica nas instalações de Castelo Branco.
- À Universidade do Algarve (Campus de Gambelas), à Universidade de Lisboa (Instituto Geofísico Infante D. Luís) e à Universidade do Porto (Serra do Pilar, Vila Nova de Gaia), por terem permitido a colocação e pela substituição periódica dos detetores TLD nos respetivos parques meteorológicos.

REFERÊNCIAS

- Abe T., Kosako T., Komura K. (2010). Relationship between variations of ^7Be , ^{210}Pb and ^{212}Pb concentrations and sub-regional atmospheric transport: simultaneous observation at distant locations. *Journal of Environmental Radioactivity*, 101, 113-121.
- Alves J.G., Muñiz J.L., Gómez Ros J.M., Delgado A. (1999). A Comparative Study on the Thermal Stability of LiF:Mg, Ti and LiF:Mg,Cu,P Detectors for Environmental Monitoring. *Radiat. Prot. Dosim.*, 85, 253-257.
- Alves J.G., Abrantes J.N., Margo O., Rangel S., Santos L. (2004). Long-Term Stability of a TLD-Based Individual Monitoring System. *Radiat. Prot. Dosim.* 120, 1-4, 289-292.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S. (2006a). Environmental gamma radiation monitoring at ITN. In Atas do 10th International Symposium on Radiation Physics, Coimbra (Portugal), setembro 2006.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., Calado A. (2006b). Testes para a implementação da dosimetria ambiental com detetores termoluminescentes individuais. *Relatório Interno*, novembro 2006.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., Flores E. (2006c). Quality assurance and quality control programme in use at the individual monitoring service of ITN-DPRSN. In Atas do 2nd European IRPA Congress, Paris (França), maio 2006.
- Amaral, E.M. (1995). Exposição à Radiação Gama Natural Terrestre – relação entre as doses de radiação e os radionuclídeos primordiais existentes no solo. *Monografia* apresentada para prestação de provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar.
- APA 2017. Relatório sobre a qualidade da água superficial no rio Tejo. Agência Portuguesa do Ambiente, Março 2017, 36 pp. https://apambiente.pt/_zdata/DESTAQUES/2017/Qualidade%20agua%20superficial%20rio%20tejo/RELATRIO%20Tejo_marco2017_Final.pdf
- Baskaran M. (2011). Po-210 and Pb-210 as atmospheric tracers and global atmospheric Pb-210 fallout: a review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102, 500-513.
- Carvalho A.C., Reis M., Silva L., Madruga M.J. (2013). A decade of ^7Be and ^{210}Pb activity in surface aerosols measured over the western Iberian Peninsula. *Atmospheric Environment*, 67, 193-202.
- Carvalho F.P., Madruga M.J., Oliveira J.M., Gouveia J.M., Silva L. (2004). Radioactivity in the Northern Seas of Europe. *Radioprotecção 2*: 118-125.
- COM/473/EURATOM (2000). Commission Recommendation of 8 June 2000, Official Journal of the European Commission, n° 191, 27th July 2000.
- De Cort, M., Tollefsen, T., Marin Ferrer, M., Vanzo, S., Hernandez Ceballos, M. A., Nweke, E., De Felice, L., Martino, S., Tognoli, P. V., Tanner, V. (2018). Environmental Radioactivity in the European Community, EUR 29564 ISBN 978-92-79-98376-4. doi: 10.2760/74810, JRC114644.
- Decreto-Lei 138/2005 de 17 de agosto (D.R. n° 157, 1^a Série)
- Decreto-Lei 152/2017 de 7 de dezembro (D.R. n° 235, 1^a Série).
- Decreto-Lei 108/2018, de 3 de dezembro (D.R. n° 232, 1^a Série).
- Diretiva Conselho 2013/51 EURATOM of 22 October 2013 laying down requirements for the protection of the health of the general public with regard to radioactive substances in water intended for human consumption. OJEU L296/12, 7.11.2013.

- Dueñas C., Fernández M.C., Cañete S., Pérez Barea J.J., Pérez M. (2009). Effects of collector types in sampling of atmospheric depositional fluxes. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 198-202.
- Dueñas C., Orza J.A.G., Cabello M., Fernández M.C., Cañete S., Pérez M., Gordo E. (2011). Air mass origin and its influence on radionuclide activities (^7Be and ^{210}Pb) in aerosol particles at a coastal site in the Western Mediterranean, *Atmospheric Research* 101, 205-214.
- Du J., Zhang J., Wu Y., (2008). Deposition patterns of atmospheric ^7Be and ^{210}Pb in coast of East China sea, Shanghai, China. *Atmospheric Environment*, 42, 5101-5109.
- EUR 23950 EN (2009). Environmental Radioactivity in the European Community (2004-2006). *Radiation Protection* N° 161, ISBN 978-92-79-12984-1.
- Gomes A.R., Abrantes J., Libânio A., Madruga M.J., Reis M. Determination of tritium in water using electrolytic enrichment: methodology improvements. *J Radioanal Nucl Chem* (2017) 314: 669-674. doi: 10.1007/s10967-017-5456-y.
- González-Gómez C., Azahra M., López-Peñalver J., Camacho-García A., Bardouni T., Boukhal H. (2006). Seasonal variability in ^7Be depositional fluxes at Granada, Spain. *Applied Radiation and Isotopes*, 64, 228-234.
- Heinrich P., Coindreau O., Grillon Y., Blanchard X., Gross P. (2007). Simulation of the atmospheric concentrations of ^{210}Pb and ^7Be and comparison with daily observations at three surface sites. *Atmospheric Environment*, 41, 6610-6621.
- Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2014). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2013. Colección Informes Técnicos, 41.2014. Referencia INT-04.35, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-32338-2014.
- Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Salvador L. (2015). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2014. Colección Informes Técnicos, 47.2015. Referencia INT-04.37, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-36774-2015.
- Heredia S., Vivas P., Tovar I., Gómez A., Castillo C., Collantes R., Salvador L. (2017). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2015. Colección Informes Técnicos, 48.2017. Referencia INT-04.38, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-10458-2017.
- Hernandez F., Karlsson L., Hernandez-Armas J. (2007). Impact of the tropical storm Delta on the gross alpha, gross beta, ^{90}Sr , ^{210}Pb , ^7Be , ^{40}K and ^{137}Cs activities measured in atmospheric aerosol and water samples collected in Tenerife (Canary Islands). *Atmospheric Environment*, 41, 4940-4948.
- ICRP 119 (2012). Compendium of dose coefficients based on ICRP Publication 60. Vol 41 supplement 1, ISBN 978-1-4557-5430-4.
- Ioannidou A., Papastefanou C. (2006). Precipitation scavenging of ^7Be and ^{137}Cs radionuclides in air. *Journal of Environmental Radioactivity*, 85, 121-136.
- ISO 5667-5 (1996). Water Quality-Sampling, Part 5- Guidance on Sampling of Drinking Water Used for Food and Beverage Processing, setembro 1996.
- ISO 13164-4 (2015). Water quality - Radon-222 - Part 4: Test method using two-phase liquid scintillation counting, junho 2015.
- ISO 9696 (2017). Water quality - Gross alpha activity - Test method using thick source, outubro 2017.

- ISO 9697 (2018). Water quality - Gross beta activity - Test method using thick source, novembro 2018.
- ISO 11704 (2018). Water quality - Gross alpha and gross beta activity - Test method using liquid scintillation counting, novembro 2018.
- ISO 9698 (2019). Water Quality - Tritium - Test method using liquid scintillation counting, maio 2019.
- Leppänen A-P, Usoskin I.G., Kovaltsov G.A., Paatero J. (2012). Cosmogenic ^7Be and ^{22}Na in Finland: Production, observed periodicities and the connection to climatic phenomena, *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics* 74, 164-180.
- Lopes I., Madruga M.J. (2009a). Application of Liquid Scintillation Counting Technique to Determine ^{90}Sr in Milk Samples. In: *Advances in Liquid Scintillation Spectrometry*, J. Eikenberg, M. Jaggi, H Beer, H Baehrle (Ed) pp 331-337, Radiocarbon, The University of Arizona, USA.
- Lopes I., Madruga M.J. (2009b). Measurements of Strontium-90 in Portuguese Milk Samples Using Liquid Scintillation Counting Technique. *Radioprotection*, Vol 44, nº5, 217-220.
- Lopes I., Madruga M.J., Mourato A., Abrantes J., Reis M. (2010). Determination of ^{90}Sr in Portuguese Foodstuffs. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 286: 335-340.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Pinhão N., Alves, J.H., Sequeira M.M., Ferrador G., Gameiro M.A., Oliveira J.M, Libânio A., Pereira M. A., Silva, G., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Machado L., Gomes A.R., Lemos A.S., Oliveira E., Rodrigues F., Carvalhal G., Fonseca H., Novais L. (2006). Vigilância Radiológica a Nível Nacional (Ano 2005). Relatório DPRSN, Série A, nº30/2006, ISBN 972-8660-31-6. Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., Sequeira M.M., Lopes I., Gomes A.R., Rodrigues F. (2007a). Radiocésio, Radioestrôncio e Trítio em Águas de Superfície nos Rios Tejo e Zêzere. In: *Um Futuro Sustentável, Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento*, Editores C. Borrego et al, Vol.2, 624-630, ISBN 978-972-789-230-3.
- Madruga M.J., Lemos S., Machado L. (2007b). Determinação de Atividade de Estrôncio-90 em Leites. Avaliação da Dose de Radiação para a População Portuguesa. In: *Um Futuro Sustentável, Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento*, Editores C. Borrego et al, Vol.1, 141-147, ISBN 978-972-789-230-3.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Pinhão N., Alves, J.H., Corisco J., Trindade R., Oliveira J.M, Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A. (2008). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2007). Relatório DPRSN, Série A, nº32/2008, ISBN 978-972-8660-33-8. Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., Sequeira M.M., Silva L., Lopes I., Gomes A.R., Rodrigues F. (2009a). Radiological Survey in Tejo River (Portugal). *Radioprotection*, Vol 44, nº5, 171-176.
- Madruga M.J., Sequeira M.M., Gomes A.R. (2009b). Determination of Tritium in Waters by Liquid Scintillation Counting. In: *Advances in Liquid Scintillation Spectrometry*, J. Eikenberg, M. Jaggi, H Beer, H Baehrle (Ed) pp 353-359, *Radiocarbon*, The University of Arizona, USA.
- Madruga M.J., Gomes A.R., Silva L., Abrantes J., Pinhão N. (2009c). Estimate of Effective Dose to Portuguese Population from Artificial Radionuclides in Foodchain Products. *Radioprotecção* Vol II, Nº 14-15, 44-53.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Pinhão N., Oliveira J.M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Lopes I., Silva L., Abrantes J., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A.

- (2009d) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2008). *Internal Report* DPRSN, Série A, nº33/2009, ISBN 978-989-96542-0-4, Depósito Legal 194022/03, pp. 143.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Torres L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Santos L., Batista A., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M. (2010) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2009). *Internal Report* UPSR, Série A, nº37/2010, ISBN 978-989-96542-5-9, Depósito Legal 194022/03, pp. 146.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Santos L., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Melo J., Pereira M. (2011) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2010). *Internal Report* UPSR, Série A, nº38/2011, ISBN 978-989-96542-6-6, Depósito Legal 194022/03, pp. 135.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Melo J., Pereira M. (2013) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2011). *Internal Report* LPSR, Série A, nº39/2013, ISBN 978-989-96542-7-3, Depósito Legal 194022/03, pp. 137.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Pereira M. (2014) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2012). *Internal Report* LPSR, Série A, nº40/2014, ISBN 978-989-96542-8-0, pp. 137.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Pereira M. (2015) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2013). *Internal Report* LPSR, Série A, nº41/2015, ISBN 978-989-96542-9-7, pp. 135.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Santos M., Pereira M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Gomes A.R., Andrade E. (2016) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2014). *Internal Report* LPSR, Série A, nº42/2016, ISBN 978-989-20-6528-1, pp. 149.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Gomes A.R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Malta M., Santos M., Pereira M., Pereira P., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Andrade E., Pereira J. (2017) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2015). *Internal Report* LPSR, Série A, nº43/2017, ISBN 978-989-99833-0-4, pp. 144.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Lopes I., Pereira J., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Malta M., Santos M., Pereira M., Pereira P., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G. (2018a) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2016). *Internal Report* LPSR, Série A, nº44/2018, ISBN 978-989-99833-1-1, pp. 150.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Pereira J., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Malta M., Santos M., Pereira M., Pereira P., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G. (2018b) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2017). *Internal Report* LPSR, Série A, nº45/2018, ISBN 978-989-99833-2-8, pp. 132.

- Marschner H (1995). Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, 889 pp.
- NRA_PT_01 (2017). Determinação da concentração de atividade alfa total e beta total em águas não salinas. Método por fonte concentrada. Publicação interna IST/LPSR.
- NRA_PT_02 (2017). Determinação da concentração de atividade alfa total e beta total em águas não salinas. Método por cintilação em meio líquido. Publicação interna IST/LPSR.
- NRA_PT_09 (2017). Determinação da concentração de atividade de ^{222}Rn em águas Método de extração líquido-líquido (2 fases) e medição por detetor de cintilação em meio líquido. Publicação interna IST/LPSR.
- NRA_PT_11 (2017). Determinação da atividade de uma amostra por espectrometria gama com detetores HPGe. Publicação interna IST/LPSR.
- Oliveira J. M., Libânio A., Carvalho F. P. (2005). Radioactive Contamination of the North-Atlantic Monitored along the Portuguese Coast with Bio-indicators. Proceed. do “*First International Conference on Coastal Conservation and Management in the Atlantic and Mediterranean (ICCCM’05)*”, Tavira, Portugal, 17-20 April 2005, pp. 399-405. F.V.Gomes, F.T. Pinto, L. Neves, A. Sena and O. Ferreira (eds. FEUP, Universidade do Porto (ISBN 972-752-083-9).
- Pan J., Yang Y., Zhang G., Shi J., Zhu X., Li Y., Yu H. (2011). Simultaneous observation of seasonal variations of beryllium-7 and typical POPs in near-surface atmospheric aerosols in Guangzhou, China. *Atmospheric Environment* 45, 3371-3380.
- Pereira M.F., J. Pereira, S. Rangel, M. Saraiva, L.M. Santos, J.V. Cardoso, J.G. Alves (2016). Environmental monitoring with passive detectors at CTN in Portugal. *Radiat. Prot. Dosim.* 170 (1-4), 342-345 doi:10.1093/rpd/ncv479.
- RIFE-20 (2015). Radioactivity in Food and the Environment, 2014. Environment Agency, Food Standards Agency, Food Standards Scotland, Natural Resources, Northern Ireland Environment Agency, ISSN 1365-6414, 2015.
- RIFE-21 (2016). Radioactivity in Food and the Environment, 2015. Environment Agency, Food Standards Agency, Food Standards Scotland, Natural Resources, Northern Ireland Environment Agency, ISSN 1365-6414, 2016.
- RIFE-22 (2017). Radioactivity in Food and the Environment, 2016. Environment Agency, Food Standards Agency, Food Standards Scotland, Natural Resources Wales, Northern Ireland Environment Agency, Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2017.
- RIFE-23 (2018). Radioactivity in Food and the Environment, 2017. Environment Agency, Food Standards Agency, Food Standards Scotland, Natural Resources Wales, Northern Ireland Environment Agency, Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2018.
- RIFE-24 (2019). Radioactivity in Food and the Environment, 2018. Environment Agency, Food Standards Agency, Food Standards Scotland, Natural Resources Wales, Northern Ireland Environment Agency, Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2019.
- Rodrigues F., Gomes A. R., Sequeira, M. M., Madruga M.J., Machado L. (2007). Medidas de Atividade Beta total e Beta Residual nos Rios Tejo e Zêzere (2001 a 2005). In: Um Futuro Sustentável, Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento, Editores C. Borrego et al, Vol.4, 1516-1521, ISBN 978-972-789-230-3.
- Rodriguez-Navarro A (2000). Potassium transport in fungi and plants. *Biochim. Biophys. Acta*, 1469: 1-3

- STUK-B 190 (2015). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2014, P. Vesterbacka ed. ISBN 978-952-309-267-9 (pdf).
- STUK-B 204 (2016). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2015, P. Vesterbacka ed. ISBN 978-952-309-328-7 (pdf).
- STUK-B 215 (2017). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2016, P. Vesterbacka ed. ISBN 978-952-309-379-9 (pdf).
- STUK-B 226 (2018). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2017, P. Vesterbacka ed. ISBN 978-952-309-423-9 (pdf).
- STUK-B 236 (2019). Environmental Radiation Monitoring in Finland. Annual Report 2018. Mattila Aleks, Inkinen Samu (eds.). ISBN 978-952-309-434-5 (pdf).
- Taiz L e Zeiger E (1998). Plant Physiology. Sinauer Associates, 792 pp.
- Vallés I., Camacho A., Ortega X., Serrano I., Blázquez S., Pérez S. (2009). Natural and anthropogenic radionuclides in airborne particulate samples collected in Barcelona (Spain), *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 102-107.
- Vivas P., Heredia S., Gómez A., Fernández B., Ruiz J., Castillo C., González M.J. (2019). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2017. Colección Informes Técnicos, 50.2019. Referencia INT-04.40, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-41809-2018.
- Zhu J., Olsen C.R. (2009). Beryllium-7 atmospheric deposition and sediment inventories in the Neponset river estuary, Massachusetts, USA. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 192-197.
- WHO (2011). Guidelines for Drinking Water Quality, chapter 9: Radiological Aspects. 4th edition, ISBN 978-924-154-815-1.

II. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA O CAMPUS TECNOLÓGICO E NUCLEAR (SACAVÉM)

Investigadores

Mário Reis
Maria José Madruga
João Alves

Técnicos Superiores

Alfredo Baptista
Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Joana Pereira
João Abrantes
Marta Santos
Miguel Pereira
Pedro Pereira

Técnicos

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

II.1. INTRODUÇÃO

O Programa de Monitorização Radiológica Ambiental específico para o Campus Tecnológico e Nuclear (CTN) tem como principais objetivos: avaliar os níveis de radioatividade no ambiente exterior do *campus* do CTN, bem como a sua tendência de variação e deteção de eventuais alterações; verificar que são respeitados os limites de descarga estabelecidos e permitir a intervenção atempada caso ocorram condições não planeadas; contribuir para a obtenção de dados que permitam avaliar a exposição de membros do público e trabalhadores; estabelecer um suporte e organização de dados que facilite a informação ao público e entidades competentes.

O programa baseia-se na monitorização ambiental da radiação externa, através da avaliação da dose gama ambiental recorrendo a medições em contínuo e medições integradas, na monitorização da radioatividade atmosférica, através da amostragem e análise de aerossóis e na monitorização da transferência de radionuclídeos por deposição, através da análise de amostras de água da chuva e da análise de amostras da camada superficial do solo. Procura-se, ainda, avaliar as descargas (líquidas e gasosas) para o ambiente, através de monitorização na fonte. Os locais e tipo de amostragem são apresentados nas Figuras II.1 e II.2.

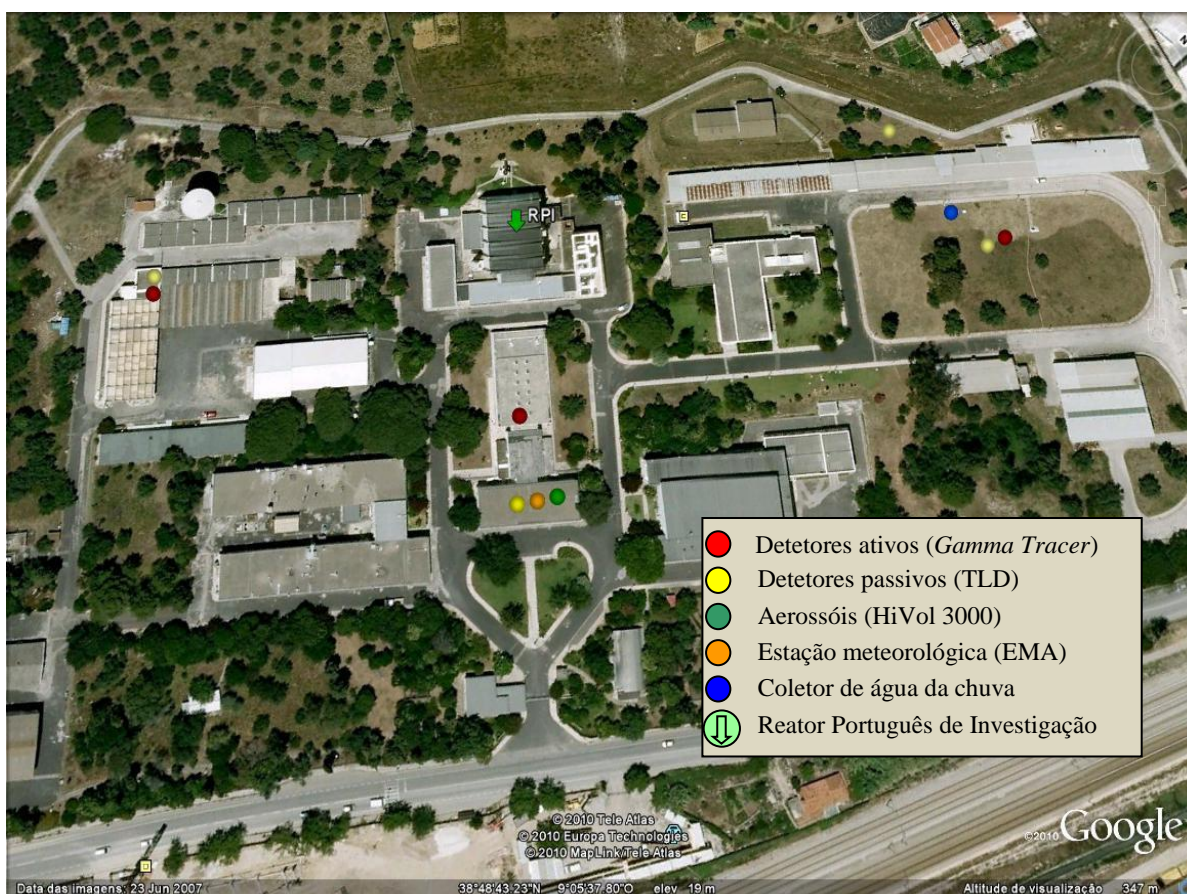


Fig. II.1 – Vista geral do CTN, indicando a localização dos pontos de amostragem



Fig. II.2 – Vista da área envolvente ao CTN, incluindo a localização dos pontos de amostragem de solos (no exterior e no interior do *campus*).

II.2. RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA

II.2.1 Aerossóis

II.2.1.1. Material e Métodos

Os procedimentos relativos à amostragem e métodos analíticos utilizados para a determinação de radionuclídeos em amostras de aerossol encontram-se descritos no Capítulo I.

II.2.1.2. Resultados e Discussão

Os valores da concentração média mensal para os radionuclídeos detetados em partículas de aerossol são apresentados na Tabela I.1 do Capítulo I. Durante o ano de 2018 não se detetaram quaisquer radionuclídeos antropogénicos em partículas de aerossol não havendo, por isso, qualquer indicação de possíveis contaminações por via atmosférica provenientes de instalações situadas no *campus* do CTN.

II.2.2. Deposição Atmosférica

II.2.2.1. Material e Métodos

Os procedimentos relativos à amostragem e métodos analíticos utilizados para a determinação de radionuclídeos em água da chuva encontram-se descritos no Capítulo I.

II.2.2.2. Resultados e Discussão

Os valores de concentração de atividade, A , dos diferentes radionuclídeos analisados em amostras de água da chuva recolhidas em Sacavém (*campus* do CTN), os respetivos fluxos mensais de deposição atmosférica e a sua evolução ao longo do ano de 2018 em função da precipitação acumulada mensalmente são apresentados, respetivamente, nas Tabelas I.4 e I.5 e nas Figura I.7 e I.8 do Capítulo I. Os valores de precipitação foram obtidos através de uma estação meteorológica (EMA), instalada no telhado do edifício da Administração.

Os valores de concentração de atividade em radionuclídeos naturais e artificiais medidos em amostras de água da chuva colhidas no *campus* do CTN foram baixos ao longo de todo o ano e da mesma ordem de grandeza dos observados em 2017, à exceção do ^7Be cujo fluxo de deposição anual foi superior (170 Bq m^{-2} , comparativamente ao valor de 46 Bq m^{-2} observado em 2017). A precipitação acumulada ao longo de 2018 (773 mm) foi bastante superior à precipitação acumulada no ano anterior (491 mm).

No caso do ^{137}Cs e do ^{90}Sr , radionuclídeos antropogénicos, os valores foram, ao longo de todo o ano, inferiores à atividade mínima detetável. Os fluxos de deposição anuais obtidos para a atividade alfa total e atividade beta total (7 Bq m^{-2} e 16 Bq m^{-2} , respetivamente) são idênticos aos registados em 2017, sendo da mesma ordem de grandeza relativamente aos reportados por outros autores (Dueñas et al., 2009).

II.3. RADIOATIVIDADE EM SOLOS

II.3.1 Material e Métodos

No âmbito do programa de monitorização específico do CTN, foram efetuadas colheitas mensais de amostras da camada superficial do solo em dois pontos distintos: no interior do perímetro do *campus*, em frente ao edifício da Química (Figura II.1) e no exterior do *campus*, nas instalações da Petrogal (Figura II.2).

Os procedimentos relativos à amostragem e aos métodos analíticos utilizados encontram-se descritos no Capítulo I.

II.3.2. Resultados e Discussão

Na Tabela II.1 apresentam-se os valores de concentração de atividade (em Bq kg⁻¹) de emissores gama naturais e artificiais detetados em amostras de solos colhidas em frente ao edifício da Química, no *campus* do CTN.

Como se pode observar na Tabela, os valores de concentração de atividade em ¹³⁷Cs variaram entre 2,81±0,38 Bq kg⁻¹ e 7,85±0,68 Bq kg⁻¹, correspondendo a valores vestigiais, da mesma ordem de grandeza dos obtidos em amostras de solos de diferentes regiões do país (Capítulo I) e não apresentando alterações significativas relativamente à gama de valores reportados no ano anterior (3,79±0,85 Bq kg⁻¹ e 6,90±0,67 Bq kg⁻¹).

À semelhança do ocorrido em 2017, os valores de atividade específica em ¹³¹I situaram-se, ao longo de todo o ano de 2018, abaixo da atividade mínima detetável.

Na Tabela II.2, onde se apresentam os resultados obtidos para as amostras recolhidas nas instalações da Petrogal (fora do perímetro do CTN), verifica-se que os valores de concentração de atividade em ¹³⁷Cs para o ano de 2018 foram sempre inferiores à atividade mínima detetável. À semelhança do que se verificou para o ponto de amostragem situado no interior do *campus* do CTN, os valores de concentração de atividade em ¹³¹I foram sempre inferiores à atividade mínima detetável.

Estes resultados não evidenciam qualquer indício de contaminação com origem em instalações existentes no *campus* do CTN.

Tabela II.1 – Valores da concentração de atividade, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de emissores gama naturais e artificiais em solos do *campus* do CTN (recolhidos em frente ao edifício de Química)

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	⁴⁰ K	⁷ Be
Janeiro	9,3±2,0	41,3±4,0	38,7±3,3	72±12	5,47±0,82	<1,1 (a)	539±39	<6,4 (a)
Fevereiro	10,0±2,0	48,4±4,5	52,3±4,1	63±11	5,96±0,76	<0,48 (a)	584±41	<4,3 (a)
Março	<2,9 (a)	48,4±4,6	32,3±2,9	33,1±8,0	6,10±0,79	<0,70 (a)	590±42	<5,6 (a)
Abril	12,6±2,3	51,5±4,7	45,7±3,7	57,3±9,6	7,85±0,68	<0,73 (a)	630±44	<4,3 (a)
Maió	<3,9 (a)	24,7±2,6	22,1±2,1	<114 (a)	2,81±0,38	<0,59 (a)	366±27	<5,9 (a)
Junho	<5,8 (a)	50,5±4,9	35,6±3,2	<171 (a)	3,90±0,95	<0,79 (a)	523±40	<6,6 (a)
Julho	<7,1 (a)	43,6±4,5	37,9±3,6	<135 (a)	5,2±1,1	<0,83 (a)	504±41	<7,9 (a)
Agosto	<6,7 (a)	48,2±4,5	44,7±3,8	<155 (a)	4,47±0,92	<0,80 (a)	576±44	<6,3 (a)
Setembro	6,9±3,8	54,7±5,2	41,5±3,6	<157 (a)	3,90±0,90	<0,95 (a)	578±44	<6,6 (a)
Outubro	<6,0 (a)	48,5±5,0	43,2±4,0	<157 (a)	5,10±0,68	<1,2 (a)	518±40	<7,2 (a)
Novembro	<4,6 (a)	51,1±4,8	37,9±3,3	<162 (a)	5,75±0,83	<0,94 (a)	556±41	<4,4 (a)
Dezembro	<6,7 (a)	42,0±4,3	35,4±3,3	<142 (a)	4,91±0,77	<0,91 (a)	469±35	<5,3 (a)
Média ± σ (n=12)	<6,9	46,1±7,8	38,9±7,6	<118	5,1±1,3	<0,84	536±69	<5,9

Atividade mínima detetável (a);

Tabela II.2 – Valores da concentração de atividade, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de emissores gama naturais e artificiais em solos do *campus* da Petrogal

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	⁴⁰ K	⁷ Be
Janeiro	<2,6 (a)	34,2±3,1	26,5±2,3	31,2±7,0	<0,88 (a)	<0,48 (a)	626±44	<4,7 (a)
Fevereiro	<2,7 (a)	30,6±2,8	28,3±2,5	29,4±6,9	<0,65 (a)	<0,85 (a)	653±46	<5,0 (a)
Março	<2,1 (a)	34,9±3,3	23,3±2,1	27,7±6,6	<0,83 (a)	<0,66 (a)	635±45	<2,8 (a)
Abril	<4,2 (a)	25,0±2,8	31,7±2,7	62±11	<0,74 (a)	<0,58 (a)	670±48	6,7±3,8
Mai	<4,3 (a)	41,4±3,9	29,8±2,6	<141 (a)	<0,45 (a)	<0,51 (a)	576±40	7,3±3,0
Junho	<3,9 (a)	32,3±3,3	24,1±2,3	<122 (a)	<0,72 (a)	<0,61 (a)	578±43	<6,9 (a)
Julho	<4,7 (a)	28,3±2,9	27,0±2,4	<134 (a)	<0,94 (a)	<0,55 (a)	633±44	6,0±3,5
Agosto	<3,4 (a)	28,3±3,0	24,3±2,3	<141 (a)	<0,53 (a)	<0,53 (a)	627±44	<4,8 (a)
Setembro	<4,1 (a)	25,5±2,7	28,5±2,5	<134 (a)	<0,62 (a)	<0,69 (a)	611±43	<4,1 (a)
Outubro	<4,1 (a)	35,8±3,6	26,2±2,6	<139 (a)	<0,73 (a)	<0,77 (a)	572±43	<6,8 (a)
Novembro	<4,7 (a)	42,3±4,0	28,5±2,6	<148 (a)	<0,74 (a)	<0,62 (a)	557±42	<5,5 (a)
Dezembro	<3,9 (a)	39,7±3,8	26,3±2,5	<117 (a)	<0,90 (a)	<0,64 (a)	632±45	<4,2 (a)
Média ± σ (n=12)	<3,7	33,0±6,0	27,0±2,0	<102	<0,70	<0,62	614±35	<5,4

Atividade mínima detetável (a)

II.4. DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

II.4.1. Detetores Ativos

II.4.1.1. Material e Métodos

O controlo contínuo da radiação gama ambiental, no interior do perímetro do CTN, é efetuado através de um sistema *Shortlink* composto por três sondas *GammaTracer-XL* (instaladas em outubro de 2004) e por uma central de controlo. As sondas foram instaladas tendo em consideração a direção preferencial do vento relativamente à localização do RPI. Uma vez que os ventos predominantes sopram de Nordeste, as sondas estão localizadas a Sul (Biblioteca), Este (LPSR) e Oeste (Oficinas) do RPI, abrangendo, desta forma, a maior área possível (ver Figura II.1).

As sondas *GammaTracer-XL* estão equipadas com um sistema de comunicação via rádio (433,5 MHz) que permite o envio de dados para a central em ciclos de tempo ajustáveis. Possuem, ainda, uma memória interna que possibilita o armazenamento de dados, permitindo salvar a informação caso ocorram falhas na comunicação via rádio. O sistema *Shortlink* é baseado no princípio de rádio unidirecional, ou seja, a sonda envia informação para a central sem receber qualquer tipo de confirmação, o que permite prolongar a vida das baterias. A distância máxima para a transmissão de dados é de 5 km. Para a programação e manutenção das sondas é utilizado um servidor de rede portátil, *DataGATE*, com uma porta de infravermelhos que estabelece a interface com um PC (Madureira & Portugal, 2006).

Cada sonda é constituída por dois detetores de radiação Geiger-Müller, cada um deles com um canal independente, tendo uma maior sensibilidade para baixas doses e outra maior sensibilidade para altas doses, funcionando em simultâneo para doses intermédias. As sondas são sensíveis para uma gama de energias entre 45 e 2000 keV e para débitos de dose ambiente na gama dos 10 nSv h⁻¹ aos 10 Sv h⁻¹. Os valores de débito de dose e parâmetros relacionados são registados minuto a minuto. Para prolongar a vida das baterias, as sondas encontram-se configuradas para, em situação normal, enviar dados para a central a cada 60 minutos. O primeiro nível de alarme encontra-se atualmente definido para os 300 nSv h⁻¹, diminuindo a periodicidade de envio dos dados para cada 10 minutos. O segundo nível de alarme está definido para 1 µSv h⁻¹, sendo o envio dos dados efetuado minuto a minuto (Madureira & Portugal, 2006).

II.4.1.2. Resultados e Discussão

O débito de equivalente de dose ambiente variou, durante o ano de 2018, entre 86 e 140 nSv h⁻¹ no ponto localizado no telhado do edifício da Biblioteca (Administração), entre 96 e 117 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto às Oficinas e entre 145 e 185 nSv h⁻¹ no ponto

localizado junto ao LPSR (referido como PPR1 relativamente aos detetores passivos). Os valores médios anuais foram, respetivamente, 100 ± 9 nSv h⁻¹, 105 ± 1 nSv h⁻¹ e 160 ± 4 nSv h⁻¹. Na Figura II.3 apresenta-se a evolução dos valores médios mensais no período compreendido entre 2010 e 2018.

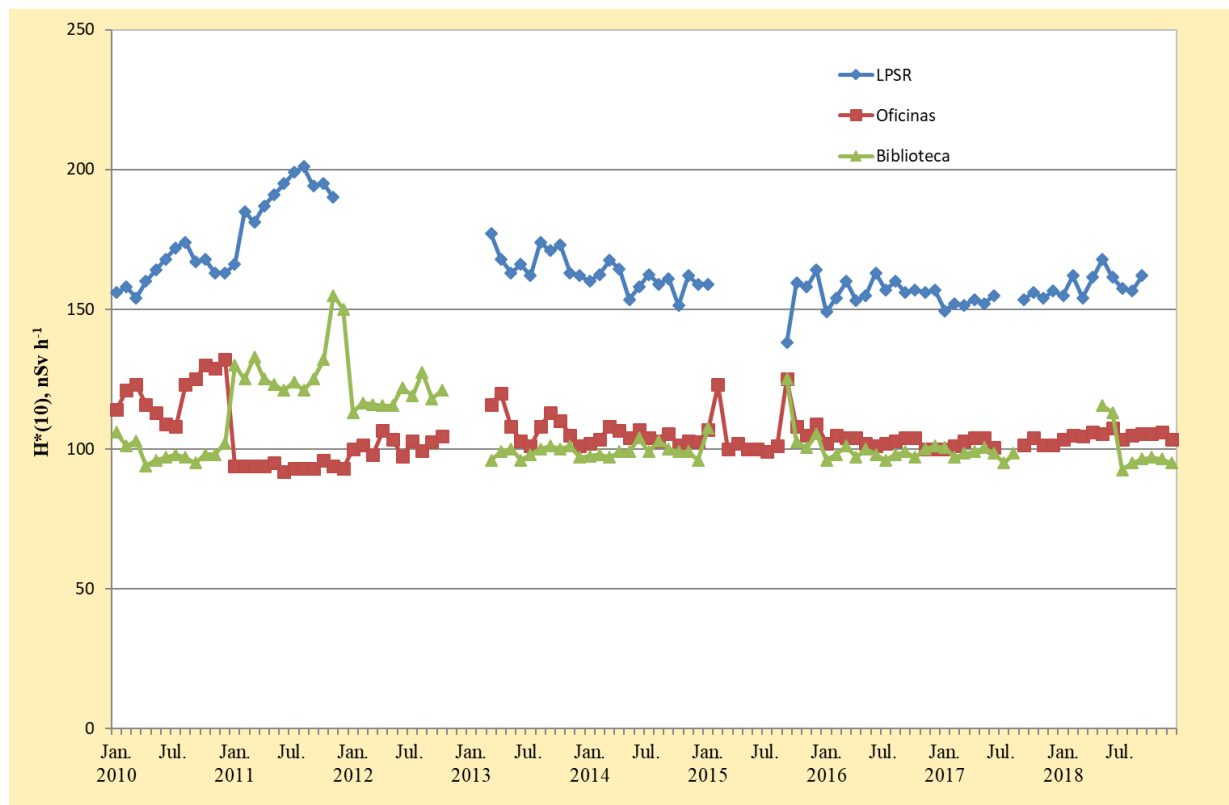


Figura II.3 – Variação dos valores médios mensais do débito de equivalente de dose ambiente nos locais de medição do CTN (valores expressos em nSv h⁻¹)

Pode-se observar através do gráfico que os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente registados pelas sondas localizadas na Biblioteca e junto às Oficinas são mais próximos entre si (comparativamente aos valores registados junto ao LPSR). Por outro lado, os valores do débito de equivalente de dose ambiente no ponto localizado junto ao LPSR são significativamente superiores aos registados nos outros locais. A persistência na ocorrência de valores mais elevados neste ponto de medição deve-se ao facto de a sonda estar localizada na proximidade do pavilhão de armazenamento de resíduos radioativos de média e baixa atividade do CTN. Este facto é confirmado pelos resultados obtidos através de detetores passivos, concretamente os localizados na envolvente do Pavilhão de Resíduos (PRR1, PRR2, PRR3 e PRR4), cujo valor médio do débito de equivalente de dose ambiente variou entre 149 nSv h⁻¹ e 182 nSv h⁻¹.

Em termos relativos, os resultados apresentados são consistentes com os obtidos através de detetores passivos (ver capítulo II.4.2, Tabela II.3), não indiciando a ocorrência de qualquer emissão accidental.

II.4.2. Detetores Passivos

II.4.2.1. Material e Métodos

Durante o ano de 2018 monitorizou-se a dose de radiação gama ambiental no CTN em Sacavém com detetores passivos termoluminescentes do mesmo tipo dos usados nas medidas realizadas no País (Madruga *et al.*, 2009 a 2018b). Monitorizam-se sete pontos de medida, designadamente, Administração, Oficinas, LMRI, PRR1, PRR2, PRR3 e PRR4. Os dosímetros foram colocados a um metro do plano de referência em suportes que não oferecem resistência ao vento sendo que os dosímetros identificados como LMRI, PRR1, PRR2, PRR3 e PRR4 estão posicionados a um metro do solo e os dosímetros identificados como Administração e Oficinas se encontram a um metro sobre os terraços dos respetivos edifícios.



Figura II.4 – Localização dos pontos de medida, de acordo com a numeração indicada na Tabela II.3.



Figura II.5 – Dosímetros ambientais expostos no ponto de medida PRR1.

Em cada trimestre colocaram-se em cada ponto de medida dois conjuntos de dosímetros que permaneceram expostos durante intervalos de tempo correspondentes aos

períodos de integração mínimo e máximo, variando de 90 até cerca de 172 dias, fazendo coincidir o último conjunto avaliado em cada trimestre com o último dosímetro devolvido pelas estações de monitorização espalhadas no País. Em média, durante cada trimestre do ano, realizaram-se duas avaliações em cada ponto de medida.

O dosímetro termoluminescente utilizado consiste no porta-dosímetro *Harshaw* 8855 contendo um cartão com dois detetores de TLD-100, calibrado em termos do equivalente de dose ambiente $H^*(10)$ (Pereira *et al.*, 2016). Os dosímetros são lidos nos leitores semi-automáticos *Harshaw* 6600, sendo a eficiência de cada detetor corrigida através da aplicação do respetivo fator de correção individual, de acordo com metodologia anteriormente descrita (Alves *et al.*, 2004, 2006a, 2006b & 2006c). Para cada período de integração, em cada ponto de medida, colocaram-se dois grupos de seis dosímetros, agrupados em três conjuntos de dois, todos expostos durante o mesmo intervalo de tempo. O primeiro conjunto de dois dosímetros foi irradiado a uma dose de referência antes da colocação no ponto de medida; o segundo conjunto de dois dosímetros foi irradiado à mesma dose de referência depois do tempo de exposição; o terceiro conjunto de dosímetros não recebeu qualquer irradiação além da dose de radiação natural que se pretende avaliar. Findo o período de integração pretendido, os três conjuntos foram lidos simultaneamente. Com os conjuntos irradiados antes e depois do período de exposição no exterior, pretende-se corrigir o *fading* (desvanecimento térmico) e/ou as alterações de sensibilidade induzidas pela temperatura ambiente e suportadas pelos dosímetros durante o tempo de integração (Alves *et al.*, 1999, Pereira *et al.*, 2016). Para cada ponto de medida, determinou-se o respetivo fator de correção de *fading*, que foi aplicado ao valor de dose avaliado com os dosímetros não irradiados (Pereira *et al.*, 2016). Os dosímetros foram todos distribuídos pelos respetivos pontos de medida no dia em que foram preparados (*reset*) e foram todos processados (lidos) no mesmo dia em que foram removidos.

Os resultados que se apresentam neste relatório estão todos expressos em termos do débito de equivalente de dose ambiente, $H^*(10)$, em unidades de $nSv.h^{-1}$.

II.4.2.2. Resultados e Discussão

Na Tabela II.3 apresentam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medido nos sete pontos localizados no CTN, calculados a partir das leituras realizadas nos quatro trimestres de 2018. A respetiva incerteza foi obtida a partir do desvio padrão dos valores medidos. Na mesma tabela apresentam-se também os valores médios anuais para 2018, calculados a partir dos valores trimestrais, bem como a respetiva incerteza, determinada considerando todas as medidas efetuadas. Estes valores estão também representados na Figura II.6.

Tabela II.3 – Valores médios do débito do equivalente de dose ambiente medido em cada ponto de medida no CTN em cada trimestre e respetivo valor médio anual (valores expressos em nSv.h⁻¹).

Ponto de medida	I	II	III	IV	Ano 2018
Administração	85±14	90±6	83±6	91±18	87±11
Oficinas	90±10	102±12	94±9	95±6	95±10
LMRI	103±12	104±6	107±4	105±6	105±7
PRR1	159±13	155±8	150±6	147±11	152±10
PRR2	175±35	171±5	148±10	168±7	166±23
PRR3	177±16	185±17	184±8	180±14	182±13
PRR4	151±4	151±3	146±11	149±9	149±7

Observa-se que os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medidos nos pontos Oficinas, Administração e LMRI são muito próximos entre si, e que os valores medidos nos pontos de medida PRR1, PRR2, PRR3 e PRR4 são sistematicamente mais elevados. Tal como sugerido nos relatórios de anos anteriores, estes últimos pontos de medida localizam-se próximos do pavilhão de armazenamento de resíduos radioativos de média e baixa atividade, e provavelmente, por esta razão os valores medidos são sistematicamente mais elevados do que os registados nos outros três pontos de medida.

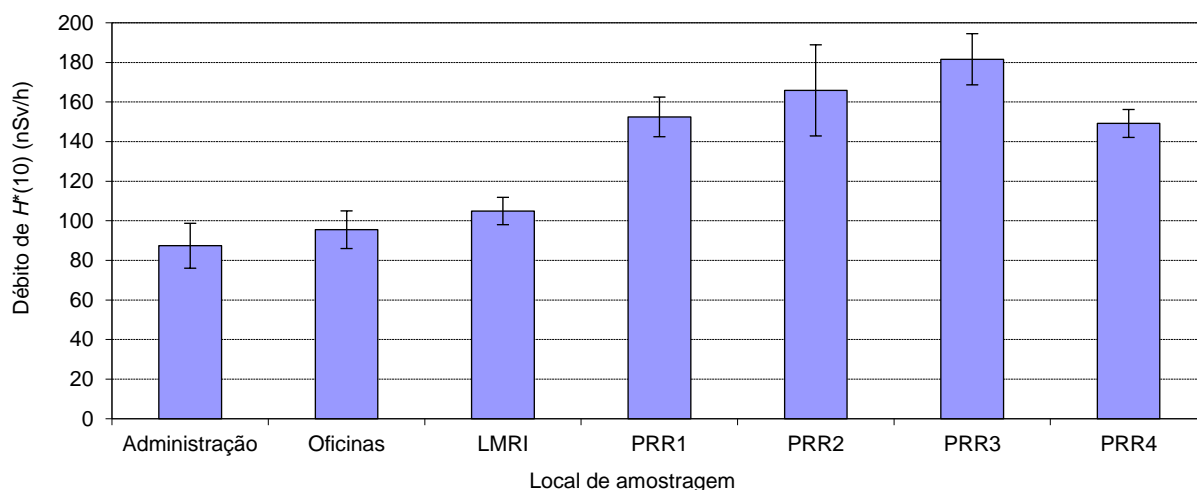


Figura II.6 – Valores médios anuais para 2018 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos sete pontos de medida no CTN (valores expressos em nSv.h⁻¹).

De uma maneira geral, observa-se que os valores trimestrais e o valor médio anual, registados em cada ponto de medida são semelhantes aos registados em anos anteriores (Madruça *et al.*, 2009 a 2018b). Os valores medidos e apresentados na Tabela II.3 são valores considerados normais, compatíveis com valores anteriormente publicados (Amaral, 1995).

II.5. MONITORIZAÇÃO NA FONTE

II.5.1. Descargas Líquidas

Durante o ano de 2018, o controlo dos níveis de radioatividade nos efluentes líquidos recebidos na Estação de Controlo de Descargas dos Efluentes Líquidos Radioativos (ECoDELiR) e descarregados para a ETAR foi efetuado através de amostragem discreta. As análises às amostras de efluentes foram realizadas no laboratório de medida do Núcleo Operacional de Proteção Radiológica (NOPR).

Na Figura II.7 são apresentadas as atividades totais descarregadas ao longo do ano, bem como a variação mensal da concentração de atividade total.

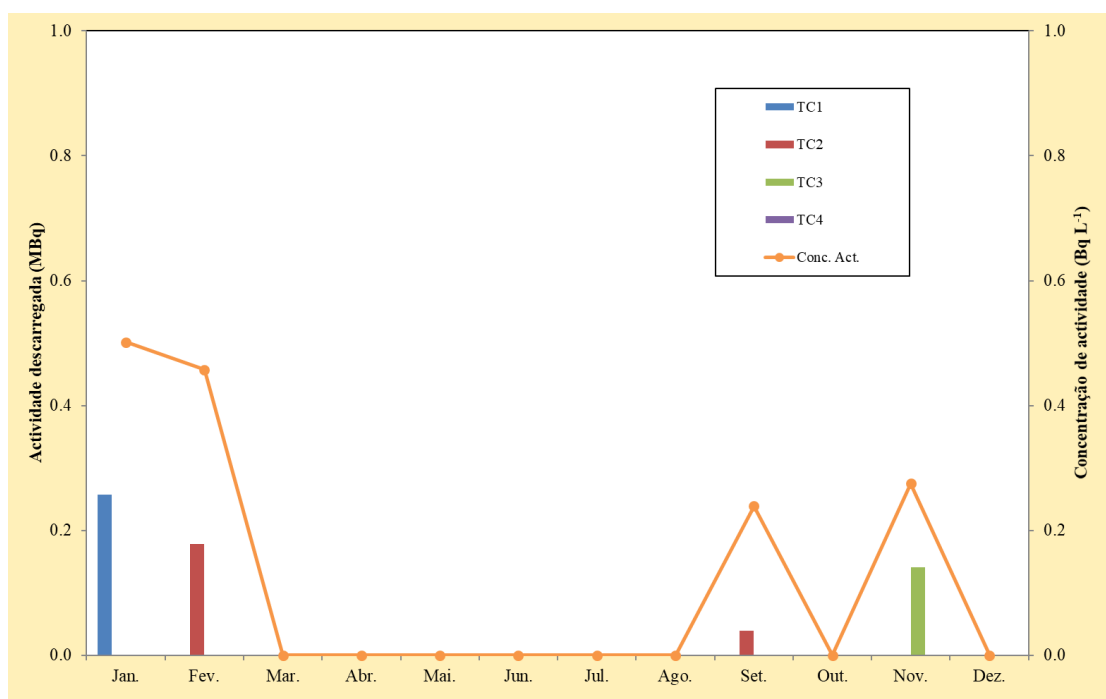


Figura II.7 – Variação mensal da atividade descarregada por tanque durante o ano de 2018 e variação mensal da concentração de atividade total para o mesmo período.

A atividade total descarregada ao longo do ano de 2018 foi 0,62 MBq, significativamente inferior à atividade total descarregada em anos anteriores (2 MBq em 2017, 49 MBq em 2016 e 89 MBq em 2015). As maiores contribuições para a atividade total descarregada provieram dos tanques TC1 e TC2 (0,26 MBq e 0,22 MBq, respetivamente), não se tendo verificado qualquer descarga do tanque TC4. Como se pode observar através da Figura II.7, apenas se registaram descargas nos meses de janeiro, fevereiro, setembro e novembro, com uma concentração de atividade máxima de 0,50 Bq L⁻¹ (em janeiro), muito inferior ao limite de descarga em vigor no IST (740 Bq L⁻¹). A diminuição nos valores da atividade total descarregada em 2018, tendência já observada em 2017, deve-se fundamentalmente à desativação do Reator Português de Investigação (RPI), que ocorreu durante o ano de 2016.

II.6. CONCLUSÕES

Os resultados do Programa de Monitorização relativo ao ano de 2018 mostram que os níveis de radioatividade de origem antrópica no ambiente exterior do CTN são baixos. As concentrações de ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I e ^3H mantiveram-se, na maior parte dos casos, abaixo da atividade mínima detetável ou em níveis sem significado do ponto de vista da proteção radiológica.

A dose de radiação gama ambiental, monitorizada através de detetores passivos e detetores ativos (rede de deteção gama em contínuo), manteve-se ao longo de todo o ano em valores considerados normais, não indiciando a ocorrência de qualquer anomalia ou emissão accidental.

As concentrações de atividade nos efluentes líquidos descarregados para a ETAR, situaram-se, ao longo de todo o ano, muito abaixo do limite de descarga em vigor no IST.

REFERÊNCIAS

- Alves J.G., Muñiz J.L., Gómez Ros J.M. and Delgado A., (1999). A comparative study on the thermal stability of LiF:Mg,Ti and LiF:Mg,Cu,P detectors for environmental monitoring. *Radiat. Prot. Dosim.*, 85, 253-257.
- Alves J.G., Abrantes J.N., Margo O., Rangel S., Santos L., (2004). Long-Term Stability of a TLD-Based Individual Monitoring System. *Radiation Protection Dosimetry*, 120, 1-4, 289-292.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S. (2006a). Environmental gamma radiation monitoring at ITN. In *Actas do 10th International Symposium on Radiation Physics*, Coimbra (Portugal), Setembro 2006.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., Calado A. (2006b). Testes para a implementação da dosimetria ambiental com detectores termoluminescentes individuais. *Relatório Interno*, novembro 2006.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., Flores E. (2006c). Quality assurance and quality control programme in use at the individual monitoring service of ITN-DPRSN. In *Atas do 2nd European IRPA Congress*, Paris (França), maio 2006.
- Amaral E.M., (1995). Exposição à Radiação Gama Natural Terrestre – relação entre as doses de radiação e os radionuclídeos primordiais existentes no solo. Monografia apresentada para prestação de provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar.
- Dueñas C., Fernández M.C., Cañete S., Pérez Barea J.J., Pérez M., (2009). Effects of collector types in sampling of atmospheric depositional fluxes, *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 198-202.
- Madruça M.J., Carvalho F.P, Reis M., Alves J., Corisco J., Trindade R., Pinhão N., Oliveira J.M, Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Santos L., Lopes I., Silva L., Abrantes J., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A., (2009). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2008). Relatório UPSR, Série A, nº33/09, ISBN 978-989-96542-0-4, Depósito Legal 194022/03.
- Madruça M.J., Carvalho F.P, Reis M., Alves J., Corisco J., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Torres L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Oliveira J.M, Santos L., Batista A., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., (2010). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2009). Relatório UPSR, Série A, nº37/10, ISBN 978-989-96542-5-9, Depósito Legal 194022/03.
- Madruça M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Santos L., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Melo J., Pereira M. (2011) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2010). *Internal Report UPSR*, Série A, nº38/2011, ISBN 978-989-96542-6-6, Depósito Legal 194022/03, pp. 135.
- Madruça M.J., F.P. Carvalho, M. Reis, J. Alves, J.A. Corisco, I. Lopes, J. Abrantes, J.M. Oliveira, L. Silva, L. Portugal, M. Malta, Y. Romanets, A. Libânio, A. Mourato, G. Silva, A. Batista, A.R. Gomes, E. Andrade, G. Carvalhal, J. Melo, M. Pereira (2013). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2011). *Internal Report LPSR*, Série A, nº39/13, ISBN 978-989-96542-7-3, Depósito Legal 194022/03, pp. 137.
- Madruça M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Pereira M. (2014) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2012). *Internal Report LPSR*, Série A, nº40/2014, ISBN 978-989-96542-8-0, pp. 137.

- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Pereira M. (2015) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2013). *Internal Report LPSR, Série A, n°41/2015*, ISBN 978-989-96542-9-7, pp. 135.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Santos M., Pereira M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Gomes A.R., Andrade E. (2016) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2014). *Internal Report LPSR, Série A, n°42/2016*, ISBN 978-989-20-6528-1, pp. 149.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Gomes A.R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Malta M., Santos M., Pereira M., Pereira P., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Andrade E., Pereira J. (2017) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2015). *Internal Report LPSR, Série A, n°43/2017*, ISBN 978-989-99833-0-4, pp. 144.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Lopes I., Pereira J., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Malta M., Santos M., Pereira M., Pereira P., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G. (2018a) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2016). *Internal Report LPSR, Série A, n°44/2018*, ISBN 978-989-99833-1-1, pp. 150.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Pereira J., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Malta M., Santos M., Pereira M., Pereira P., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G. (2018b) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2017). *Internal Report LPSR, Série A, n°45/2018*, ISBN 978-989-99833-2-8, pp. 132.
- Madureira L., Portugal L., (2006). Rede de Detecção de Radiação Gama Ambiente no ITN, Trabalho apresentado no âmbito do Mestrado em Engenharia Física Tecnológica – Segurança e Proteção Radiológica, IST.
- Pereira M.F., J. Pereira, S. Rangel, M. Saraiva, L.M. Santos, J.V. Cardoso, J.G. Alves, (2016) Environmental monitoring with passive detectors at CTN in Portugal. *Radiat. Prot. Dosim.* 170 (1-4), 342-345, doi:10.1093/rpd/ncv479.

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

Investigador

Fernando P. Carvalho

Técnicos Superiores

João Maria Oliveira

Margarida Malta

III.1. OBJECTIVOS

III.1.1 Introdução

O programa de monitorização radiológica das zonas das antigas minas de urânio realizado pelo IST/LPSR, e anteriormente pelo ITN, em cumprimento do disposto no Tratado Euratom Art.º 35 e 36, e do Decreto-Lei nº 165/2002, Artº14, alínea o), tem por finalidade obter e atualizar o conhecimento da radioatividade no ambiente nessas zonas, detetar situações de exposição da população a doses elevadas de radiações ionizantes resultantes dos resíduos das minas, do processamento do minério e da remediação ambiental e detetar a dispersão ou transferência ambiental dos elementos radioativos existentes naqueles resíduos, a fim de permitir a sua correção.

A necessidade deste programa de monitorização resulta do impacto ambiental da intensa atividade mineira decorrida em Portugal entre 1908 e 2001 e, em particular, da exploração de 60 depósitos de minérios radioativos para a produção de rádio e de urânio (Figura III.1). Em 2001, com o encerramento da Empresa Nacional de Urânio (ENU-SA), o património desta empresa pública, incluindo os antigos sítios mineiros, foi transferido para a Empresa de Desenvolvimento Mineiro (EDM), “holding” mineira sob a tutela do Ministério da Economia. Os trabalhos de requalificação ambiental dos antigos sítios mineiros foram cometidos de início à EXMIN, empresa concessionária única criada pela EDM, sob a supervisão de uma Comissão de Acompanhamento da Concessão, instituída pelo Decreto-Lei 198A/2001 e integrando a representação de vários Ministérios. Mais tarde, a EXMIN viria ser extinta e a atividade de remediação ambiental dos antigos sítios mineiros seria transferida para a EDM (Nero et al., 2005; Santiago Baptista, 2005).

Ao IST/LPSR incumbe agora *«proceder à vigilância ambiental na área de influência de explorações mineiras de minério radioativo, incluindo as fases de exploração, encerramento e requalificação»*, conforme o estabelecido no Dec. Lei nº 165/2002, Artº14, alínea o). Para este efeito foi elaborado em 2006 e iniciado em 2007, um programa regular de monitorização radiológica ambiental das regiões das antigas minas de urânio, procedendo-se à determinação das concentrações dos radionuclídeos da família do urânio no ambiente (Figura III.1). Este programa de monitorização foi apresentado e debatido com a Missão de Verificação do Artigo 35 do Tratado EURATOM, que visitou Portugal em Novembro 2006, e com a EDM. Os resultados da monitorização radiológica ambiental nestas áreas foram apresentados à Missão de Verificação do Artigo 35 que revisitou Portugal e o ITN em 2010, e mereceram aprovação da Missão.

O Programa de Monitorização das Antigas Zonas Mineiras de Urânio, não constituiu, no entanto, o início dos trabalhos do Departamento de Proteção Radiológica e Segurança

Nuclear do ITN neste domínio (Carvalho 2011, 2014). Na realidade foi precedido de trabalhos de monitorização ambiental efetuados no decurso das duas décadas anteriores e, em particular, do trabalho de identificação e caracterização dos sítios com resíduos mineiros (projeto POR/4/015 intitulado “Assessment of Environmental Contamination Around Abandoned Uranium Mines for Environmental Remediation” financiado pela IAEA (2001-2003) (Carvalho 2003a; 2003b).

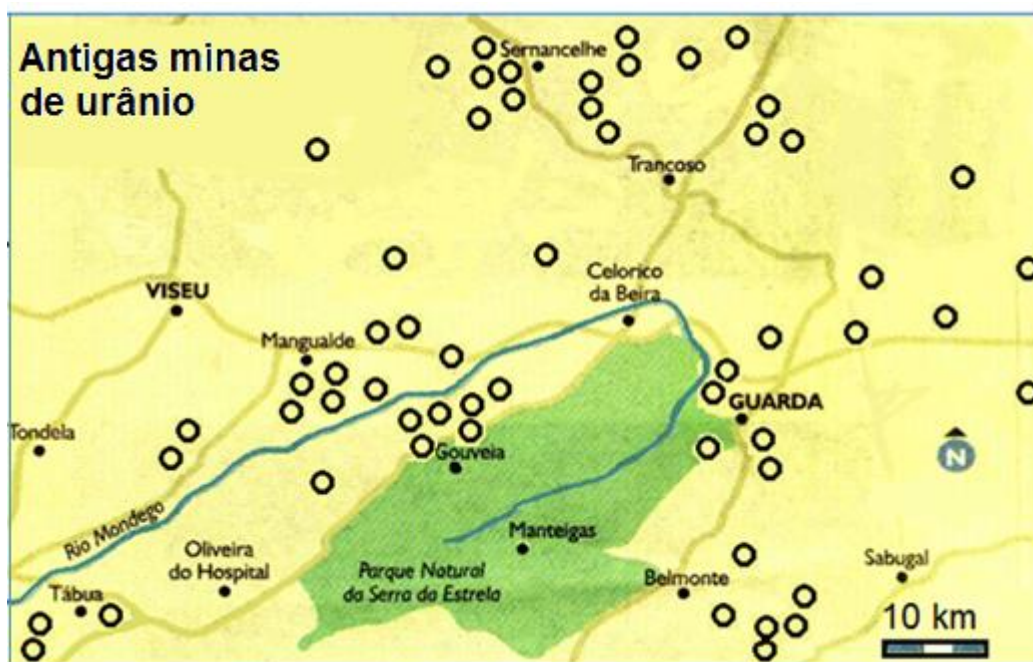


Figura III. 1. Mapa da região centro do país e localização das antigas minas de urânio (círculos).

Seguiu-se a investigação efetuada no âmbito do Projeto «Estudo dos efeitos dos resíduos das minas de urânio na saúde da população» (Projeto “MinUrar”, 2003-2006), financiado pelo Ministério da Saúde no seguimento da Recomendação da Assembleia da República nº 34/2001. O projeto “MinUrar” permitiu um estudo mais aprofundado de áreas onde estão situadas as antigas minas de urânio e a investigação da contaminação ambiental e dos seus efeitos sobre a saúde pública. Constatada a ocorrência de contaminação ambiental em diversas áreas e exposição de membros do público a radiações ionizantes acima do fundo radioativo natural, as recomendações efetuadas pelo Projeto “MinUrar” incluíram a realização de trabalhos de remediação ambiental, a monitorização periódica da radioatividade no ambiente das áreas mais afetadas pelos resíduos da extração e do tratamento do minério de urânio, bem como o acompanhamento do impacto radiológico das obras de remediação e, após conclusão dos trabalhos de remediação ambiental, a monitorização eventualmente mais espaçada para assegurar o controlo da exposição radiológica das populações a longo termo (Marinho Falcão et al., 2005, 2006, 2007).

A diversidade de locais das antigas minas de urânio é ilustrada na Figura III.2, e representa um grande desafio para a avaliação da contaminação radioativa do ambiente e avaliação do risco de exposição a radiações ionizantes. No decurso dos últimos anos diversos estudos foram efetuados nos sítios das antigas minas de rádio e de urânio contribuindo para o conhecimento mais detalhado sobre a radioatividade no ambiente e a toxicidade dos resíduos da produção de rádio e urânio (Caetano et. al., 2014; Carvalho et. al., 2005, 2007, 2009a, 2009b, 2010, 2014a, 2014b, 2015; Carvalho 2018; EDM, 2011; Fesenko et al, 2014; Keatley et al., 2018; Lourenço et al., 2017; Pereira et al., 2014; Reis et al., 2018).

III.1.2 Plano de monitorização executado em 2018

Incluíram-se no plano de monitorização de 2018 a colheita de amostras em vários locais para análises de radioatividade (Figura III.3). A saber:

- A) amostragem de águas, matéria em suspensão e sedimentos de várias antigas minas de urânio na região centro do país e situadas na bacia hidrográfica do Rio Mondego,
- B) amostragem de águas, matéria em suspensão e sedimentos do leito do Rio Mondego e de vários afluentes, designadamente a Ribeira de São Paio, a Ribeira do Castelo e a Ribeira da Pantanha na margem direita, e a Ribeira do Boco na margem esquerda do Mondego,
- C) amostragem de água das redes de abastecimento público de Canas de Senhorim e da Cunha baixa e uma água de um poço de rega nas hortas da Cunha baixa,
- D) medições de radão no exterior e interior de casas na zona de antigas minas de Urgeiriça e Cunha Baixa,
- E) amostragem de aerossóis na zona de Canas de Senhorim e da Cunha Baixa.



Figura III.2- Sítios de antigas minas de urânio na bacia do Rio Mondego, Guarda e Trancoso.

- A. Cratera da Mina da Quinta do Bispo com a escombreira de lixiviados em primeiro plano (julho 2014).
- B. Mina da Cunha-Baixa com a bacia do tratamento secundário de efluentes (wetland) em primeiro plano e, ao fundo, a escombreira recoberta e aldeia da Cunha Baixa (julho 2014).
- C. Ribeira da Pantanha no local da estação RP3. Ao fundo a Barragem Nova.
- D. Albufeira da Barragem da Agueira e cratera da Mina Mondego Sul (à direita).
- E. Monitorização da zona da Mina do Forte Velho com um “drone” equipado com detetor de radiação gama. Vista do sítio da mina para oeste, com a escombreira em primeiro plano.
- F. Hortas das casas no centro da povoação do Reboleiro; ao fundo escombreira da antiga Mina do Reboleiro.

III.2. Materiais e Métodos

III.2.1. Amostragem

A monitorização ambiental efetuada pelo IST/LPSR assenta sobretudo na recolha de amostras ambientais nas áreas selecionadas para a determinação das concentrações dos radionuclídeos através de análises efetuadas no laboratório. A amostragem na totalidade dos locais aqui descritos foi efetuada durante uma missão de campo efetuada de 10 a 14 de dezembro.

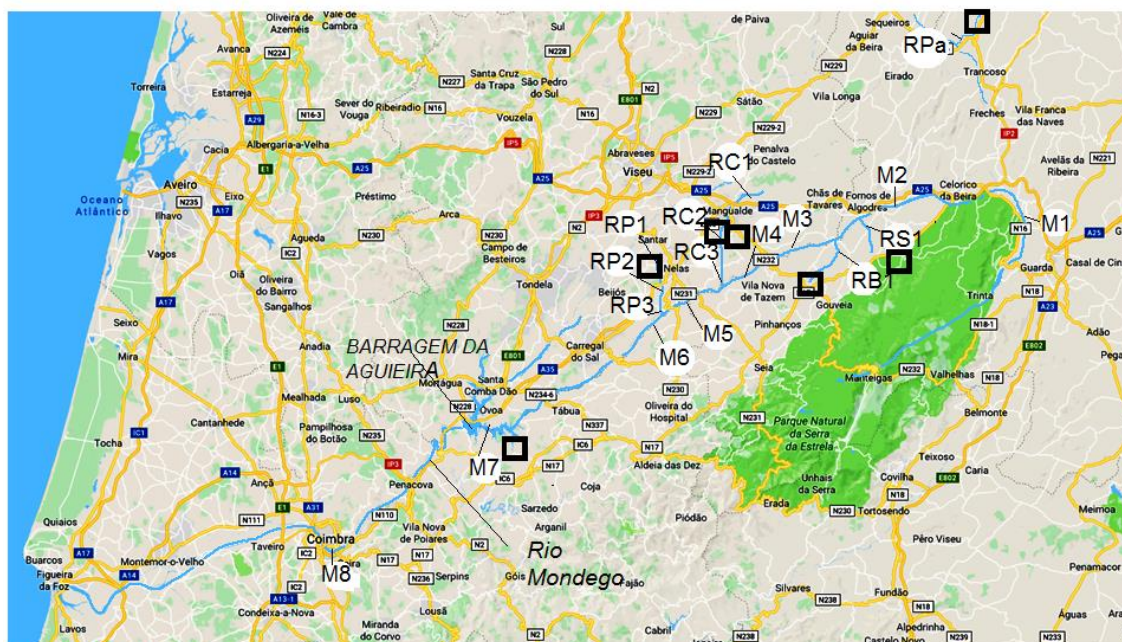
Na bacia hidrográfica do Rio Mondego, incluindo os afluentes selecionados, procedeu-se à recolha de sedimentos do leito com um amostrador de sedimentos cónico em aço inox (cone de Berthois) e da água dos ribeiros e rios (Figura III.3). Nas zonas de antigas minas de urânio procedeu-se à amostragem da água e sedimentos das crateras mineiras, e à medição da dose de radiação ambiente com um monitor portátil Thermo Scientific FH-40. Numa horta da povoação da Cunha baixa foi recolhida uma amostra de água de um poço de horta, numa área onde a água dos poços é monitorizada desde há vários anos.

Procedeu-se à recolha de água da torneira das redes públicas de distribuição de água para consumo humano nas localidades de Cunha Baixa e Canas de Senhorim. Estas amostras de água foram analisadas tal qual, isto é, sem filtração prévia, tal como seriam consumidas.

Foram efetuadas determinações contínuas de radão atmosférico no interior e no exterior de casas nas povoações de canas de Senhorim e da Cunha Baixa, com amostradores Sarad, GmbH.

Procedeu-se ainda á monitorização de aerossóis na zona da Urgeiriça e da Cunha-Baixa com amostradores High Volume Andersen, colocados em pátios de casas próximas das antigas minas.

Em cada ponto de amostragem foram registadas as coordenadas GPS do local, as características das amostras e, no caso das amostras de água, foram efetuadas no local as determinações dos principais parâmetros físicos-químicos com uma sonda multi-paramétrica HORIBA U-2.



M1 Vila Cortês Mondego
 M2 Fornos de Algodres
 M3 Ribamondego
 M4 Póvoa de Cervães
 M5 Montante C. Felgueiras
 M6 Jusante C. Felgueiras
 M7 Barragem da Aguieira
 M8 Coimbra

RC1 Mesquitela
 RC2 Anta, C. Baixa
 RC3 Póvoa Luzianes
 RP1 Valinhos
 RP2 Ponte jusante BN
 RP3 Caldas de Felgueira

RPa Reboleiro
 RS1 Rib São Paio
 RB1 Rib do Boco
 ■ Minas

Figura III.3- Mapa da região centro do país e bacia hidrográfica do Rio Mondego. As estações M1 a M8 correspondem aos locais de colheita no Rio Mondego. As estações RC correspondem a Ribeira do Castelo; RP corresponde a Ribeira da Pantanha; RS, corresponde a Ribeira de São Paio; RB, corresponde a Ribeira do Boco. Apenas as minas maiores estão indicadas.

III.2.2. Preparação e análise das amostras

As amostras de água de linhas de água e poços foram filtradas no local, através de filtros de membrana com 0,45 µm de poro para a análise separada das concentrações na fase solúvel e na fase particulada. As amostras de água filtradas foram de seguida acidificadas com HNO₃ a pH < 2 e transportadas em bidões de polietileno para o laboratório (Figura III.4).

As amostras de sedimentos das crateras mineiras e dos rios e ribeiras foram transportadas para o laboratório, secas a 60° C e peneiradas através de crivos com 63 µm de malha para separar os materiais mais grosseiros e utilizar apenas a fração fina, inferior a 63 µm, para as análises.

As poeiras em suspensão no ar de superfície (cerca de 1,5 m acima do solo) foram recolhidas com amostradores de ar de grande caudal (Andersen) e filtros de microfibras de vidro Whatman, com registo do volume de ar filtrado e determinação da concentração de poeiras no ar (Figura III.4).



Figura III.4. Aspetos da amostragem no terreno.

A, Filtração das amostras de água no local da colheita.

B, Filtros com a matéria em suspensão.

C, Amostrador de aerossóis.

III.2.3. Determinação radiométrica dos radionuclídeos

Após homogeneização das amostras foram preparadas alíquotas para análise às quais se adicionaram traçadores isotópicos dos elementos a analisar (^{232}U , ^{229}Th , ^{224}Ra , ^{209}Po e Pb estável). Procedeu-se à dissolução total das alíquotas em HNO_3 , HCl e HF , seguida de separação radioquímica e purificação dos radioelementos a determinar.

Os radioelementos foram eletrodepositados em discos metálicos, de aço inox ou prata, e a radioatividade determinada por espectrometria alfa com detetores de superfície de barreira e implantados, utilizando espectrómetros OctetePlus (ORTEC EG&G). As técnicas de separação radioquímica e de espectrometria alfa utilizadas foram testadas e descritas na literatura científica (Carvalho et al., 2005; Oliveira e Carvalho, 2006; Carvalho e Oliveira 2007, 2009) (Figura III.5).

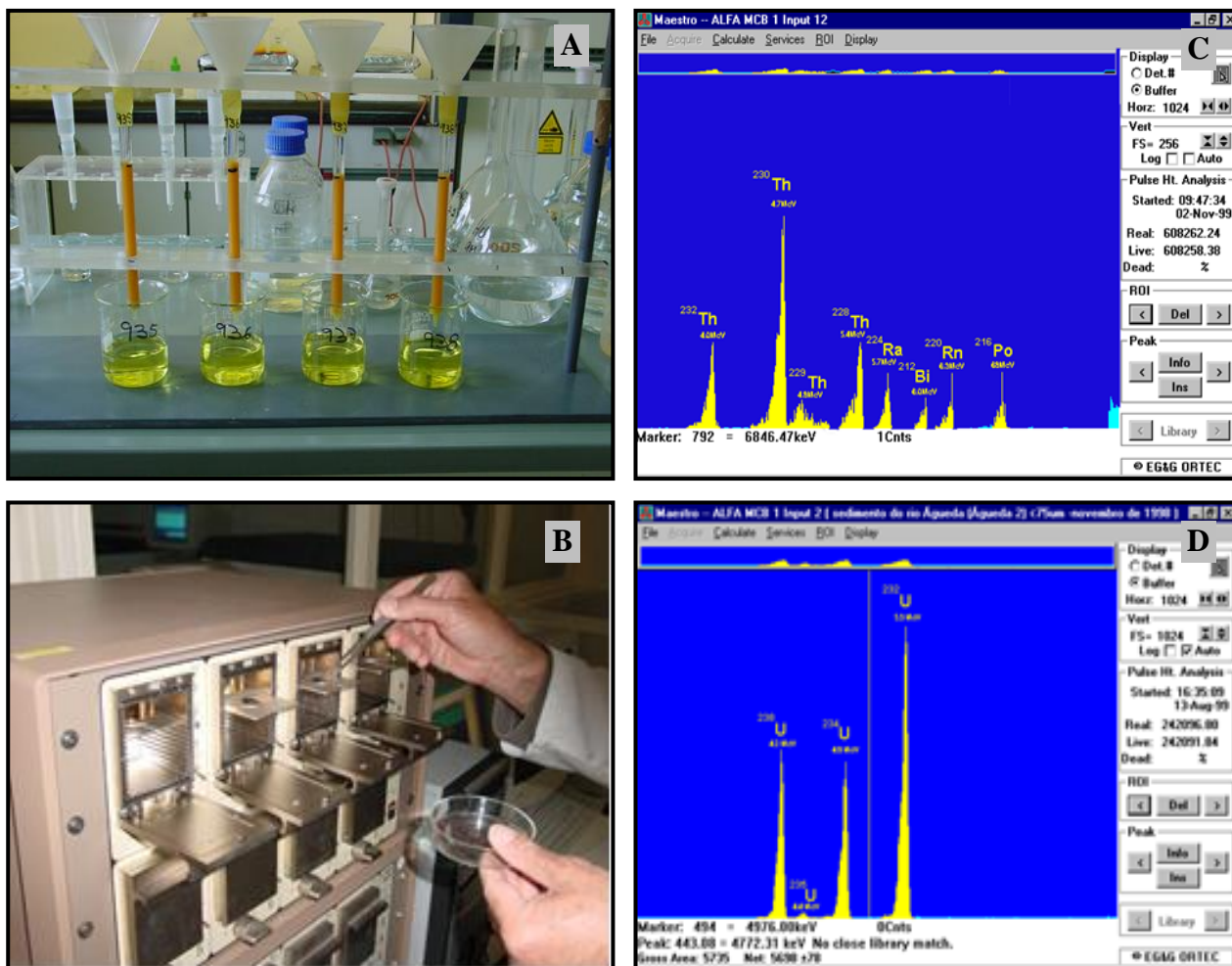


Figura III.5- Análise de radionuclidos no laboratório. A, Separação radioquímica dos radioelementos. B, espectrómetro alfa. C, Espectro de radiação alfa dos isótopos do tório. D, Espectro da radiação alfa dos isótopos de urânio.

O controlo de qualidade analítica foi regularmente efetuado através de análise de Materiais de Referência com concentrações dos radionuclidos conhecidas e através da participação em exercícios de inter-comparação laboratorial com amostras desconhecidas, periodicamente organizados pela Agencia Internacional de Energia Atómica (IAEA) e pelo Institute of Reference Methods and Materials (IRRM) do Joint Research Centre da EU (Pham et al, 2006; Richter et al., 2006; Povinec et al, 2007; Carvalho and Edge, 2013; Pham et al., 2014).

A determinação em contínuo da concentração de radão (^{222}Rn) no ar de superfície foi efetuada com analisadores-registadores baseados em detetores de barreira de silício (SARAD, GmbH) colocados a cerca de 1,5 m acima do solo, sob alpendres exteriores e no interior de casas nas povoações da Cunha-Baixa e Reboleiro. A amostragem de poeiras foi efetuada no centro da povoação de Cunha Baixa, no terreno da Junta de Freguesia, e numa quinta nas proximidades da Barragem Velha na Urgeiriça.

III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A) Aguas e sedimentos das antigas minas de urânio

As concentrações em atividade dos radionuclidos nas águas das crateras e escorrência de várias minas são apresentadas nas Tabelas III.1.a) e III.1.b), respetivamente para as concentrações na fase dissolvida e na fase particulada. Na altura das colheitas de amostras para análise alguns destes antigos sítios mineiros já tinham recebido trabalhos de remediação ambiental, nomeadamente a Mina da Cunha Baixa e a Mina do Castelejo, pelo que as amostras de água são representativas da descarga para a linha de água (Mina do Castelejo) e da drenagem da mina em tratamento nas bacias de fito-remediação (Mina da Cunha Baixa). Noutros casos, designadamente na Mina de Mondego Sul e na Mina da Quinta do Bispo, as amostras de água foram recolhidas das crateras mineiras e não estavam submetidas a qualquer tratamento.

Em todas as amostras de água filtradas (fase solúvel) os radionuclidos presentes em concentrações mais elevadas foram os da série radioativa do uranio, (isótopos ^{238}U e ^{234}U), geralmente seguidos do ^{226}Ra , e do ^{210}Po , este último com valores significativamente mais baixos. O ^{232}Th , progenitor da série radioativa natural do tório, apresentou-se sempre em concentrações muito baixas nas águas filtradas, tal como o ^{230}Th da série do uranio, pois trata-se de um elemento praticamente insolúvel.

Em contraste com as concentrações na fase solúvel, as concentrações na matéria em suspensão confirmam a presença generalizada de uranio, como seria de esperar, e de todos os demais radionuclidos. Contudo os resultados obtidos sublinham a grande solubilidade do uranio e do rádio (ex., o ^{238}U apresentou concentrações mais elevadas na fase solúvel do que na matéria em suspensão), enquanto o tório (^{232}Th e ^{230}Th) se apresentou sobretudo presente na fase particulada, tal como o ^{210}Po .

As concentrações em ambas as fases indicam que a água da mina da Cunha Baixa continua a exigir tratamento para remoção, ou pelo menos redução, da radioatividade antes de ser descarregada na linha de água e Ribeira do Castelo. A água das crateras das minas da Quinta do Bispo e do Mondego Sul e, também, a drenagem da Mina do Castelejo, apresentam ainda concentrações relativamente elevadas de uranio e rádio, bem acima, por exemplo, dos limites recomendados para a água destinada ao consumo humano.

As concentrações dos mesmos radionuclidos nos sedimentos das crateras e sedimentos das bacias de tratamento das águas das minas são apresentados na Tabela III.1.c). As amostras analisadas correspondem à fração de granulometria mais fina destes sedimentos. Todos os sedimentos analisados apresentaram concentrações de radionuclidos muito mais elevadas que os solos agrícolas da região (analisados por diversas vezes em anos anteriores), o que não

surpreende pois trata-se de materiais originários das minas de urânio. Esses valores excedem a concentração de referência indicada pela IAEA de 10 Bq/g para os classificar como materiais (resíduos) radioativos. Aquando da manutenção das bacias e remediação ambiental final destes sítios mineiros, a sua remoção e destino final deverão ter em conta a necessidade de deposição em condições que impeçam a sua dispersão no ambiente e assegurem o seu isolamento da biosfera.

B) Águas superficiais da bacia hidrográfica do Rio Mondego

As Tabelas III.2.a) e III.2.b) apresentam, respetivamente, as concentrações em atividade dos radionuclidos na fase solúvel e na fase particulada, nas amostras de água de rio recolhidas na bacia hidrográfica do Mondego (Figura III.2).

As amostras do Rio Mondego propriamente dito, isto é, M1 a M7, representam um perfil de radioatividade na água do rio de montante para jusante, à data da amostragem. Nesse período, o caudal do Mondego era fraco e a barragem da Aguieira apresentava um nível de água muito baixo. As concentrações de urânio dissolvido apresentaram-se, assim, crescentes para jusante pois a diluição da descarga das ribeiras afluentes não sofria grande diluição no caudal do Mondego o que se refletiu nos valores da radioatividade da água deste rio. As concentrações de urânio e rádio na água da albufeira da barragem da Aguieira foram 2-3 vezes mais elevadas que na cabeceira do Rio Mondego.

As concentrações de radionuclidos na água (fase solúvel) das ribeiras afluentes do Rio Mondego, como a Ribeira de São Paio, Ribeira do Castelo e Ribeira da Pantanha, na margem direita, e Ribeira do Boco na margem esquerda, foram geralmente mais elevadas que no curso principal do Rio Mondego. Os valores mais elevados foram medidos na água da Ribeira da Pantanha onde o urânio (^{238}U) dissolvido atingiu 641 ± 30 mBq/L a jusante da descarga da Barragem Nova da Urgeiriça. As concentrações de rádio (^{226}Ra), radionuclido também muito solúvel, foram relativamente elevadas nas amostras de água da Ribeira da Pantanha e da Ribeira do Boco.

As concentrações em atividade dos mesmos radionuclidos na matéria em suspensão (Tabela III.2.b), foram geralmente mais baixas que na fase solúvel, com exceção dos isótopos de tório pois são praticamente insolúveis. Já as concentrações razoavelmente elevadas do polónio (^{210}Po) na matéria particulada, e tratando-se de um elemento igualmente pouco solúvel, indicaram uma forte reconcentração deste radionuclido na matéria particulada.

No entanto, o maior reservatório destes radionuclidos era sem dúvida o material sedimentar depositado no leito do rio e ribeiros, conforme indicam os resultados da Tabela III.2.c). Os sedimentos, em particular nos sedimentos dos troços das ribeiras que receberam e recebem as descargas das águas de minas, apresentaram valores elevados de urânio, dos

descendentes do urânio e também de tório (^{232}Th). Os sedimentos do leito do Rio Mondego apresentaram valores mais elevados nas estações M5 e M6, onde também se fazem sentir as descargas das Ribeiras do Castelo e da Pantanha, e apresentaram valores baixos na barragem da Aguieira. O leito da albufeira desta barragem é composto por xistos argilosos que contrastam com os granitos da cabeceira do Mondego, e nesta albufeira a influência das descargas das ribeiras afluentes não chegam a elevar significativamente a radioatividade do sedimento do leito.

Os valores mais elevados de radioatividade foram determinados no leito da Ribeira da Pantanha, que recebe a descarga das águas tratadas provenientes da Mina da Urgeiriça e das barragens de resíduos do tratamento do minério.

C) Águas para consumo humano

A Tabela III.3 apresenta os resultados da concentração em atividade dos radionuclídeos na água para consumo humano, amostrada na torneira do consumidor, em duas povoações com antigas minas de urânio e escombrelas de resíduos do tratamento químico do minério (já recobertas), Canas de Senhorim e Cunha Baixa. As concentrações dos principais radionuclídeos nestas águas foram muito baixas e, no seu conjunto, a radioatividade alfa total não excede o limite de 0,1 Bq/L para água destinada ao consumo humano. Estas águas da rede pública de abastecimento são provenientes de barragens situadas fora da bacia do Rio Mondego, em áreas não afetadas pelas antigas minas de urânio, sendo os valores de radioatividade nestas águas de consumo consistentemente baixos ao longo dos anos.

Já a água do poço de horta de uma das casas na povoação da Cunha Baixa apresentou valores muito elevados para as concentrações de ^{238}U , ^{234}U e ^{226}Ra . A radioatividade alfa total destes radionuclídeos excedeu largamente o valor máximo de 0,1 Bq/L para água destinada ao consumo humano. A água deste poço, monitorizada anualmente, tem mantido ao longo dos últimos 15 anos concentrações elevadas e estáveis daqueles radionuclídeos. Esta água, como aliás a água da generalidade dos poços nesta área da Cunha Baixa, não é adequada para consumo humano, e não é consumida. É, no entanto, ocasionalmente usada para rega das hortas. A contaminação persistente da água destes poços, sublinha a necessidade de disponibilização de água alternativa para rega das hortas, e a necessidade de manter a vigilância sobre a interdição do consumo da água dos poços.

D) Radão no interior de edifícios

A Tabela III.4 apresenta os resultados das medições de radão no exterior e interior de três edifícios das povoações de Canas de Senhorim e Cunha Baixa. As concentrações de radão medidas no exterior, realizadas na habitação mais próxima da Barragem Velha (escombrela de resíduos já recoberta) em Canas de Senhorim-Urgeiriça, são valores usuais de radão para uma

região granítica e uranífera, tal como no exterior da construção da Cunha Baixa. Estes valores, inferiores a 100 Bq/m^3 , são muito mais baixos do que os valores registados antes da cobertura das escombrelas, que foram de várias centenas de Bq/m^3 .

O valor médio de radão registado no interior da escola da Cunha Baixa, 1025 Bq/m^3 , situa-se numa gama de concentrações já mais elevada, mas frequente no ar no interior de casas das regiões graníticas. Este fenómeno, que é devido à acumulação de radão proveniente do solo e de origem natural, não se relaciona com o impacto das antigas minas de uranio. Contudo, estes valores excedem as recomendações internacionais atuais da OMS e da EU, que recomendam que para a proteção dos efeitos negativos do radão sobre a saúde humana, a concentração de radão no ar não deve exceder o valor médio anual de 300 Bq/m^3 no interior das habitações e locais de trabalho (Diretiva 2013/59 EURATOM).

E) Aerossóis no ar de superfície

Os resultados das determinações das concentrações em atividade nos aerossóis do ar de superfície são mostrados na Tabela III.5. As amostragens de aerossóis foram efetuadas em duas das localidades mais representativas das antigas atividades mineiras do uranio, Canas de Senhorim/Urgeiriça e Cunha baixa. As concentrações, em Bq/kg de partículas dos aerossóis, foram para o uranio e rádio correspondentes às concentrações nos solos da região. A resuspensão das partículas mais finas dos solos explica estes valores. No entanto, as concentrações de ^{210}Pb e ^{210}Po nos aerossóis mais elevadas que as de uranio e tório, resultam do enriquecimento das partículas em descendentes do radão atmosférico.

Estes níveis de concentrações dos radionuclidos de origem natural nos aerossóis das regiões das antigas minas de uranio, são hoje semelhantes ao de outras regiões do país, designadamente em Lisboa e Vale do Tejo.

Tabela III.1 - Águas e sedimentos de crateras mineiras.

a) Concentração em atividade (mBq/L) dos radionuclidos na fase solúvel das águas de minas.

Designação	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Mina Mondego Sul	302 ± 9	13,8 ± 0,6	283 ± 9	0,4 ± 0,1	304 ± 22	-	8,9 ± 0,6	< 0,3
Mina do Castelejo, escorrências	836 ± 38	35 ± 2	830 ± 38	< 0,5	740 ± 30	-	26 ± 2	< 0,3
Mina do Castelejo, cratera	105 ± 3	5,0 ± 0,3	108 ± 3	4,4 ± 0,5	71 ± 4	-	14,9 ± 0,9	< 0,2
Mina da Cunha Baixa 1	280 ± 9	12,9 ± 0,6	272 ± 9	< 0,3	3518 ± 229	-	24 ± 1	< 0,2
Mina da Cunha Baixa 2	2218 ± 106	110 ± 6	2061 ± 100	0,45 ± 0,07	57 ± 3	-	5,1 ± 0,3	0,49 ± 0,02
Mina da Quinta do Bispo, cratera	9964 ± 289	442 ± 20	9582 ± 278	1,9 ± 0,1	657 ± 28	-	45 ± 3	0,06 ± 0,02

b) Concentração em atividade (mBq/L) dos radionuclidos na fase particulada (matéria em suspensão) das águas de minas.

Designação	mg/L	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Mina Mondego Sul	3,9	72 ± 2	3,2 ± 0,1	67 ± 2	3,9 ± 0,2	46 ± 2	-	70 ± 3	0,14 ± 0,03
Mina do Castelejo, escorrências	6,7	327 ± 12	13,9 ± 0,7	326 ± 12	5,3 ± 0,3	58 ± 2	-	77 ± 4	0,04 ± 0,02
Mina do Castelejo, cratera	2,3	17,1 ± 0,4	8,4 ± 0,1	17,1 ± 0,4	5,0 ± 0,2	31 ± 2	-	18 ± 1	0,19 ± 0,02
Mina da Cunha Baixa 1	23	270 ± 10	13,0 ± 0,7	266 ± 10	27 ± 2	739 ± 27	-	171 ± 8	0,03 ± 0,01
Mina da Cunha Baixa 2	1,3	41 ± 1	1,9 ± 0,1	40 ± 1	0,6 ± 0,1	17,7 ± 0,7	-	6,2 ± 0,3	< 0,1
Mina da Quinta do Bispo, cratera	2,2	30,7 ± 0,8	1,4 ± 0,1	29,5 ± 0,8	6,8 ± 0,6	25 ± 1	-	49 ± 3	0,18 ± 0,05

c) Concentração em atividade (Bq/kg) dos radionuclídeos nos sedimentos das crateras mineiras (fração <math><63\mu\text{m}</math>).

Designação	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	$^{210}\text{Pb}=\text{}^{210}\text{Po}$	^{232}Th
Mina Mondego Sul	7588 ± 413	362 ± 28	7099 ± 388	1821 ± 99	2845 ± 176	3798 ± 471	37 ± 3
Mina do Castelejo, escorrências	32601 ± 1888	1838 ± 125	31187 ± 1808	1109 ± 52	3419 ± 171	5488 ± 656	24 ± 2
Mina do Castelejo, cratera	4282 ± 107	191 ± 6	4265 ± 107	2243 ± 148	2237 ± 94	2522 ± 157	276 ± 19
Mina da Cunha Baixa 1	7608 ± 474	319 ± 31	7692 ± 479	3039 ± 143	3035 ± 140	5756 ± 327	59 ± 3
Mina da Cunha Baixa 2	14658 ± 1058	738 ± 68	13588 ± 983	216 ± 10	6111 ± 353	2206 ± 154	10 ± 1

Tabela III.2 - Água e sedimento de rios.

a) Concentração em atividade (mBq/L) dos radionuclídeos na fase solúvel de águas de superfície (rios).

Designação	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Po	^{232}Th
M#1, Rio Mondego	$6,2 \pm 0,2$	$0,25 \pm 0,02$	$5,9 \pm 0,2$	-	10 ± 2	$4,7 \pm 0,3$	-
M#2, Rio Mondego	$6,4 \pm 0,3$	$0,27 \pm 0,03$	$6,3 \pm 0,3$	-	12 ± 2	$4,2 \pm 0,3$	-
M#3, Rio Mondego	$5,9 \pm 0,2$	$0,26 \pm 0,04$	$5,9 \pm 0,2$	-	10 ± 1	$13,4 \pm 0,8$	-
M#4, Rio Mondego	$9,7 \pm 0,3$	$0,47 \pm 0,03$	$9,8 \pm 0,3$	-	20 ± 2	$14,8 \pm 0,8$	-
M#5, Rio Mondego	$8,4 \pm 0,3$	$0,34 \pm 0,03$	$8,6 \pm 0,3$	$0,34 \pm 0,06$	11 ± 1	18 ± 1	$0,06 \pm 0,02$
M#6, Rio Mondego	$11,9 \pm 0,5$	$0,51 \pm 0,05$	$11,9 \pm 0,5$	$0,7 \pm 0,1$	18 ± 3	$7,1 \pm 0,4$	$0,12 \pm 0,05$
M#7, Rio Mondego, B. Agueira	$16,8 \pm 0,5$	$0,81 \pm 0,05$	$16,0 \pm 0,5$	$< 0,5$	12 ± 2	$8,0 \pm 0,5$	$0,07 \pm 0,06$
Ribeira de Sampaio	$18,8 \pm 0,6$	$0,83 \pm 0,05$	$18,8 \pm 0,6$	$0,40 \pm 0,06$	18 ± 2	$5,5 \pm 0,4$	$0,016 \pm 0,008$
RB#1, Ribeira do Boco	34 ± 1	$1,55 \pm 0,08$	35 ± 1	$2,5 \pm 0,2$	$10,3 \pm 0,7$	$7,8 \pm 0,5$	$0,09 \pm 0,04$
RB#2, Ribeira do Boco	$12,9 \pm 0,5$	$0,61 \pm 0,04$	$13,4 \pm 0,5$	$1,0 \pm 0,1$	$14,6 \pm 0,8$	$5,8 \pm 0,4$	$0,08 \pm 0,02$
RB#3, Ribeira do Boco	$9,6 \pm 0,3$	$0,40 \pm 0,04$	$9,4 \pm 0,3$	$1,4 \pm 0,2$	$13,6 \pm 0,8$	$8,9 \pm 0,6$	$0,05 \pm 0,03$
RC#1, ribeira do Castelo	$10,8 \pm 0,3$	$0,54 \pm 0,04$	$11,0 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,1$	20 ± 01	$6,4 \pm 0,4$	$0,08 \pm 0,04$
RC#2, Ribeira do Castelo	27 ± 1	$1,1 \pm 0,1$	25 ± 1	$1,3 \pm 0,2$	32 ± 2	$14,6 \pm 0,9$	$0,16 \pm 0,06$
RC#3, Ribeira do Castelo	$14,9 \pm 0,5$	$0,64 \pm 0,07$	$15,0 \pm 0,5$	$1,2 \pm 0,2$	16 ± 1	$8,5 \pm 0,5$	$0,13 \pm 0,09$
RP#1, Ribeira da Pantanha	164 ± 7	$7,7 \pm 0,5$	165 ± 7	$1,2 \pm 0,2$	34 ± 2	46 ± 2	$< 0,2$
RP#2, Ribeira da Pantanha	641 ± 30	29 ± 2	612 ± 28	$0,78 \pm 0,08$	67 ± 4	$9,8 \pm 0,6$	$0,03 \pm 0,01$

RP#3, Ribeira da Pantanha	398 ± 18	18 ± 1	403 ± 18	$< 0,2$	56 ± 3	$11,3 \pm 0,7$	$< 0,2$
RP#4, Ribeira da Pantanha	128 ± 3	$6,0 \pm 0,3$	126 ± 3	$1,2 \pm 0,2$	47 ± 3	$8,6 \pm 0,5$	$< 0,3$
Poço, Cunha Baixa	643 ± 27	31 ± 2	606 ± 26	$0,29 \pm 0,08$	435 ± 37	17 ± 1	$0,11 \pm 0,05$

b) Concentração em atividade (mBq/L) dos radionuclidos na matéria em suspensão (fase particulada) de águas de superfície (rios).

Designação	mg/L	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Po	²³² Th
M#1, Rio Mondego	2,1	2,5 ± 0,1	0,13 ± 0,03	2,4 ± 0,1	0,62 ± 0,07	13 ± 2	5,0 ± 0,3	0,6 ± 0,2
M#2, Rio Mondego	2,4	12,2 ± 0,4	0,60 ± 0,04	11,6 ± 0,4	0,63 ± 0,06	2,7 ± 0,2	5,2 ± 0,3	0,13 ± 0,03
M#3, Rio Mondego	2,8	3,6 ± 0,1	0,17 ± 0,02	3,8 ± 0,2	1,1 ± 0,1	4,1 ± 0,3	6,7 ± 0,5	0,16 ± 0,04
M#4, Rio Mondego	3,7	4,4 ± 0,2	0,19 ± 0,02	4,4 ± 0,2	1,1 ± 0,1	3,8 ± 0,3	9,0 ± 0,5	0,18 ± 0,03
M#5, Rio Mondego	2,8	5,6 ± 0,2	0,25 ± 0,03	5,8 ± 0,3	1,7 ± 0,1	6,1 ± 0,4	14,5 ± 0,9	0,21 ± 0,03
M#6, Rio Mondego	8,9	6,7 ± 0,2	0,33 ± 0,03	6,7 ± 0,2	2,1 ± 0,1	12,7 ± 0,6	8,7 ± 0,5	0,38 ± 0,04
M#7, Rio Mondego, B. Agueira	1,0	2,4 ± 0,1	0,12 ± 0,02	2,5 ± 0,1	0,52 ± 0,09	3,7 ± 0,3	5,3 ± 0,3	0,09 ± 0,04
Ribeira de Sampaio	0,2	1,91 ± 0,09	0,11 ± 0,02	1,68 ± 0,08	0,54 ± 0,09	1,9 ± 0,1	3,0 ± 0,2	0,03 ± 0,02
RB#1, Ribeira do Boco	13,3	20,1 ± 0,6	0,93 ± 0,05	19,5 ± 0,6	13,8 ± 0,06	48 ± 2	22 ± 1	0,11 ± 0,07
RB#2, Ribeira do Boco	1,0	2,7 ± 0,1	0,10 ± 0,02	2,7 ± 0,1	0,5 ± 0,2	4,1 ± 0,2	3,1 ± 0,2	< 0,4
RB#3, Ribeira do Boco	3,3	5,3 ± 0,2	0,22 ± 0,02	5,4 ± 0,2	3,0 ± 0,3	6,6 ± 0,3	9,9 ± 0,6	0,18 ± 0,08
RC#1, Ribeira do Castelo	0,4	3,1 ± 0,1	0,14 ± 0,02	2,9 ± 0,1	1,8 ± 0,3	3,8 ± 0,3	3,5 ± 0,2	0,2 ± 0,1
RC#2, Ribeira do Castelo	5,0	17,1 ± 0,7	0,84 ± 0,05	16,8 ± 0,7	3,8 ± 0,4	16 ± 1	18 ± 1	0,23 ± 0,08
RC#3, Ribeira do Castelo	0,7	5,2 ± 0,2	0,22 ± 0,03	5,3 ± 0,2	2,7 ± 0,4	6,4 ± 0,4	5,6 ± 0,3	0,12 ± 0,01
RP#1, Ribeira da Pantanha	1,3	20,9 ± 0,6	0,97 ± 0,06	21,3 ± 0,7	1,4 ± 0,1	14,7 ± 0,7	30 ± 2	0,06 ± 0,03
RP#2, Ribeira da Pantanha	8,5	361 ± 16	17 ± 1	359 ± 15	2,0 ± 0,1	7,9 ± 0,5	9,1 ± 0,6	< 0,1

RP#3, Ribeira da Pantanha	9,2	240 ± 7	10,7 ± 0,4	239 ± 7	6,7 ± 0,5	9,0 ± 0,5	15,9 ± 0,8	0,4 ± 0,2
RP#4, Ribeira da Pantanha	2,7	54 ± 2	2,6 ± 0,1	54 ± 2	7,3 ± 0,7	6,1 ± 0,4	10,2 ± 0,5	0,09 ± 0,04

c) Concentração em atividade (Bq/kg) dos radionuclídeos no sedimento do leito dos rios (fração <63µm).

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
M#1, Rio Mondego	292 ± 7	14 ± 1	287 ± 7	176 ± 8	212 ± 29	338 ± 17	154 ± 7
M#2, Rio Mondego	394 ± 9	20 ± 1	394 ± 9	204 ± 8	141 ± 25	359 ± 18	202 ± 8
M#3, Rio Mondego	306 ± 9	14 ± 1	320 ± 9	152 ± 7	444 ± 67	395 ± 25	72 ± 4
M#4, Rio Mondego	265 ± 8	13 ± 1	263 ± 8	133 ± 8	509 ± 48	403 ± 23	55 ± 4
M#5, Rio Mondego	437 ± 12	20 ± 1	446 ± 12	259 ± 13	577 ± 110	440 ± 22	169 ± 9
M#6, Rio Mondego	636 ± 56	34 ± 4	658 ± 57	460 ± 25	443 ± 29	535 ± 38	255 ± 14
M#7, Rio Mondego, barragem da Agueira	131 ± 4	5 ± 1	130 ± 4	113 ± 9	159 ± 18	92 ± 5	81 ± 7
Ribeira de Sampaio	327 ± 9	14 ± 1	319 ± 9	233 ± 14	414 ± 37	322 ± 20	194 ± 12
RB#1, Ribeira do Boco	1350 ± 30	63 ± 2	1331 ± 30	1188 ± 46	685 ± 45	1110 ± 103	291 ± 11
RB#2, Ribeira do Boco	1034 ± 24	50 ± 2	1000 ± 23	754 ± 40	862 ± 47	901 ± 45	347 ± 19
RB#3, Ribeira do Boco	151 ± 5	7 ± 1	161 ± 5	131 ± 9	937 ± 166	226 ± 14	72 ± 5
RC#1, Ribeira do Castelo	832 ± 28	39 ± 3	885 ± 30	138 ± 7	697 ± 51	619 ± 37	65 ± 4
RC#2, Ribeira do Castelo	1321 ± 47	62 ± 5	1352 ± 48	687 ± 38	921 ± 93	704 ± 56	539 ± 30
RP#2, Ribeira da Pantanha	18557 ± 596	766 ± 35	18399 ± 592	771 ± 39	1266 ± 86	913 ± 31	34 ± 4
RP#3, Ribeira da Pantanha	9498 ± 431	360 ± 39	9344 ± 425	6760 ± 301	791 ± 113	1576 ± 94	230 ± 11
RP#4, Ribeira da Pantanha	6640 ± 264	306 ± 17	6749 ± 268	7568 ± 366	2191 ± 250	1724 ± 154	176 ± 9

Tabela III.3 - Concentração em atividade (mBq/L) dos radionuclidos na água da rede pública, para consumo humano, em diversas povoações.

Designação	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Po	^{232}Th
Canas de Senhorim	$2,5 \pm 0,1$	$0,11 \pm 0,02$	$2,6 \pm 0,1$	< 1	$4,0 \pm 0,4$	$9,8 \pm 0,6$	< 1
Cunha Baixa	$2,6 \pm 0,1$	$0,13 \pm 0,02$	$2,8 \pm 0,1$	< 1	$5,0 \pm 0,3$	$5,3 \pm 0,4$	< 1
Poço, Cunha Baixa	40 ± 1	$1,7 \pm 0,1$	37 ± 1	$0,7 \pm 0,1$	$4,4 \pm 0,3$	25 ± 1	$0,08 \pm 0,04$

Tabela III.4 - Concentrações de radão (Bq/m^3) no ar, registo contínuo.

Local	Período	Tempo de registo (horas)	^{222}Rn		
			Valor médio	Valor máximo	Valor mínimo
Casal S. José, Urgeiriça, Urgeiriça - exterior	10-14.12.2018	90	50	145	12
Escola, Junta de freguesia Cunha Baixa - exterior	10-14.12.2018	96	75	231	3
Escola, Junta de freguesia Cunha Baixa - interior	10-14.12.2018	92	1025	2533	141

Tabela III.5 - Concentração em atividade dos radionuclídeos nos aerossóis.

Local	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Bq/kg (de poeiras)								
Urgeiriça, Casal de S. José	308 ± 9	14 ± 1	298 ± 8	46 ± 2	-	19080 ± 1156	6114 ± 327	34 ± 2
Cunha Baixa, Junta de Freguesia	100 ± 3	$5,4 \pm 0,6$	106 ± 4	57 ± 3	196 ± 42	19144 ± 1155	5894 ± 334	39 ± 2
$\mu\text{Bq/m}^3$ (de ar)								
Urgeiriça, Casal de S. José	$16,6 \pm 0,5$	$0,76 \pm 0,05$	$16,1 \pm 0,5$	$2,5 \pm 0,1$	-	1027 ± 62	329 ± 18	$1,8 \pm 0,1$
Cunha Baixa, Junta de Freguesia	$3,5 \pm 0,1$	$0,19 \pm 0,02$	$3,7 \pm 0,1$	$2,0 \pm 0,1$	$6,9 \pm 0,1$	673 ± 40	207 ± 12	$1,4 \pm 0,1$

III.4 CONCLUSÕES

A monitorização da radioatividade no ambiente em relação com as antigas minas e instalações de produção de urânio na região centro do país, foi efetuada em 2018 tendo sido prestado uma atenção especial à bacia hidrográfica do Rio Mondego.

Os resultados das análises das águas, matéria em suspensão e sedimentos do leito do Rio Mondego e vários dos seus afluentes confirmaram a contaminação radioativa, sobretudo dos sedimentos, nas zonas próximas de descargas de antigas minas de urânio.

A água da albufeira da Barragem da Aguieira apresentou níveis aceitáveis de radioatividade, embora um pouco mais elevados que os valores de radioatividade determinados na água na cabeceira da bacia do Rio Mondego. Esta situação ficou a dever-se ao baixo caudal do rio Mondego e, portanto, à reduzida diluição das descargas das ribeiras afluentes. Apesar disso, os valores de radioatividade na barragem da Aguieira não comprometeram a qualidade dessa água no tocante aos parâmetros radiológicos estabelecidos para água destinada ao consumo humano.

A qualidade da água da torneira nas povoações onde decorreram atividades de produção de urânio, Canas de Senhorim e Cunha Baixa, é assegurada com água proveniente de origens situadas fora da bacia do Mondego não pondo em risco a proteção radiológica das populações. No entanto, a água dos poços da zona da Cunha Baixa, contaminada pela mina da Cunha Baixa, mantém os níveis de radioatividade elevados já medidos em anos anteriores e, portanto, esta não deve ser consumida. Para as atividades de rega das produções agrícolas a água desses poços também não é adequada e é necessário assegurar o fornecimento de água alternativa para a rega.

No ar de superfície na mesma região, os aerossóis apresentaram valores de radioatividade normais, tal como têm sido medidos noutras regiões do país. As poeiras em suspensão no ar contêm, pois, a radioatividade que corresponde ao fundo radioativo natural e não foram medidos valores elevados que pudessem provir de atividades ligado às antigas minas de urânio.

O radão no ar de superfície, no exterior das casas, nas povoações de Canas de Senhorim e Cunha Baixa apresentou concentrações idênticas às medidas na região centro, longe das antigas minas urânio, confirmando que a recobertura dos resíduos do tratamento do minério de urânio baixou os níveis de radão na atmosfera. Tal com em anos anteriores, constatou-se que há concentrações elevadas de radão no interior de casas da região. É frequente estes valores excederem as concentrações de referencia recomendadas para limitar a exposição ao radão no ar interior das habitações e edifícios em geral. No entanto, estas concentrações resultam de origem natural, pois existe urânio nos terrenos e rochas da região. Não estão relacionadas com

a atividade mineira do urânio nem com as escombrelras. A redução desta exposição ao radão no interior das casas necessitará de medidas específicas e a pôr em pratica conforme as recomendações internacionais da OMS e da EU.

REFERÊNCIAS

- CAETANO A.L., MARQUES C. R., GAVINA A., CARVALHO F.P., GONÇALVES F., SILVA E.F., PEREIRA R. (2014). Contribution for the Derivation of a Soil Screening Value (SSV) for Uranium Using a Natural Reference Soil. PLOS ONE: Volume 9 (10): 1-15 (6 October 2014. e108041).
- CARVALHO F. P., CHAMBERS. D., FESENKO. S., MOORE. W.S., D. PORCELLI., VANDENHOVE. H., YAN KOVICH. T. (2014a). Environmental Pathways and corresponding models. In: *The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition*. Technical Reports Series No. 476. pp. 106-172. International Atomic Energy Agency. Vienna.
- CARVALHO F. P., EDGE. R. (2013). Uranium mining and milling: the need for reference materials in environmental radioactivity monitoring programmes. *International Journal of Environmental Studies* 70:4. 603-610. <http://dx.doi.org/10.1080/00207233.2013.798492>.
- CARVALHO F.P., OLIVEIRA J. M., LOPES I., BATISTA A. (2007). Radionuclides from past uranium mining in rivers of Portugal *Journal of Environmental Radioactivity* 98:298-314.
- CARVALHO. F. P. (2010a). Environmental remediation and the legacy of uranium mining waste in Portugal and Europe-Lessons to retain. *Advanced Materials Research* 107: 157-161.
- CARVALHO, F.P., M.J. MADRUGA, M.C. REIS, J.G. ALVES, J.M. OLIVEIRA, J. GOUVEIA, L. SILVA (2005). Radioactive survey in former uranium mining areas in Portugal. Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures, held in Lisbon 11-13 Feb 2004, pp.29-40. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- CARVALHO. F. P. (2003 a). O Urânio em Portugal: o fim da exploração mineira e a contaminação ambiental. *Industria & Ambiente*. Nº 30: 7-11.
- CARVALHO. F. P. (2011). Past uranium mining in Portugal: legacy. environmental remediation and radioactivity monitoring. The Uranium Mining Remediation Exchange Group (UMREG). Selected Papers 1995–2007. pp. 145-155. IAEA. VIENNA. 2011. STI/PUB/1524; ISBN 978–92–0–169310–5.
- CARVALHO. F. P. (2014). The National Radioactivity Monitoring Program for the Regions of Uranium Mines and Uranium Legacy Sites in Portugal. *Procedia Earth and Planetary Science* 8: 33–37.
- CARVALHO, F. P. (2018). Uranium Mining Legacy and Radiation Protection. *Radiations & Applications*, 3(1): 1-6 (doi: 10.21175/RadJ.2018.01.001).
- CARVALHO. F.C., OLIVEIRA. J.M. (2009). Performance of alpha spectrometry in the analysis of uranium isotopes in environmental and nuclear materials. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 281:591-596.
- CARVALHO. F.C., OLIVEIRA. J.M., FARIA. I. (2009). Alpha Emitting Radionuclides in Drainage from Quinta do Bispo and Cunha Baixa Uranium Mines (Portugal) and Associated Radiotoxicological Risk. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 83:668-673.
- CARVALHO. F.C., OLIVEIRA. J.M., MALTA. M. (2009). Analyses of radionuclides in soil water and agriculture products near the Urgeiriça uranium mine in Portugal. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 281:479-484.
- CARVALHO. F.C., OLIVEIRA. J.M., MALTA. M. (2010). Radiation Safety of Old Uranium Mining Waste Dumps in Portugal. *Advanced Materials Research* 107: 147-156.

- CARVALHO. F.C., OLIVEIRA. J.M., MALTA. M. (2014b). Intake of Radionuclides with the Diet in Uranium Mining Areas. *Procedia Earth and Planetary Science* 8:43–47.
- CARVALHO. F.C., OLIVEIRA. J.M., MALTA. M. (2014c). Radioactivity in Iberian Rivers with Uranium Mining Activities in their Catchment Areas. *Procedia Earth and Planetary Science* 8 48–52.
- CARVALHO. F.C., OLIVEIRA. J.M., MALTA. M. (2014d). Radioactivity in Soils and Vegetables from Uranium Mining Regions. *Procedia Earth and Planetary Science* 8:38–42.
- CARVALHO. F.C., OLIVEIRA. J.M., MALTA. M. (2015). Avaliação das vulnerabilidades radiológicas na bacia do rio Mondego e protecção dos ecossistemas dulçaquícolas. *Recursos Hídricos* (Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos) Volume 36 (01): 47-58.
- CARVALHO. F.C., OLIVEIRA. J.M., MALTA. M., LEMOS. M. E. (2014). Radioanalytical assessment of environmental contamination around non-remediated uranium mining legacy site and radium mobility. *J Radioanal Nucl Chem* 299 (1): 119-126 (DOI 10.1007/s10967-013-2734-1).
- CARVALHO. F.C., OLIVEIRA. J.M., NEVES. M.O., ABREU. M. M., VICENTE. E. M. (2009). Soil to plant (*Solanum tuberosum* L.) radionuclide transfer in the vicinity of an old uranium mine. *Geochemistry: Exploration. Environment. Analysis* 9: 275-278.
- CARVALHO. F.P. (2003 b) Environmental remediation of old uranium mining sites and radioprotection goals. *Radioprotecção*. vol II-III. 159-165.
- CARVALHO. F.P., OLIVEIRA J.M. (2007). Alpha emitters from uranium mining in the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 274: 167-174.
- CARVALHO. F.P., OLIVEIRA J.M., LIBÂNIO A., LOPES I., FERRADOR G., MADRUGA M.J. (2005). Radioactivity in Public Water Supplies in the Uranium Mining Regions in Portugal. *Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures*. held in Lisbon 11-13 Feb 2004. pp.41-51. International Atomic Energy Agency. Vienna.
- EDM (2011). *The Legacy of Abandoned Mines*. Empresa de Desenvolvimento Mineiro. Lisboa. 2011. (ISBN: 978-972-95226-2-8).
- FESENKO S., CARVALHO. F.P., MARTIN. P., MOORE. W.S., YAN KOVICH. T. (2014). Radium in the environment. *In: The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition*. Technical Reports Series No. 476. pp. 33-105. International Atomic Energy Agency. Vienna. 2014.
- KEATLEY A.C., P.G. MARTIN , K.R. HALLAM , O.D. PAYTON , R. AWBERY , T.B. SCOTT, F.P.CARVALHO, J.M. OLIVEIRA , L. SILVA , M. MALTA (2018). Testing nuclear forensic analysis methods on uranium containing materials at mine legacy sites in Portugal. *Journal of Environmental radioactivity* 183:102-111. (<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.12.009>).
- LOURENÇO J., MARQUES S., CARVALHO F.P., OLIVEIRA J., MALTA M., SANTOS M., GONÇALVES F., PEREIRA R., MENDO S. (2017). Uranium mining wastes: The use of the Fish Embryo Acute Toxicity Test (FET) test to evaluate toxicity and risk of environmental discharge. *Science of the Total Environment*, 605-606: 391-404.
- MARINHO FALCÃO J., F.P. CARVALHO, M.M. LEITE, M. ALARCÃO, E. CORDEIRO. J. RIBEIRO, et al. (2007). *MinUrar-Minas de Urânio e seus Resíduos. Efeitos na Saúde da População. Relatório Científico II* (Fevereiro 2007). Publ. INSA. INETI. ITN. (available from WWW.ITN.pt).
- MARINHO FALCÃO J., F.P. CARVALHO, M.M. LEITE, M. ALARCÃO, E. CORDEIRO, J. RIBEIRO. et al. (2005). *MinUrar-Minas de Urânio e seus Resíduos. Efeitos na Saúde da*

- População. Relatório Científico I (Julho de 2005). Publ. INSA. INETI. ITN. (available from WWW.ITN.pt).
- MARINHO FALCÃO J., FERNANDO P. CARVALHO, MÁRIO MACHADO LEITE, MADALENA ALARCÃO, EUGÉNIO CORDEIRO, JOÃO RIBEIRO, E. MACEDO PINTO, N. FERREIRA (2006). MINURAR – Minas de Urânio e seus Resíduos: efeitos na Saúde da População. Estudo da distribuição dos Metais e outros Contaminantes Químicos no Ambiente. (MINURAR- Uranium mines and their residues: health effects in a Portuguese Population. Metals and other chemical contaminants distributions). Atas do VII Congresso Nacional de Geologia. Vol II. 347-350. Universidade de Évora. Portugal (ISBN:972-778-093-8).
- NERO. J.M., J.M. DIAS, A.J. TORRINHA, L.J. NEVES, J.A. TORRINHA (2005). Environmental evaluation and remediation methodologies of abandoned radioactive mines in Portugal. In: Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures. held in Lisbon 11-13 Feb 2004. pp. 145-158. International Atomic Energy Agency. Vienna.
- OLIVEIRA. J.M., F.P. CARVALHO (2006). A Sequential Extraction Procedure for Determination of Uranium. Thorium. Radium. Lead and Polonium Radionuclides by Alpha Spectrometry in Environmental Samples. (Proceedings of the 15th Radiochemical Conference). *Czechoslovak Journal of Physics* 56 (Suppl. D): 545-555.
- PEREIRA. R., BARBOSA. S., CARVALHO. F. P. (2014). Uranium mining in Portugal: a review of the environmental legacies of the largest mines and environmental and human health impacts. *Environ Geochem Health* 36:285–301 (DOI 10.1007/s10653-013-9563-6).
- PHAM M.K., SANCHEZ-CABEZA J.A., POVINEC P.P., ARNOLD D., BENMANSOUR M., BOJANOWSKI RIO, CARVALHO F.P., KIM C.K., et al. (2006). Certified reference material for radionuclides in fish flesh sample IAEA-414 (mixed fish from the Irish Sea and North Sea). *Applied Radiation and Isotopes* 64: 1253-1259.
- PHAM M.K., M. BENMANSOUR, F.P. CARVALHO, E. CHAMIZO, D. DEGERING, C. ENGELERF et al. (2014). Certified Reference Material IAEA-446 for radionuclides in Baltic Sea seaweed. *Applied Radiation and Isotopes* 87. 468–474 (doi.org/10.1016/j.apradiso.2013.11.013).
- POVINEC. P.P., M. PHAM, G. BARCI-FUNEL, RIO BOJANOWSKI, T. BOSHKOVA, W. BURNETT, F.P. CARVALHO, ET AL. (2007). Reference material for radionuclides in sediment. IAEA-384 (Fangataufa Lagoon sediment). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 273:383-393.
- REIS P., J. LOURENÇO, F.P. CARVALHO, J. OLIVEIRA, M. MALTA, S. MENDO, R. PEREIRA (2018). RIBE at an inter-organismic level: A study on genotoxic effects in *Daphnia magna* exposed to waterborne uranium and a uranium mine effluent. *Aquatic Toxicology* 198:2016.214. (<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.03.007>).
- RICHTER. S., ALONSO. A., TRUYENS. J., KUHN. H., VERBRUGGEN. A., WELLUN. RIO (2006). REIMEP18: Inter Laboratory Comparison for the Measurement of Uranium Isotopic Ratios in Nitric Acid Solution. European Commission. Joint Research Centre. EUR Report 22529. 28 pp.
- SANTIAGO BAPTISTA A. (2005). The programme for remediation of contaminated sites: its regulation and follow-up in Portugal. Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures, held in Lisbon 11-13 Feb 2004. pp. 223-232. International Atomic Energy Agency. Vienna.

ANEXO I. GARANTIA DA QUALIDADE ANALÍTICA E RESULTADOS

Um dos principais objetivos do Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica (LPSR) é a garantia de qualidade dos resultados emitidos, o que tem vindo a ser conseguido com a manutenção de um sistema de qualidade nos laboratórios do Núcleo de Radioatividade Ambiente (NRA) que inclui o cumprimento de vários requisitos, nomeadamente a validação e a acreditação das técnicas radioanalíticas, a participação em ensaios de intercomparação laboratorial externos, etc.

Algumas das técnicas radioanalíticas em uso nos referidos laboratórios nomeadamente, as aplicadas a águas de consumo, de nascente, minerais e naturais doces (*medição alfa total e beta total por fonte concentrada; medição alfa total e beta total por cintilação em meio líquido; determinação da concentração de atividade em trítio, ^3H ; determinação da concentração de atividade de radão, ^{222}Rn , pelo método de extração líquido-líquido, 2 fases, e medição por detetor de cintilação em meio líquido*) e a matrizes sólidas e líquidas (*determinação da concentração de radionuclídeos emissores gama por espectrometria gama de alta resolução*) estão acreditadas pelo Instituto Português de Acreditação (IPAC), de acordo com a NP EN ISO/IEC 17025:2005. O Certificado de Acreditação (nº L0620-1) está disponível para consulta em [http://www.ctn.tecnico.ulisboa.pt/sec/psr/L0620A1\(2019-01-16\).pdf](http://www.ctn.tecnico.ulisboa.pt/sec/psr/L0620A1(2019-01-16).pdf).

O LPSR procede anualmente à avaliação externa da qualidade dos resultados das análises participando em exercícios de intercomparação para a determinação da concentração de radionuclídeos artificiais e naturais em amostras ambientais (aerossóis, águas, solos, leite, etc.). Estes exercícios são organizados por entidades internacionais, tais como: Agência Internacional de Energia Atómica (IAEA, Seibersdorf- Áustria ou Mónaco), Consejo de Seguridad Nuclear (CSN, Madrid-Espanha), Comissão Europeia (EC, Geel-Bélgica), International Atomic Reference Material Agency (IARMA, Inglaterra), etc.

Em 2018, no âmbito da determinação da concentração de atividade de radionuclídeos artificiais e naturais em amostras ambientais o LPSR participou nos seguintes exercícios:

- *EC-JRC-REM-2018-Proficiency Testing on ^{222}Rn Massic Activity Measurements in Water.*
- *IAEA-RML-2018-01-Proficiency Test for Tritium, Cobalt, Strontium and Caesium Isotopes in Seawater.*
- *IARMA EGROSS-PT-2018 Environmental Radioactivity Proficiency Test on the Determination of Gross Alpha and Beta in Water.*
- *IARMA ETRIT-PT-2018 Environmental Radioactivity Proficiency Test on the Determination of Tritium in Water.*

- *ALMERA Proficiency Test (IAEA-TEL-2018-03) - World-wide proficiency test on determination of anthropogenic and natural radionuclides in water, soil sample and surface contamination measurement.*
- *Ejercicio interlaboratorio CSN-CIEMAT (2018) - Determinación de emisores gamma, Índices alfa/beta total, ^{90}Sr , U_{nat} , ^{234}U , ^{238}U y ^{14}C en Leche en Polvo.*

Os resultados da participação do LPSR em exercícios de intercomparação, comunicados informalmente (resultados preliminares) ou publicados em relatórios estavam, em geral, dentro do critério aceitável atribuído pelas entidades organizadoras e podem ser consultados nos seguintes documentos:

- ✓ *Mauring A., Soslak B., Tarjan S., and Trinkl A., IAEA-TEL-2018-03 WordWide Open Proficiency Test Exercise, Pie-charts, S-Shapes and Reported Results with Scores, Terrestrial Environment Laboratory, NA Environment Laboratories, October 2018.*
- ✓ *Jobbágy V., Hult M., Performance evaluation report of the REM 2018 radon-in-water proficiency test, European Commission, Geel, 2019, JRC116812.*
- ✓ *IARMA EGROSS-PT-2018. IARMA Environmental Proficiency Test Determination of Gross Alpha and Gross Beta in Water, December 2018.*
- ✓ *IARMA ETRIT-PT-2018. IARMA Environmental Proficiency Test Determination of Tritium in Water at Environmental Levels, December 2018.*
- ✓ *IAEA-RML-2018-01-Proficiency Test for Tritium, Cobalt, Strontium and Caesium Isotopes in Seawater (draft report).*
- ✓ *Llauradó, M., Tent J., González O. Evaluación del Ejercicio de Intercomparación CSN-CIEMAT 2018 entre Laboratorios de Medida de Radiactividad Ambiental (Leche en polvo), CSN, Noviembre 2019.*

ANEXO II. GLOSSÁRIO

Atividade	Corresponde a uma certa quantidade de um radionuclido num determinado estado energético e num dado momento e expressa-se como o número médio de transições nucleares espontâneas (desintegrações) desse estado energético num determinado intervalo de tempo.
Becquerel (Bq)	Unidade de atividade (S.I.) que representa a atividade de uma quantidade de material radioativo na qual o número médio de transições nucleares espontâneas (desintegrações) por segundo é igual a 1. (1 Bq= uma desintegração por segundo).
Coefficientes de dose	Fatores que determinam a exposição à radiação ionizante de órgãos individuais e de todo o organismo por incorporação de radionuclidos. Os coeficientes de dose dependem do radionuclido, do tipo de incorporação (inalação/ingestão), da composição química do radionuclido e da idade do indivíduo.
Concentração de atividade	Quantidade de material radioativo por unidade de volume ou massa em gases, sólidos ou líquidos. A concentração de atividade pode ser expressa em Bq m ⁻³ , Bq L ⁻¹ ou Bq kg ⁻¹ .
Contaminação radioativa	Contaminação de qualquer matéria, superfície ou ambiente ou de um indivíduo por substâncias radioativas.
Dose efetiva	Soma das doses equivalentes, devido à radiação externa e interna, em todos os tecidos e órgãos do organismo ponderada pelos respetivos fatores de ponderação tecidual (tem em consideração a sensibilidade do tecido e órgão). A unidade de medição é o Sievert (Sv).
Dose equivalente	A dose absorvida num tecido ou órgão ponderada pelo fator de ponderação da radiação para o respetivo tipo e qualidade de radiação. A unidade de medição é o Sievert (Sv).
Dose Indicativa (DI)	Dose efetiva comprometida para um ano devido à ingestão de todos os radionuclidos cuja presença tiver sido detetada num abastecimento de água destinada ao consumo humano, tanto de origem natural como artificial, excluindo o Trítio, o Potássio-40, o Radão e os produtos de vida curta de desintegração do Radão.
Dose de radiação externa	Dose resultante da exposição do Homem a fontes de radiação externas não envolvendo ingestão ou inalação de radionuclidos.
Dose de radiação interna	Dose resultante da exposição do Homem a fontes de radiação envolvendo ingestão ou inalação de radionuclidos.
Equivalente de dose ambiental H*(10)	Equivalente de dose num ponto de um campo de radiação que seria produzido pelo campo expandido e alinhado correspondente na esfera ICRU a uma profundidade <i>d</i> no raio oposto ao sentido do campo alinhado. A unidade de equivalente de dose ambiental é o Sievert (Sv).
Fundo radioativo natural	Radiação devida à radioatividade que ocorre naturalmente, principalmente a radiação proveniente da presença de radionuclidos de vida longa (ex. series radioativas naturais do Urânio e Tório) e dos seus descendentes na crosta terrestre, atmosfera e radiação cósmica.
Isótopo radioativo	Nuclido do mesmo elemento com diferente número de neutrões.
Período de semidesintegração	O tempo durante o qual a quantidade de um radionuclido (e consequentemente a sua atividade) se reduz a metade do seu valor original. Cada radionuclido tem a sua própria taxa de decaimento.
Radiação ionizante	Radiação suficientemente energética, capaz de produzir iões direta ou indiretamente, emitida pelas partículas alfa, beta, raios gama, Raios-X e

	neutrões.
Radioatividade	O decaimento espontâneo ou a desintegração de um núcleo atômico instável acompanhado pela emissão de radiação (ex. partículas alfa, beta, radiação gama, etc.).
Radionuclido (nuclido radioativo)	Um isótopo instável de um elemento que decai ou se desintegra espontaneamente emitindo radiação ionizante.
Radionuclidos artificiais	Radionuclidos de origem artificial, produzidos pelo homem e libertados no ambiente deliberadamente ou por acidente.
Radionuclidos cosmogênicos	Radionuclidos de origem natural, que têm períodos curtos da escala temporal dos fenômenos geológicos, mas que são continuamente produzidos através da interação da radiação cósmica com gases atmosféricos.
Radionuclidos naturais	Radionuclidos de origem natural, presentes no planeta desde a sua formação, com períodos de semidesintegração muito longos.
Sievert (Sv)	Ver: dose efetiva e dose equivalente; Millisievert (mSv) é 1/1000 do Sievert (Sv).