

Relatório LPSR-A, nº43/17

Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2015)

Investigadores

Maria José Madruga
Fernando Carvalho
Mário Reis
João Alves
José Corisco

Técnicos Superiores

Alfredo Batista
Ana Rita Gomes
Irene Lopes
João Abrantes
João Maria Oliveira
Lídia Silva
Margarida Malta
Marta Santos
Miguel Pereira
Pedro Pereira
Yuriy Romanets

Bolseiros

Eva Andrade
Joana Pereira

Técnicos

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

Março 2017

Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica

Diretor Adjunto: João Alves
Endereço: Estrada Nacional 10 (ao km 139,7), 2695-066 Bobadela LRS, Portugal
Telefone: +351 21 9946292
e-mail: lpnr.secretariado@ctn.tecnico.ulisboa.pt
Pág. web: <http://www.ctn.tecnico.ulisboa.pt/>

Ficha Técnica

Título	Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2015)
Autoria	<i>M.J. Madruga, F. Carvalho, M. Reis, J. Alves, J. Corisco A. Batista, A. R. Gomes, I. Lopes, J. Abrantes, J.M. Oliveira, L. Silva, M. Malta, M. Santos, M. Pereira, P. Pereira, Y. Romanets A. Libânio, A. Mourato, G. Silva E. Andrade, J. Pereira</i>
Edição	Instituto Superior Técnico, Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica
Impressão	Eletrónica (pdf)
ISBN	978-989-99833-0-4
Depósito Legal	
Data da Edição	Março 2017

***Nota importante:** Os direitos de autor sobre este relatório são pertença do Instituto Superior Técnico. A reprodução de todo ou de partes deste relatório ou qualquer outra 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	
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	28
Sedimentos	28
Plantas aquáticas	28
I.3.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	29
Águas	29
Sedimentos	44
Plantas aquáticas	47
I.3.2 Mar	50
I.3.2.1 <i>Material e Métodos</i>	50
I.3.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	50
I.4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO	53
I.4.1 <i>Materiais e Métodos</i>	53
I.4.2 <i>Resultados e Discussão</i>	54
I.5 RADIOATIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR	58
I.5.1 <i>Materiais e Métodos</i>	58
Componentes Individuais e Refeição Completa	58
Leite	59
I.5.2 <i>Resultados e Discussão</i>	60
Componentes Individuais e Refeição Completa	60
Leite	63
I.6 RADIOATIVIDADE EM SOLOS	69
I.6.1 <i>Materiais e Métodos</i>	69
I.6.2 <i>Resultados e Discussão</i>	69
I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	71
I.7.1 <i>Materiais e Métodos</i>	71
I.7.2 <i>Resultados e Discussão</i>	72
I.8 CONCLUSÕES	74
AGRADECIMENTOS	75
REFERÊNCIAS	76

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

II.1 INTRODUÇÃO	85
II.2 RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA	87
II.2.1 Aerossóis	87
II.2.1.1 <i>Materiais e Métodos</i>	87
II.2.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	87
II.2.2 Deposição Atmosférica	87
II.2.2.1 <i>Materiais e Métodos</i>	87
II.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	87
II.3 RADIOATIVIDADE EM SOLOS	89
II.3.1 <i>Materiais e Métodos</i>	89
II.3.2 <i>Resultados e Discussão</i>	89
II.4 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	92
II.4.1 <i>Detetores Ativos</i>	92
II.4.1.1 <i>Materiais e Métodos</i>	92
II.4.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	93
II.4.2 <i>Detetores Passivos</i>	94
II.4.2.1 <i>Materiais e Métodos</i>	94
II.4.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	96
II.5 MONITORIZAÇÃO NA FONTE	98
II.5.1 <i>Descargas líquidas</i>	98
II.6 CONCLUSÕES	99
REFERÊNCIAS	100

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

III.1 OBJETIVOS	105
III.1.1 <i>Introdução</i>	105
III.1.2 <i>Plano de monitorização executada em 2015</i>	107
III.2 MATERIAIS E MÉTODOS	110
III.2.1 <i>Amostragem</i>	110
III.2.2 <i>Preparação e análise de amostras</i>	111
III.2.3 <i>Determinação radiométrica dos radionuclídeos</i>	112
III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	113
III.4 CONCLUSÕES	135
REFERÊNCIAS	137
ANEXO I. GARANTIA DA QUALIDADE ANALÍTICA E RESULTADOS	141
ANEXO II. GLOSSÁRIO	143

PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO RADIOLÓGICA AMBIENTAL (ANO 2015)

Resumo

A vigilância radiológica do ambiente em Portugal (Decreto-Lei 138/2005 de 17 de agosto) é uma das obrigações legais do Instituto Superior Técnico (IST) e pretende dar cumprimento às recomendações estipuladas nos Artigos 35 e 36 do Tratado EURATOM. 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

The surveillance of environmental radioactivity in Portugal (Decree-Law 138/2005 from August 17th) is one of the legal obligations of the Instituto Superior Técnico (IST) and intends to comply with the recommendations set forth in Articles 35 and 36 of the EURATOM Treaty. 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 n.º 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 23555 EN, 2009; EUR 23950 EN, 2009).

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 2015.

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 do ambiente.

I. PROGRAMA A NÍVEL NACIONAL

Investigadores

Maria José Madruga
Fernando Carvalho
Mário Reis
João Alves
José Corisco

Técnicos Superiores

Ana Rita Gomes
Irene Lopes
João Abrantes
João Maria Oliveira
Lídia Silva
Margarida Malta
Marta Santos
Miguel Pereira
Yuriy Romanets

Bolseiros

Eva Andrade
Joana Pereira

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. 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 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 (2000/473/EURATOM) 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 2015.

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.

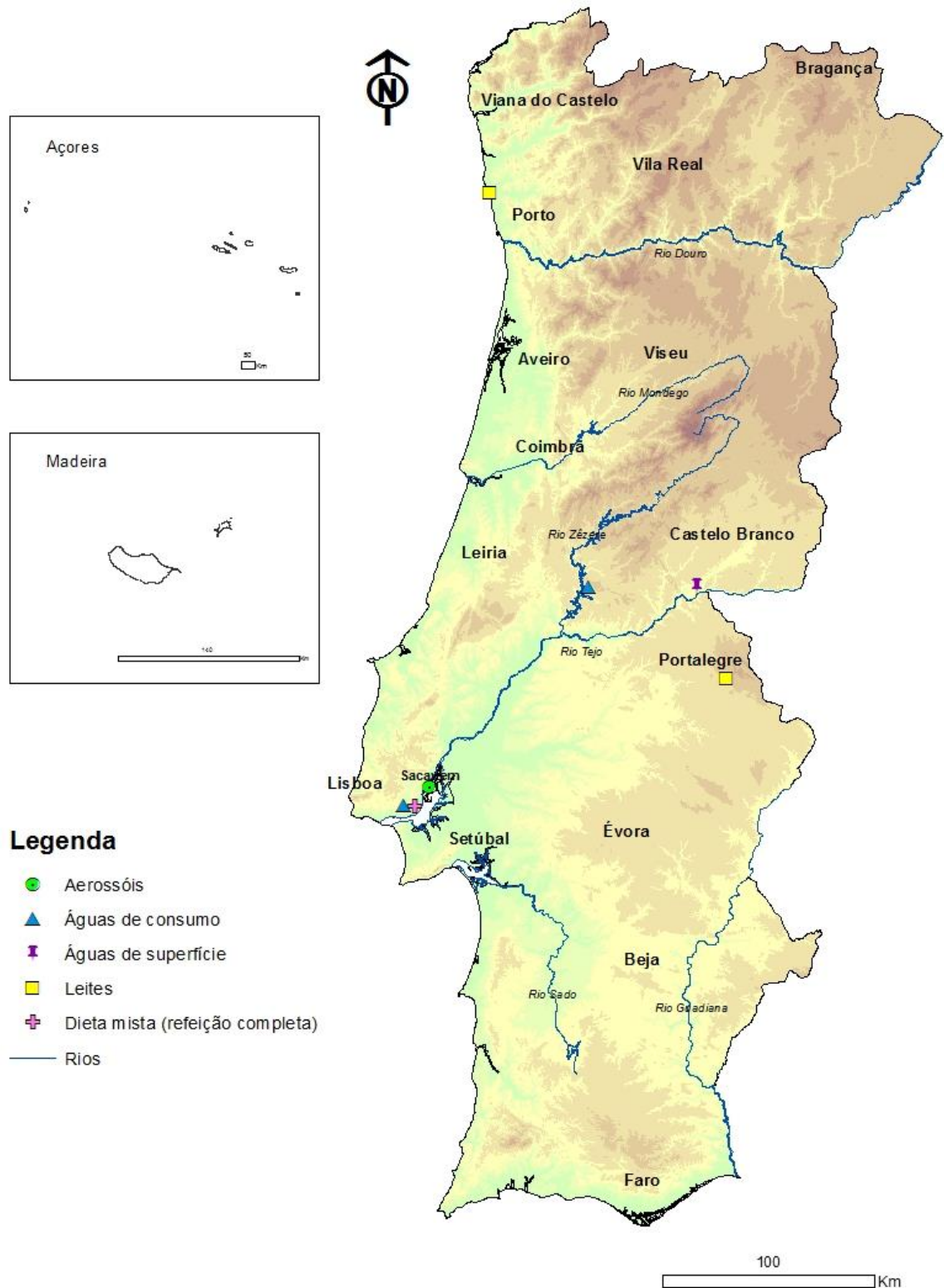


Figura I.1- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede dispersa de Portugal Continental (as Regiões Autónomas não são consideradas nesta rede)

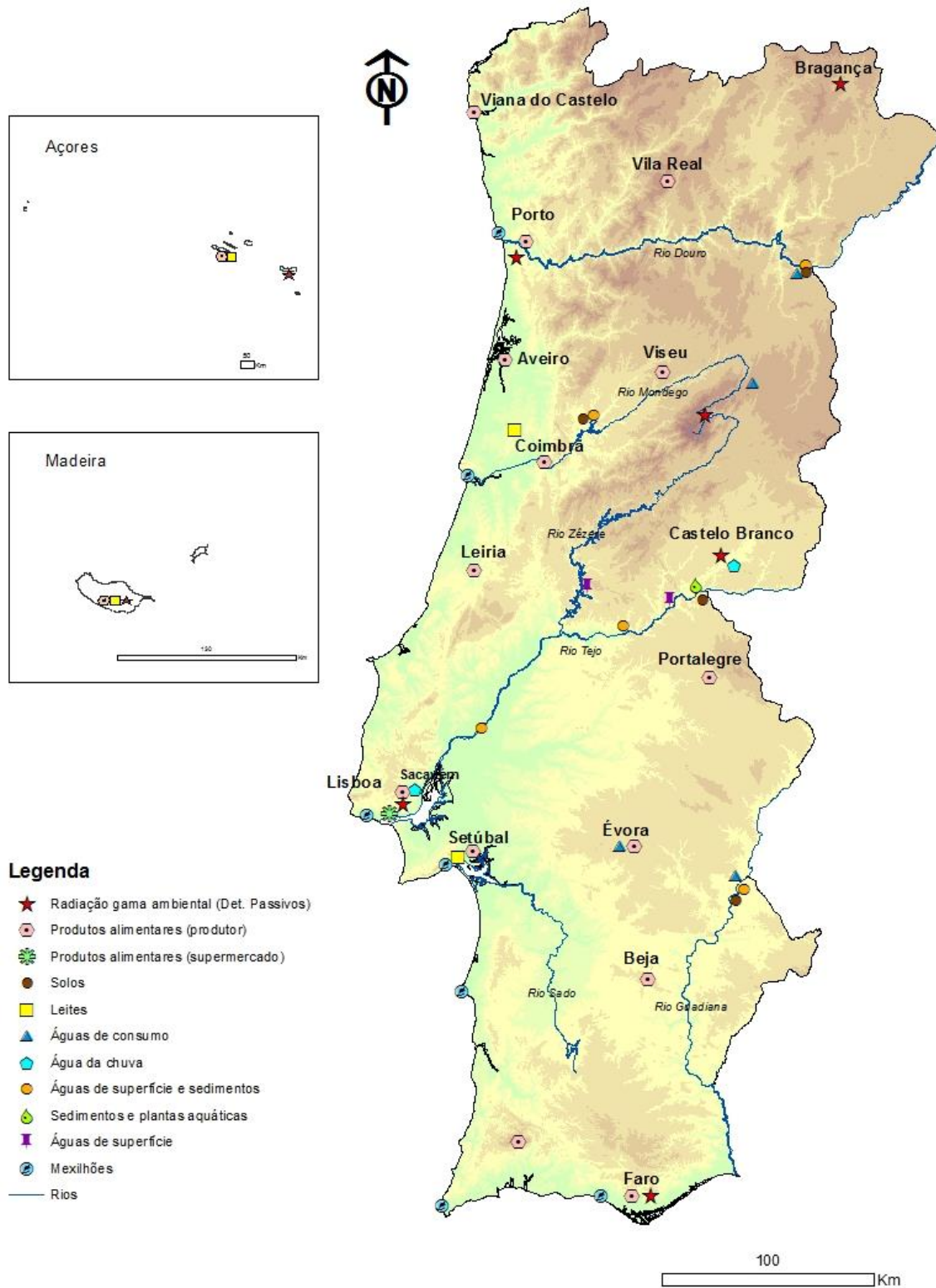


Figura I.2- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede densa de Portugal Continental e nas Regiões Autónomas

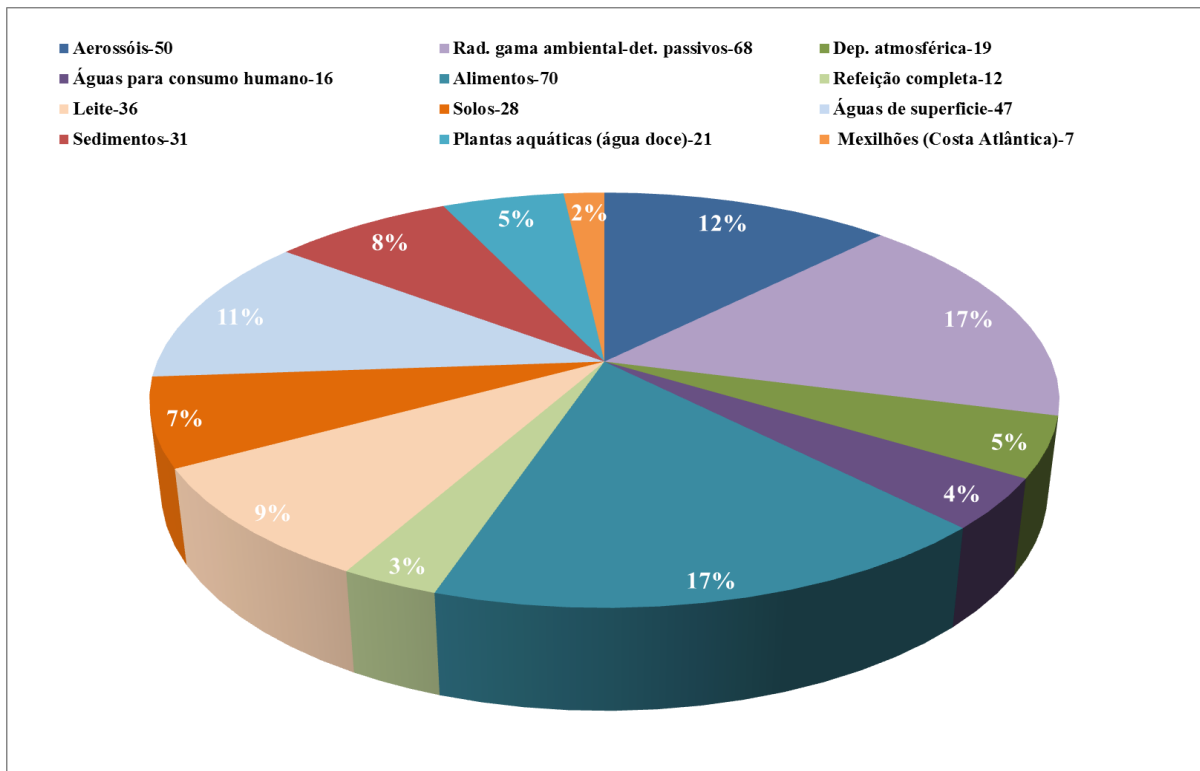


Figura I.3- Tipo, número de amostras analisadas e respetiva percentagem

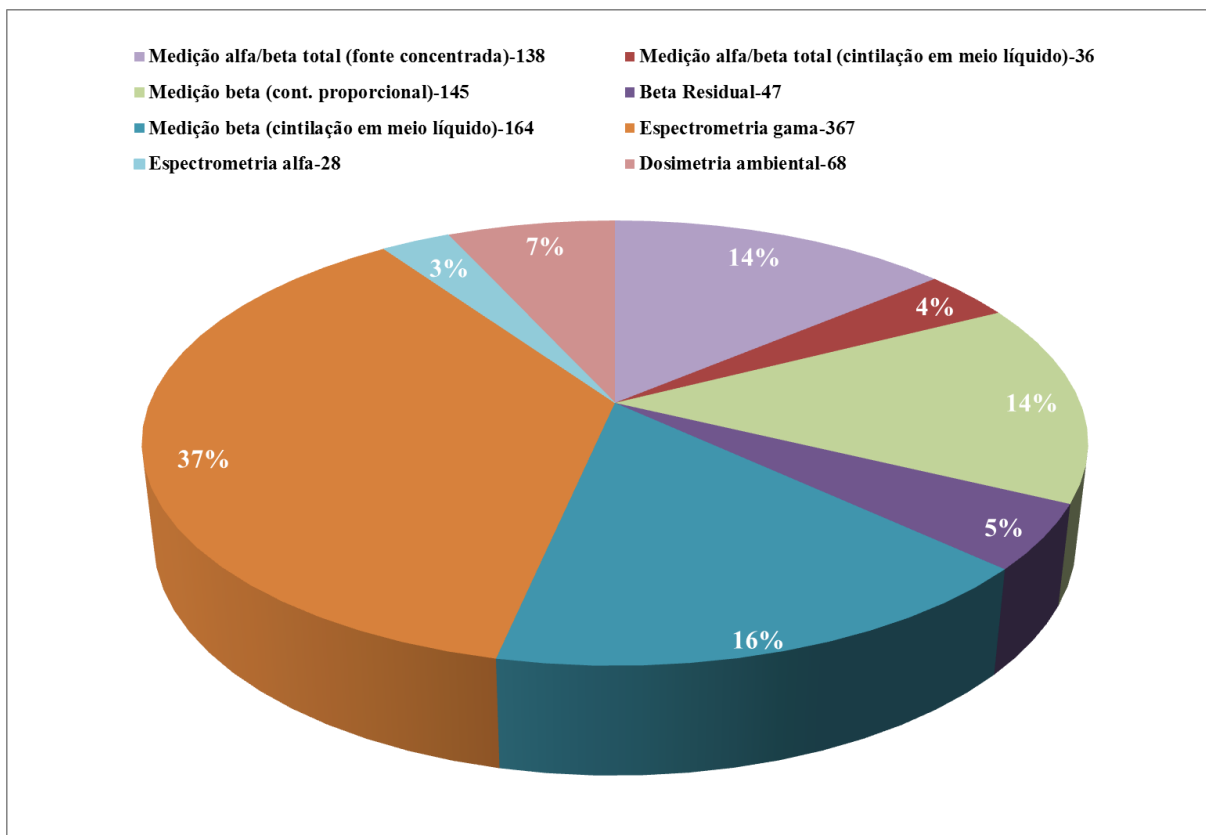


Figura I.4- Número de análises e respetiva percentagem por técnica de medição

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 $44 \times 44 \text{ cm}^2$. 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 (LM_PT_01) 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). Os sistemas foram calibrados com fontes padrão certificadas, contendo uma mistura de radionuclídeos (^{210}Pb , ^{241}Am , ^{109}Cd , ^{57}Co , ^{51}Cr , ^{113}Sn , ^{85}Sr , ^{137}Cs , ^{88}Y ,

^{60}Co) que abrange toda a gama de energias de interesse. As fontes têm geometrias idênticas às das amostras a analisar.



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 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 2015.

A concentração média mensal de partículas totais em suspensão variou entre $14 \mu\text{g m}^{-3}$ (nos meses de janeiro e outubro) e $35 \mu\text{g m}^{-3}$ (no mês de maio). A concentração de atividade média mensal em ^7Be variou entre $1,26 \pm 0,13 \text{ mBq m}^{-3}$ e $3,73 \pm 0,16 \text{ mBq m}^{-3}$, apresentando um valor médio anual de $2,3 \pm 0,7 \text{ mBq m}^{-3}$. 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). As concentrações de atividades médias mensais mais elevadas de ^7Be ocorreram em maio e junho, $2,81 \pm 0,29 \text{ mBq m}^{-3}$ e $3,73 \pm 0,16 \text{ mBq m}^{-3}$, respetivamente (Tabela I.1).

No caso do ^{210}Pb , a concentração da sua atividade média mensal variou entre $0,138 \pm 0,015 \text{ mBq m}^{-3}$ e $0,626 \pm 0,023 \text{ mBq m}^{-3}$, com um valor médio anual de $0,31 \pm 0,14 \text{ mBq m}^{-3}$, dentro da gama de valores reportados por outros autores (Abe *et al.*, 2010; Baskaran, 2011; Dueñas *et al.*, 2011).

Relativamente à atividade em ^{137}Cs , apenas se registou um valor acima da atividade mínima detetável no mês de março ($0,21 \pm 0,12 \mu\text{Bq m}^{-3}$) associado a uma concentração de partículas totais em suspensão de $31 \mu\text{g m}^{-3}$, o que provavelmente se deveu à ocorrência de fenómenos de ressuspensão. De facto, de acordo com o Boletim Climatológico mensal do IPMA (Instituto Português do Mar e da Atmosfera), o mês de março de 2015 caracterizou-se como um mês muito seco e com uma temperatura média superior ao valor normal. De salientar que na última parte do mês o vento no litoral oeste soprou do quadrante norte, em geral forte e com rajadas da ordem dos 80 km h^{-1} . Estas condições, associadas a temperaturas invulgarmente elevadas para a época (a atingir os 30° C no final do mês), são consistentes com a ocorrência de fenómenos de ressuspensão.

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 2015.

A evolução da concentração de atividade em ^7Be e ^{210}Pb (2010-2015) é idêntica à obtida para séries temporais entre 2001 e 2010 (Carvalho *et al.*, 2013), embora com valores médios ligeiramente inferiores: $3,16 \text{ mBq m}^{-3}$ para o ^7Be e $0,33 \text{ mBq m}^{-3}$ para o ^{210}Pb , comparativamente aos valores de $3,47 \text{ mBq m}^{-3}$ e $0,33 \text{ mBq m}^{-3}$ obtidos, respetivamente, para o ^7Be e para o ^{210}Pb na série temporal de 10 anos (2001-2010).

Numa perspetiva conservativa, considerou-se para o cálculo da dose efetiva por inalação o valor máximo de concentração de atividade registado para o ^{137}Cs : $0,21 \pm 0,12 \mu\text{Bq m}^{-3}$. Com base neste pressuposto, a dose de radiação por inalação de ^{137}Cs não deverá exceder os $0,01 \text{ nSv a}^{-1}$.

Tabela I.1- Valores de concentração em 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	$1,26 \pm 0,13$	< 0,26 (a)	$0,305 \pm 0,033$	14
Fevereiro	$1,50 \pm 0,15$	< 0,19 (a)	$0,138 \pm 0,015$	16
Março	$2,55 \pm 0,26$	$0,21 \pm 0,12$	$0,215 \pm 0,023$	31
Abril	$2,61 \pm 0,27$	< 0,17 (a)	$0,251 \pm 0,027$	19
Mai	$2,81 \pm 0,29$	< 0,21 (a)	$0,193 \pm 0,021$	35
Junho	$3,73 \pm 0,16$	< 0,19 (a)	$0,378 \pm 0,020$	29
Julho	$2,55 \pm 0,04$	< 0,21 (a)	$0,155 \pm 0,006$	20
Agosto	$2,45 \pm 0,04$	< 0,15 (a)	$0,202 \pm 0,008$	20
Setembro	$2,52 \pm 0,04$	< 0,26 (a)	$0,377 \pm 0,014$	20
Outubro	$2,05 \pm 0,03$	< 0,19 (a)	$0,409 \pm 0,015$	14
Novembro	$1,50 \pm 0,02$	< 0,21 (a)	$0,425 \pm 0,016$	18
Dezembro	$2,49 \pm 0,04$	< 0,29 (a)	$0,626 \pm 0,023$	21
Média $\pm \sigma$ (n=12)	$2,3 \pm 0,7$	< 0,21	$0,31 \pm 0,14$	21 ± 7

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

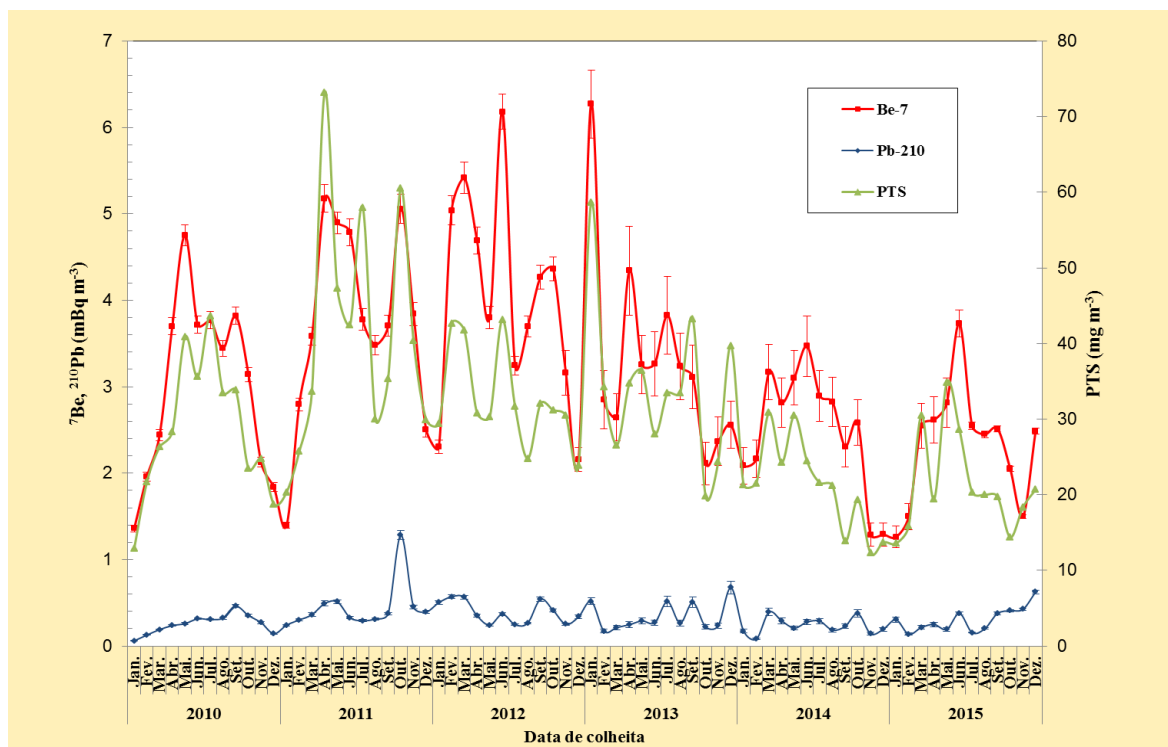


Figura I.6 - Evolução da concentração em atividade em ^7Be e ^{210}Pb (mBq m^{-3}) e da concentração de partículas em suspensão ($\mu\text{g m}^{-3}$) em aerossóis recolhidos no CTN em Sacavém

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 do trítio (³H), 1 litro para a determinação da atividade beta total na matéria em suspensão ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$), 3 a 5 litros para a determinação da atividade alfa/beta total na matéria dissolvida ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$) 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) e, posteriormente, para a determinação da concentração em ⁹⁰Sr por medição beta.

Para a análise por espectrometria gama (LM_PT_01) 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 com fontes padrão certificadas, contendo uma mistura de radionuclídeos (²¹⁰Pb, ²⁴¹Am, ¹⁰⁹Cd, ⁵⁷Co, ⁵¹Cr, ¹¹³Sn, ⁸⁵Sr, ¹³⁷Cs, ⁸⁸Y, ⁶⁰Co) que abrange toda a gama de energias de interesse. As fontes foram preparadas com geometrias idênticas às das amostras a analisar.

As metodologias seguidas para a determinação das atividades alfa total e beta total em águas não salinas – método por fonte concentrada (GRA_PT_01) – baseiam-se nas Normas ISO 9696 (2007) e ISO 9697 (2015), respetivamente. A medição de radioatividade 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 (⁴⁰K).

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 (2010) com enriquecimento isotópico. 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) (Madrugá *et al.*, 2009b).

Para o ⁹⁰Sr foi utilizada uma técnica radioquímica baseada em separações e purificações sucessivas da amostra, fixando-se o ⁹⁰Sr 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 para cada um destes isótopos 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 de atividade específica, 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, ${}^7\text{Be}$ e ${}^3\text{H}$, bem como os valores de precipitação em Sacavém e Castelo Branco, respetivamente.

A precipitação acumulada ao longo do ano de 2015 em Sacavém (803 mm) foi superior à precipitação acumulada na estação de Castelo Branco (471 mm), à semelhança do que se tem verificado em anos anteriores, tendo sido muito inferior à registada em 2014 para ambas as estações (1557 mm e 971 mm para Sacavém e Castelo Branco, respetivamente).

Os fluxos de deposição de atividade beta total (26 Bq m^{-2}) e atividade alfa total (9 Bq m^{-2}) registados em Sacavém são superiores aos valores obtidos para Castelo Branco (11 Bq m^{-2} e 4 Bq m^{-2} , respetivamente). No caso do ${}^7\text{Be}$, o fluxo de deposição foi idêntico em Sacavém (55 Bq m^{-2}) e Castelo Branco (54 Bq m^{-2}), sendo ambos os valores muito inferiores aos observados no ano anterior (390 Bq m^{-2} e 255 Bq m^{-2} , respetivamente). Ao contrário do ocorrido em 2014, o ${}^3\text{H}$ registou um fluxo de deposição inferior em Castelo Branco (54 Bq m^{-2}) comparativamente ao valor registado em Sacavém (89 Bq m^{-2}), sendo também os valores inferiores aos registados em 2014, o que se deve às menores taxas de precipitação observadas em 2015.

Relativamente ao ^7Be , os fluxos de deposição anuais obtidos são mais baixos do que os referidos por outros autores para diferentes locais e taxas de precipitação comparáveis (Ioannidou & Papastefanou, 2006; González-Gómez et al., 2006, Du et al., 2008; Zhu & Olsen, 2009). No caso da atividade alfa total e atividade beta total, os fluxos de deposição são comparáveis aos reportados por outros autores (Dueñas et al., 2009).

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

Data de Colheita	3H	Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu m$					Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$
		7Be	^{90}Sr	^{137}Cs	Beta Total	Alfa Total	Beta Total
Janeiro	0,59±0,25	0,136±0,029	<1,05×10 ⁻³ (c)	<3,69×10 ⁻³ (e)	0,0221±0,0024	0,0092±0,0028	0,0187±0,0072
Fevereiro	<0,43 (a)	<0,10 (b)	(d)	<5,47×10 ⁻³ (e)*	0,0212±0,0027	<0,0056	0,038±0,021
Março	<0,40 (a)	<0,15 (b)	(d)	<15,7×10 ⁻³ (e)*	0,0727±0,0054	0,0357±0,0084	<0,057 (g)
Abril	<0,47 (a)	<0,05 (b)	(d)	<3,78×10 ⁻³ (e)*	0,0594±0,0035	0,0398±0,0059	<0,024 (g)
Maiο	<0,45 (a)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	0,143±0,074
Junho	<0,42 (a)	<0,22 (b)	(d)	<13,2×10 ⁻³ (e)*	0,0371±0,0029	0,0115±0,0032	<0,010 (g)
Julho	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	<0,46 (a)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	<0,017 (g)
Outubro	<0,41 (a)	0,078±0,032	<0,92×10 ⁻³ (c)	<2,20×10 ⁻³ (e)	0,0094±0,0024	<0,0026	<0,013 (g)
Novembro	<0,42 (a)	<0,11 (b)	(d)	<8,49×10 ⁻³ (e)*	0,0292±0,0026	0,0068±0,0026	0,029±0,011
Dezembro	<0,38 (a)	0,218±0,038	<1,19×10 ⁻³ (c)	<3,28×10 ⁻³ (e)	0,1260±0,0053	0,0220±0,0040	0,0422±0,0069

Atividade mínima detetável em 3H (a), 7Be (b), ^{90}Sr (c), ^{137}Cs (e) e beta total nas partículas em suspensão (g); volume de amostra insuficiente para análise (d); *volume de amostra <30 L.

Tabela I.3 - Valores de concentração em 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	3H	Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu m$					Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$
		7Be	^{90}Sr	^{137}Cs	Beta Total	Alfa Total	Beta Total
Janeiro	<0,43 (a)	0,076±0,045	<0,91×10 ⁻³ (c)	<2,37×10 ⁻³ (e)	0,0138±0,0021	0,0093±0,0028	<0,010 (g)
Fevereiro	<0,43 (a)	(d)	(d)	(d)	0,0213±0,0027	0,0089±0,0032	<0,017 (g)
Março	0,63±0,29	<0,40 (b)	(d)	<43,0×10 ⁻³ (e)*	0,0246±0,0025	0,0113±0,0028	<0,014 (g)
Abril	0,64±0,28	<0,10 (b)	(d)	<5,61×10 ⁻³ (e)*	0,0229±0,0024	0,0104±0,0028	0,0195±0,0096
Maió	<0,45 (a)	<0,06 (b)	<1,33×10 ⁻³ (c)	<3,51×10 ⁻³ (e)	0,0505±0,0036	0,0180±0,0035	<0,022 (g)
Junho	<0,45 (a)	<0,25 (b)	(d)	<13,0×10 ⁻³ (e)*	0,0485±0,0032	0,0105±0,0029	<0,0089 (g)
Julho	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	<0,45 (a)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	<0,010 (g)
Setembro	<0,44 (a)	<0,15 (b)	(d)	<10,2×10 ⁻³ (e)*	0,0187±0,0023	0,0078±0,0024	0,029±0,016
Outubro	<0,41 (a)	0,176±0,048	<1,02×10 ⁻³ (c)	<3,50×10 ⁻³ (e)	0,0080±0,0028	0,0045±0,0021	0,0235±0,0084
Novembro	<0,42 (a)	<0,08 (b)	<1,38×10 ⁻³ (c)	<3,35×10 ⁻³ (e)	0,0149±0,0027	0,0033±0,0018	0,0111±0,0066
Dezembro	<0,46 (a)	0,306±0,053	(d)	<2,95×10 ⁻³ (e)*	0,0508±0,0039	0,0145±0,0033	0,0838±0,0079

Atividade mínima detetável em 3H (a), 7Be (b), ^{90}Sr (c), ^{137}Cs (e) e beta total nas partículas em suspensão (g); volume de amostra insuficiente para análise (d); *volume de amostra <30 L.

Tabela I.4 – Fluxos mensais de deposição atmosférica ($Bq\ m^{-2}\pm U, k=2$) em Sacavém (CTN)

Data de colheita	Precipitação* (mm)	3H	Água filtrada $\varnothing \leq 0,45\ \mu m$					Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45\ \mu m$
			7Be	^{90}Sr	^{137}Cs	Beta Total	Alfa Total	Beta Total
Janeiro	150,0	89±38	20,4±4,4	(a)	(a)	3,30±0,36	1,38±0,42	2,81±1,08
Fevereiro	35,6	(a)	(a)	(d)	(a)	0,748±0,096	(a)	1,35±0,75
Março	37,6	(a)	(a)	(d)	(a)	2,75±0,20	1,35±0,32	(a)
Abril	119,2	(a)	(a)	(d)	(a)	7,03±0,42	4,77±0,70	(a)
Mai	9,2	(a)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	1,32±0,68
Junho	41,6	(a)	(a)	(d)	(a)	1,54±0,12	0,50±0,13	(a)
Julho	5,2	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	0,8	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	1,6	(a)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(a)
Outubro	299,2	(a)	23,3±9,6	(a)	(a)	2,81±0,72	(a)	(a)
Novembro	51,2	(a)	(a)	(d)	(a)	1,49±0,13	0,35±0,13	1,49±0,56
Dezembro	51,6	(a)	11,2±2,0	(a)	(a)	6,71±0,27	1,14±0,21	2,18±0,36

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	38,1	(a)	2,9±1,7	(a)	(a)	0,533±0,080	0,35±0,11	(a)
Fevereiro	8,6	(a)	(d)	(d)	(d)	0,181±0,023	0,077±0,028	(a)
Março	17,9	11,3±5,2	(a)	(d)	(a)	0,448±0,045	0,197±0,050	(a)
Abril	66,9	42,8±18,7	(a)	(d)	(a)	1,54±0,16	0,67±0,19	1,31±0,64
Mai	10,0	(a)	(a)	(a)	(a)	0,510±0,036	0,180±0,035	(a)
Junho	23,0	(a)	(a)	(d)	(a)	1,127±0,074	0,253±0,067	(a)
Julho	8,2	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	0,1	(a)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(a)
Setembro	20,5	(a)	(a)	(d)	(a)	0,390±0,047	0,160±0,049	0,60±0,33
Outubro	156,0	(a)	27,5±7,5	(a)	(a)	1,25±0,44	0,70±0,33	3,67±1,31
Novembr	45,5	(a)	(a)	(a)	(a)	0,68±0,12	0,150±0,082	0,51±0,30
Dezembro	76,2	(a)	23,3±4,0	(d)	(a)	3,89±0,30	1,14±0,25	6,39±0,60

Atividade medida na água da chuva e nas partículas em suspensão 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>);

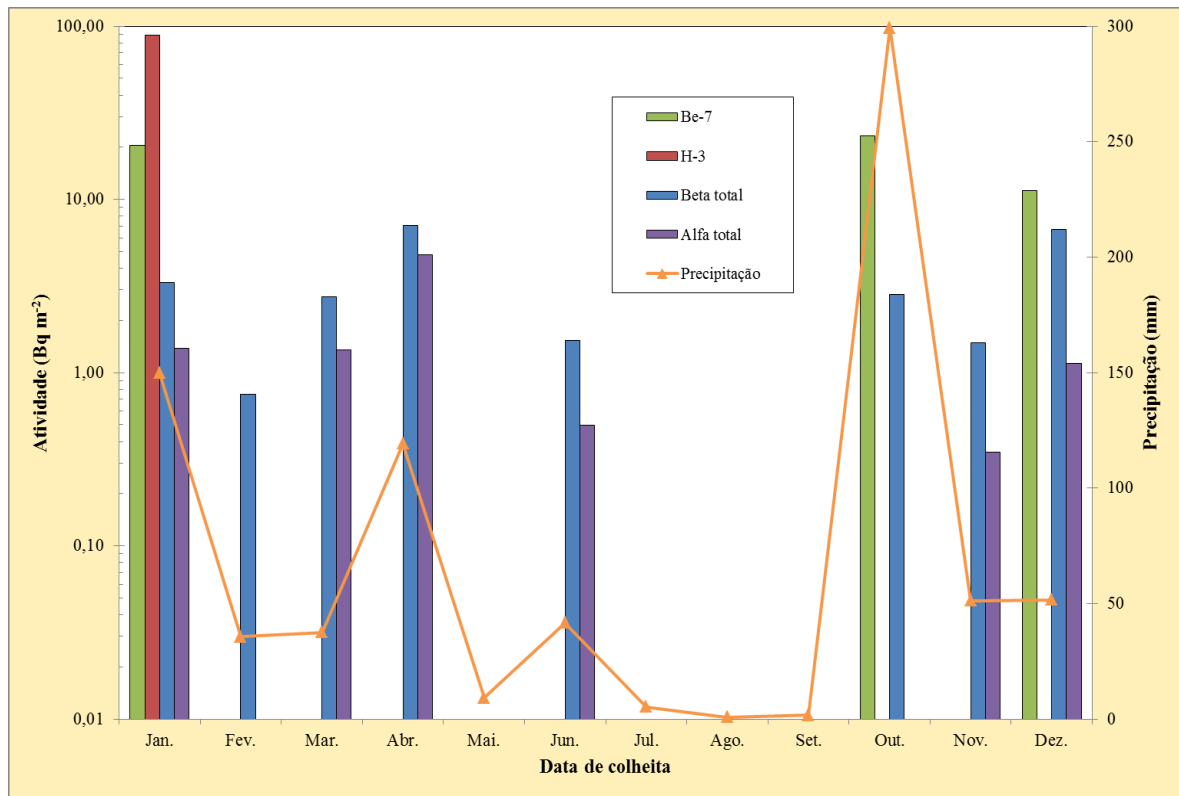


Figura I.7 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, atividade beta total e atividade alfa total em Sacavém (CTN)

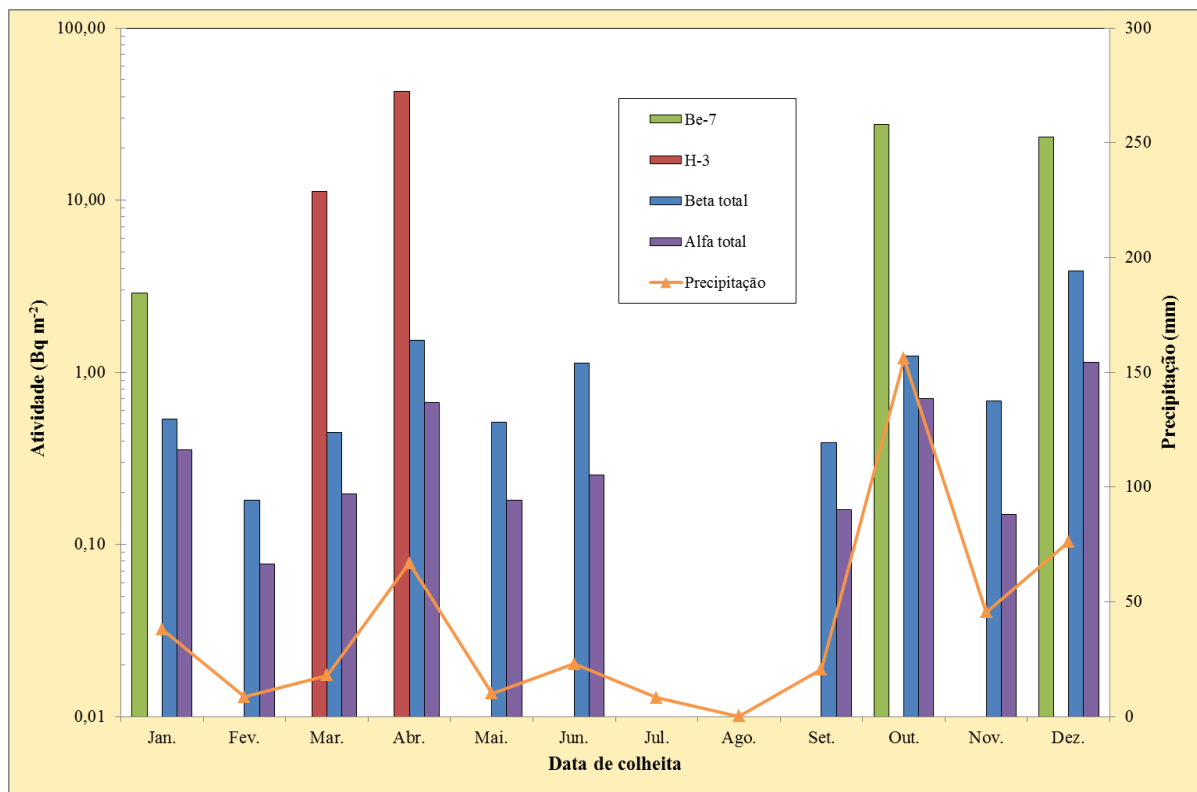


Figura I.8 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, atividade beta total e atividade alfa total em Castelo Branco (estação meteorológica)

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 dos rios foram recolhidas em locais de água corrente, afastados da margem a cerca de 20 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.

As plantas aquáticas foram colhidas manualmente, com o auxílio de um ancinho, junto à margem e até uma profundidade máxima ao alcance do operador (~1,50 m de profundidade). As plantas emergentes (*Cyperus eragrostis*) foram arrancadas pelas raízes, desagregando-se com um ancinho o sedimento em que se inseriam, para facilitar a extração manual. As plantas submersas e fixas ao sedimento com rizomas ou raízes (*Potamogeton pectinatus*) foram extraídas por meio de arrasto do fundo com o ancinho. Todas as plantas recolhidas foram lavadas nas águas do rio para remoção de sedimentos agregados às raízes e rizomas 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.



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, após filtração, determinou-se o teor das partículas em suspensão ($\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$) e dos sais dissolvidos ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$). Na água filtrada procedeu-se à determinação das atividades alfa total e beta total seguindo a metodologia para água não salinas – método por fonte concentrada (GRA_PT_01) baseada nas Normas ISO 9696 (2007) e ISO 9697 (2015) respetivamente. O ^{40}K , radionuclido de origem natural, existe em proporções elevadas no ambiente contribuindo em grande percentagem para a atividade beta total. A atividade beta residual (Gomes *et al.*, 2005) é obtida pela diferença entre a atividade beta total e a atividade em ^{40}K . Nas amostras de água filtrada, determinou-se a concentração em potássio por absorção atómica, a qual após conversão em ^{40}K , permitiu calcular a atividade beta residual.

Nas amostras de água filtrada, efetuaram-se ainda as determinações de concentração de atividade em ^{137}Cs , por espectrometria gama e, em ^{90}Sr e ^3H , 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). Sempre que a dimensão do grão do sedimento recolhido foi maior, analisou-se a fração inferior a $250\mu\text{m}$ (areia). Foram preparadas amostras representativas destas frações 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 (LM_PT_01).

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. A remoção do bloco de sedimentos aprisionado no emaranhado de raízes é um processo demorado, que se inicia pela excisão do conjunto de pelos radiculares soltos com uma tesoura ou um *cutter*. A restante massa de raízes é tratada separando cada pé de planta do feixe inicial, removendo-se o sedimento sob água corrente, procedendo-se em seguida à excisão dos pelos radiculares expostos. Fez-se uma lavagem final mergulhando as plantas 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 °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 (LM_PT_01).

1.3.1.2 Resultados e Discussão

Águas

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

No rio Tejo, verifica-se que os valores médios para as concentrações em atividade alfa total e beta total na água (matéria dissolvida) são <39 mBq L⁻¹ e 111±30 mBq L⁻¹ em Vila Velha de Ródão (Tabela I.7a) e <33 mBq L⁻¹ e 100±29 mBq L⁻¹ em Valada (Tabela I.8a) respetivamente. Na água do rio Tejo a contribuição da atividade em ⁴⁰K para a atividade beta total é bastante elevada (cerca de 100%) originando valores não quantificáveis de atividade beta residual. Isto significa que a atividade beta total é devida exclusivamente à atividade em ⁴⁰K. 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 2016) e dos valores observados em águas de superfície colhidas em rios espanhóis (Heredia *et al.*, 2009, 2010, 2013, 2013a & 2014).

Os valores de concentração em atividade em ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr são relativamente constantes não variando ao longo do rio (Tabelas I.7a a I.10a). Os valores médios anuais de concentração em atividade em ⁹⁰Sr são inferiores a 1,99 mBq L⁻¹ e 1,71 mBq L⁻¹ em V. Velha de Ródão e Valada, respetivamente. No que se refere aos valores em ¹³⁷Cs situam-se abaixo da atividade mínima detetável, com valores médios inferiores a 3,14 mBq L⁻¹ em V. Velha de Ródão e 3,28 mBq L⁻¹ em Valada. Resultados semelhantes foram observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009a, 2009d, 2010 a 2016).

Os valores de concentração em atividade média anual, *A*, em ³H no rio Tejo são 8,2±5,4 Bq L⁻¹ e 6,2±5,1 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 0,94±0,28 Bq L⁻¹ (fevereiro) e 11,5±1,0 Bq L⁻¹ (agosto) (Tabela I.9) e na Barragem de Belver entre 1,36±0,30 Bq L⁻¹ (fevereiro) e 11,5±1,0 Bq L⁻¹ (maio) (Tabela I.10). No troço do rio Tejo, em Espanha, os valores de concentração em atividade em ³H, variaram entre aproximadamente 5 Bq L⁻¹ e 100 Bq L⁻¹ nos anos 2011 a 2013 (Heredia *et al.*, 2013, 2013a & 2014).

Nas Figuras I.10 e I.11 estão representados os valores mensais das concentrações em atividade em ^3H no rio Tejo, em V. Velha de Ródão e Valada respetivamente, durante os anos 2010 a 2015. 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. Essa variação pode 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 dos gráficos 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.12, que representa a variação da concentração em atividade em ^3H com o caudal em V. Velha de Ródão durante os anos de 2014 e 2015, 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 (outono 2014/inverno 2015) a atividade em ^3H diminuiu.

Nas Tabelas I.11 e I.11a estão expressos os valores da concentração em atividade, A , em águas de superfície colhidas no rio Zêzere (barragem de Castelo de Bode). O valor médio anual da concentração em atividade alfa total ($<13 \text{ mBq L}^{-1}$) e beta total ($36 \pm 11 \text{ mBq L}^{-1}$) na matéria dissolvida é cerca de três vezes inferior ao valor medido no rio Tejo (Tabelas I.7a e I.8a). Tal como observado para o rio Tejo (Tabelas I.7a e I.8a) a atividade beta total é devida na quase totalidade à concentração em ^{40}K (Tabela I.11a).

Os valores obtidos para o ^{137}Cs e ^{90}Sr no rio Zêzere (Tabela I.11a) 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 deve estar relacionada com a deposição atmosférica e não com o normal funcionamento das centrais nucleares existentes no rio Tejo (troço espanhol) uma vez que o rio Zêzere não está sujeito à influência das centrais nucleares espanholas. Os valores obtidos para a concentração em atividade em ^3H no rio Zêzere (Tabela I.11) situam-se abaixo dos valores de atividade mínima detetável (variando entre 0,39 e 0,45 Bq L^{-1}) e são 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 em atividade em ^3H têm-se mantido baixos e constantes ao longo dos anos (Figura I.13) indicando que este rio não foi influenciado por nenhuma fonte de origem antropogénica.

Nas Tabelas I.12 e I.12a estão expressos os valores de concentração em atividade em águas de superfície colhidas no rio Guadiana (barragem de Alqueva), no rio Mondego

(barragem da Agueira) 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 de concentração em 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.6 – Valores do caudal afluyente à Barragem de Fratel, no rio Tejo, durante a colheita das amostras de água em Vila Velha de Ródão

Data de colheita	Hora da colheita	Caudal afluyente $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$
20/01/2015	12h	576
25/02/2015	13h	404
23/03/2015	12h	194
23/04/2015	13h	0
25/05/2015	13h	542
15/06/2015	12h	285
20/07/2015	14h	644
24/08/2015	14h	0
30/09/2015	13h	577
26/10/2015	14h	0
25/11/2015	13h	0
16/12/2015	13h	0

Tabela I.7 - Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (V. Velha de Ródão)

Data de colheita	3H	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta Total
Janeiro	0,94 \pm 0,29	3,8 \pm 0,3	<0,011 (a)
Fevereiro	1,64 \pm 0,32	3,6 \pm 0,3	<0,010 (a)
Março	2,06 \pm 0,37	4,5 \pm 0,3	<0,014 (a)
Abril	2,43 \pm 0,37	1,1 \pm 0,3	<0,011 (a)
Mai	10,30 \pm 0,94	1,3 \pm 0,3	<0,013 (a)
Junho	10,7 \pm 1,0	3,1 \pm 0,3	<0,0099 (a)
Julho	9,25 \pm 0,87	0,4 \pm 0,3	<0,0088 (a)
Agosto	11,6 \pm 1,0	7,1 \pm 0,3	<0,012 (a)
Setembro	17,3 \pm 1,4	1,4 \pm 0,3	<0,0099 (a)
Outubro	15,5 \pm 1,3	7,0 \pm 0,3	<0,013 (a)
Novembro	8,29 \pm 0,80	1,6 \pm 0,3	<0,0099 (a)
Dezembro	8,41 \pm 0,82	1,8 \pm 0,3	<0,0098 (a)
Média $\pm \sigma$ (n=12)	8,2\pm5,4	3,1\pm2,2	<0,011

Atividade mínima detetável em beta total (a).

Tabela I.7a - Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($mBq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total, beta total, ^{40}K e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Tejo (V. Velha de Ródão)

Data de colheita	Concentração em sais dissolvidos $mg L^{-1}$	Concentração em K^+ $mg L^{-1}$	^{137}Cs	^{90}Sr	Alfa Total	Beta Total	^{40}K	Beta Residual
Janeiro	99,5±0,3	2,50±0,25	<2,29 (a)	1,43±0,42	<14 (c)	67,9±9,7	69,2±7,0	(d)
Fevereiro	104,3±0,3	2,40±0,24	<3,54 (a)	2,68±0,73	30±13	65,0±9,4	66,5±6,7	(d)
Março	107,6±0,3	3,30±0,33	<3,20 (a)	2,59±0,88	<18 (c)	70±11	91,4±9,2	(d)
Abril	110,1±0,3	3,30±0,33	<2,75 (a)	2,62±0,67	<20 (c)	94±12	91,4±9,2	(d)
Mai	131,8±0,3	3,50±0,35	<3,31 (a)	1,20±0,59	<49 (c)	107±17	97±10	(d)
Junho	107,3±0,3	3,70±0,37	<3,69 (a)	<2,52 (b)*	32±20	122±17	102±10	(d)
Julho	109,9±0,3	4,20±0,42	<3,52 (a)	<2,79 (b)*	42±27	117±19	116±12	(d)
Agosto	106,2±0,3	4,20±0,42	<3,46 (a)	1,86±0,72	55±27	135±25	112±12	(d)
Setembro	107,8±0,3	5,70±0,57	<3,23 (a)	<1,09 (b)	59±35	143±26	158±16	(d)
Outubro	104,7±0,3	5,70±0,57	<2,47 (a)	1,22±0,50	62±33	147±25	158±16	(d)
Novembro	105,1±0,3	4,50±0,45	<2,98 (a)	2,64±0,81	34±19	127±18	125±13	(d)
Dezembro	104,4±0,3	4,80±0,48	<3,29 (a)	1,23±0,64	47±24	142±25	133±13	(d)
Média ± σ (n=12)	108,2±8,0	4,0±1,1	<3,14	<1,99	<39	111±30	110±30	-

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

*Devido a uma avaria do equipamento de medição estas amostras foram medidas algum tempo após a sua preparação. Como o ^{90}Sr é determinado a partir do seu descendente ^{90}Y , o qual apresenta um período de semi-vida relativamente curto (64 h), a não medição da amostra logo após a sua preparação pode ter influenciado o valor da concentração de atividade reportado devido ao decréscimo rápido da atividade em ^{90}Y .

Tabela I.8 - Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (Valada do Ribatejo)

Data de colheita	3H	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta Total
Janeiro	0,43±0,25	4,1±0,3	<0,011 (a)
Fevereiro	1,01±0,28	7,3±0,3	<0,010 (a)
Março	0,76±0,29	3,6±0,3	<0,014 (a)
Abril	0,41±0,25	1,5±0,3	<0,011 (a)
Mai	6,60±0,68	4,1±0,3	<0,013 (a)
Junho	8,16±0,79	2,6±0,3	<0,0099 (a)
Julho	7,71±0,76	0,9±0,3	<0,0088 (a)
Agosto	10,2±0,94	3,0±0,3	<0,012 (a)
Setembro	14,5±1,2	1,6±0,3	<0,0099 (a)
Outubro	14,3±1,2	8,6±0,3	<0,013 (a)
Novembro	5,11±0,57	1,4±0,3	<0,0099 (a)
Dezembro	5,40±0,59	2,0±0,3	<0,0097 (a)
Média $\pm \sigma$ (n=12)	6,2±5,1	3,4±2,4	<0,011

Atividade mínima detetável em atividade beta total (a).

Tabela I.8a - Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), (mBq L^{-1}), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total, beta total, ^{40}K e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Tejo (Valada do Ribatejo)

Data de colheita	Concentração em sais dissolvidos mg L^{-1}	Concentração em K^+ mg L^{-1}	^{137}Cs	^{90}Sr	Alfa Total	Beta Total	^{40}K	Beta Residual
Janeiro	100,7±0,3	3,30±0,33	<3,94 (a)	2,09±0,62	17±11	66,0±9,8	91,4±9,2	(d)
Fevereiro	106,0±0,3	2,60±0,26	<3,14 (a)	1,84±0,50	25±13	65±11	72,0±7,2	(d)
Março	106,9±0,3	2,80±0,28	<2,44 (a)	2,73±1,09	<16 (c)	68±10	77,5±7,8	(d)
Abril	109,8±0,3	2,90±0,29	<2,21 (a)	1,86±0,60	<20 (c)	81±12	80,3±8,1	(d)
Mai	124,1±0,3	3,30±0,33	<3,65 (a)	<1,15 (b)	40±26	83±13	91,4±9,2	(d)
Junho	108,2±0,3	3,30±0,33	<4,15 (a)	<2,08 (b)*	<25 (c)	103±15	91,4±9,2	(d)
Julho	111,5±0,3	3,40±0,34	<3,15 (a)	1,55±0,51	<31 (c)	103±16	94,1±9,5	(d)
Agosto	108,1±0,3	4,90±0,49	<3,73 (a)	1,52±0,68	47±25	125±24	136±14	(d)
Setembro	109,4±0,3	5,30±0,53	<3,58 (a)	1,16±0,52	58±31	142±23	147±15	(d)
Outubro	106,7±0,3	5,40±0,54	<3,53 (a)	1,49±0,51	56±30	134±22	150±15	(d)
Novembro	106,2±0,3	4,10±0,41	<3,29 (a)	1,64±0,65	31±15	93±13	114±11	(d)
Dezembro	105,9±0,3	4,40±0,44	<2,53 (a)	1,35±0,76	27±18	137±22	112±12	(d)
Média ± σ (n=12)	108,6±5,6	3,81±0,98	<3,28	<1,71	<33	100±29	105±27	-

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

*Devido a uma avaria do equipamento de medição, esta amostra foi medida algum tempo após a sua preparação. Como o ^{90}Sr é determinado a partir do seu descendente ^{90}Y , o qual apresenta um período de semi-vida relativamente curto (64 h), a não medição da amostra logo após a sua preparação pode ter influenciado o valor da concentração de atividade reportado devido ao decréscimo rápido da atividade em ^{90}Y .

Tabela I.9 - Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (Barragem de Fratel)

Data de colheita	3H	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45\mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta Total
Fevereiro	0,94±0,28	2,1±0,3	<0,010 (a)
Mai	10,8±0,98	1,0±0,3	<0,013 (a)
Agosto	11,5±1,0	2,3±0,3	<0,012 (a)
Novembro	7,25±0,72	1,5±0,3	<0,0099 (a)

Tabela I.10 - Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (Barragem de Belver)

Data de colheita	3H	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45\mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta Total
Fevereiro	1,36±0,30	2,0±0,3	<0,010 (a)
Mai	11,5±1,0	0,7±0,3	<0,013 (a)
Agosto	11,1±1,0	2,5±0,3	<0,012 (a)
Novembro	6,57±0,67	1,0±0,3	<0,0099 (a)

Atividade mínima detetável em atividade beta total (a).

Tabela I.9a – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), (mBq L^{-1}), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total, beta total, ^{40}K e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Tejo (Barragem de Fratel)

Data de colheita	Concentração em sais dissolvidos mg L^{-1}	Concentração em K^+ mg L^{-1}	^{137}Cs	^{90}Sr	Alfa Total	Beta Total	^{40}K	Beta Residual
Fevereiro	106,3 \pm 0,3	2,60 \pm 0,26	<3,20 (a)	2,07 \pm 0,62	<13 (c)	67,8 \pm 8,8	72,0 \pm 7,2	(d)
Junho	115,7 \pm 0,3	3,60 \pm 0,36	<3,39 (a)	<1,08 (b)	<42 (c)	109 \pm 16	100 \pm 10	(d)
Agosto	107,0 \pm 0,3	4,80 \pm 0,48	<3,67 (a)	1,36 \pm 0,54	49 \pm 26	130 \pm 25	133 \pm 13	(d)
Novembro	102,4 \pm 0,3	4,90 \pm 0,49	<3,15 (a)	2,54 \pm 0,76	22 \pm 16	129 \pm 17	136 \pm 14	(d)

Tabela I.10a – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), (mBq L^{-1}), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total, beta total, ^{40}K e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Tejo (Barragem de Belver)

Data de colheita	Concentração em sais dissolvidos mg L^{-1}	Concentração em K^+ mg L^{-1}	^{137}Cs	^{90}Sr	Alfa Total	Beta Total	^{40}K	Beta Residual
Fevereiro	108,2 \pm 0,3	2,60 \pm 0,26	<2,91 (a)	2,84 \pm 0,80	<12 (c)	61,1 \pm 8,1	72,0 \pm 7,2	(d)
Junho	116,8 \pm 0,3	3,70 \pm 0,37	<3,38 (a)	<1,22 (b)	<47 (c)	94 \pm 17	102 \pm 10	(d)
Agosto	107,7 \pm 0,3	4,50 \pm 0,45	<3,97 (a)	1,52 \pm 0,56	61 \pm 29	129 \pm 26	125 \pm 13	(d)
Novembro	107,2 \pm 0,3	4,40 \pm 0,44	<3,09 (a)	2,50 \pm 0,69	25 \pm 16	139 \pm 17	122 \pm 12	(d)

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

Tabela I.11 - Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e beta total em água de superfície colhida no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode)

Data de colheita	3H	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta Total
Janeiro	<0,40 (a)	1,4±0,3	<0,011 (b)
Fevereiro	<0,39 (a)	2,0±0,3	<0,0085 (b)
Março	<0,43 (a)	1,1±0,3	<0,014 (b)
Abril	<0,41 (a)	0,9±0,3	<0,0089 (b)
Maió	<0,43 (a)	1,0±0,3	<0,010 (b)
Junho	<0,44 (a)	1,4±0,3	<0,0090 (b)
Julho	<0,44 (a)	2,2±0,3	<0,0088 (b)
Agosto	<0,43 (a)	1,8±0,3	<0,0099 (b)
Setembro	<0,44 (a)	0,9±0,3	<0,0083 (b)
Outubro	<0,41 (a)	4,4±0,3	<0,011 (b)
Novembro	<0,41 (a)	(c)	<0,0083 (b)
Dezembro	<0,45 (a)	1,2±0,3	<0,0081 (b)
Média ± σ	<0,42 (n=12)	1,7±1,0 (n=11)	<0,0097 (n=12)

Atividade mínima detetável em 3H (a) e atividade beta total (b). Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (c)

Tabela I.11a – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), (mBq L^{-1}), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total, beta total, ^{40}K e beta residual em água de superfície (filtrada) colhida no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode)

Data de colheita	Concentração em sais dissolvidos mg L^{-1}	Concentração em K^+ mg L^{-1}	^{137}Cs	^{90}Sr	Alfa Total	Beta Total	^{40}K	Beta Residual
Janeiro	53,6	1,00±0,10	<3,36 (a)	1,59±0,50	4,8±3,4	30,1±3,5	27,7±2,8	(d)
Fevereiro	54,1	1,00±0,10	<3,27 (a)	1,81±0,52	<7,0 (c)	27,1±3,4	27,7±2,8	(d)
Março	57,2	1,00±0,10	<3,17 (a)	3,41±1,04	8,1±4,7	28,2±3,5	27,7±2,8	(d)
Abril	71,8	0,90±0,09	<3,32 (a)	2,66±0,68	<11,6 (c)	33,8±6,4	24,9±2,5	9±6
Maió	53,0	0,90±0,09	<3,58 (a)	1,09±0,60	4,0±3,1	34,4±3,7	24,9±2,5	9±5
Junho	53,4	1,20±0,12	<4,00 (a)	<3,36 (b)*	5,2±4,4	27,0±3,5	33,2±3,3	(d)
Julho	50,5	1,10±0,11	<3,36 (a)	1,47±0,50	75,1±3,7	35,1±3,6	30,5±3,1	(d)
Agosto	51,2	1,20±0,12	<3,17 (a)	3,65±1,05	3,6±3,1	27,3±3,6	33,2±3,3	(d)
Setembro	48,9	1,90±0,19	<3,37 (a)	<1,32 (b)	9,0±3,8	50,9±3,9	52,6±5,3	(d)
Outubro	58,6	1,20±0,12	<2,90 (a)	1,78±0,74	<5,1 (c)	42,5±4,2	33,2±3,3	9±5
Novembro	48,7	1,00±0,10	<3,18 (a)	1,52±0,85	<4,0 (c)	34,4±3,5	27,7±2,8	6±4
Dezembro	51,9	1,10±0,11	<3,07 (a)	<1,43 (b)	14,9±4,9	60,6±4,8	30,5±3,1	31±6
Média ± σ (n=12)	54,4±6,2	1,13±0,27	<3,31	<2,09	<13	36±11	31,2±7,4	-

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{90}Sr (b), atividade alfa total (c) e atividade beta total (e); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (d).
 *Devido a uma avaria do equipamento de medição, esta amostra foi medida algum tempo após a sua preparação. Como o ^{90}Sr é determinado a partir do seu descendente ^{90}Y , o qual apresenta um período de semi-vida relativamente curto (64 h), a não medição da amostra logo após a sua preparação pode ter influenciado o valor da concentração de atividade reportado devido ao decréscimo rápido da atividade em ^{90}Y

Tabela I.12 - Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e beta total em águas 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	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta Total
Rio Guadiana <i>(Barragem de Alqueva)</i>	<0,40 (a)	$0,9 \pm 0,3$	<0,011 (b)
Rio Mondego <i>(Barragem da Aguieira)</i>	<0,46 (a)	$2,8 \pm 0,3$	<0,0099 (b)
Rio Douro <i>(Barragem do Pocinho)</i>	<0,46 (a)	$1,8 \pm 0,3$	<0,0099 (b)

Atividade mínima detetável em 3H (a) e atividade beta total (b).

Tabela I.12a - Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), (mBq L^{-1}) em ^{137}Cs , ^{90}Sr , alfa total, beta total, ^{40}K e beta residual em águas de superfície (filtrada) colhidas no rio Guadiana (Barragem de Alqueva), no rio Mondego (Barragem da Aguieira) e no rio Douro (Barragem do Pocinho)

Local de Colheita	Concentração em sais dissolvidos mg L^{-1}	Concentração em K^+ mg L^{-1}	^{137}Cs	^{90}Sr	Alfa Total	Beta Total	^{40}K	Beta Residual
Rio Guadiana (Barragem de Alqueva)	118,5±0,3	5,10±0,51	<3,25 (a)	<1,51 (b)	27±18	149±16	141±14	(d)
Rio Mondego (Barragem da Aguieira)	55,6±0,3	2,50±0,25	<3,47 (a)	1,98±0,69	11,7±6,2	45,3±6,2	69,2±7,0	(d)
Rio Douro (Barragem do Pocinho)	108,5±0,3	2,20±0,22	<2,49 (a)	2,40±0,97	22±13	48,6±9,0	60,9±6,1	(d)

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a) e ^{90}Sr (b); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (d).

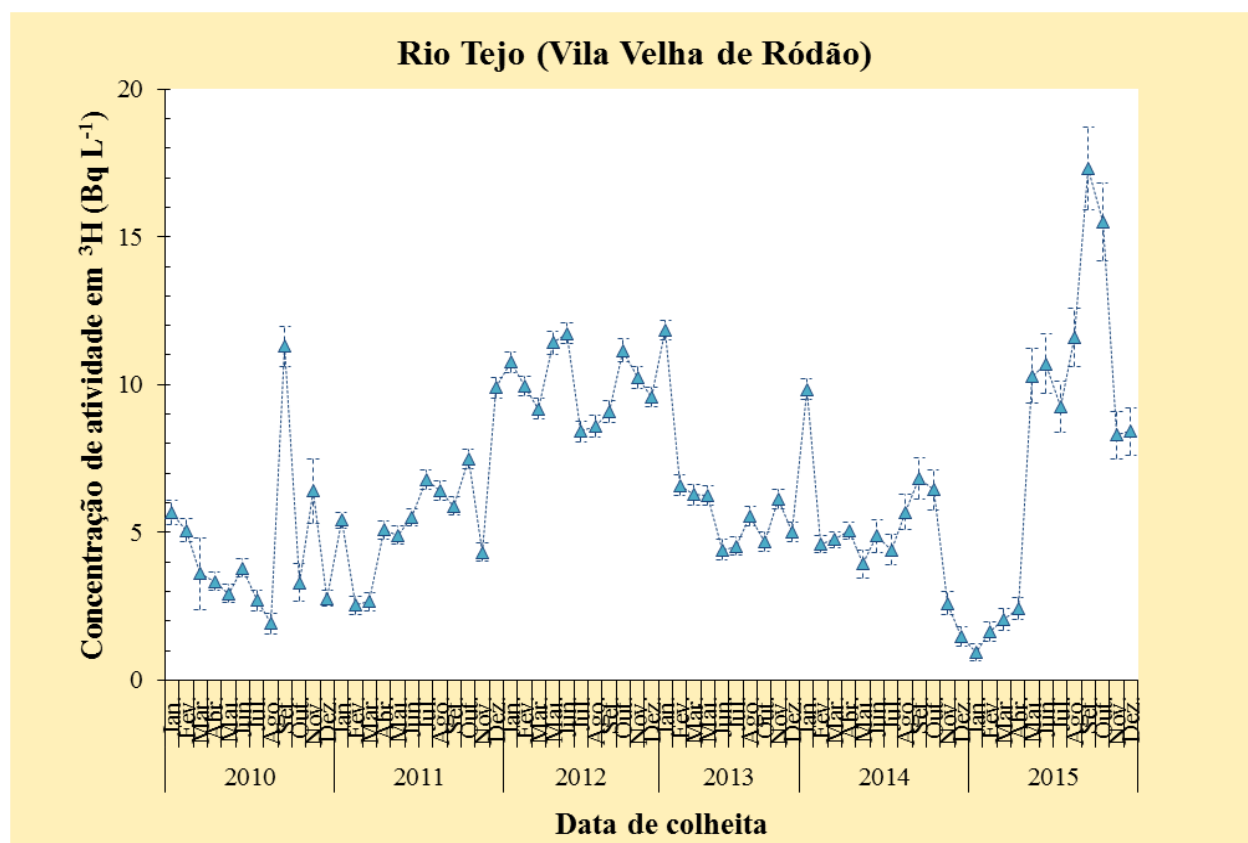


Figura I.10 - Evolução da concentração em atividade em ^3H (Bq L^{-1}) durante os anos 2010 a 2015, em Vila Velha de Ródão (Rio Tejo)

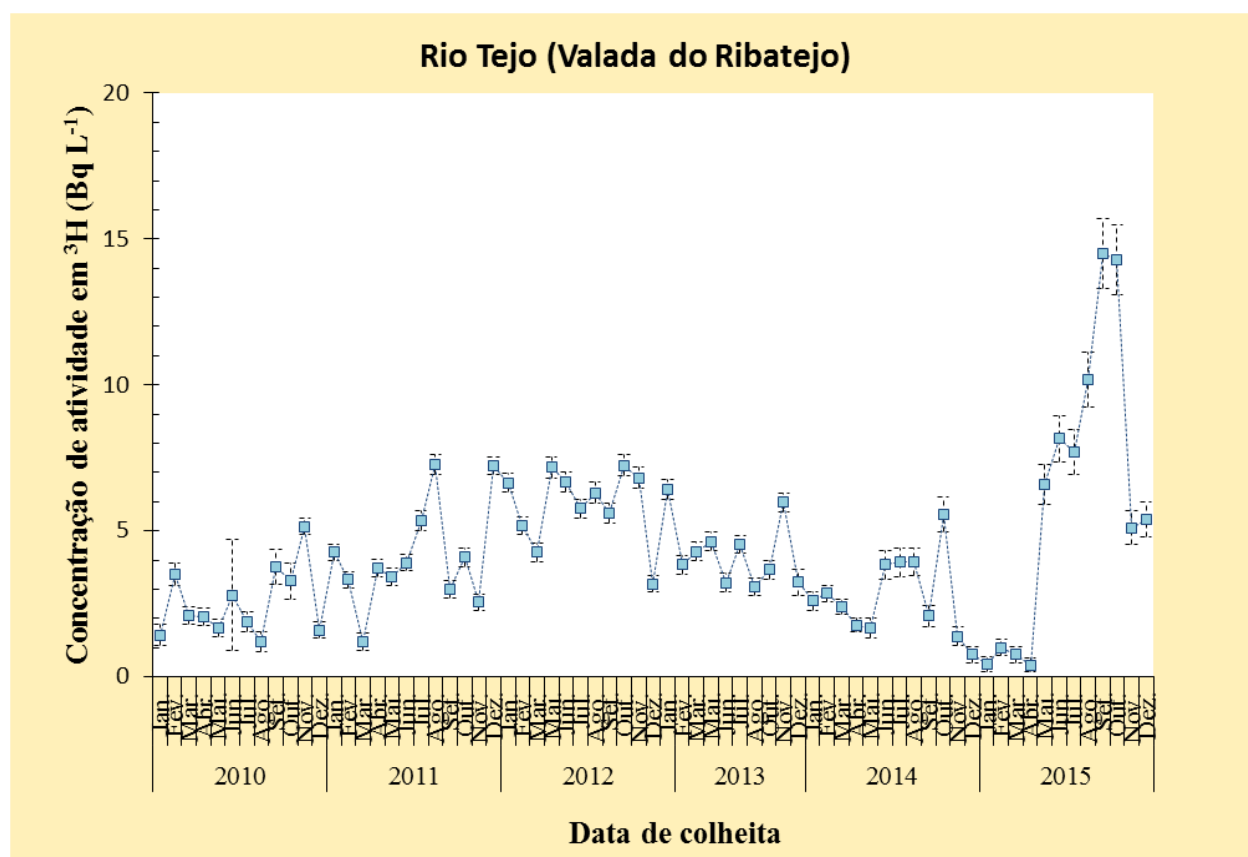


Figura I.11 - Evolução da concentração em atividade em ^3H (Bq L^{-1}) durante os anos 2010 a 2015, em Valada do Ribatejo (Rio Tejo)

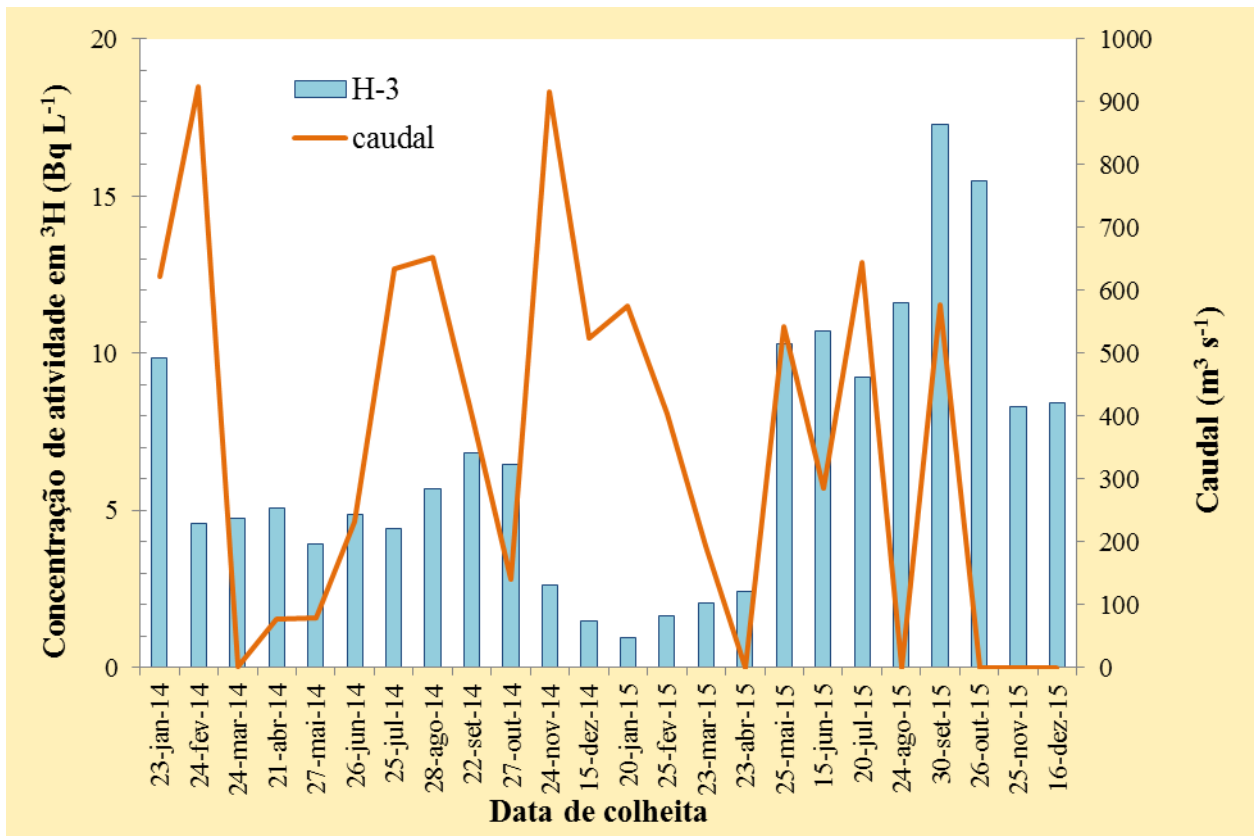


Figura I.12 - Evolução da concentração em atividade em ³H (Bq L⁻¹) em função do valor do caudal em Vila Velha de Ródão (Rio Tejo) nos anos 2014 e 2015

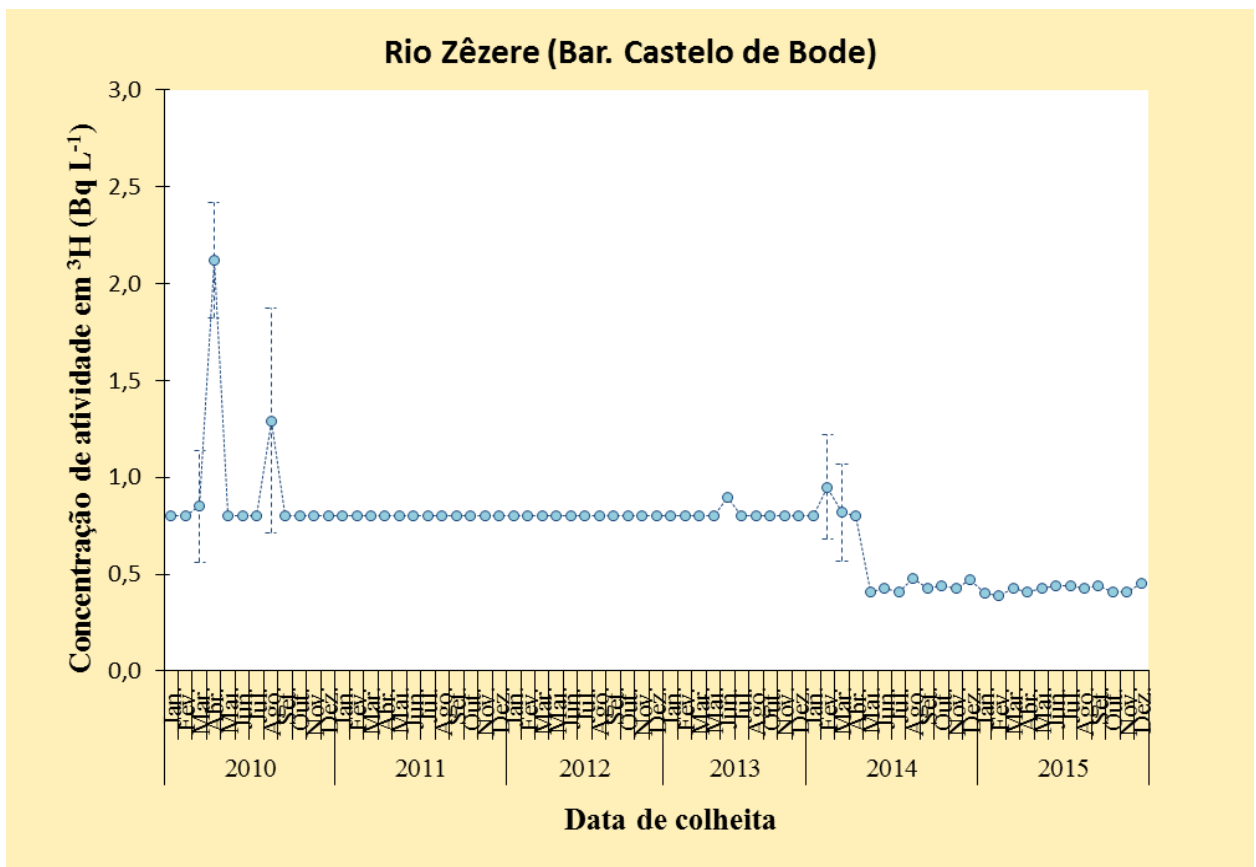


Figura I.13 - Evolução da concentração em atividade em ³H (Bq L⁻¹) dos anos 2010 a 2015 no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode)

Sedimentos

Nas Tabelas I.13 a I.15 estão expressos os valores de concentração em atividade, A, (Bq kg^{-1}), dos radionuclídeos detetados na fração silte/argila ($\varnothing < 63 \mu\text{m}$) e na fração areia ($\varnothing < 250 \mu\text{m}$) 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 em atividade para os radionuclídeos ^{228}Ra e ^{226}Ra na fração silte/argila apresentam uma grande dispersão variando entre $99,6 \pm 7,5 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $529 \pm 25 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $93,3 \pm 7,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $340 \pm 15 \text{ Bq kg}^{-1}$, respetivamente. O valor médio da concentração de atividade em ^{137}Cs é inferior a $4,3 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Os valores das concentrações em atividade em ^{235}U , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{137}Cs e ^{40}K medidos, na mesma fração granulométrica ($\varnothing < 63 \mu\text{m}$), em sedimentos colhidos em Valada do Ribatejo (Tabela I.14) e na barragem de Belver (Tabela I.15) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em V. Velha de Ródão, mas apresentando uma menor dispersão. Verifica-se uma diminuição do valor de concentração em atividade para os radionuclídeos ^{228}Ra e ^{226}Ra com o aumento da granulometria ($\varnothing < 250 \mu\text{m}$) para os sedimentos analisados (Tabelas I.14. e I.15). Note-se que para a obtenção de sedimentos de fração mais fina a colheita deverá ser sempre realizada no leito do rio, em local afastado das margens. Contudo, tecnicamente quando o nível das águas no rio Tejo é mais elevado não é possível aceder a esse local sendo a colheita efetuada mais próximo das margens, onde o sedimento é mais grosseiro.

Constata-se que, em termos de valores médios, a razão entre as concentrações em 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 em atividade dos radionuclídeos (naturais e artificiais) detetados em sedimentos colhidos nos rios Douro, Mondego e Guadiana (Tabela I.16) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos para o rio Tejo.

Em geral, os valores obtidos para os radionuclídeos analisados em sedimentos dos rios Tejo, Douro, Mondego e Guadiana são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009a, 2009d, 2010 a 2016).

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

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Janeiro	<28 (a)	488±24	285±14	<4,7 (a)	726±86
Fevereiro	<22 (a)	126±8	95,5±6,7	3,2±1,8	440±65
Março	<24 (a)	476±23	290±14	<5,2 (a)	634±81
Abril	<24 (a)	381±26	253±22	6,5±3,5	593±72
Mai	<22 (a)	269±14	200±10	<4,4 (a)	589±74
Junho	<23 (a)	310±16	218±11	<4,6 (a)	655±72
Julho	<22 (a)	529±25	340±15	<3,7 (a)	626±67
Agosto	<20 (a)	198±12	154,1±8,8	<4,2 (a)	573±79
Setembro	<30 (a)	99,6±7,5	93,3±7,1	<4,9 (a)	516±77
Outubro	<22 (a)	253±14	187,4±9,5	<3,0 (a)	556±69
Novembro	<29 (a)	158±11	172,2±9,6	<4,6 (a)	584±80
Dezembro	23±14	462±22	266±12	<3,1 (a)	685±67
Média ± σ (n=12)	<24	312±152	213±77	<4,3	598±76

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

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Janeiro*	<5,5 (a)	42,3±3,3	33,3±2,5	<0,53 (a)	612±76
Fevereiro	<21,3 (a)	387±21	253±14	<4,5 (a)	666±82
Março	<22 (a)	298±15	195±12	<3,0 (a)	844±87
Abril	28±14	392±19	248±12	<3,7 (a)	667±71
Mai	<26 (a)	175±10	127±11	<3,4 (a)	721±78
Junho	<27 (a)	223±12	157,3±8,7	<3,7 (a)	797±85
Julho	<23 (a)	252±13	167,5±8,6	<2,9 (a)	722±75
Agosto	19±11	286±15	184,8±9,3	<3,6 (a)	799±79
Setembro	<15 (a)	272±14	183,7±8,8	<2,5 (a)	662±66
Outubro	<21 (a)	201±11	134,0±7,6	<3,4 (a)	702±77
Novembro	<16 (a)	346±18	271±12	<3,4 (a)	674±72
Dezembro	<13 (a)	193±10	127,4±6,4	<2,4 (a)	748±66
Média ± σ (n=11)	<21	275±76	186±51	<3,3	727±63

Atividade mínima detetável (a); *Devido à dimensão do grão do sedimento amostrado, não foi possível obter uma alíquota da fração <63 μm suficiente para medição, tendo-se optado pela medição da fração mais grosseira <250 μm (areia).

Tabela I.15 – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama na fração silte/argila ($\varnothing < 63\ \mu m$) em sedimentos colhidos no rio Tejo, na barragem de Belver

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Fevereiro	<30 (a)	366±24	253±16	<5,7 (a)	1038±140
Maio	<25 (a)	433±21	275±12	5,5±1,4	651±70
Agosto*	<11 (a)	51,2±3,9	51,2±3,7	<2,4 (a)	914±78
Novembro	<20 (a)	214±12	166,9±7,9	4,3±2,1	693±70

Atividade mínima detetável (a); *Devido à dimensão do grão do sedimento amostrado, não foi possível obter uma alíquota da fração <63µm suficiente para medição, tendo-se optado pela medição da fração mais grosseira <250µm (areia).

Tabela I.16 – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama na fração silte/argila ($\varnothing < 63\ \mu m$) em sedimentos colhidos nos rios Douro, Mondego e Guadiana

Data de colheita	Local de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Junho	Rio Douro (Barragem Pocinho)	<22 (a)	102,3±7,2	82±10	<4,2 (a)	469±67
Junho	Rio Mondego (Barragem Aguieira)	<21 (a)	138,1±8,6	126,4±8,4	12,3±2,1	588±69
Abril	Rio Guadiana (Barragem Alqueva)	<17 (a)	90±11	65,9±8,8	<3,6 (a)	407±56

Atividade mínima detetável (a);

Plantas aquáticas

Nas Tabelas I.17 e I.18 estão expressos os valores de concentração em atividade, A (Bq kg^{-1} , peso seco), de radionuclidos naturais e artificiais determinados respetivamente nos rizomas e nas partes aéreas da planta aquática emergente *Cyperus eragrostis* colhida no rio Tejo, em V. Velha de Ródão. Para o hidrófito submerso, *Potamogeton pectinatus* (limo mestre), colhido no mesmo local de amostragem, os resultados estão presentes na Tabela I.19. Foram detetados radionuclidos naturais das series radioativas do Urânio (^{226}Ra e ^{210}Pb) e Tório (^{228}Ra), o ^{40}K e o radionuclido de origem artificial, ^{137}Cs . Para a planta emergente (*Cyperus eragrostis*) destaca-se o decréscimo da concentração de atividade do rizoma para as partes aéreas para todos os radionuclidos, exceto para o ^{40}K . Por exemplo, no caso do ^{228}Ra os valores variaram entre valores inferiores a 12 Bq kg^{-1} e $45,0 \pm 14 \text{ Bq kg}^{-1}$ para o rizoma e entre $2,9 \pm 1,0 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $20,8 \pm 5,5 \text{ Bq kg}^{-1}$ para as partes aéreas. O quociente entre as concentrações médias de ^{226}Ra e ^{228}Ra na planta e nos sedimentos fluviais varia, sendo mais elevado para os rizomas: $[\text{Ra}]_{\text{rizoma}}/[\text{Ra}]_{\text{sed.}} = 0,15$, $[\text{Ra}]_{\text{rizoma}}/[\text{Ra}]_{\text{sed.}} = 0,09$ comparativamente com as partes aéreas: $[\text{Ra}]_{\text{p. aéreas}}/[\text{Ra}]_{\text{sed.}} = 0,08$, $[\text{Ra}]_{\text{p. aéreas}}/[\text{Ra}]_{\text{sed.}} = 0,03$.

As plantas submersas sem raiz (*Potamogeton pectinatus*) apresentam valores médios anuais de concentração em atividade (Tabela I.19) mais elevados para o ^{226}Ra ($112 \pm 54 \text{ Bq kg}^{-1}$), seguido pelo ^{228}Ra ($80,8 \pm 25 \text{ Bq kg}^{-1}$) e ^{210}Pb ($40,3 \pm 15 \text{ Bq kg}^{-1}$). Em geral, os níveis em ^{137}Cs são muito baixos, o que é expectável devido às baixas concentrações deste radionuclido na água, na ordem dos milibecquerel, e nos sedimentos. A concentração mais elevada de ^{40}K nas partes aéreas de *C. eragrostis* (Tabela I.18) e nos talos flutuantes de *P. pectinatus* (Tabela I.19) é consistente com a translocação do potássio para as partes verdes das plantas onde pode atingir concentrações citoplasmáticas de 50 a 250 mM (Rodríguez-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.

Em geral, os valores obtidos para os radionuclidos analisados para as mesmas espécies de plantas são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em 2014 (Madruga *et al.*, 2016).

Tabela I.17 – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$, peso seco), de radionuclídeos emissores gama em raízes da planta emergente *Cyperus eragrostis* presente em Vila Velha de Ródão, no rio Tejo

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{210}Pb	^{137}Cs	^{40}K
Janeiro	6,10±3,1	17,5±3,8	31,1±2,6	38,0±10	<1,3 (a)	118±25
Fevereiro	11,8±6,3	45,0±14	14,1±3,7	33,0±13	<2,0 (a)	348±57
Março	<4,4 (a)	20,7±3,3	19,9±2,1	19,9±7,7	<1,2 (a)	450±61
Abril	<6,9 (a)	26,4±4,3	42,0±3,1	41,0±11	<1,5 (a)	345±41
Mai	7,30±4,1	31,6±4,2	26,7±2,7	30,0±10	<1,2 (a)	283±45
Junho	8,10±2,9	35,4±3,8	34,8±2,0	40,2±8,6	<0,9 (a)	371±31
Julho	<4,8 (a)	38,2±9,9	33,7±4,9	41,0±10	<1,1 (a)	412±53
Agosto	<7,1 (a)	36,7±4,5	46,3±4,0	38,0±11	<1,2 (a)	308±47
Setembro	<14 (a)	40,4±9,1	59,6±5,5	28,0±15	<2,7 (a)	371±50
Outubro	12,9±3,7	15,8±1,6	24,3±1,9	33,0±8,4	<1,3 (a)	344±33
Novembro	<12 (a)	<12 (a)	34,6±3,6	35,0±13	<1,9 (a)	152±39
Dezembro	<10 (a)	26,3±6,1	30,6±3,4	49,0±13	<2,0 (a)	249±44
Média±σ (n=12)	<1,5	<28	33,1±12,2	35,5±7,5	<1,5	313±99

Tabela I.18 – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$, peso seco), de radionuclídeos emissores gama nas partes aéreas da planta emergente *Cyperus eragrostis* presente em Vila Velha de Ródão, no rio Tejo

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{210}Pb	^{137}Cs	^{40}K
Janeiro	<4,8 (a)	20,8±5,5	24,1±3,2	23,8±7,7	<1,1 (a)	354±35
Fevereiro	<3,1 (a)	13,0±2,8	17,4±2,8	19,5±7,2	<0,9 (a)	808±103
Março	<5,5 (a)	18,5±3,4	16,8±2,0	19,8±7,8	<0,9 (a)	777±99
Abril	<2,6 (a)	9,50±2,9	5,10±1,5	11,1±6,0	<1,0 (a)	1042±79
Mai	<3,0 (a)	<4,3 (a)	6,70±1,2	<7,5 (a)	<0,8 (a)	714±55
Junho	<3,4 (a)	6,70±0,70	6,60±1,0	13,4±5,3	<0,6 (a)	643±47
Julho	<3,5 (a)	3,86±0,71	5,40±1,2	<10 (a)	<0,7 (a)	424±36
Agosto	<3,8 (a)	2,90±1,0	4,80±1,2	<11 (a)	<0,8 (a)	871±64
Setembro	<8,1 (a)	6,90±3,9	64,0±11	19,4±9,2	<1,4 (a)	606±53
Outubro	<7,8 (a)	5,10±1,1	9,60±1,7	16,8±8,9	<1,1 (a)	720±58
Novembro	<8,0 (a)	18,3±3,6	32,1±3,0	31,3±9,2	<1,2 (a)	618±51
Dezembro	<2,9 (a)	10,4±2,2	21,4±1,5	37,8±7,9	<0,8 (a)	982±69
Média±σ (n=12)	<4,7	<10	17,8±17	<19	<1,0	713±204

Atividade mínima detetável (a).

Tabela I.19 – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$, peso seco), de radionuclídeos emissores gama no hidrófito submerso *Potamogeton pectinatus* (limo mestre) presente em Vila Velha de Ródão, no rio Tejo

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{210}Pb	^{137}Cs	^{40}K
Janeiro	<3,5 (a)	111±6,4	172±7,0	46,0±8,1	1,87±0,34	401±12
Fevereiro	5,80±3,0	101±8,5	172±12	48,3±9,9	1,38±0,42	874±109
Maio	5,70±3,0	56,7±5,3	51,4±3,9	59,0±12	2,37±0,59	716±91
Junho	4,40±0,89	67,2±3,9	67,9±2,8	51,6±7,8	2,39±0,34	738±53
Agosto	<4,1 (a)	114±9,4	165±12	48,0±10	1,26±0,38	653±80
Setembro	<3,1 (a)	58,4±5,1	61,2±4,4	41,1±8,5	1,29±0,32	952±115
Outubro	<4,4 (a)	46,4±4,2	49,7±2,7	36,2±9,4	<2,1 (a)	1590±111
Novembro	<3,6 (a)	86,8±7,4	125±8,9	14,3±6,9	<0,9 (a)	1689±204
Dezembro	<3,5 (a)	86,2±7,3	145±10	18,8±7,3	<0,9 (a)	1652±199
Média±σ (n=9)	<4,2	80,8±25	112±54	40,3±15	<1,6	1029±486

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 nos Estuários do Tejo e 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

Os resultados da concentração em atividade, A , (Bq kg^{-1} , peso fresco), em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e no Estuário do Sado estão expressos nas Tabelas I.20 e I.21 para os radionuclídeos de origem artificial e natural, respetivamente.

Verifica-se que os valores da concentração em atividade dos radionuclídeos de origem artificial $^{239+240}\text{Pu}$ variam entre aproximadamente $(7,11 \pm 4,37) \times 10^{-4} \text{ Bq kg}^{-1}$ e $(3,67 \pm 1,38) \times 10^{-3} \text{ Bq kg}^{-1}$, e que os valores em ^{137}Cs se situam abaixo dos valores da atividade mínima detetável, variando entre $0,091 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,22 \text{ Bq kg}^{-1}$. As concentrações em atividade para os isótopos do Urânio (^{238}U , ^{235}U e ^{234}U) são, em geral, relativamente constantes. 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 2,8 (Figueira da Foz) e 350 (Cabo de S. Vicente). Os valores mais elevados obtidos para as concentrações em ^{210}Po (variando entre $11 \pm 2 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $89 \pm 6 \text{ Bq kg}^{-1}$) quando comparados com os outros radionuclídeos indicam que os mexilhões acumulam o ^{210}Po em quantidades mais elevadas sendo portanto bons indicadores biológicos.

Os resultados obtidos são, em geral, comparáveis aos resultados de anos anteriores (Oliveira *et al.*, 2005, Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2015) e francamente mais baixos que as concentrações determinadas em espécies marinhas de outras regiões costeiras da Europa (Carvalho *et al.*, 2004).

Tabela I.20 – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), de radionuclídeos de origem artificial em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e no Estuário do Sado

Local de colheita	$^{239+240}\text{Pu}$	^{238}Pu	^{137}Cs
Matosinhos	$(2,08 \pm 0,86) \times 10^{-3}$	$< 8,67 \times 10^{-5}$ (a)	$< 0,21$ (a)
Figueira da Foz	$(2,78 \pm 1,71) \times 10^{-3}$	$< 3,97 \times 10^{-4}$ (a)	$< 0,22$ (a)
Cascais	$(2,12 \pm 0,77) \times 10^{-3}$	$< 1,51 \times 10^{-4}$ (a)	$< 0,19$ (a)
Sines	$(3,53 \pm 1,23) \times 10^{-3}$	$< 1,11 \times 10^{-4}$ (a)	$< 0,12$ (a)
Cabo de S. Vicente	$(3,67 \pm 1,38) \times 10^{-3}$	$< 1,46 \times 10^{-4}$ (a)	$< 0,11$ (a)
Quarteira	$(1,18 \pm 0,48) \times 10^{-3}$	$< 5,32 \times 10^{-5}$ (a)	$< 0,091$ (a)
Estuário do Sado	$(7,11 \pm 4,37) \times 10^{-4}$	$< 6,42 \times 10^{-5}$ (a)	$< 0,13$ (a)

Atividade mínima detetável (a);

Tabela I.21 – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), de radionuclídeos de origem natural em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e no Estuário do Sado

Local de colheita	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th	^{40}K
Matosinhos	0,26±0,02	0,014±0,005	0,27±0,02	0,13±0,04	0,34±0,06	1,9±0,2	84±8	0,09±0,03	28,0±3,7
Figueira da Foz	0,23±0,02	0,011±0,006	0,28±0,02	0,4±0,2	0,4±0,2	1,1±0,2	88±8	0,2±0,1	75,1±6,9
Cascais	0,35±0,03	0,019±0,007	0,41±0,03	0,10±0,02	0,22±0,05	1,3±0,2	11±2	0,09±0,02	34,5±4,1
Sines	0,52±0,05	0,024±0,008	0,58±0,05	0,04±0,02	0,14±0,06	3,9±0,2	89±6	<0,03 (a)	32,8±3,8
Cabo de S. Vicente	0,19±0,02	0,006±0,005	0,22±0,02	0,19±0,07	<0,01 (a)	3,5±0,2	86±4	0,16±0,06	58,1±4,8
Quarteira	0,19±0,02	0,011±0,005	0,23±0,02	<0,07 (a)	0,09±0,03	1,1±0,1	84±4	<0,06 (a)	39,0±3,5
Estuário do Sado	0,24±0,02	0,014±0,006	0,28±0,03	0,10±0,03	0,07±0,03	1,1±0,2	55±4	0,02±0,01	34,7±3,6

Atividade mínima detetável (a);

I. 4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO

Os radionuclídeos de origem natural estão presentes na crosta terrestre e consequentemente 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

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.

A metodologia utilizada para a determinação da concentração de atividade em ^3H está expressa em I.2.2.1. Para a determinação das atividades alfa total e beta total utilizou-se o método por cintilação em meio líquido (GRA_PT_02) baseado na norma ISO/CD 11704 (2010). 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.14). 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.14- Preparação e medição de amostras de água para consumo humano para a determinação da concentração em atividade em radionuclídeos emissores alfa/beta e beta.

1.4.2 Resultados e Discussão

Nas Tabelas I.22 e I.23 estão expressos os valores de concentração em atividade, A (Bq L^{-1}), em ^3H , 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.22 apresentam-se ainda os valores de concentração em atividade em ^{137}Cs e ^{90}Sr . Como se pode observar, os valores de concentração em atividade em ^{137}Cs , situam-se abaixo do valor de atividade mínima detetável, sendo o valor médio anual inferior a $3,41 \text{ mBq L}^{-1}$. Relativamente ao ^{90}Sr a maioria dos valores são mensuráveis, variando entre $1,28 \pm 0,51 \text{ mBq L}^{-1}$ (fevereiro) e $2,76 \pm 0,97 \text{ mBq L}^{-1}$ (agosto) e da mesma ordem de grandeza dos obtidos para o ^{137}Cs . Estes valores são semelhantes aos reportados nos relatórios da Comissão Europeia (EUR 23555 EN, 2009; EUR 23950 EN, 2009) e nos relatórios anuais do Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) em Espanha. Por exemplo, nos relatórios de 2011 a 2013 (Heredia *et al.*, 2013, 2013a & 2014) reportam-se para Espanha, valores anuais de concentração em atividade variando entre $0,01 \text{ mBq L}^{-1}$ e $0,5 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{137}Cs e entre 1 mBq L^{-1} e 50 mBq L^{-1} para o ^{90}Sr .

Os valores de atividade alfa total e atividade beta total são inferiores à atividade mínima detetável, variando entre 0,030 Bq L⁻¹ e 0,071 Bq L⁻¹ para a atividade alfa total e entre 0,096 Bq L⁻¹ e 0,210 Bq L⁻¹ para a atividade beta total.

Os valores das atividades alfa total e beta total determinados nas amostras de água recolhidas em vários locais do país (Tabela I.23) são, em geral, da mesma ordem de grandeza dos medidos em Lisboa. Estes valores são muito inferiores (cerca de uma ordem de grandeza) aos valores paramétricos recomendados (alfa total: 0,1 Bq L⁻¹; beta total: 1 Bq L⁻¹) na Diretiva Europeia 2013/51 EURATOM e no Decreto-Lei n° 23/2016 de 3 de junho.

Os valores de concentração em atividade em ³H nas amostras de água recolhidas em Lisboa (Tabela I.22) situam-se abaixo ou muito próximo do valor da atividade mínima detetável, variando os valores mensuráveis entre 0,54±0,20 Bq L⁻¹ e 2,40±0,37 Bq L⁻¹. Nas amostras recolhidas ao longo do país (Tabela I.23) os valores são todos inferiores ao valor da atividade mínima detetável. Em geral, os valores observados são da ordem de grandeza dos reportados em anos anteriores (Madruga *et al*, 2008, 2009b, 2009d, 2010 a 2016) e muito inferiores a 100 Bq L⁻¹, valor paramétrico recomendado no Decreto-Lei n° 23/2016 de 3 de junho e na Diretiva Europeia 2013/51 EURATOM.

Numa perspetiva conservativa, considerou-se para o cálculo da dose efetiva por ingestão os valores máximos das atividades em ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs e ³H determinadas na água de consumo colhida em Lisboa (Tabela I.22), considerando os respetivos coeficientes de dose, 2,8×10⁻⁸ Sv Bq⁻¹ (⁹⁰Sr), 1,3×10⁻⁸ Sv Bq⁻¹ (¹³⁷Cs) e 1,8×10⁻¹¹ Sv Bq⁻¹ (³H) (Decreto-Lei n° 222/2008 de 17 de novembro; ICRP 119, 2012) e um consumo anual *per capita* de 730 litros (WHO, 2011). Para a dose efetiva devida à ingestão desta água obteve-se o valor de 0,14 μSv a⁻¹ sendo que a maior contribuição é devida ao ⁹⁰Sr (47%) seguida do ¹³⁷Cs (31%) e do ³H (22%). Os valores de dose efetiva são comparáveis aos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2016). Na Finlândia, a dose de radiação devida à ingestão dos radionuclídeos, ³H, ⁹⁰Sr e ¹³⁷Cs através da água de consumo variou entre 0,02 μSv a⁻¹ e 0,3 μSv a⁻¹ de 2011 a 2015 (STUK-B 148, 2012; STUK-B 159, 2013; STUK-B 174, 2014; STUK-B 190, 2015; STUK-B 204, 2016). No Reino Unido a dose efetiva de radiação (radionuclídeos artificiais) devida à ingestão de água foi <1 μSv a⁻¹ de 2011 a 2015 (RIFE-17, 2012; RIFE-18, 2013; RIFE-19, 2014; RIFE-20, 2015; RIFE-21, 2016).

Tabela I.22 – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , 3H , alfa total e beta total em água para consumo humano colhida em Lisboa

Data de colheita	^{137}Cs	^{90}Sr	3H	Alfa Total	Beta Total
Janeiro	$<2,59 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,00 \pm 0,53) \times 10^{-3}$	$<0,41$ (c)	$<0,071$ (d)	$<0,210$ (e)
Fevereiro	$<3,60 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,28 \pm 0,51) \times 10^{-3}$	$<0,40$ (c)	$<0,037$ (d)	$<0,105$ (e)
Março	$<2,58 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,85 \pm 0,72) \times 10^{-3}$	$<0,44$ (c)	$<0,045$ (d)	$<0,158$ (e)
Abril	$<2,98 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,59 \times 10^{-3}$ (b)	$<0,40$ (c)	$<0,053$ (d)	$<0,188$ (e)
Mai	$<2,17 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,33 \pm 0,64) \times 10^{-3}$	$<0,45$ (c)	$<0,044$ (d)	$<0,154$ (e)
Junho	$<4,00 \times 10^{-3}$ (a)	$<2,18 \times 10^{-3}$ (b)*	$0,54 \pm 0,20$	$<0,050$ (d)	$<0,173$ (e)
Julho	$<4,00 \times 10^{-3}$ (a)	$<3,16 \times 10^{-3}$ (b)*	$0,88 \pm 0,30$	$<0,035$ (d)	$<0,117$ (e)
Agosto	$<4,00 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,76 \pm 0,97) \times 10^{-3}$	$<0,44$ (c)	$<0,040$ (d)	$<0,129$ (e)
Setembro	$<3,39 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,03 \pm 0,70) \times 10^{-3}$	$1,32 \pm 0,32$	$<0,047$ (d)	$<0,153$ (e)
Outubro	$<3,56 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,2 \pm 1,1) \times 10^{-3}$	$2,29 \pm 0,39$	$<0,046$ (d)	$<0,155$ (e)
Novembro	$<3,45 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,15 \pm 0,65) \times 10^{-3}$	$2,40 \pm 0,37$	$<0,035$ (d)	$<0,111$ (e)
Dezembro	$<4,62 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,94 \pm 0,86) \times 10^{-3}$	$0,77 \pm 0,29$	$<0,030$ (d)	$<0,096$ (e)
Média $\pm \sigma$ (n=12)	$<3,41 \times 10^{-3}$	$<2,04 \times 10^{-3}$	$<0,90$	$<0,044$	$<0,146$

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{90}Sr (b), 3H (c), atividade alfa total (d) e atividade beta total (e).

*Devido a uma avaria do equipamento de medição, estas amostras foram medidas algum tempo após a sua preparação. Como o ^{90}Sr é determinado a partir do seu descendente ^{90}Y , o qual apresenta um período de semi-vida relativamente curto (64 h), a não medição das amostras logo após a sua preparação pode ter influenciado os valores das concentrações de atividade reportados devido ao decréscimo rápido da atividade em ^{90}Y .

Tabela I.23 – Valores de concentração em atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H , alfa total e beta total em água para consumo humano colhida em vários locais do país

Data de colheita	Local de colheita	3H	Alfa total	Beta total
Abril	Évora	<0,46 (a)	<0,050 (b)	<0,175 (c)
Abril	Reguengos	<0,38 (a)	<0,061 (b)	<0,216 (c)
Junho	Cortiço da Serra (Celorico da Beira)	<0,45 (a)	<0,044 (b)	<0,157 (c)
Junho	Barca D'Alva	<0,46 (a)	<0,065 (b)	<0,173 (c)

Atividade mínima detetável em 3H (a), atividade alfa total (b) e atividade beta total (c).

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.

1.5.1 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.25.

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.15) de acordo com o procedimento técnico (LM_PT_01). 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 líquida 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-Contanhede) 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 em atividade para os radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K . Para a determinação da concentração em atividade em ^{137}Cs , ^{131}I e ^{40}K , foi utilizada como metodologia, a análise por espectrometria gama, em geometria “Marinelli”, (LM_PT_01) efetuada diretamente em uma amostra de 1 litro de leite (Figura I.15). Para a determinação do ^{90}Sr seguiu-se o procedimento descrito anteriormente para os componentes da cadeia alimentar e para a refeição completa.

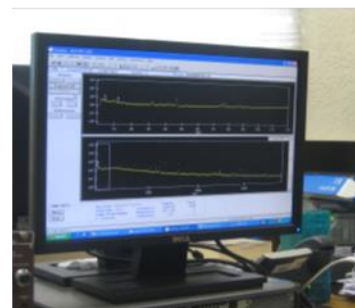


Figura I.15- Preparação de amostras de produtos alimentares e medição por espectrometria gama

I.5.2 Resultados e Discussão

Componentes Individuais e Refeição Completa

Na Tabela I.24 estão expressos os valores das concentrações em 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 diretamente em alimentos de folhas (couve) e indiretamente através das pastagens até aos animais e conseqüentemente à carne.

Da análise dos resultados presentes na Tabela I.24 constata-se que a concentração de atividade em ^{137}Cs se situa abaixo dos valores da atividade mínima detetável (variando entre $0,07 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,27 \text{ Bq kg}^{-1}$ dependendo das condições de medição). Detetaram-se vestígios de ^{137}Cs , $0,84 \pm 0,12 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,224 \pm 0,077 \text{ Bq kg}^{-1}$, em amostras de carne provenientes dos Açores (mês de Abril) e de Aveiro (mês de Junho), respetivamente. Amostras de laranja (mês de Abril) e batata-doce (mês de Novembro) provenientes dos Açores apresentaram também valores mensuráveis em ^{137}Cs , mas da ordem de grandeza da atividade mínima detetável. Devido à localização geográfica acontece com regularidade a deteção do radionuclídeo ^{137}Cs em amostras provenientes dos Açores, nomeadamente leite e/ou carne, que poderá ser devido à deposição atmosférica deste radionuclídeo após o acidente nuclear de Fukushima. 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 20 mBq kg^{-1} e 81 mBq kg^{-1} . Valores quantificáveis variando entre $0,026 \pm 0,012 \text{ Bq kg}^{-1}$ (carne) e $0,289 \pm 0,047 \text{ Bq kg}^{-1}$ (couve) foram obtidos em algumas das amostras. A atividade em ^{40}K apresenta valores variando entre $30,0 \pm 2,8 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $201 \pm 15 \text{ Bq kg}^{-1}$.

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 2016).

Os valores da concentração em atividade, $A \pm U$ (Bq kg^{-1}) em refeições completas estão expressos na Tabela I.25. Os valores de concentração em atividade dos radionuclídeos ^{137}Cs e ^{90}Sr são inferiores à atividade mínima detetável, com exceção do valor obtido para o ^{90}Sr ($0,103 \pm 0,048 \text{ Bq kg}^{-1}$) no mês de maio. Os valores em ^{40}K variam entre $38,6 \pm 3,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $88,2 \pm 6,4 \text{ Bq kg}^{-1}$. 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 2016).

No Reino Unido foram reportados para o ano de 2015 (RIFE-21, 2016) valores inferiores a $0,03 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,07 \text{ Bq kg}^{-1}$ para o ^{90}Sr e ^{137}Cs respetivamente, em amostras de

refeições completas adquiridas em cantinas. Os mesmos autores reportam para o ^{40}K valores que variam entre 82-86 Bq kg^{-1} . Valores da mesma ordem de grandeza foram reportados em anos anteriores (RIFE-17, 2012; RIFE-18, 2013; RIFE-19, 2014; RIFE-20, 2015).

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 (*em itálico*), presentes na Tabela I.25, são semelhantes aos reportados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2010 a 2016) e inferiores aos publicados por outros países europeus (Alemanha, Espanha, Finlândia, Inglaterra e Suécia). Para os anos de 2002-2003 (EUR 23555 EN, 2009) foram reportados valores médios trimestrais *per capita* variando entre $<0,2 \text{ Bq d}^{-1}$ e $3,1 \text{ Bq d}^{-1}$ e entre $<0,1 \text{ Bq d}^{-1}$ e $4,9 \text{ Bq d}^{-1}$ para o ^{137}Cs e ^{90}Sr respetivamente. Em 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009) os valores médios trimestrais situaram-se 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 . Relativamente ao ^{40}K o valor típico em ambos os casos é de 100 Bq d^{-1} .

No que se refere à contribuição para a dose de radiação devida à ingestão da dieta mista (refeição completa), tendo em consideração a concentração em atividade referente aos radionuclidos artificiais ^{137}Cs e ^{90}Sr (Tabela I.25), a dose de radiação estimada devida à ingestão destes radionuclidos através da refeição completa (dieta mista) não deverá exceder $2,6 \mu\text{Sv a}^{-1}$, sendo a maior contribuição devida ao ^{90}Sr (70%). Contrariamente, na Finlândia (STUK-B 148, 2012; STUK-B 159, 2013; STUK-B 174, 2014; STUK-B 190, 2015; STUK-B 204, 2016), a maior contribuição tem sido devida ao ^{137}Cs (aproximadamente 90%) provavelmente devido à influência do acidente nuclear de Chernobyl. O valor de dose de radiação reportado para 2015 é inferior a $4 \mu\text{Sv a}^{-1}$ (STUK-B 204, 2016).

Tabela I.24 – Valores de concentração em 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 Alentejo)	Janeiro	Portalegre	Alface	<0,10 (a)	<0,16 (b)	-	127,2 ±9,5
			Batata	<0,11 (a)	<0,09 (b)	-	132,1 ±9,6
			Maçã	<0,12 (a)	<0,11 (b)	-	32,4 ±3,4
			Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,38 (b)	<0,044 (c)	102,9 ±8,0
ASAE (Região Centro)	Janeiro	Leiria	Couve	<0,13 (a)	<0,20 (b)	<0,020 (c)	84,6 ±7,1
			Batata	<0,13 (a)	<0,19 (b)	-	180 ±13
		Aveiro	Laranja	<0,10 (a)	<0,14 (b)	-	41,4 ±4,0
		Coimbra	Carne (Bovino)	<0,10 (a)	<0,23 (b)	<0,047 (c)	96,9 ±7,2
ASAE (Região Norte)	Fevereiro	Viana do Castelo	Couve	<0,13 (a)	<0,22 (b)	<0,031 (c)	92,0 ±7,5
			Batata	<0,13 (a)	<0,20 (b)	-	157 ±12
			Laranja	<0,09 (a)	<0,15 (b)	-	46,5 ±3,9
		Aveiro	Carne (Bovino)	<0,13 (a)	<0,20 (b)	<0,033 (c)	103,0 ±8,0
ASAE (Região Algarve)	Março	Faro	Couve	<0,20 (a)	<0,21 (b)	<0,028 (c)	63,6 ±5,2
			Batata	<0,10 (a)	<0,21 (b)	-	145 ±11
			Laranja	<0,11 (a)	<0,19 (b)	-	55,2 ±4,9
			Carne (Bovino)	<0,10 (a)	<0,21 (b)	<0,055 (c)	107,7 ±8,0
ASAE (Região Lisboa e Vale de Tejo)	Abril	Lisboa	Couve	<0,10 (a)	<0,29 (b)	0,045 ±0,024	94,0 ±7,3
			Cebola	<0,12 (a)	<0,02 (b)	-	40,7 ±4,0
		Leiria	Maçã	<0,09 (a)	<0,10 (b)	-	30,7 ±2,9
		Setúbal	Carne (Suíno)	<0,12 (a)	<0,33 (b)	<0,031 (c)	125,3 ±9,6
Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores)	Abril	Angra Heroísmo	Alface	<0,14 (a)	<0,19 (b)	-	120,0 ±8,9
			Batata	<0,12 (a)	<0,10 (b)	-	105,0 ±7,9
			Laranja	0,30 ±0,10	<0,14 (b)	-	45,1 ±4,3
			Carne (Bovino)	0,84 ±0,12	<0,15 (b)	<0,066 (c)	95,9 ±7,2
ASAE (Região Centro)	Maio	Aveiro	Couve	<0,14 (a)	<0,26 (b)	<0,044 (c)	76,6 ±6,6
			Batata	<0,14 (a)	<0,11 (b)	-	95,7 ±7,7
		Coimbra	Laranja	<0,09 (a)	<0,10 (b)	-	57,5 ±4,7
		Aveiro	Carne (Bovino)	<0,12 (a)	<0,18 (b)	0,026 ±0,012	105,3 ±8,2
Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Maio	Santana	Couve	<0,10 (a)	<0,20 (b)	0,059 ±0,019	101,5 ±7,7
			Batata	<0,12 (a)	<0,19 (b)	-	161 ±12
			Kiwi	<0,12 (a)	<0,11 (b)	-	68,6 ±5,8
		Ribeira Brava	Carne (Bovino)	<0,08 (a)	<0,22 (b)	<0,072 (c)	95,6 ±7,1
ASAE (Região Alentejo)	Junho	Évora	Alface	<0,10 (a)	<0,21 (b)	-	56,9 ±4,8
			Cebola	<0,07 (a)	<0,13 (b)	-	40,7 ±3,5
		Beja	Meloa	<0,13 (a)	<0,44 (b)	-	83,4 ±6,8
		Évora	Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,35 (b)	<0,035 (c)	117,3 ±8,9
S. Marcos Serra							

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

Tabela I.24: continuação

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
ASAE (Região Norte)	Junho	Porto	Couve	<0,18 (a)	<0,28 (b)	0,270±0,039	116,2±9,6
		Aveiro	Batata	<0,12 (a)	<0,15 (b)	-	103,0±7,7
		Porto	Laranja	<0,12 (a)	<0,22 (b)	-	61,4±5,3
		Aveiro	Carne (Bovino)	0,224±0,077	<0,27 (b)	<0,073 (c)	106,5±7,8
Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica	Julho	Supermercado Região de Lisboa	Tomate	<0,09 (a)	<0,13 (b)	-	74,0±5,8
			Melão	<0,27 (a)	<0,40 (b)	-	74,4±6,1
			Farinha	<0,14 (a)	<0,52 (b)	-	55,8±4,9
			Sardinhas	<0,13 (a)	<0,08 (b)	-	89,1±6,7
			Mexilhão	<0,13 (a)	<0,21 (b)	-	50,6±4,6
			Carne (Perú)	<0,11 (a)	<0,10 (b)	<0,038 (c)	114,7±8,8
ASAE (Região Algarve)	Setembro	Faro	Couve	<0,11 (a)	<0,19 (b)	<0,046 (c)	66,4±5,3
			Batata	<0,14 (a)	<0,20 (b)	-	135,5±9,9
			Laranja	<0,26 (a)	<0,22 (b)	-	50,3±4,6
			Carne (Suíno)	<0,62 (a)	<2,1 (b)	(d)	96±13
ASAE (Região Centro)	Outubro	Aveiro	Couve	<0,13 (a)	<0,28 (b)	<0,067 (c)	112,7±8,8
			Batata	<0,15 (a)	<0,29 (b)	-	201±15
			Maçã	<0,11 (a)	<0,17 (b)	-	31,8±3,3
		Viseu	Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,75 (b)	<0,081 (c)	117,7±8,6
Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Outubro	Santana	Couve	<0,11 (a)	<0,24 (b)	<0,024 (c)	87,4±7,2
			Batata	<0,13 (a)	<0,24 (b)	-	136±10
			Kiwi	<0,14 (a)	<0,41 (b)	-	99,9±7,9
		Funchal	Carne (Bovino)	<0,12 (a)	<0,54 (b)	<0,059 (c)	85,6±6,5
ASAE (Região Norte)	Novembro	Vila Real	Couve	<0,10 (a)	<0,18 (b)	0,289±0,047 (c)	94,9±7,4
			Batata	<0,15 (a)	<0,20 (b)	-	150±11
			Maçã	<0,15 (a)	<0,12 (b)	-	30,0±2,8
			Carne (Bovino)	<0,12 (a)	<0,39 (b)	<0,036 (c)	113,8±8,4
Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores	Novembro	Angra Heroísmo	Alface	<0,12 (a)	<0,17 (b)	-	84,5±6,7
			Batata-doce	0,41±0,12	<0,33 (b)	-	136±10
			Laranja	<0,12 (a)	<0,15 (b)	-	46,7±3,8
			Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,36 (b)	0,041±0,024	100,5±7,2
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Dezembro	Lisboa	Couve	<0,12 (a)	<0,18 (b)	<0,044 (c)	55,9±4,8
		Setúbal	Cenoura	<0,11 (a)	<0,72 (b)	-	67,4±5,5
		Lisboa	Pera	<0,11 (a)	<0,10 (b)	-	39,4±3,6
		Setúbal	Carne (Suíno)	<0,14 (a)	<0,61 (b)	0,045±0,024	108,5±8,1

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c). Quantidade de amostra insuficiente para análise (d).

Tabela I.25 – Valores de concentração em 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
Fevereiro	Sopa de espinafres com massa, carne de porco com berbigão, rissóis de camarão com arroz branco, salada de alface, tomate e cenoura ralada, pudim flan.	<0,09 (a) <0,16 (a)	<0,050 (b) <0,088 (b)	65,4±4,9 114±14
Março	Sopa de ervilhas e cenoura, ervilhas com ovos, chouriço e bacon, croquetes com arroz de cenoura, salada de alface e cenoura ralada, pudim flan.	<0,06 (a) <0,10 (a)	<0,056 (b) <0,089 (b)	38,6±3,1 61,0±8,3
Abril	Canja, pescada no forno com batata frita, salada de tomate e cenoura ralada, carne de porco assada com esparguete e macedónia, pudim de baunilha.	<0,06 (a) <0,08 (a)	<0,052 (b) <0,067 (b)	52,6±4,0 68,1±11,3
Maió	Creme de cenoura com ervilhas e arroz, croquetes com arroz de cenoura, ovo estrelado, salada de alface e cenoura ralada, ervilhas com ovos, bacon e chouriço, pudim de baunilha.	<0,06 (a) <0,10 (a)	0,103±0,048 0,177±0,085	39,1±3,1 67,2±8,4
Junho	Canja com massa, lombo de porco assado com esparguete e macedónia cozida, pescada estufada com batata cozida, pudim de baunilha.	<0,06 (a) <0,07 (a)	<0,070 (b) <0,083 (b)	47,0±3,6 55,6±10,1
Julho	Sopa de espinafres, tortilha de carne com salada de alface e tomate, bifés de vaca de cebolada com arroz de cenoura, gelatina de pêssego.	<0,06 (a) <0,06 (a)	<0,040 (b) <0,043 (b)	49,6±3,8 53,2±10,6
Setembro	Creme de cenoura, pescada estufada com batata frita, carne de vaca assada no forno com salsicha, ovo mexido, batata frita e macedónia cozida, maçã assada.	<0,07 (a) <0,09 (a)	<0,032 (b) <0,041 (b)	88,2±6,4 112±19
Outubro	Sopa de feijão com massa, peixe frito com batata frita e salada de alface e tomate, empadão e pudim de baunilha.	<0,07 (a) <0,08 (a)	<0,033 (b) <0,036 (b)	79,3±5,8 88,2±16,9
Novembro	Sopa de nabiça, bacalhau à Brás com azeitonas, bife de vaca grelhado com arroz branco e macedónia cozida, gelatina de morango.	<0,06 (a) <0,07 (a)	<0,098 (b) <0,118 (b)	48,8±3,6 58,5±10,4
Dezembro	Sopa de feijão-verde, bife de atum de cebolada com batata cozida, costeletas de porco fritas com arroz de cenoura, gelatina de pêssego.	<0,06 (a) <0,07 (a)	<0,050 (b) <0,055 (b)	54,3±3,9 60,0±11,5

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

Leite

Nas Tabelas I.26 a I.30 estão presentes os valores de concentração em atividade, A (Bq L⁻¹) em ¹³⁷Cs, ¹³¹I, ⁹⁰Sr e ⁴⁰K em leite proveniente de várias regiões de Portugal Continental e das Regiões Autónomas.

Verifica-se que os valores de concentração em atividade em ¹³⁷Cs são inferiores ao valor da atividade mínima detetável (70 mBq L⁻¹-270 mBq L⁻¹, dependendo das condições de medição) com exceção das amostras provenientes dos Açores, onde foram detetadas concentrações vestigiais. Os valores em ¹³¹I situam-se abaixo do mínimo detetável e são da ordem de grandeza dos obtidos para o ¹³⁷Cs. Relativamente ao ⁹⁰Sr, os valores da atividade mínima detetável, que dependem do fundo radioativo e do rendimento químico da análise, variam entre 16 mBq L⁻¹ e 37 mBq L⁻¹. Valores mensuráveis, mas da ordem de grandeza da atividade mínima detetável, foram detetados em algumas das amostras. 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 Bq L⁻¹ e 1,2 Bq L⁻¹ para o ¹³⁷Cs e valores inferiores a 0,2 Bq L⁻¹ e 0,37 Bq L⁻¹ para o ⁹⁰Sr respetivamente. Os valores da concentração em atividade em ⁴⁰K são mais elevados do que os obtidos para o ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr e relativamente constantes variando entre 44,0±4,1 Bq L⁻¹ e 56,5±4,9 Bq L⁻¹. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2010 a 2016).

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* (EUR 23950 EN, 2009), nos valores de concentração em atividade mínima e máxima em ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr e nos respetivos coeficientes de dose (Decreto-Lei nº 222/2008 de 17 de novembro; 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 0,27 µSv a⁻¹ e 1,1 µSv a⁻¹ sendo, neste caso, a maior contribuição (67 a 81%) devida ao ¹³⁷Cs. Os valores de dose de radiação são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.* 2007a, 2008, 2009c, 2009d, 2010 a 2016). A Finlândia reportou valores de dose de radiação devida ao ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr variando entre 0,5 µSv a⁻¹ e 2,0 µSv a⁻¹ (STUK-B159, 2013; STUK-B174, 2014; STUK-B190, 2015; STUK-B204, 2016) considerando um consumo *per capita* de 140 litros.

Tabela I.26 – Valores de concentração em 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)	<0,07 (b)	<0,026 (c)	51,1±4,2
Fevereiro	<0,15 (a)	<0,14 (b)	<0,034 (c)	51,5±4,2
Março	<0,07 (a)	<0,09 (b)	<0,016 (c)	48,5±4,0
Abril	<0,11 (a)	<0,13 (b)	0,026±0,013	49,0±4,5
Mai	<0,11 (a)	<0,09 (b)	0,018±0,010	49,4±4,1
Junho	<0,07 (a)	<0,09 (b)	<0,016 (c)	52,4±4,3
Julho	<0,27 (a)	<0,26 (b)	0,025±0,013	50,9±4,5
Agosto	<0,13 (a)	<0,27 (b)	<0,016 (c)	52,5±4,7
Setembro	<0,11 (a)	<0,12 (b)	<0,023 (c)	49,6±4,5
Outubro	<0,07 (a)	<0,10 (b)	<0,025 (c)	48,8±4,0
Novembro	<0,10 (a)	<0,11 (b)	<0,018 (c)	48,0±4,2
Dezembro	<0,08 (a)	<0,11 (b)	0,029±0,011	47,7±3,9

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

Tabela I.27 – Valores de concentração em 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)	<0,11 (b)	<0,037 (c)	52,9±4,7
Fevereiro	<0,11 (a)	<0,13 (b)	0,030±0,016	51,4±4,6
Março	<0,12 (a)	<0,16 (b)	<0,022 (c)	56,5±4,9
Abril	<0,10 (a)	<0,17 (b)	<0,026 (c)	50,9±4,6
Maiο	<0,10 (a)	<0,10 (b)	0,016±0,010	49,2±4,1
Junho	<0,08 (a)	<0,14 (b)	<0,018 (c)	51,7±4,3
Julho	<0,08 (a)	<0,07 (b)	<0,017 (c)	46,1±3,9
Agosto	<0,13 (a)	<0,18 (b)	0,024±0,014	50,7±4,6
Setembro	<0,11 (a)	<0,23 (b)	0,024±0,013	56,4±4,9
Outubro	<0,11 (a)	<0,10 (b)	0,028±0,013	49,1±4,5
Novembro	<0,08 (a)	<0,11 (b)	0,021±0,010	50,9±4,1
Dezembro	<0,12 (a)	<0,10 (b)	0,018±0,010	49,3±4,3

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

Tabela I.28 – Valores de concentração em 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	<0,09 (a)	<0,13 (b)	<0,019 (c)	50,5±4,6
Abril	<0,09 (a)	<0,10 (b)	<0,027 (c)	51,6±4,2
Julho	<0,07 (a)	<0,12 (b)	<0,017 (c)	54,4±5,4
Outubro	<0,12 (a)	<0,17 (b)	<0,030 (c)	53,0±4,7

Tabela I.29 – Valores de concentração em 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	<0,10 (a)	<0,12 (b)	<0,022 (c)	51,5±4,6
Junho	<0,10 (a)	<0,11 (b)	<0,015 (c)	52,9±4,7
Setembro	<0,11 (a)	<0,12 (b)	<0,021 (c)	52,3±4,7
Dezembro	<0,08 (a)	<0,08 (b)	0,021±0,010	50,4±4,0

Tabela I.30 – Valores de concentração em 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
Maio	Madeira (Santa Cruz)	<0,10 (a)	<0,13 (b)	0,019±0,011	44,0±4,1
Outubro	Madeira (Santa Cruz)	<0,13 (a)	<0,13 (b)	0,017±0,010	48,8±4,4
Abril	Açores (Ilha Terceira)	0,344±0,081	<0,12 (b)	0,022±0,013	54,3±4,4
Novembro	Açores (Ilha Terceira)	0,23±0,11	<0,10 (b)	0,035±0,016	51,8±4,4

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.

Em cada local de amostragem recolheram-se, com o auxílio de uma pá, 3 amostras da camada superficial (0-5 cm) do solo, que se misturaram de forma a obter uma amostra representativa. No laboratório, os solos foram secos a 40 °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 (LM_PT_01) processou-se ao fim de um mês de modo a assegurar o equilíbrio radioativo entre os radionuclidos das séries radioativas do ^{238}U e do ^{232}Th e os seus descendentes.

I.6.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.31 estão presentes os valores de concentração em 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 de concentração em atividade para o ^{235}U situam-se abaixo dos valores da atividade mínima detetável. Os valores de concentração em atividade em ^{228}Ra e ^{226}Ra são da mesma ordem de grandeza e situam-se entre $28,5 \pm 1,5 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $81,2 \pm 4,3 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $18,2 \pm 1,0 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $89,2 \pm 3,7 \text{ Bq kg}^{-1}$, respetivamente. A razão entre as concentrações em atividade em ^{210}Pb e ^{226}Ra é de aproximadamente 1 para todos os solos analisados, indicando a existência de equilíbrio radioativo secular entre estes radionuclidos. A concentração em atividade em ^{40}K varia entre $462 \pm 35 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Mourão) e $771 \pm 56 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Sra. da Ribeira). Os valores de concentração em atividade em ^{137}Cs situam-se entre valores $< 0,61 \text{ Bq kg}^{-1}$ (V.V. Ródão) e $4,65 \pm 0,51 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Sra. da Ribeira). Valores variando entre $1,0 \text{ Bq kg}^{-1}$ e 57 Bq kg^{-1} foram reportados para a concentração em ^{137}Cs em solos espanhóis (Heredia *et al.*, 2013a, 2014). Em geral, os resultados obtidos são semelhantes aos observados em anos anteriores em solos recolhidos ao longo do país (Madruza *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2016).

Tabela I.31 – Valores de concentração em 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 colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{210}Pb	^{137}Cs	^{40}K	^7Be
<i>Mourão</i>	<2,53 (a)	28,5±1,5	18,2±1,0	19,9±5,9	1,45±0,36	462±35	<14,4 (a)
<i>Barca D'Alva</i>	<2,60 (a)	46,9±2,3	48,3±2,1	45,4±8,4	<1 (a)	658±48	<22 (a)
<i>Sra. da Ribeira (Pinheiro de Ázere)</i>	<3,60 (a)	76,4±3,6	89,2±3,7	96±14	4,65±0,51	771±56	<17 (a)
<i>V. V. Rodão</i>	<3,70 (a)	81,2±4,3	48,6±2,1	55,9±9,8	<0,61 (a)	727±50	<38 (a)

Atividade mínima detetável (a).

I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

I.7.1 Material e Métodos

Durante o ano de 2015 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, sítios em Lisboa e em Vila Nova de Gaia.

Em 2015 utilizou-se a metodologia descrita anteriormente (Alves *et al.*, 1999; Madruga *et al.*, 2006; Alves *et al.*, 2006a, 2006b; Pereira *et al.*, 2016a). 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 programa de monitorização da dose de radiação gama ambiental no CTN foi estabelecido em 2004, baseado em dosímetros termoluminescentes composto pelo porta-dosímetros Harshaw 8814 contendo um cartão com dois elementos detetores LiF:Mg,Ti (TLD-100) (Alves *et al.*, 2006a, 2006b). Em 2008 passou também a ser utilizado o porta-dosímetro simétrico Harshaw 8855, com o mesmo tipo de cartões e de detetores. A partir de 2013 o método de medida passou a ser realizado exclusivamente com porta-dosímetro simétrico. Deste modo, 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.*, 2016a). 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, 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.*, 2016b). 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, $\dot{H}^*(10)$, em unidades de nSv.h⁻¹.

1.7.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.32 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medidos nos vários pontos do País nos quatro trimestres de 2015, bem como a respetiva incerteza, obtida a partir do desvio padrão das leituras. Apresentam-se também os valores médios anuais para 2015, bem como a respetiva incerteza, calculada considerando todas as leituras individuais efetuadas nos quatro trimestres. Os mesmos valores estão graficamente representados na Figura I.16.

Os valores médios do débito de equivalente de dose 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 2015 se encontram no intervalo de variação constituído pelos valores reportados em anos anteriores, de 2006 a 2014. Os valores medidos em 2015 e apresentados na Tabela I.32 podem ser considerados valores normais, compatíveis com valores anteriormente publicados para cada uma destas regiões (Amaral, 1995).

Tabela I.32 – 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 2015
Bragança	75±8	76±1	71±11	76±1	74±6
Castelo Branco	131±7	147±1	148±7	159±5	146±12
Faro	75±6	67±1	83±16	73±3	75±9
Funchal	77±5	87±8	74±3	91±3	82±8
Lisboa	97±4	98±3	88±5	82±4	91±8
Penhas Douradas	153±4	171±2	183±22	152±1	165±17
Ponta Delgada	129±6	127±2	128±2	126±1	127±3
Porto	154±11	181±15	164±6	167±18	167±15

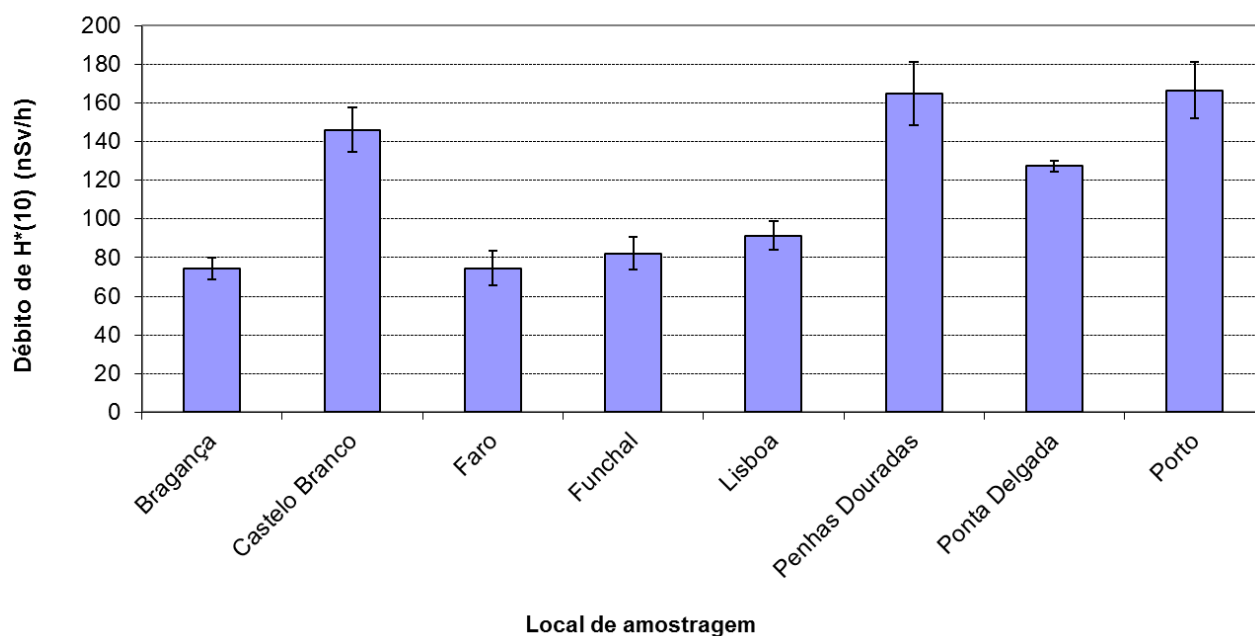


Figura I.16 – Valor médio anual para 2015 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos vários pontos do País (valores expressos em nSv.h⁻¹)

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 em 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 em 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 $4,1 \mu\text{Sv a}^{-1}$. Este valor representa cerca de 0,4% do limite de dose para membros do público, 1 mSv a^{-1} (Decreto Lei 222/2008, de 17 de novembro).

Os níveis de radioatividade detetados em 2015, 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, Serraleite-Cooperativa Agrícola dos Produtores de Leite de Portalegre CRL e Parmalat Portugal Lda 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., 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.
- 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.
- 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.
- 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. *Radioproteção* 2: 118-125.
- COM/473/EURATOM (2000). Commission Recommendation of 8 June 2000, Official Journal of the European Commission, nº 191, 27th July 2000.
- Decreto-Lei nº 222/2008 de 17 de novembro (D.R. nº 223, 1^a Série)
- Decreto-Lei nº 23/2016 de 3 de junho (D.R. nº 107, 1^a Série). Estabelece os requisitos para a proteção da saúde do público em geral no que diz respeito às substâncias radioativas presentes na água destinada ao consumo humano, procedendo à transposição para a legislação nacional da Diretiva europeia 2013/51 EURATOM of 22 outubro 2013.
- Diretiva europeia 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 23555 EN (2009). Environmental Radioactivity in the European Community (2002-2003). Radiation Protection N° 143, ISBN 978-92-79-10405-3.
- 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., Rodrigues F., Machado L., Sequeira M.M., Madruga M.J. (2005). Aplicação da Técnica de Troca Iónica à Determinação de Atividade Beta Residual em Amostras de Águas de Superfície. 4º Encontro Nacional de Cromatografia, Universidade de Évora, 12-14 de dezembro 2005.
- 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.
- GRA_PT_01 (2009). Determinação da concentração de atividade alfa total e beta total em águas não salinas. Método por fonte concentrada. Publicação interna UPSR/ITN.
- GRA_PT_02 (2009). Determinação da concentração de atividade alfa total e beta total em águas não salinas. Método por cintilação em meio líquido. Publicação interna UPSR/ITN.
- 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. (2009). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2008. Colección Informes Técnicos, 23.2009. Referencia INT-04.19, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-17708-2010.
- Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2010). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2009. Colección Informes Técnicos, 28.2010. Referencia INT-04.24, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-28615-2011.
- Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2013). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2011. Colección Informes Técnicos, 35.2012. Referencia INT-04.28, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-8953-2013.
- Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2013a). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2012. Colección Informes Técnicos, 41.2013. Referencia INT-04.34, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-33335-2013.
- 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.
- 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 9696 (2007). Water quality - Measurement of gross alpha activity in non-saline water - Thick source method, novembro 2007.
- ISO 9697 (2015). Water quality - Gross beta activity in non-saline water – Test method using thick source, abril 2015.
- ISO/CD 11704 (2010). Water quality-Measurement of gross alpha and beta activity concentration in non-saline water-Liquid scintillation counting method, julho 2010.
- ISO 9698 (2010). Water Quality - Determination of Tritium Activity Concentration – Liquid Scintillation Counting Method, 2nd ed., 2010.
- 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.
- LM_PT_01 (2009). Espetrometria gama com detectors HPGe. Publicação interna UPSR/ITN.
- 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 Baehre (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., Sequeira M.M., Lopes I., Gomes A.R., Rodrigues F. (2007). 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. (2007a). 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., 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., 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.
- Marschner H (1995). *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, 889 pp.

- 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, Environmental monitoring with passive detectors at CTN in Portugal. *Radiat. Prot. Dosim.* 170 (1-4), 342-345 (2016a) doi:10.1093/rpd/ncv479.
- Pereira J., M.F. Pereira, S. Rangel, M. Saraiva, J.G. Alves, Fading effect of LiF:Mg,Ti and LiF:Mg,Cu,P for Ext-Rad and wholebody detectors. *Radiat. Prot. Dosim.* 170 (1-4), 177-180 (2016b) doi:10.1093/rpd/ncv445.
- RIFE-17 (2012). Radioactivity in Food and the Environment, 2011. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the Environment Agency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2012.
- RIFE-18 (2013). Radioactivity in Food and the Environment, 2012. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the Environment Agency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2013.
- RIFE-19 (2014). Radioactivity in Food and the Environment, 2013. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the Environment Agency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2014.
- 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.
- 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 148 (2012). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2011, R. Mustonen ed. ISBN 978-952-478-727-7.
- STUK-B 159 (2013). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2012, R. Mustonen ed. ISBN 978-952-478-831-1.
- STUK-B 174 (2014). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2013, P. Vesterbacka ed. ISBN 978-952-309-158-0.
- 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).
- 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.
- 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
João Abrantes
Lídia Silva
Marta Santos
Miguel Pereira
Pedro Pereira

Bolseiros

Eva Andrade
Joana 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 radionuclidos 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.

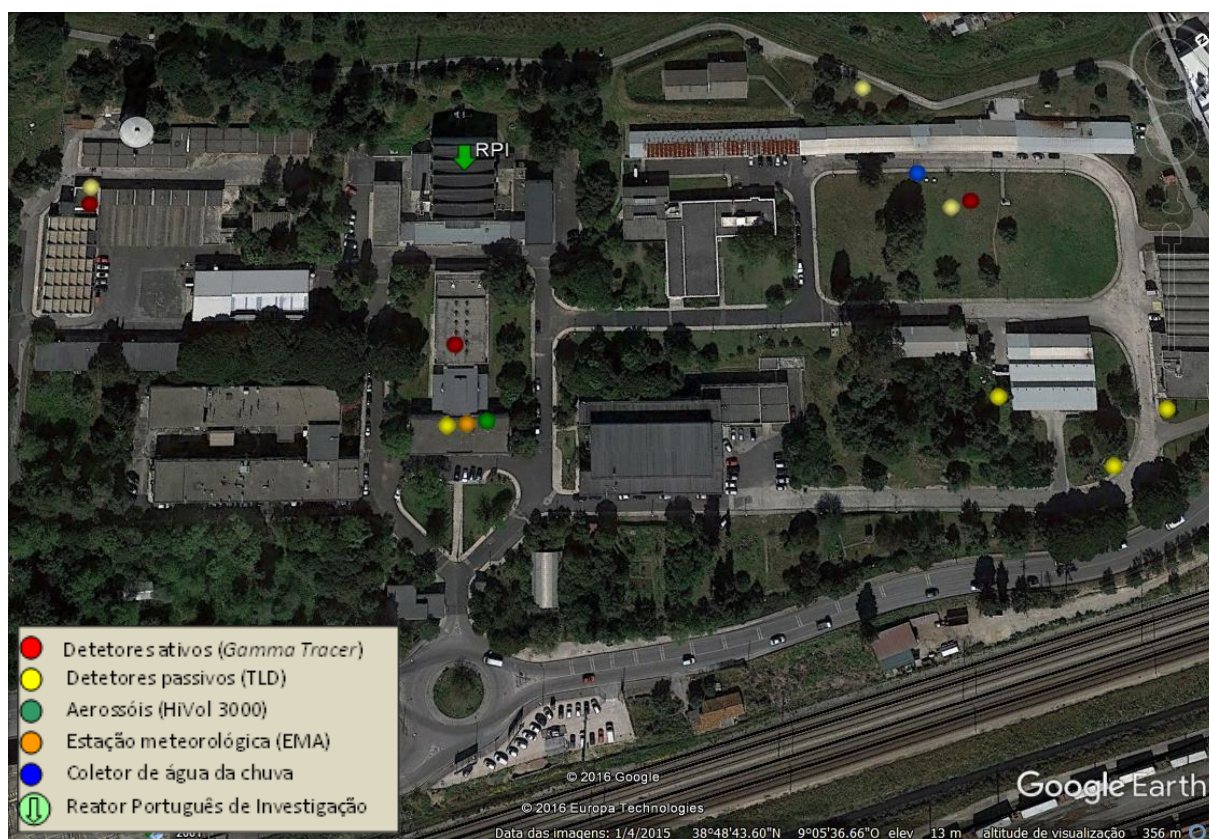


Fig. II.1 – Vista geral do CTN, indicando a localização dos pontos de amostragem



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 2015 não se detetaram radionuclídeos antropogénicos em partículas de aerossol, para além de concentrações vestigiais de ^{137}Cs ($0,21 \pm 0,12 \mu\text{Bq m}^{-3}$) no mês de março. Esta ocorrência não está relacionada com nenhuma emissão pontual, devendo-se sim às condições climatológicas atípicas registadas durante o mês de março de 2015 (conforme explicado no Capítulo I), condições essas favoráveis à ocorrência de fenómenos de ressuspensão locais e à consequente recolha, na estação de amostragem de aerossol, de partículas de solo com concentrações vestigiais de ^{137}Cs .

Não foram detetados quaisquer outros radionuclídeos indicadores de possíveis contaminações com origem em instalações situadas no interior 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 2015 em função da precipitação acumulada mensalmente são apresentados, respetivamente, nas Tabelas I.2 e I.4 e na Figura I.7 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 muito inferiores aos observados em 2014, tendo sido a precipitação acumulada ao longo de 2015 (803 mm) cerca de metade da precipitação acumulada no ano anterior (1557 mm). No caso do ^{137}Cs e do ^{90}Sr os valores foram inferiores à atividade mínima detetável ao longo de todo o ano. Os fluxos de deposição anuais obtidos para a atividade alfa total e atividade beta total (9 Bq m^{-2} e 26 Bq m^{-2} , respetivamente) são semelhantes aos registados em

2014 (9 Bq m⁻² e 23 Bq m⁻², respetivamente), 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*, a cerca de 800 m na direção SE (ver 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 3,57±0,68 Bq kg⁻¹ e 8,0±1,0 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 (<0,75 Bq kg⁻¹ a 9,0±1,1 Bq kg⁻¹).

À semelhança do ocorrido em 2014, os valores de concentração de atividade em ¹³¹I situaram-se, ao longo de todo o ano de 2015, abaixo da atividade mínima detetável.

Na Tabela II.2, onde se apresentam os resultados obtidos para as amostras recolhidas fora do perímetro do CTN, verifica-se que os valores de concentração de atividade em ¹³⁷Cs para o ano de 2015 foram sempre inferiores à atividade mínima detetável, à exceção do mês de novembro, cujo valor foi de 4,65±0,87 Bq kg⁻¹. 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 de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama 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	^7Be
Janeiro	12,5±2,5	64,6±3,1	56,2±2,5	80±13	8,0 ± 1,0	<1,42 (a)	736 ± 55	<7,04 (a)
Fevereiro	8,7±2,1	51,9 ± 2,6	41,5 ± 1,9	69 ± 11	6,6±1,0	<1,14 (a)	691 ± 54	<5,87 (a)
Março	<2,87 (a)	39,3 ± 2,0	33,5 ± 2,1	63 ± 10	4,34 ± 0,73	<0,49 (a)	481 ± 38	<5,24 (a)
Abril	6,1 ± 2,1	50,8 ± 2,4	40,2 ± 1,8	57,6 ± 9,6	7,4 ± 1,0	<0,73 (a)	572 ± 45	<5,67 (a)
Mai	4,3 ± 1,9	39,9 ± 2,0	32,3 ± 2,2	40,1 ± 7,6	5,36 ± 0,87	<0,75 (a)	488 ± 39	<5,33 (a)
Junho	<3,5 (a)	53,2 ± 2,6	53,5 ± 2,4	85 ± 13	5,7 ± 1,0	<1,80 (a)	626 ± 50	<8,17 (a)
Julho	<3,4 (a)	51,4 ± 2,6	38,3 ± 3,4	100 ± 15	6,6 ± 1,1	<0,73 (a)	528 ± 41	<6,8 (a)
Agosto	14,3 ± 2,4	49,0 ± 2,5	34,2 ± 1,6	80 ± 13	6,62 ± 0,83	<0,61 (a)	553 ± 41	<5,3 (a)
Setembro	8,5 ± 2,2	42,5 ± 2,2	33,6 ± 1,6	79 ± 12	4,92 ± 0,79	<0,81 (a)	572 ± 42	<6,4 (a)
Outubro	14,5 ± 2,5	50,1 ± 2,6	39,3 ± 2,3	98 ± 15	7,94 ± 0,93	<0,70 (a)	584 ± 43	<8,2 (a)
Novembro	<2,9 (a)	41,3 ± 2,1	35,1 ± 1,6	84 ± 13	4,65 ± 0,87	<1,08 (a)	468 ± 37	<7,2 (a)
Dezembro	<2,7 (a)	32,5 ± 1,7	25,2 ± 1,2	41,7 ± 8,1	3,57 ± 0,68	<1,4 (a)	448 ± 34	<5,3 (a)
Média ± σ (n=12)	<7,0	47,2 ± 8,5	38,6 ± 8,8	73 ± 19	6,0 ± 1,4	<0,97	562 ± 89	<6,4

Atividade mínima detetável (a);

Tabela II.2 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama em solos recolhidos no exterior do *campus* do CTN, cerca de 800 m na direção SE

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{210}Pb	^{137}Cs	^{131}I	^{40}K	7Be
Janeiro	<1,40 (a)	$9,0 \pm 1,0$	$9,35 \pm 0,8$	$12,3 \pm 4,3$	<0,57 (a)	<0,28 (a)	206 ± 17	<4,04 (a)
Fevereiro	<1,76 (a)	$9,09 \pm 0,60$	$10,34 \pm 0,62$	$15,4 \pm 4,3$	<0,26 (a)	<0,54 (a)	259 ± 21	<3,24 (a)
Março	<2,77 (a)	$24,0 \pm 1,3$	$28,8 \pm 1,4$	$52,3 \pm 8,6$	<0,86 (a)	<0,52 (a)	648 ± 48	<4,09 (a)
Abril	<2,4 (a)	$20,8 \pm 1,2$	$27,3 \pm 1,3$	73 ± 11	<0,62 (a)	<0,60 (a)	630 ± 47	<4,25 (a)
Maió	<2,9 (a)	$24,2 \pm 1,3$	$35,6 \pm 1,6$	73 ± 11	<0,78 (a)	<0,47 (a)	650 ± 48	$9,8 \pm 3,2$
Junho	$2,60 \pm 0,63$	$35,6 \pm 1,8$	$25,2 \pm 1,2$	$36,8 \pm 7,5$	<0,57 (a)	<0,45 (a)	616 ± 46	<4,09 (a)
Julho	<2,3 (a)	$35,8 \pm 3,0$	$25,8 \pm 1,5$	$50,6 \pm 8,9$	<0,50 (a)	<0,50 (a)	625 ± 44	<5,0 (a)
Agosto	<2,3 (a)	$39,3 \pm 3,3$	$27,4 \pm 2,0$	$41,7 \pm 8,2$	<0,84 (a)	<1,80 (a)	573 ± 42	<6,7 (a)
Setembro	<3,0 (a)	$34,5 \pm 1,8$	$25,2 \pm 1,2$	$38,3 \pm 7,9$	<0,91 (a)	<0,74 (a)	615 ± 45	<5,1 (a)
Outubro	<2,9 (a)	$40,1 \pm 2,0$	$27,4 \pm 2,0$	$46,4 \pm 8,4$	<0,84 (a)	<0,56 (a)	579 ± 41	<5,6 (a)
Novembro	<3,4 (a)	$41,3 \pm 2,1$	$35,5 \pm 1,6$	84 ± 13	$4,65 \pm 0,87$	<1,08 (a)	468 ± 37	<7,2 (a)
Dezembro	<2,7 (a)	$36,7 \pm 2,1$	$23,0 \pm 1,2$	$57,6 \pm 9,7$	<0,84 (a)	<0,65 (a)	627 ± 45	$8,0 \pm 3,0$
Média $\pm \sigma$ (n=12)	<2,5	29 ± 12	25 ± 8	48 ± 22	<1,0	<0,68	541 ± 153	<5,6

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 Reator Português de Investigação (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 salvaguardar 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 e Portugal, 2006).

Cada sonda é constituída por dois detetores de radiação Geiger-Müller, cada um deles com um canal independente, tendo um maior sensibilidade para baixas doses e outro 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 e Portugal, 2006).

II.4.1.2. Resultados e Discussão

O débito de equivalente de dose ambiente variou, durante o ano de 2015, entre 89 e 157 nSv h⁻¹ no ponto localizado no telhado do edifício da Biblioteca (Administração), entre 91 e 154 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto às Oficinas e entre 97 nSv h⁻¹ e 183 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto ao LPSR (referido como PRR1 relativamente aos detetores passivos). Os valores médios anuais foram, respetivamente, 108±10 nSv h⁻¹, 106±9 nSv h⁻¹ e 156±10 nSv h⁻¹. Na Figura II.3 apresenta-se a evolução dos valores médios mensais no período compreendido entre 2010 e 2015.

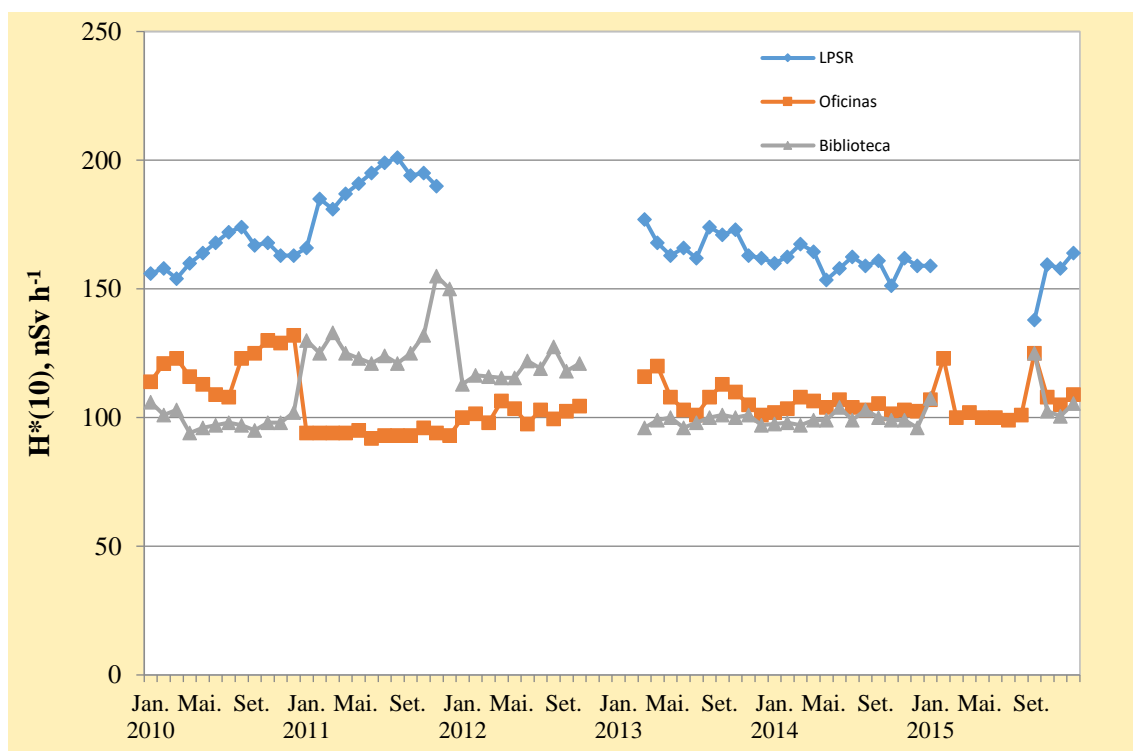


Figura II.3 – Variação dos valores médios mensais do débito de equivalente de dose ambiente nos locais de medição do CTN (valores expressos em nSv h⁻¹)

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 da sonda estar localizada na proximidade do pavilhão de armazenamento de resíduos radioativos de média e baixa atividade do CTN.

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

II.4.2. Detetores Passivos

II.4.2.1. Material e Métodos

Durante o ano de 2015 monitorizou-se a dose de radiação gama ambiental no Campus Tecnológico e Nuclear do IST em Sacavém, em sete pontos de medida, designados: Administração, Oficinas, LMRI e PRR1, PRR2, PRR3 e PRR4, com o mesmo tipo de dosímetros usados nas medidas realizadas no resto do País (Madruga *et al.*, 2009 a 2016). Os dosímetros foram colocados a um metro do plano de referência, em suportes que não oferecem resistência ao vento, construídos para o efeito: os dosímetros identificados como LMRI, PRR1, PRR2, PRR3 e PRR4, estão posicionados a um metro do solo, enquanto nos outros locais de medição se encontram a um metro sobre os terraços dos edifícios da Administração e das Oficinas.

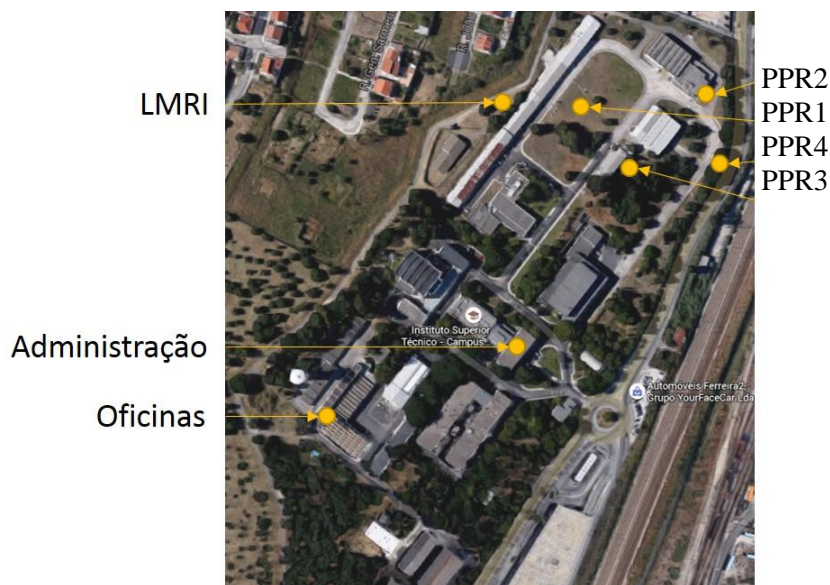


Figura II.4 – Localização dos pontos de medida, de acordo com a numeração indicada na Tabela II.3.

Em cada trimestre colocaram-se nestes suportes dois conjuntos de dosímetros que permaneceram expostos durante intervalos de tempo correspondentes ao períodos de integração mínimo e máximo, variando de 90 até cerca de 150 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 cerca de duas avaliações em cada ponto de medida.



Figura II.5 – Dosímetros ambientais expostos no ponto de medida PPR1.

O programa de monitorização da dose de radiação gama ambiental no CTN foi estabelecido em 2004, baseado em dosímetros termoluminescentes composto pelo porta-dosímetros Harshaw 8814 contendo, um cartão com dois elementos detetores LiF:Mg,Ti (TLD-100) (Alves *et al.*, 2006). Em 2008 passou também a ser utilizado o porta-dosímetro simétrico Harshaw 8855, com o mesmo tipo de cartões e de detetores. A partir de 2013 o método de medida passou a ser realizado exclusivamente com porta-dosímetro simétrico.

Deste modo, 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.*, 2016a). Os dosímetros são lidos nos leitores semi-automáticos Harshaw 6600, sendo a eficiência de cada um corrigida através da aplicação do respetivo fator de correção individual, de acordo com metodologia anteriormente descrita (Alves *et al.*, 2004, 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.*, 2016a e 2016b). 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.*, 2016a). 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, $\dot{H}^*(10)$, em unidades de nSv.h⁻¹.

II.4.2.2. Resultados e Discussão

Na Tabela II.3 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medido nos sete pontos localizados no Campus Tecnológico e Nuclear, calculados a partir das leituras realizadas nos quatro trimestres de 2015. A respetiva incerteza foi obtida a partir do desvio padrão dos valores medidos. Na mesma tabela apresentam-se também os valores médios anuais para 2015, 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 2015
Administração	78±5	81±11	80±6	85±2	84±9
Oficinas	94±11	91±6	97±2	99±2	94±9
LMRI	99±4	105±9	109±1	102±1	103±6
PRR1	144±6	146±11	150±7	144±9	147±10
PRR2	149±15	139±10	134±11	152±9	148±17
PRR3	182±7	174±7	167±1	186±11	178±10
PRR4	148±16	147±8	148±10	141±4	147±9

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 próximo 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 locais (ponto LMRI e nos outros dois).

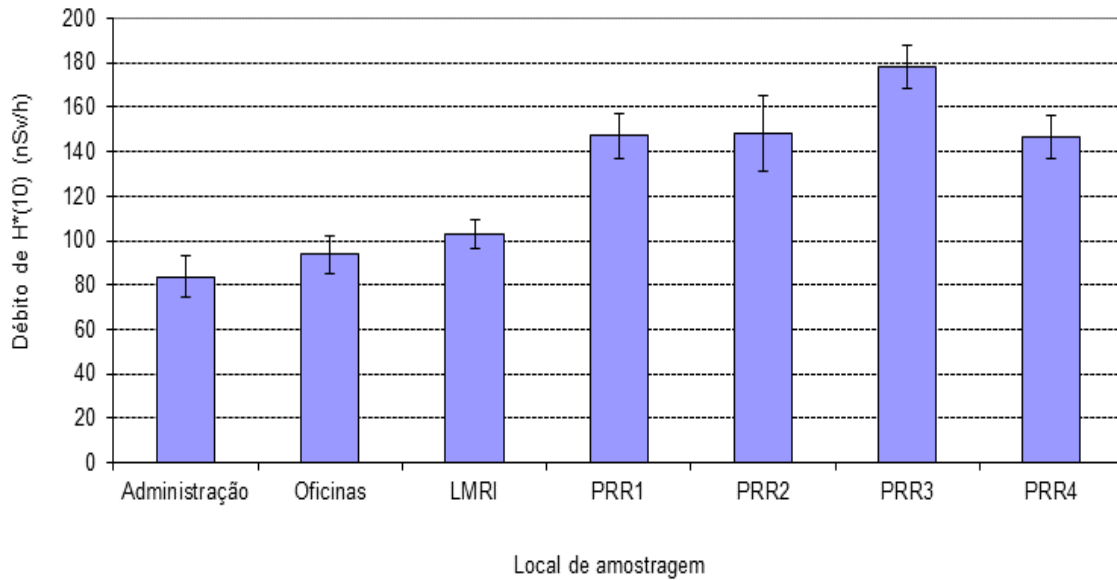


Figura II.6 – Valores médios anuais para 2015 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos sete pontos de medida no CTN (valores expressos em $nSv \cdot h^{-1}$)

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.*, 2005 a 2014). 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 2015, 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 GRRR.

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

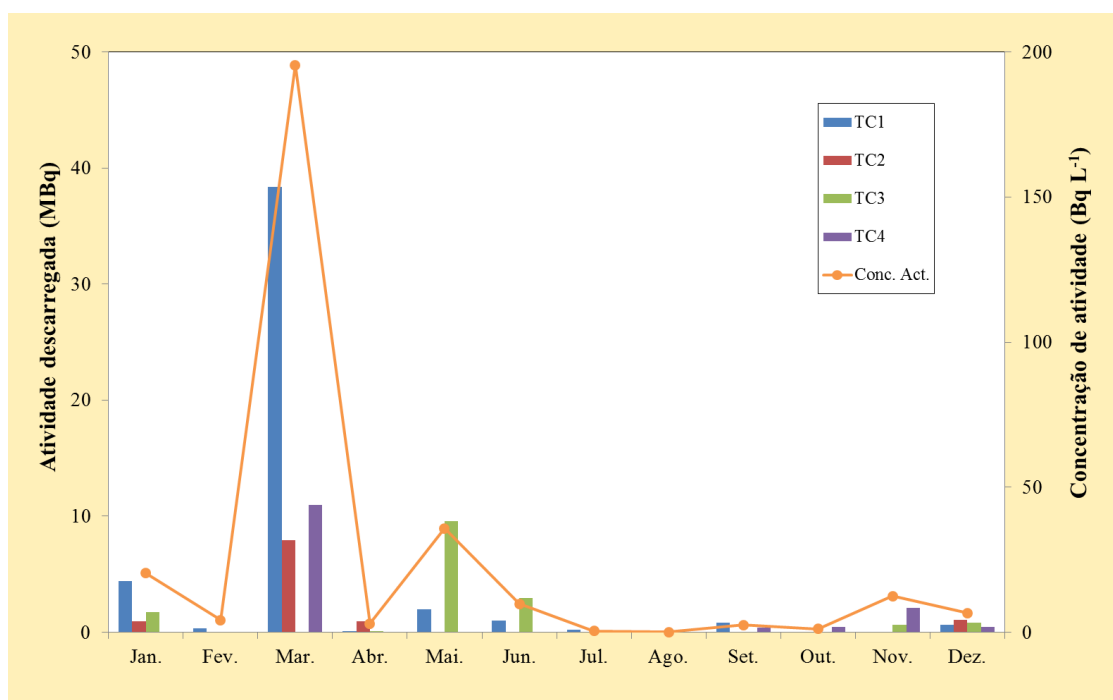


Figura II.7 – Variação mensal da atividade descarregada por tanque durante o ano de 2015 e variação mensal da concentração de atividade total para o mesmo período.

A atividade total descarregada ao longo do ano de 2015 foi 89 MBq, muito inferior à atividade total descarregada em anos anteriores (437 MBq em 2014, 222 MBq em 2013 e 384 MBq em 2012). A maior contribuição para a atividade total descarregada proveio do tanque TC1 (48 MBq), à semelhança do ocorrido em 2014 (com um valor de 136 MBq). Como se pode observar através da Figura II.7, a concentração de atividade variou entre 0 Bq L⁻¹ no mês de agosto (em que não se registaram descargas) e 196 Bq L⁻¹ no mês de março, tendo sido sempre inferior ao limite de descarga em vigor no CTN (740 Bq L⁻¹).

II.6. CONCLUSÕES

Os resultados do Programa de Monitorização relativo ao ano de 2015 mostram que os níveis de radioatividade de origem antrópica no ambiente exterior do CTN são baixos. As concentrações de atividade em ^{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 acidental.

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

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., Calado A., (2006). Testes para a implementação da dosimetria ambiental com detetores termoluminescentes individuais. Relatório Interno.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., (2006). Environmental gamma radiation monitoring at ITN. In Atas do 10th International Symposium on Radiation Physics, Coimbra (Portugal).
- 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.
- Madruga 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, n°33/09, ISBN 978-989-96542-0-4, Depósito Legal 194022/03.
- Madruga 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, n°37/10, ISBN 978-989-96542-5-9, Depósito Legal 194022/03.
- 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, n°38/2011, ISBN 978-989-96542-6-6, Depósito Legal 194022/03, pp. 135.
- Madruga 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, n°39/13, 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.
- 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. (2015) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2013). *Internal Report LPSR, Série A, nº41/2015*, ISBN 978-989-96542-9-7, pp. 135.
- Madruça 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.
- 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, Environmental monitoring with passive detectors at CTN in Portugal. *Radiat. Prot. Dosim.* 170 (1-4), 342-345 (2016a) doi:10.1093/rpd/ncv479.
- Pereira J., M.F. Pereira, S. Rangel, M. Saraiva, J.G. Alves, Fading effect of LiF:Mg,Ti and LiF:Mg,Cu,P for Ext-Rad and wholebody detectors. *Radiat. Prot. Dosim.* 170 (1-4), 177-180 (2016b) doi:10.1093/rpd/ncv445.

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

Investigador

Fernando 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 anualmente pelo IST/LPSR, 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 sobre a 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 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. 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 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 a ser extinta e a atividade de remediação ambiental dos antigos sítios mineiros 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 radionuclidos 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 dessa 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 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).

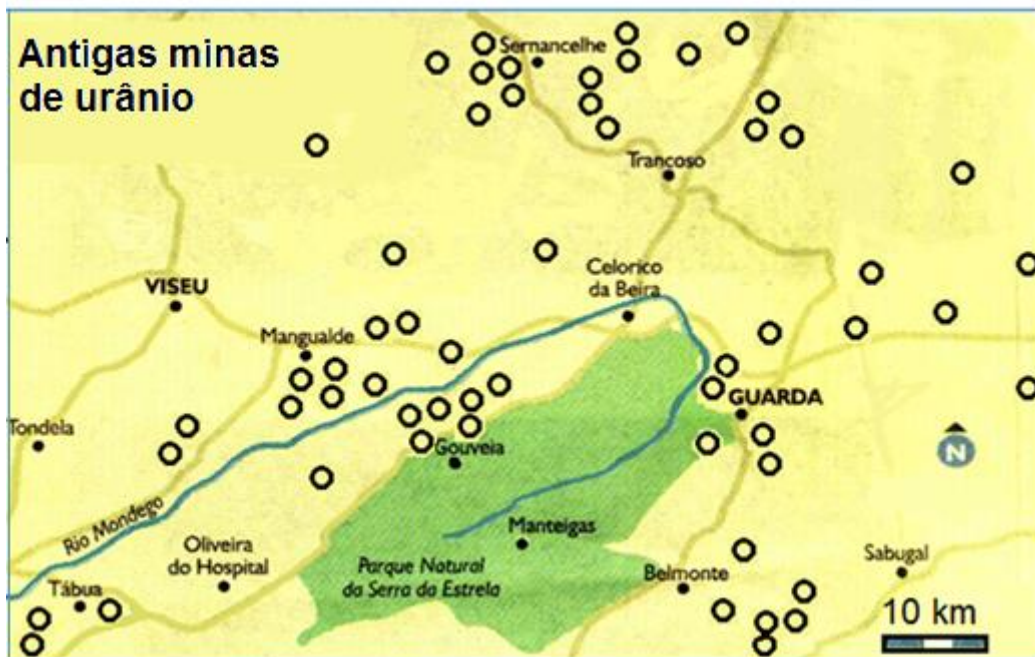


Figura III. 1- Mapa da região centro do país e localização das antigas minas de urânio (círculos).

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 a exposição de membros do público a radiações ionizantes acima do fundo radioativo natural, as recomendações efetuadas pelo Projecto “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; Carvalho et al., 2005 a,b, 2007).

A execução do plano de remediação ambiental da zona da Urgeiriça foi iniciada em 2005 e concluída em 2007 pela EDM. Os trabalhos consistiram na transferência de várias escombrelas de menor volume existentes na área e sua colocação sobre os resíduos acumulados na Barragem Velha, juntamente com os escombros e entulhos provenientes do desmantelamento das antigas instalações de tratamento de minério e limpeza da área. Após redistribuição dos volumes para redução dos declives da escombrela, esta foi recoberta com camadas de diversos materiais, incluindo membrana geo-têxtil, argila, e cascalho, para reduzir a dose de radiação externa e a exalação de radão para a atmosfera (EDM, 2011). Os trabalhos de remediação foram estendidos a outras áreas, e iniciados na zona da Cunha-Baixa durante 2011 tendo prosseguido em 2012-2013 (Carvalho 2010a, 2010b). Outras áreas foram, entretanto, também já intervencionadas embora muito reste ainda por fazer. Diversos trabalhos de estudo e monitorização da radioactividade das zonas das antigas minas de urânio têm sido publicados (Carvalho et al. 2005 a,b, 2007, 2009 a,b, 2014 a,b,c,d,e, 2015; Caetano et al., 2014; Pereira et al., 2014).

III.1.2 Plano de monitorização executado em 2015

Incluíram-se no plano de monitorização de 2015:

- A) Águas de minas de urânio situadas sobretudo na bacia do Rio Mondego.
- B) Águas superficiais na bacia hidrográfica do Rio Mondego, incluindo dois afluentes do Mondego onde existem minas e escombrelas de urânio, Ribeira do Castelo e Ribeira da Pantanha.
- C) Monitorização da dose de radiação ambiente (dose externa) nas áreas de várias minas de urânio nos distritos de Viseu e da Guarda.
- D) Água para consumo humano, aerossóis e radão na atmosfera exterior e interior em várias localidades.
- E) Análises de produtos hortícolas e animais de capoeira numa área mineira e numa área de referência, recolhidos em 2013.



- | | |
|---|--|
| M1 – Rio Mondego, Póvoa de Cervães | RP1 – Ribeira da Pantanha, Valinhos |
| M2 - Rio Mondego, Montante de Caldas da Felgueira | RP2 – Ribeira da Pantanha, ponte |
| M3 - Rio Mondego, Jusante de Caldas da Felgueira | RP3 – Ribeira da Pantanha, Caldas da Felgueira |
| M4 - Rio Mondego, Barragem da Aguieira | CB1 – Ribeira do Castelo, Mesquitela |
| | CB2 – Ribeira do Castelo, ponte da Anta |

Figura III.2- Mapa da região centro do país e bacia hidrográfica do Rio Mondego. As estações M1 a M4 correspondem aos locais de colheita no Rio Mondego. As áreas indicadas com retângulos indicam as sub-bacias dos afluentes do Rio Mondego estudados com mais pormenor e que são A, Ribeira da Pantanha, B, Ribeira do Castelo.



Figura III.3- 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 Aguieira e cratera da Mina Mondego Sul (à direita).
- E. Monitorização da zona da Mina do Forte Velho com um “drone” equipado com detector 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 em duas missões de campo efetuadas em 2015, uma realizada em junho com a duração de uma semana (22-26) e outra em outubro para recolha de equipamentos. A missão de junho incidiu sobre a amostragem dos cursos de água, hortas e poços, águas da torneira, amostragem de aerossóis e colocação de aparelhos para medição contínua do radão no interior de casas.

Na bacia hidrográfica do Rio Mondego, incluindo alguns 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.2). 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. Nas hortas das povoações junto a áreas mineiras foram recolhidas amostras de águas dos poços, de solos agrícolas e de produtos hortícolas.

Procedeu-se ainda à 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.

Foram efetuadas determinações contínuas de radão atmosférico no interior de casas nas aldeias da Cunha Baixa e do Reboleiro, com amostradores SARAD, GmbH.

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

Procedeu-se à recolha de amostras de produtos hortícolas e de animais de capoeira de uma horta situada na zona de influência da mina da Cunha Baixa, em 2013. Para comparação recolheram-se amostras de produtos semelhantes de uma horta em Viseu, afastada das áreas mineiras do urânio.

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.

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 HNO_3 a $\text{pH} < 2$ e transportadas em bidões de polietileno para o laboratório (Figura III.4).

As amostras de solos e de escombros mineiros 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 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 microfibra de vidro Whatman, com registo do volume de ar filtrado e determinação da concentração de poeiras no ar (Figura III.4).

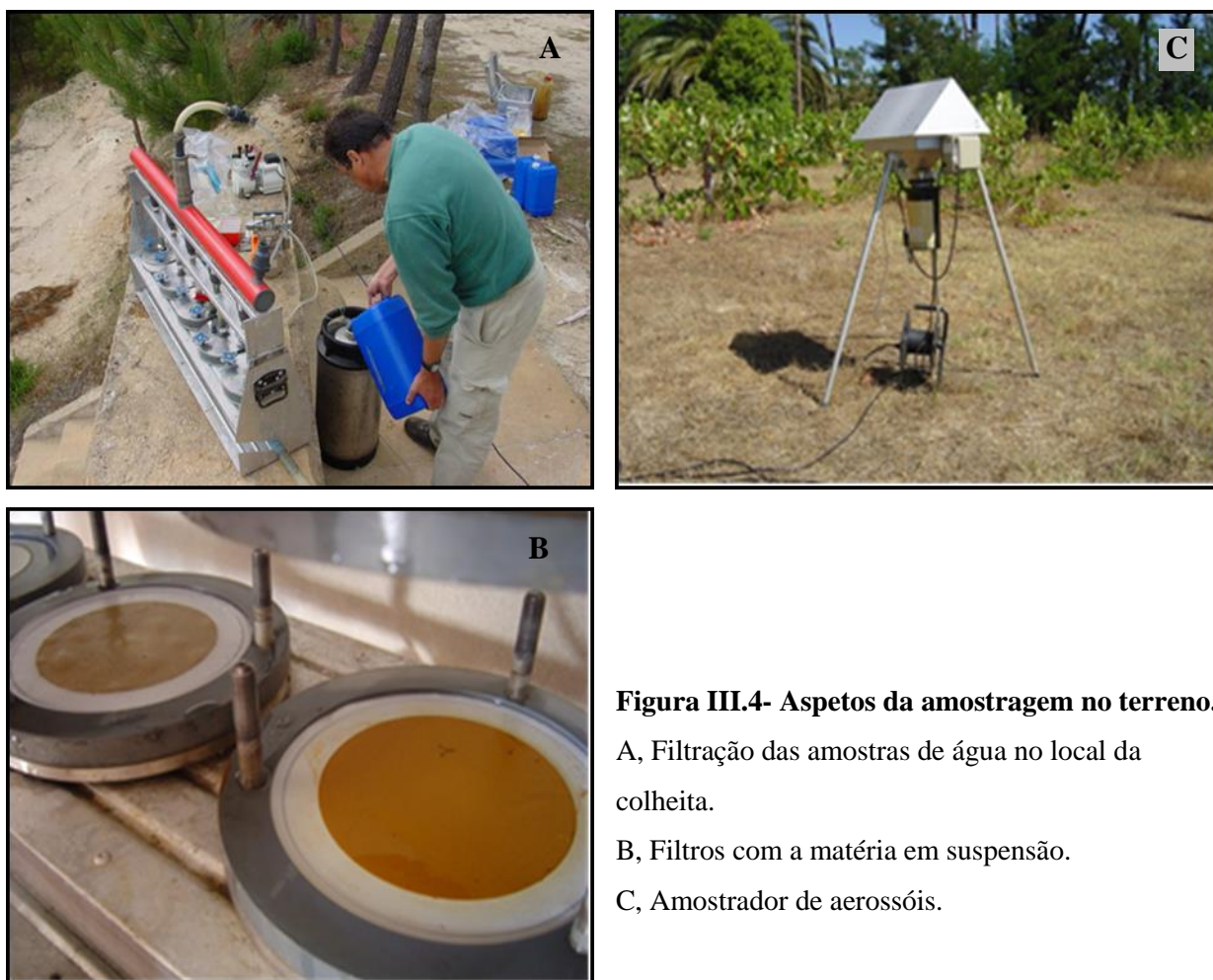


Figura III.4- Aspetos da amostragem no terreno.

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

B, Filtros com a matéria em suspensão.

C, Amostrador de aerossóis.

As amostras de produtos hortícolas disponíveis nas hortas, foram lavadas como se faria para consumo, e, seguidamente, liofilizadas para subsequente análise dos radionuclídeos. As amostras de órgãos e tecidos de galinhas e coelhos criados nas duas hortas referidas foram

recolhidas por veterinários da Escola Superior Agrária de Viseu (ESAV), caracterizadas e congeladas para transporte. Uma vez no laboratório do LPSR foram liofilizadas, homogeneizadas e as determinações de radionuclídeos efetuadas sobre alíquotas dessas amostras.

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.

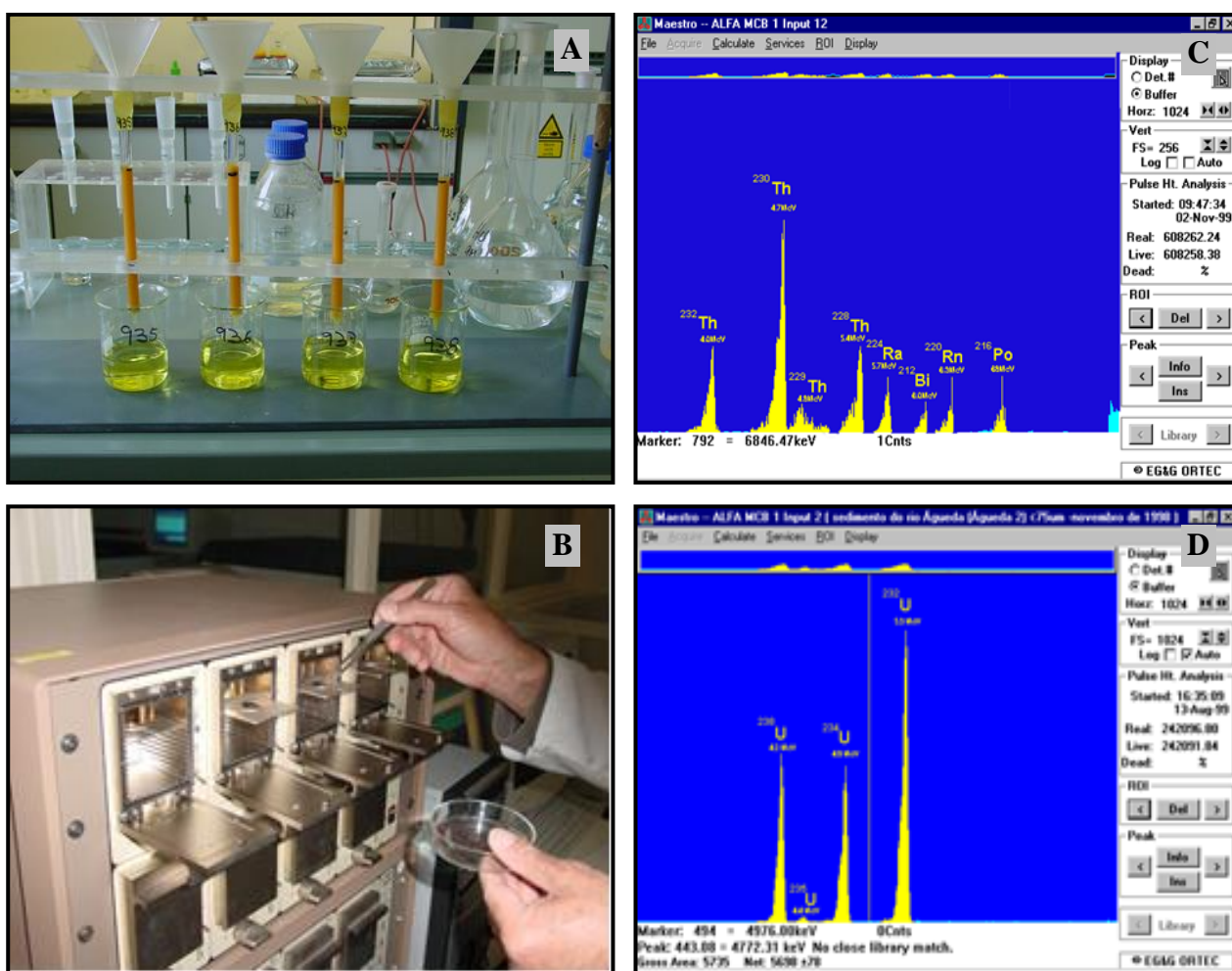


Figura III.5- Análise de radionuclídeos no laboratório. A, Separação radioquímica dos radioelementos. B, espectrómetro alfa. C, Espectro de radiação alfa dos isótopos do tório. D, Espectro da radiação alfa dos isótopos de urânio.

Os radioelementos foram electrodepositados 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., 2005a; Oliveira e Carvalho, 2006; Carvalho e Oliveira 2007, 2009) (Figura III.5).

O controlo de qualidade analítica foi regularmente efetuado através de análise de Materiais de Referência com concentrações dos radionuclídeos 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 e Edge, 2013; Pham et al., 2014).

A determinação em contínuo da concentração de radão (^{222}Rn) no ar foi efetuada com analisadores-registadores baseados em detetores de barreira de silício (SARAD, GmbH). Estes detetores foram colocados a cerca de 1,5 m acima do solo, sob alpendres no exteriores e sobre móveis 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 (Casal de S. José) nas proximidades da Barragem Velha na Urgeiriça.

III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

a. Águas contaminadas de antigas minas de urânio

As amostras de águas de antigas minas de urânio de Mortórios, Castelejo, Ribeira do Boco, Quinta do Bispo e Mondego Sul foram recolhidas em junho de 2015 e analisadas para os principais radionuclídeos das famílias do urânio e tório. Os resultados para as concentrações da atividade dos radionuclídeos na fase solúvel, matéria em suspensão e sedimentos acumulados nas crateras mineiras constam das Tabelas III.1 a, b, c, respetivamente.

As águas acumuladas nas crateras das minas a céu aberto apresentaram, nalguns casos, pH ácido (exemplo: água com pH=3,4 na mina da Quinta do Bispo, onde há escombros de minérios extraídos com ácido sulfúrico) e pH próximo da neutralidade ou alcalino noutras crateras (exemplo: água com pH=7,7 na Mina de Mortórios, onde não foi usado ácido). Em geral, as concentrações dos radionuclídeos dissolvidos nas águas de minas foram muito mais elevadas nas águas de mina ácidas que nas águas de mina não ácidas, e todas estas sempre mais elevadas que nas águas de superfície da região. Em especial, a água da cratera mineira da Quinta do Bispo apresentou um valor muito elevado para o urânio dissolvido (^{238}U) com 27650 ± 1250 mBq/L e para o ^{226}Ra com 590 ± 50 mBq/L, seguidos de valores mais baixos para os restantes radionuclídeos da família do urânio (Tabela III.1 a).

A água da mina da Quinta do Bispo é tratada por uma ETAM local com tratamento químico para corrigir o pH ácido e remover os radionuclídeos existentes nas fases solúvel e

particulada através de co-precipitação com cloreto de bário e hidróxido de cálcio. Após decantação do precipitado em duas bacias sucessivas, a água sobrenadante é libertada para uma linha de água afluenta da Ribeira do Castelo. A água de mina tratada e libertada para a linha de água tinha, na mesma data, 4670 ± 420 mBq/L de ^{238}U , e 43 ± 5 mBq/L de ^{226}Ra apresentando, portanto, uma concentração de ^{238}U cerca de 7 vezes mais baixa que a água não tratada, enquanto para o ^{226}Ra dissolvido o mesmo tratamento reduziu a concentração em cerca de 14 vezes. O tratamento efetuado foi, portanto, eficaz na remoção do rádio mas não foi tão eficaz na remoção do urânio, como tem sido assinalado em outros locais mineiros.

A água das crateras das minas da Ribeira do Boco e do Castelejo apresentaram concentrações baixas de ^{238}U dissolvido e concentrações muito baixas para os radionuclídeos ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po . Estes resultados foram inferiores aos de anos anteriores e podem refletir apenas uma forte diluição dos radionuclídeos devido às chuvas intensas ocorridas nas semanas que precederam a amostragem.

Já as minas de Mondego Sul e de Mortórios, situadas em litologias diferentes e com água de mina com pH neutro ou ligeiramente alcalino, apresentaram um contraste interessante. A água da mina Mondego Sul apresentou valores de concentração de urânio e de rádio semelhantes, enquanto a água da mina de Mortórios continha elevadíssimas concentrações de urânio dissolvido e pouco rádio dissolvido (Tabela III.1 a). Estas diferenças têm que ver com os complexos de urânio formados, o que em crateras mineiras em áreas geológicas diferentes pode variar muito significativamente.

Os sedimentos acumulados no fundo das crateras mineiras apresentaram atividades específicas muito elevadas (Tabela III.1.c). A dispersão destes sedimentos no ambiente não é recomendada e, na eventualidade de secagem das crateras, deverá ser devidamente considerado o acondicionamento ou confinamento desses sedimentos como um resíduo radioativo.

De um modo geral, estes resultados realçam a importância do tratamento das águas contaminadas provenientes das antigas minas de urânio, antes da descarga para as linhas de água. Com efeito, as concentrações de radionuclídeos dissolvidos, por exemplo na água não tratada da mina da Quinta do Bispo, são muito elevadas e representam um risco de contaminação radioativa das águas de superfície em caso de descarga direta destas águas na rede hidrográfica. O tratamento atual das águas de mina é, pois, indispensável e reduz a radioatividade na fase solúvel e na fase particulada, embora possa ser ainda otimizado.

O comportamento ambiental destes radionuclídeos e, em particular do rádio no meio hídrico, é comparável com observações efetuadas noutros países (Fesenko et al., 2014).

b. Águas superficiais da bacia do Rio Mondego

Diversas linhas de água recebem efluentes mineiros tratados e não tratados dos antigos sítios mineiros situados na bacia hidrográfica do Rio Mondego. Se por um lado há antigas minas em que os efluentes são tratados em ETAMs, como é o caso da Urgeiriça, da Cunha Baixa e da Quinta do Bispo, outros casos existem em que as águas de minas e as escorrências dos escombros mineiros não são tratadas e são largados diretamente na rede hidrográfica, como sucede nas minas de Ribeira do Boco, Mondego Sul e Mortórios. Diversos afluentes do Rio Mondego, designadamente a Ribeira do Boco, Casteleiro, Ribeira de Seia, Ribeira do Castelo e Ribeira da Pantanha recebem as drenagens de águas de minas, tratadas e não tratadas, provenientes dessas antigas minas.

Na altura desta campanha de monitorização ambiental a água da cratera mineira da Ribeira do Boco (concelho de Gouveia) foi a que apresentou menor contaminação radioativa (Tabela III.1). Esta água de mina não tem tratamento, mas as concentrações de radionuclídeos são muito baixas na atualidade e, por isso, não causam impacto radiológico apreciável no ambiente. Já a água da Ribeira do Castelo (concelho de Mangualde) que recebe as descargas das minas da Cunha Baixa e da Quinta do Bispo, apresentou um significativo aumento de radioatividade a jusante (RC2) dos pontos das descargas quando comparada com as concentrações determinadas na água da mesma Ribeira num local a montante, perto da aldeia da Mesquitela (RC1) (Tabela III.2.a).

Entre os afluentes do Rio Mondego monitorizados, foi a Ribeira da Pantanha que apresentou a contaminação mais elevada em urânio. Os sedimentos do leito desta ribeira apresentam, desde há muitos anos, concentrações de urânio, rádio (^{226}Ra), e chumbo (^{210}Pb) acima do fundo radioativo natural devido aos efluentes do tratamento de minério de urânio efetuado durante décadas nas instalações da Urgeiriça. Um incremento da radioatividade foi observado nos resultados das análises das amostras de água filtrada e da matéria em suspensão colhidas na Ribeira da Pantanha perto da Urgeiriça (RP2) e a jusante da Urgeiriça já em Caldas da Felgueira (RP3), onde a Ribeira da Pantanha desagua no Rio Mondego (Tabelas III.2.a e b).

O Rio Mondego recebe as descargas das várias ribeiras afluentes mas não mostrou em Junho 2105, devido ao caudal elevado, uma radioatividade significativamente mais elevada que o fundo radioativo natural da região determinado a montante das descargas das ribeiras. Os sedimentos do leito do rio, que são depósitos mais conservativos dos radionuclídeos que a água e a matéria em suspensão, apresentaram concentrações de urânio, tório (^{230}Th), rádio e chumbo que refletem melhor o impacto ambiental e a distribuição destes radionuclídeos nas zonas de descarga dos afluentes do Mondego (Tabela III. 2.c). Apesar disso, na albufeira da Barragem

da Agueira a água, matéria em suspensão e sedimentos do leito apresentaram valores baixos e que são correspondentes ao fundo radioativo natural (Tabela III. 2.c).

c. Águas de consumo

O resultado das análises das águas das redes públicas de abastecimento à população na região, amostradas em Canas de Senhorim, Cunha-Baixa e Reboleiro são apresentados na Tabela III.3. As três povoações onde foram recolhidas amostras são representativas das antigas regiões mineiras de urânio. As concentrações de radionuclídeos nestas águas foram baixas, e situam-se abaixo dos limites recomendados para águas de beber, isto é, inferiores a 0,1 Bq/L e 1,0 Bq/L de radioatividade alfa total e beta total respetivamente. Ou seja, no plano da radioatividade estas águas são potáveis (Decreto-Lei 23/2016). Note-se que em todas elas as concentrações dos vários radionuclídeos são muito inferiores às concentrações determinadas nas águas dos rios e ribeiras da região afetados em grau variável pelas descargas de águas das minas.

O consumidor da água da rede pública das aldeias e cidades da região consumindo 2 L de água por dia, com atividades como as relatadas na Tabela III.3, receberá por ingestão dos radionuclídeos contidos na água uma dose inferior a 0,1 mSv/ano, isto é, inferior à Dose Indicativa usada para acionar o «alarme» para prestar atenção à qualidade radiológica da água e que representa 10% do limite anual de dose acrescentada ao fundo radioativo natural.

d. Radão

Os valores de radão no ar foram determinados no interior de edifícios na Cunha Baixa e no Reboleiro com vista a conhecer os níveis do radão em povoações vizinhas de antigas minas de urânio (Tabela III.4).

Na sede da Junta de Freguesia da Cunha Baixa (concelho de Mangualde), uma construção antiga em granito, a concentração média de radão no ar interior foi de $444 \pm 1\%$ Bq/m³ no 1º andar, mas já no rés-do-chão, onde funciona uma escola pré-primária, a concentração média de radão foi de $664 \pm 1\%$ Bq/m³, o que excede as normas recomendadas pela EU de 300 Bq/m³ (Diretiva 59/2013) e o limite de segurança adotado na legislação portuguesa de 400 Bq/m³ (Portaria 353-A/2013 de 04-12-2013). Os resultados aconselham a que se aumente a ventilação para reduzir a concentração de radão no ar interior e, eventualmente, adotar medidas anti-radão no edifício para reduzir ainda mais a exposição dos ocupantes às radiações ionizantes. Deve notar-se que estas concentrações de radão não têm origem nos resíduos de minas de urânio e, em vez disso, são resultantes da ocorrência natural do urânio nos solos e rochas da zona.

Na povoação do Reboleiro (concelho de Trancoso), onde ainda há uma escombreira não recoberta de uma antiga mina da Companhia Portuguesa do Rádio (CPR) e várias antigas

minas de urânio já encerradas, foram efetuadas determinações de radão em várias casas, incluindo habitações próximas da escombreira da mina de rádio e edifícios de uso público, tais como um estabelecimento comercial e o Centro Cultural da aldeia (Tabela III.4). Numa das habitações mais próximas da escombreira da CPR, os resultados da monitorização de radão indicaram uma concentração média de 1295 Bq/m^3 , embora noutras casas não muito distantes as concentrações tenham sido muito mais baixas. O edifício com valores mais elevados de radão foi o estabelecimento comercial, com 12824 Bq/m^3 , o que poderá dever-se à utilização de materiais recuperados da antiga mina de rádio/urânio na construção do edifício ou a uma anomalia radiométrica no terreno sob o edifício.

Verificou-se, em anos anteriores e noutras localidades, que as concentrações de radão podem variar muito entre locais próximos, sendo difícil estabelecer uma «baseline» comum para a região que sirva para distinguir o radão em concentrações ambientais naturais do radão acrescentado em resultado da atividade extrativa do urânio.

Os resultados indicam que a população da aldeia do Reboleiro poderá estar exposta a doses de radiação relativamente elevadas no interior de alguns edifícios, sobretudo em casas que assentam em zonas com urânio, e nas construções mais antigas e modernas que tenham sido construídas com materiais eventualmente recolhidos nas escombreiras.

Estes resultados aconselham a realização de um estudo mais detalhado para aconselhamento das famílias da povoação sobre como reduzir a exposição ao radão.

e. Aerossóis

As amostras de poeiras recolhidas no ar de superfície nas povoações da Urgeiriça e Cunha Baixa apresentaram valores de radioatividade comparáveis aos valores dos anos mais recentes e que são usuais na atmosfera de superfície nesta região (Tabela III.5). Estes aerossóis não apresentaram sinais indicativos de contaminação da atmosfera por partículas radioativas provenientes de materiais das escombreiras de urânio. Os radioisótopos do urânio, que são os melhores indicadores de poeiras provenientes de escombros mineiros nos aerossóis destas localidades foram comparáveis às concentrações determinadas em aerossóis na zona de Lisboa. Os radionuclídeos ^{210}Pb e ^{210}Po , descendentes do radão, foram elevados nos aerossóis de Canas e da Cunha Baixa. Pode observar-se que os resultados indicam um claro excesso de ^{210}Pb (2-3 ordens de grandeza) acima de ^{238}U , ^{234}U e ^{226}Ra nestes aerossóis. Este excesso resulta da captura dos descendentes do ^{222}Rn na atmosfera e não provém pois de poeiras de escombros mineiros em suspensão. Adicionalmente, as concentrações de ^{210}Po nos aerossóis, significativamente mais baixas que as de ^{210}Pb (a razão das atividades Po/Pb foi geralmente de 0,1-0,3) confirmam que se trata da adsorção dos descendentes do radão atmosférico e

sobretudo do ^{210}Pb nas poeiras, pois nas partículas do solo e de escombros o ^{210}Po estaria em equilíbrio radioativo secular com o ^{210}Pb (Carvalho, 1995).

A inalação destas poeiras com as concentrações atuais de radionuclídeos, não representa, hoje, para as pessoas habitando na região monitorizada um risco radiológico mais elevado que os níveis de radioatividade natural na região.

A radioatividade dos aerossóis determinada em 2015 indica que uma pessoa adulta residente em Canas de Senhorim receberá uma dose por inalação de cerca de 4-5 vezes mais elevada que a recebida por um habitante de Lisboa, mas trata-se da radioatividade natural na região centro do país e permanece muito aquém dos limites recomendados para a exposição do público.

f. Doses de radiação externa

A dose de radiação ambiente foi medida nos sítios mineiros amostrados, ao longo de linhas de água, nas hortas e zonas de casario das aldeias próximas dos locais de amostragem. Como seria de esperar as doses de radiação ambiente medidas 1 m acima do solo são sobretudo determinadas pela presença de radionuclídeos emissores de radiação gama presentes nas camadas superficiais do solo ou das escombrelas.

Assim, os débitos de dose mais elevados foram medidos sobre escombrelas de resíduos do tratamento químico do urânio, como por exemplo, na escombrela de rejeitados na Quinta do Bispo, com máximo de $9,7 \mu\text{Sv/h}$ (geralmente $2-5 \mu\text{Sv/h}$), na escombrela da Mina do Forte Velho (Guarda) com máximo de $10 \mu\text{Sv/h}$ (geralmente $6 \text{ a } 8 \mu\text{Sv/h}$), e da escombrela da CPR no Reboleiro, com máximo de $4,05 \mu\text{Sv/h}$ (geralmente o débito de dose variou de $0,25$ a $2 \mu\text{Sv/h}$ ao redor da escombrela). Estas escombrelas estão bem assinaladas com avisos de «escombros contaminados» e são, geralmente, vedadas para não permitir o acesso de pessoas.

As escombrelas de menores dimensões, e com resíduos contendo menos radioatividade, emitem radiações ionizantes com débitos de dose mais baixos. Por exemplo, as escombrelas da Mina de Mortórios apresentam débito de dose máxima de $1 \mu\text{Sv/h}$, sendo geralmente de $0,3-0,5 \mu\text{Sv/h}$; os escombros da mina da Ribeira do Boco têm débito de dose máxima de $1,5 \mu\text{Sv/h}$, mas geralmente de $0,25$ a $1,24 \mu\text{Sv/h}$, e a zona de Valinhos tem dose ambiente de $0,22 \mu\text{Sv/h}$ que é praticamente a dose ambiente na região, i.e. $0,15-0,20 \mu\text{Sv/h}$. As margens da Ribeira da Pantanha a jusante da Urgeiriça apresentaram débitos de dose $0,18$ a $0,25 \mu\text{Sv/h}$ e as margens do Rio Mondego monitorizadas em vários locais têm débitos de dose de cerca de $0,20 \mu\text{Sv/h}$, valor que pode ser considerado um valor médio da dose do fundo natural da radiação ambiente na região.

Uma pessoa vivendo na região da Guarda e num local com dose ambiental natural de $0,20 \mu\text{Sv/h}$ receberia $1,75 \text{ mSv/ano}$ de dose de radiação externa (para 365 dias de exposição

anual). Se, por hipótese, alguém se instalasse sobre a escombreira da mina do Forte Velho (Guarda) num local com dose de $6 \mu\text{Sv/h}$ receberia uma dose anual para 2000 h de permanência (local de trabalho) de 12 mSv/ano . Mesmo sem ter em consideração outras vias de exposição (ingestão de alimentos, água, inalação de gases e poeiras) este membro do público excederia largamente a dose máxima permitida (1 mSv/ano , acima do fundo radioativo natural). Idênticos cálculos podem ser feitos para outros locais de antigas minas com escombreiras de tratamento do minério de urânio.

g. Produtos das hortas e animais de criação doméstica

Para a avaliação da transferência de radionuclídeos nas cadeias alimentares terrestres efetuaram-se análises de radionuclídeos em amostras de uma horta na zona de influência da mina da Cunha Baixa, e em amostras semelhantes recolhidas numa horta dos arredores próximos da cidade de Viseu, capital do Distrito, em zona afastada das antigas minas de urânio.

Os vegetais da horta da Cunha Baixa foram produzidos por uma família local, tal como fariam para consumo em sua casa. A horta está localizada na área de impacto dos efluentes líquidos e escombros da antiga mina de urânio e, sabia-se de antemão, que a água do poço de rega desta horta está contaminada por radioatividade proveniente dos escombros da mina. Assumiu-se que os produtos desta horta refletiriam o impacto radioativo da antiga mina da Cunha Baixa no ambiente da zona. Os produtos da horta localizada junto da cidade de Viseu serviram de elemento de comparação, ou seja, assumiu-se que representam os níveis de radioatividade natural da região. Nos dois locais as amostras recolhidas para análise de radionuclídeos incluíram: solo agrícola, água do poço de rega, produtos hortícolas ali produzidos com irrigação, e animais de capoeira (coelhos e galinhas) criados com vegetais e água do poço da horta (Tabelas III.6 a e 6b, III.7a e 7b, III.8.a).

Horta da Cunha Baixa:

Os resultados da análise do solo e da água do poço mostraram concentrações relativamente elevadas dos isótopos de urânio, ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po . Em particular, as concentrações do ^{226}Ra , que excederam as de ^{230}Th e de ^{238}U , seus progenitores na série do urânio, indicam que o solo, após anos de irrigação, teve a radioatividade aumentada pela adsorção/retenção de ^{226}Ra e ^{210}Pb dissolvidos na água de rega e em águas de escorrências superficiais provenientes das escombreiras da mina (Tabela III.6 a).

As concentrações destes radionuclídeos na água do poço (fase solúvel) desta horta da Cunha Baixa foram 5-10 vezes mais elevadas que outros poços não contaminados da mesma área (Carvalho et al., 2005a). A água do poço da horta, utilizada para a rega periódica, continha $389 \pm 15 \text{ mBq/L}$ de ^{238}U dissolvido e $285 \pm 8 \text{ mBq/L}$ de ^{238}U na fase particulada, e continha $273 \pm 11 \text{ mBq/L}$ e $86 \pm 6 \text{ mBq/L}$ de ^{226}Ra nas fases dissolvida e particulada, respetivamente.

Outros radionuclídeos estavam também presentes, mas em concentrações mais baixas (Tabela III.6. a).

Os produtos vegetais desta horta da Cunha Baixa, tais como couves, alfaces, tomates, pepinos e feijão-verde, apresentaram concentrações de ^{226}Ra e de ^{210}Pb várias vezes mais elevadas que as de urânio, apesar de na água de rega existirem concentrações mais elevadas de urânio que de rádio. Estas concentrações dos radionuclídeos nos vegetais confirmam que o ^{226}Ra e ^{210}Pb são em geral mais concentrados pelas plantas que os radioisótopos de U, Th, Po (Tabela III.6 b).

Horta de Viseu:

As concentrações de radionuclídeos no solo da horta de Viseu e na água de rega desta horta foram muito mais baixos que os da horta da Cunha Baixa. Por exemplo, as concentrações de ^{238}U e ^{226}Ra dissolvidos na água foram de 39 ± 1 e 88 ± 5 mBq/L, respetivamente, ou seja, uma ordem de grandeza mais baixa que na água de rega da Cunha-Baixa. As concentrações relativas dos radionuclídeos nos produtos da horta de Viseu mostraram também uma bioacumulação preferencial de ^{226}Ra e ^{210}Pb , muito acima da acumulação de U, Th e Po (Tabelas III.7a e III.7b).

Todos os produtos da horta de Viseu apresentaram concentrações consistentemente mais baixas que os produtos das mesmas espécies provenientes da horta da Cunha Baixa.

Os coelhos e galinhas criados na horta da Cunha Baixa apresentaram também concentrações razoavelmente elevadas (Tabelas III.8a e III.8b). Nestes animais, a acumulação nos tecidos internos é diferenciada, sendo geralmente mais elevadas as concentrações em órgãos como o fígado, osso e gónada. Por exemplo, nos coelhos a concentração de ^{238}U , ^{226}Ra e de ^{210}Pb no músculo foi de 33, 100, 242 mBq/kg fresco. As concentrações de radionuclídeos nos tecidos e órgãos internos das galinhas foram também diferenciadas entre órgãos. Os órgãos com atividades mais elevadas foram rins, fígado, e o menos contaminado foi o tecido muscular (Tabela III.8.a). A comparação destes resultados com as concentrações de radionuclídeos nos animais de capoeira da horta de Viseu será completada logo que as análises se encontrem concluídas.

As concentrações de urânio e seus descendentes nos produtos hortícolas e animais de capoeira da horta da Cunha baixa confirmam que as famílias locais, produzindo em condições similares às que aqui são descritas e consumindo os seus produtos, ingeriram atividades mais significativas de radionuclídeos da família radioativa do urânio, em particular do ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po . Uma ingestão mais elevada de radionuclídeos com a dieta pode originar doses de radiação internas excedendo as doses máximas recomendadas para membros do público. Em ano anterior, já se concluíra através da análise de refeições das famílias na Aldeia da Cunha Baixa

que a dose de radiação por ingestão poderia atingir 4mSv/ano para alguns membros da população. Os resultados deste ano confirmam a acumulação significativa de radionuclídeos em vegetais locais e animais da criação local, cujo consumo constitui uma via de transferência significativa dos radionuclídeos para os elementos da população.

Com base nos resultados das duas hortas comparadas, a ingestão de radioatividade por um elemento da população da Cunha Baixa, consumindo produtos da sua horta, poderá conduzir a uma exposição às radiações ionizantes várias vezes mais elevada que nos membros do público de Viseu.

Assim, as recentes medidas de selar os poços de rega contaminados e fornecer água de alternativa para a irrigação das hortas afiguram-se adequadas para reduzir a exposição do público nas cercanias da mina da Cunha Baixa.

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

a) Concentração em actividade (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 de Mortórios, 24.6.2015	17229±2146	851±109	16341±2035	0,6±0,1	30±2	4,4±0,3	4,1±0,2	0,02±0,01
Mina do Castelejo, 23.6.2015	61±3	3,0±0,2	60±3	6,9±0,4	32±2	11,5±0,7	22±1	0,19±0,05
Mina do Boco, 4ª cratera, 23.6.2015	169±5	8,0±0,5	168±6	0,9±0,1	8,6±0,6	2,2±0,2	10,8±0,5	0,06±0,02
Mina Mondego Sul, 24.6.2015	434±19	21,0±1	400±18	0,40±0,06	427±20	60±3	10,4±0,4	0,02±0,01
Mina Qta do Bispo, cratera, 22.6.2015	27650±1250	1245±79	26730±1210	118±9	590±50	550±31	< 2	9±2
Mina Qta do Bispo, 2ª Lagoa decantação, 22.6.2015	4670±420	230±20	4360±390	13±1	43±5	10,2±0,6	5,7±0,3	0,08±0,03

b) Concentração em actividade (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 de Mortórios, 24.6.2015	1,2	9785±329	480±1	9596±323	2144±167	7705±795	15772±861	13586±446	53±17
Mina do Castelejo, 23.6.2015	4,0	6134±192	288±22	6244±195	6601±450	8234±683	8300±432	14048±582	59±11
Mina do Boco, 4ª cratera, 23.6.2015	5,3	2949±113	136±11	2826±109	1384±92	3271±186	1800±109	3617±218	26±5
Mina Mondego Sul, 24.6.2015	1,6	28445±757	1276±56	26620±711	4794±260	9353±734	29165±1607	44514±1640	120±15
Mina Qta do Bispo, cratera, 22.6.2015	4,5	8999±271	434±22	8418±255	2448±173	1906±111	1852±114	29034±1217	13±4
Mina Qta do Bispo, 2ª Lagoa decantação, 22.6.2015	3,3	18367±504	896±37	17453±480	4215±270	6342±428	9137±511	13332±545	33±8

c) Concentração em atividade (Bq/kg) dos radionuclidos nos sedimentos das crateras mineiras (fração <63µm).

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Mina do Castelejo, 23.6.2015	6228±209	285±15	6272±211	3427±218	5749±338	6419±247	105±9
Mina Mondego Sul, 24.6.2015	8154±257	370±15	7794±246	2429±146	2632±136	5418±222	40±3
Mina Qta do Bispo, 22.6.2015	3192±119	158±8	3427±127	9982±620	6157±566	12089±400	121±9

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}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Rio Mondego, P. Cervães, (M1) 23.6.2015	22,6± 0,7	1,2±0,1	21,8±0,7	0,7±0,1	18±1	3,0±0,2	5,3±0,3	0,06±0,05
Rio Mondego, montante de C. Felgueira, (M2) 25.6.2015	21,9±0,9	1,1±0,1	22,0±0,9	1,6±0,2	14,1±0,9	20±1	17,7±0,9	0,23±0,06
Rio Mondego, jusante de C. Felgueira, (M3) 25.6.2015	28,0±0,9	1,2±0,1	27,1±0,9	0,41±0,04	12,8±0,8	5,4±0,3	3,8±0,2	0,25±0,05
Rio Mondego, Barragem da Agueira, 24.6.2015	58±2	2,8±0,2	58±2	0,73±0,09	18±2	3,8±0,2	6,4±0,4	0,1±0,03
Ribeira da Pantanha, Valinhos, (RP1) 22.6.2015	81±2	3,6±0,2	83±2	0,7±0,2	15±1	5,6±0,3	5,9±0,3	0,12±0,07
Ribeira da Pantanha, ponte, (RP2) 22.6.2015	285±10	12,4±0,6	279±10	0,66±0,06	50±4	10,2±0,6	10,6±0,6	0,06±0,02
Ribeira da Pantanha, C. Felgueira, (RP3) 22.6.2015	36±1	2,1±0,2	38±1	1,4±0,2	28±3	22±1	5,9±0,3	0,11±0,04
Ribeira do Castelo, Mesquitela, (CB1) 22.6.2015	22,5±0,9	1,0±0,1	22,9±0,9	1,7±0,1	24±2	10,6±0,7	8,5±0,4	0,10±0,03
Ribeira do Castelo, ponte da Anta, (CB2) 22.6.2015	98±3	4,8±0,2	96±3	1,20±0,1	36±2	5,7±0,4	17,1±0,7	0,06±0,02

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 Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Rio Mondego, P. Cervães, (M1) 23.6.2015	6,3	2429±91	114±11	2418±91	283±21	839±56	2140±126	3250±133	28±5
Rio Mondego, montante de C. Felgueira, (M2) 25.6.2015	6,7	1827±56	84±6	1802±55	425±25	735±49	1132±75	1354±59	33±4
Rio Mondego, jusante de C. Felgueira, (M3) 25.6.2015	7,7	1127±36	54±5	1167±37	335±24	723±34	1391±88	853±38	38±5
Rio Mondego, Barragem da Agueira, 24.6.2015	11,5	2185±81	222±16	1943±73	125±9	481±40	1808±97	2978±111	29±3
Ribeira da Pantanha, Valinhos, (RP1) 22.6.2015	2,1	11997±410	555±42	11923±408	958±101	4167±184	6412±407	7810±275	58±18
Ribeira da Pantanha, ponte, (RP2) 22.6.2015	9,4	56621±3138	2796±187	55462±3075	1423±79	745±44	1652±95	1496±91	27±3
Ribeira da Pantanha, C. Felgueira, (RP3) 22.6.2015	0,4	7049±282	352±52	7796±303	2217±170	2469±276	1132±111	2018±83	194±35
Ribeira do Castelo, Mesquitela, (CB1) 22.6.2015	1,8	15436±682	720±42	15655±692	1616±108	2648±135	5281±344	4625±219	56±11
Ribeira do Castelo, ponte da Anta, (CB2) 22.6.2015	4,0	11004±313	512±22	10884±310	900±57	6921±345	3075±175	5480±215	23±5

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
Rio Mondego, P. Cervães, (M1) 23.6.2015	458±14	20±1	478±14	392±27	405±35	462±27	501±35
Rio Mondego, montante de C. Felgueira, (M2) 25.6.2015	471±20	24±2	484±20	644±56	616±66	366±22	1041±90
Rio Mondego, jusante de C. Felgueira, (M3) 25.6.2015	916±28	44±2	908±28	1645±124	1498±131	761±40	1259±95
Rio Mondego, Barragem da Agueira, 24.6.2015	378±11	18±1	378±11	342±19	387±38	418±26	436±25
Ribeira da Pantanha, Valinhos, (RP1) 22.6.2015	3114±93	143±7	3261±9898	2241±130	2564±183	4320±210	151±10
Ribeira da Pantanha, ponte, (RP2) 22.6.2015	10015±423	420±21	9944±420	3195±222	658±64	998±57	256±19
Ribeira da Pantanha, C. Felgueira, (RP3) 22.6.2015	6601±229	316±14	6830±237	11796±737	2214±183	2324±118	152±10
Ribeira do Castelo, Mesquitela, (CB1) 22.6.2015	322±13	16±2	328±13	78±6	297±38	345±14	38±4
Ribeira do Castelo, ponte da Anta, (CB2) 22.6.2015	2482±90	119±7	2441±88	375±26	888±44	851±43	102±8

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

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Canas de Senhorim, 26.6.2015	1,5±0,1	0,04±0,02	1,7±0,1	0,30±0,04	6,7±0,5	< 0,1	18,2±0,9	< 0,1
Cunha Baixa, 26.6.2015	12,7±0,4	0,59±0,04	13,0±0,4	0,10±0,02	13,9±0,9	59±3	12,2±0,6	< 0,06
Reboleiro, 24.6.2015	1,15±0,07	0,05±0,02	1,42±0,08	0,68±0,07	17±2	3,6±0,3	32±1	0,13±0,03

Tabela III.4 - Concentrações de radão (Bq/m³) no ar, registo contínuo.

Local	Período	Tempo de registo (horas)	²²² Rn		
			Valor médio	Valor máximo	Valor mínimo
Reboleiro, Estabelecimento comercial (r/c) interior.	24-6-2015 a 30-6-2015	153	12824±0%	38382±1%	108
Reboleiro, Sr. Alberto Moreira, exterior da casa.	24-6-2015 a 12-7-2015	444	68±2%	278±10%	3±100%
Reboleiro, Sr. Alberto Moreira, interior da casa, 1º andar.	24-6-2015 a 09-7-2015	360	157±1%	470±8%	21±38%
Reboleiro, D. Amélia Ferreira, interior da casa, r/c.	24-6-2015 a 12-7-2015	420	1295±0%	3912±3%	212±12%
Reboleiro, D. Anabela Ferreira, interior da casa, 1º andar.	24-6-2015 a 8-7-2015	345	110±1%	330±9%	14±45%
Reboleiro, Centro Cultural, interior, r/c.	24-6-2015 a 14-7-2015	486	1016±0%	2685±3%	20±38%
Cunha Baixa, Junta da Freguesia, interior, 1º andar.	22-6-2015 a 26-6-2015	93	444±1%	893±6%	70±20%
Cunha Baixa, Jardim Infantil, interior, r/c.	26-6-2015 a 5-7-2015	240	664±1%	1570±4%	150±14%

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, 22-24.6.2015	222±10	10±1	212±9	119±8	770±76	21711±1384	6700±351	74±5
Urgeiriça, Casal de S. José, 24-26.6.2015	226±8	10±1	225±8	122±9	608±59	29061±1949	3919±152	76±6
Cunha Baixa, Junta de Freguesia, 22-24.6.2015	268±10	13±1	264±10	156±14	155±43	26514±1682	1190±70	74±8
Cunha Baixa, Junta de Freguesia, 24-26.6.2015	256±10	12±2	230±10	201±16	130±29	34906±2280	6993±335	73±7
µBq/m³ (de ar)								
Urgeiriça, Casal de S. José, 22-24.6.2015	5,9±0,3	0,27±0,03	5,6±0,2	3,2±0,2	20±2	578±37	178±9	2,0±0,1
Urgeiriça, Casal de S. José, 24-26.6.2015	7,6±0,3	0,34±0,04	7,6±0,3	4,1±0,3	21±2	987±66	133±5	2,6±0,2
Cunha Baixa, Junta de Freguesia, 22-24.6.2015	7,9±0,3	0,38±0,04	7,8±0,3	4,6±0,4	4±1	778±49	32±2	2,2±0,2
Cunha Baixa, Junta de Freguesia, 24-26.6.2015	8,0±0,3	0,38±0,05	7,2±0,3	6,3	4,0	1092±71	220±10	2,3±0,2

**Tabela III.6 - Concentração em atividade de radionuclídeos nos produtos de uma horta da Cunha Baixa.
a) Água e solo**

Local	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Água (mBq/L)								
Poço horta Cunha Baixa, 20.5.2012 (não filtrada)	758±34	34,6±2,9	732±33	16,5±0,3	302±14	580±37	72,7±4,5	0,32±0,18
Água, fase solúvel (mBq/L)								
Poço, horta Cunha Baixa, 2.10.2013	389±15	17,6±0,9	370±14	7,2±0,4	273±11	60,5±3,4	19,8±0,8	0,16±0,03
Água, fase particulada (Bq/kg)								
Poço, horta Cunha Baixa, 2.10.2013	14401±394	644±23	13816±379	1926±106	4378±296	12027±668	4165±226	52,6±3,9
Água, fase particulada (mBq/L)								
Poço, horta Cunha Baixa, 2.10.2013	285±8	12,7±0,4	273±7	38,1±2,1	86,5±5,8	238±13	82,3±4,5	1,04±0,08
Solo, fração <63µm (Bq/kg)								
Solo horta, Cunha Baixa, 2.10.2013	881±26	43,4±2,9	926±27	186±15	1126±115	1007±37	1007±37	71,7±6,3

**Tabela III.6 - Concentração em atividade (mBq/kg fresco) de radionuclídeos nos produtos da horta da Cunha Baixa.
b) Produtos hortícolas.**

Designação	PS/PH	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Alface #10- 17.7.2013	0,072	1301±38	58,10±5,5	1277±38	1119±57	2719±141	937±16	3882±349	215±15
Cebolas #4- 2.10.2013	0,084	6,9±0,6	0,25±0,19	5,7±0,6	5,1±1,3	367±27	28,9±2,2	20,4±1,8	0,15±0,13
Cebolas #11- 17.7.2013	0,122	15,5±0,9	0,0010±0,0003	17,4±1,0	24,1±3,5	1222±92	69,24,7	8,68±1,35	1,5±0,9
Couves #6- 2.10.2013	0,070	164±7	8,2±1,2	159±7	117±8	10880±864	434±20	233±50	12,2±2,2
Couves #8- 19.6.2013	0,126	112±6	5,1±1,2	124±6	175±14	30222±1544	603±22	540±2	25,8±4,4
Feijão #3- 2.10.2013	0,891	60,3±6,2	3,8±2,4	69,1±6,6	72,7±18,70	2926±168	315±21	122±14	< 1,7
Feijão-verde #7- 19.6.2013	0,216	133±5	5,7±1,1	130±5	112±13	6884±422	519±26	318±16	5±3,6
Feijão-verde #12- 17.7.2013	0,124	94,2±5,3	5,1±1,2	110±6	73,1±7,7	1593±83	244±11	5,53±0,59	6,3±2,1
Ferrem #9- 19.6.2013	0,435	88,2±5,6	8,9±2,0	104±6	97,1±11,7	9030±459	569±18	652±75	25,5±6,6
Pepino #2-2.10.2013	0,072	6,8±0,7	0,82±0,35	8,2±0,8	2,9±0,4	376±30	38,8±2,8	25,9±2,0	0,56±0,17
Pimentos #5- 2.10.2013	0,077	8,5±0,7	0,54±0,24	9,8±0,7	3,8±0,6	242±15	52,9±3,2	12,3±1,0	1,9±0,5
Tomate #1-2.10.2013	0,059	15,1±1,6	0,75±0,60	19,0±1,8	7,4±1,0	210±29	33,9±2,3	19,2±1,5	7,3±1,1

Tabela III.7 - Concentração em atividade de radionuclidos nos produtos da horta de Viseu.
a) Água e solo.

Local	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Água, fase solúvel (mBq/L)								
Poço, H.V., 26.1.2015	39±1	1,9±0,2	34±1	<0,2	88±5	86±5	0,63±0,04	<0,1
Água, fase particulada (Bq/kg)								
Poço, H.V., 26.1.2015	5232±218	255±42	5099±215	490±49	14245±1091	29400±2033	1965±84	84±18
Água, fase particulada (mBq/L)								
Poço, H.V., 26.1.2015	1,03±0,04	0,048±0,008	1,01±0,04	0,10±0,01	2,8±0,2	5,8±0,4	6,9±0,4	0,017±0,004
Solo, fração <63um (Bq/kg)								
Solo horta, H.V.	159±5	7,1±0,7	163±5	156±12	170±11	185±8	185±8	147±11

**Tabela III.7 - Concentração em atividade (mBq/kg fresco) de radionuclídeos nos produtos da horta de Viseu,
b) Produtos hortícolas.**

Designação	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Alfaces	0,075	383±15	19±2	401±16	526±27	1336±72	502±127	955±48	269±15
Couves	0,121	7,3±0,8	0,2±0,2	13±1	10±2	3762±188	508±128	70±3	11±3
Curgete	0,051	1,7±0,2	0,5±0,2	2,4±0,3	0,9±0,2	289±18	46±3	22±1	0,4±0,1
Feijão-verde	0,109	14±1	1,6±0,6	14±1	29±3	1457±86	117±30	54±14	4,1±0,9
Nabiças	0,169	635±20	34±3	652±21	643±34	7025±718	1541±387	1742±55	435±24
Pasto	0,134	285±9	10,4±1,1	309±10	336±24	1194±78	1619±70	466±14	254±19
Pepinos	0,045	4,5±0,6	0,22±0,03	6,2±0,7	6,0±0,5	204±11	31±2	20±2	2,0±0,3
Pimentos	0,092	3,9±0,4	0,6±0,2	4,2±0,4	10±1	165±8	73±19	59±15	1,8±0,6
Tomate	0,066	3,7±0,5	1,4±0,5	5,0±0,7	2,6±0,6	171±14	36±2	56±5	0,14±0,06

**Tabela III.8 - Concentração em atividade (mBq/kg fresco) de radionuclidos nos animais de capoeira, Cunha Baixa.
a) Coelhos**

Designação	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
19.6.2013									
Pulmão	0,240	36,0±3,7	5,2±1,9	32,8±3,5	61,2±23,0	309±20	217±24	611±217	< 33
Rim	0,224	42,7±3,7	2,1±1,2	45,6±3,9	-	1962±91	751±39	99±12	-
Fígado	0,303	90,1±4,3	4,8±0,9	84,9±4,1	87,1±17,6	348±15	718±58	2178±13	10,3±7,3
Osso	0,628	186±22	10,2±9,5	86,6±13,3	410±77	93339±3443	12152±351	4225±65	142±43
Coração	0,206	36,0±5,0	3,7±2,7	44,1±6,0	95,7±59,9	154±18	88±11	64±8	46,3±46,2
Músculo	0,236	32,6±1,7	2,6±0,6	36,3±1,8	100±19	242±19	80±7	865±8	19,5±8,3
Gonadas	0,287	65,3±10,5	7,1±5,2	72,4±11,8	132±43	210±26	646±85	-	55,4±29,2
23.7.2013									
Pulmão	0,195	11,1±2,4	< 9	17,7±2,7	208±23	382±40	204±23	108±9	< 31
Rim	0,234	35,5±3,6	5,7±2,0	33,4±3,4	21,9±3,8	2156±117	671±49	671±52	11,5±3,2
Fígado	0,247	28,2±2,2	1,5±0,8	34,9±2,5	-	298±21	729±55	830±128	
Osso	0,557	108±10	8,6±6,2	78,8±8,2	547±90	118521±5173	9912±403	2697±56	176±46
Gastro intestinal	0,177	105±8	7,8±2,5	108±8	96,1±16,5	3137±163	409±45	742±36	10,8±5,7

**Tabela III.8 - Concentração em atividade (mBq/kg - peso fresco) de radionuclídeos nos animais de capoeira, Cunha Baixa.
b) Galinhas**

Designação	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
19.6.2013									
Gónadas	0,267	188±32	< 100	116±24	622±58	17972±2298	-	-	177±28
Coração	0,335	96,6±8.2	6,8±3.6	114±9	78,4±8.8	240±18	54±10	1759±126	37,8±7.4
Pulmão	0,258	76,6±6.1	5,4±0.2	82,5±6.6	455±89	593±56	702±69	2898±297	72,6±36.4
Rim	0,333	123±21	49,9±24.9	61,7±10.8	1542±221	82228±6378	1827±84	42322±1867	432±108
Músculo	0,267	31,6±2.3	2,1±0.8	24,4±2.0	119±24	110±12	82±8	855±85	8,1±6.3
Osso	0,591	488±28	36,6±8.4	510±29	253±46	26333±946	11571±177	328±6	71,1±22.3
Moelas	0,381	174±10	10,6±2.7	179±11	130±10	523±38	212±11	1226±60	24,2±3.8
Fígado	0,312	41,5±3.8	4,4±1.3	43,4±3.9	87,8±23.8	250±18	137±8	10471±1000	38,9±15.9
25.7.2013									
Fígado	0,273	49,5±3.2	2,4±0.7	52,2±3.4	84,8±48.2	430±31	860±38	11920±931	< 100
Osso	0,591	1672±83	43,6±12.2	1570±80	261±40	51465±2141	16286±428	3300±76	82,8±21.8
Pulmão	0,224	111±9	6,0±0.3	98,5±8.3	325±33	3074±214	1564±71	2288±72	49,1±7.0
Rim	0,325	128±12	6,0±3.9	158±13	305±44	4315±330	1564±64	36557±2234	100±24
Músculo	0,25	208±11	7,6±2.1	199±11	790±53	3505±310	61±6	1689±115	66,2±8.6
Gastro intestinal	0,303	404±15	19,4±2.3	389±14	210±13	2464±262	7723±286	10141±390	32,4±3.3

III.4 CONCLUSÕES

Os resultados das análises de águas de antigas minas de urânio e sedimentos de crateras mineiras confirmaram a existência de materiais contaminados que devem ser considerados resíduos radioativos e, portanto, deve ser evitada a sua dispersão no ambiente e prevenida a exposição ou contacto prolongado de elementos da população com esses resíduos.

O tratamento de águas de minas para remoção dos radionuclidos é necessário em virtude da elevada radioatividade existente nas águas de várias minas. Verificou-se ainda que o tratamento efetuado é razoavelmente eficaz na redução dos contaminantes radioativos presentes nestas águas.

No período da amostragem, junho 2015, os cursos de água afluentes do Mondego e o Rio Mondego na barragem da Aguieira apresentaram valores de radioatividade relativamente baixos e a água da Aguieira foi considerada potável no que se refere aos parâmetros da radioatividade. A água de redes públicas da região das antigas minas de urânio foi também amostrada em vários pontos de consumo e analisada, tendo os valores de radioatividade sido baixos e em conformidade com os limites prescritos na legislação europeia e nacional para água destinada ao consumo humano.

Na zona da Urgeiriça e da Cunha Baixa, onde os escombros mineiros já estão confinados e recobertos com solo não contaminado, a radioatividade nos aerossóis confirmou a não existência, na atualidade, de poeiras radiativas re-suspendidas na atmosfera. Nos aerossóis analisados, a composição e as concentrações de radionuclidos corresponderam às características do fundo radioativo natural.

As concentrações de radão medidas no interior de casas na Cunha Baixa e no Reboleiro indicaram, sem surpresa, que o fundo radioativo natural nesta região e em especial no tocante ao radão, pode ser elevado. Assim, numa construção antiga, o edifício da Junta de Freguesia da Cunha Baixa, afastado da antiga mina e das escombrelas e no qual não foram usados materiais reciclados da exploração de urânio, as concentrações de radão no interior excederam os valores máximos recomendados pela legislação atual (400 Bq/m³). Estas medições de radão confirmam a necessidade de se dar uma atenção especial ao radão a nível nacional, em áreas mineiras de urânio e fora delas.

As concentrações de radão medidas na aldeia de Reboleiro (Trancoso), uma aldeia com antigas minas de rádio e urânio e na qual não houve ainda remediação ambiental e recobrimento da escombrela, revelou que existem ali edifícios com concentrações muito elevadas de radão. A concentração de radão no ar de superfície no exterior perto das escombrelas não é elevada (medido em anos anteriores), pelo que o radão no interior das casas

ou provém do solo sob as construções e poderá ser naturalmente elevado, ou provém do reaproveitamento e uso de antigos materiais mineiros (pedras e areias provenientes das escombrelras das antigas minas). Neste caso tratar-se-ia de alteração de exposição radiológica, aumentando a dose devida ao fundo radioativo natural. Esta situação necessita de mais investigação para apoiar a eventual adoção de medidas de mitigação do radão nesta localidade.

As análises de radioatividade em produtos hortícolas de uma horta na área de influência da Mina da Cunha Baixa, veio confirmar que há contaminação radioativa ambiental e que há transferência de radionuclidos da água de mina para o solo das hortas e para produtos hortícolas e, destes, para os animais domésticos. O consumo da água do poço, dos produtos hortícolas, e dos animais de capoeira ali criados, pode ser um veículo de exposição e contaminação significativa do público na aldeia da Cunha-Baixa. Assim, o encerramento dos poços com água contaminada e o fornecimento de água não contaminada para irrigação das hortas e para consumo dos animais são medidas necessárias- e já adotadas- para reduzir a exposição a radiações ionizantes, designadamente a introdução de radionuclidos na cadeia alimentar humana através do consumo de produtos agro-pecuários do local.

Esta contaminação ambiental e o risco de exposição de membros da população aos radionuclidos provenientes de escombros e águas contaminadas requer o acompanhamento e verificação de que a exposição radiológica de membros do público é eficazmente reduzida até ficar abaixo da dose máxima admissível, i.e., 1 mSv/ano acima do fundo radioativo natural.

REFERÊNCIAS

- CARVALHO, 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., (1995). Origins and concentrations of ^{222}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Bi and ^{210}Po in the surface air at Lisbon, Portugal, at the Atlantic edge of the European continental landmass. *Atmospheric Environment* 29 (15): 1809-1819.
- CARVALHO, F. P. (2003a). O Urânio em Portugal: o fim da exploração mineira e a contaminação ambiental. *Industria & Ambiente*. Nº 30: 7-11.
- CARVALHO, F.P. (2003b) Environmental remediation of old uranium mining sites and radioprotection goals. *Radioprotecção*. vol II-III. 159-165.
- CARVALHO, F.P., MADRUGA, M.J., REIS, M.C., ALVES, J.G., OLIVEIRA, J.M., GOUVEIA, J., SILVA, L. (2005a). 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., OLIVEIRA, J.M., LIBÂNIO, A., LOPES, I., FERRADOR, G., MADRUGA, M.J. (2005b). 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.
- 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., OLIVEIRA, J.M. (2007). Alpha emitters from uranium mining in the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 274: 167-174.
- 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. (2009a). 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. (2009b). Analyses of radionuclides in soil, water and agriculture products near the Urgeiriça uranium mine in Portugal. *Journal of Radionalytical and Nuclear Chemistry* 281:479-484.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., NEVES, M.O., ABREU, M. M., VICENTE, E. M. (2009c). 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. (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.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2010b). Radiation Safety of Old Uranium Mining Waste Dumps in Portugal. *Advanced Materials Research* 107: 147-156.

- 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., 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. (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., CHAMBERS, D., FESENKO, S., MOORE, W.S., PORCELLI, D., 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.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., LEMOS, M. E. (2014e). 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., 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.
- DIRECTIVA EU 59/2013. DIRETIVA 2013/59/EURATOM DO CONSELHO de 5 de Dezembro de 2013 que fixa as normas de segurança de base relativas à protecção contra os perigos resultantes da exposição a radiações ionizantes, e que revoga as Diretivas 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom e 2003/122/Euratom.
- 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.
- MARINHO FALCÃO J., CARVALHO, F.P., LEITE, M.M., ALARCÃO, M., CORDEIRO, E., RIBEIRO, J., 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., CARVALHO, F.P., LEITE, M.M., ALARCÃO, M., CORDEIRO, E., RIBEIRO, J., MACEDO PINTO, E., FERREIRA, N. (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). Actas do VII Congresso Nacional de Geologia. Vol II. 347-350. Universidade de Évora. Portugal (ISBN:972-778-093-8).
- MARINHO FALCÃO J., CARVALHO, F.P., LEITE, M.M., ALARCÃO, M., CORDEIRO, E., RIBEIRO, J., 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).
- NERO, J.M., DIAS, J.M., TORRINHA, A.J., NEVES, L.J., TORRINHA, J.A. (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., CARVALHO, F.P. (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., BENMANSOUR, M., CARVALHO, F.P., CHAMIZO, E., DEGERING, D., ENGELERF, C., 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., PHAM, M., BARCI-FUNEL, G., BOJANOWSKI, RIO, BOSHKOVA, T., BURNETT, W., CARVALHO, F.P., et al. (2007). Reference material for radionuclides in sediment. IAEA-384 (Fangataufa Lagoon sediment). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 273:383-393.
- 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 de Radioatividade Ambiente que inclui a avaliação de vários requisitos, tais como, a validação e acreditação das técnicas, a participação em ensaios de intercomparação laboratorial externos, etc.

Algumas das técnicas radioanalíticas em uso nos referidos laboratórios (medição alfa total e beta total por fonte concentrada em águas de consumo e naturais; medição alfa total e beta total por cintilação em meio líquido em águas de consumo e naturais; determinação da concentração de atividade em trítio (^3H) em águas de consumo e naturais; determinação da concentração de radionuclídeos emissores gama por espectrometria gama de alta resolução em matrizes sólidas e líquidas) estão acreditadas pelo Instituto Português de Acreditação (IPAC), de acordo com a NP EN ISO/IEC 17025:2005. O Certificado de Acreditação (nº L0620) está disponível para consulta em http://www.ipac.pt/pesquisa/ficha_lae.asp?id=L0620.

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 normalmente por entidades internacionais, tais como: Agência Internacional de Energia Atómica (IAEA), Consejo de Seguridad Nuclear (CSN), Comissão Europeia (EC), International Atomic Reference Material Agency (IARMA), etc.

Em 2015, no âmbito da determinação da concentração de atividade de radionuclídeos artificiais e naturais em amostras ambientais o LPSR participou nos seguintes exercícios:

- *Interlaboratory comparison (EC-JRC/IRMM) - Cs-137 measurement in air filters.*
- *Proficiency Test (IARMA_EGROSS-PT-2015) - Determination of Gross Alpha and Gross Beta in water.*
- *Proficiency Test (SYKE, RAD5/2015) - Radon in ground water.*
- *Intercomparación Analítica entre Laboratorios de Radiactividad Ambiental-Agua (CSN/CIEMAT, Espanha), 2015.*
- *Proficiency Test (IAEA-RML-2015-1)-Tritium, Strontium and Cesium Isotopes in Seawater.*

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:

- ✓ IAEA-RLM- 2015-01- *Proficiency Test for Sr-90, Cs-134 and Cs-137 Determination in Seawater, IAEA (draft report).*
- ✓ IARMA_EGROSS-PT-2015 - *Determination of Gross Alpha and Gross Beta in water, October 2015, UK, 71 pg.*
- ✓ T. Altitoglou, B. Máté. *Evaluation of the 2014 EC measurement comparison on simulated airborne particulates: Cs-137 in air filters. JRC Technical Report, EUR 27969 EN, 2016.*

- ✓ J.A. Trinidad, C. Gásco, M. Llauradó. *Intercomparación Analítica entre Laboratorios de Radiactividad Ambiental, 2015 (Agua). Evaluación de la Intercomparación CSN/CIEMAT-2015 entre Laboratorios Nacionales de Radiactividad Ambiental (Agua)*. CSN, Espanha, Octubre 2016.
- ✓ K. Bjorklof, R. Simola, M. Leivuori, K. Tervonen, S. Lanteri, M. Ilmakunnas, R. Vaisanen-Interlaboratory *Proficiency Test 05/2015 - Radon in ground water*, Finnish Environment Institute Report 33/2015.
- ✓ NORM4BUILDING (COST Action) - 1st Intercomparison Exercise on the determination of natural radioactivity in ceramics, 2015.

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 atómico instável acompanhado pela emissão de radiação (ex. partículas alfa, beta, radiação gama, etc.).
Radionuclido (nuclido radioativo)	Um isótopo instável de um elemento que decaí 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 cosmogénicos	Radionuclidos de origem natural, que têm períodos curtos da escala temporal dos fenómenos 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).