

Relatório LPSR

Série A, nº 42/16

Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2014)

Relatório LPSR-A, nº42/16

Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2014)

Investigadores:

Maria José Madruga
Fernando Carvalho
Mário Reis
João Alves
José Corisco

Técnicos Superiores:

Alfredo Batista
Irene Lopes
João Abrantes
João Maria Oliveira
Lídia Silva
Luís Portugal
Margarida Malta
Marta Santos
Miguel Pereira
Yuriy Romanets

Bolseiros:

Ana Rita Gomes
Eva Andrade

Técnicos:

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

Março 2016

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 2014)
Autoria	<i>M.J. Madruga, F. Carvalho, M. Reis, J. Alves, J. Corisco A. Batista, I. Lopes, J. Abrantes, J.M. Oliveira, L. Silva, L. Portugal, M. Malta, M. Santos, M. Pereira, Y. Romanets A. Libânio, A. Mourato, G. Silva A.R. Gomes, E. Andrade</i>
Edição	Instituto Superior Técnico, Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica
Impressão	Eletrónica (pdf)
ISBN	978-989-20-6528-1
Depósito Legal	
Data da Edição	Março 2016

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.4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO	50
I.4.1 <i>Materiais e Métodos</i>	50
I.4.2 <i>Resultados e Discussão</i>	51
I.5 RADIOATIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR	55
I.5.1 <i>Materiais e Métodos</i>	55
Componentes Individuais e Refeição Completa	55
Leite	56
I.5.2 <i>Resultados e Discussão</i>	57
Componentes Individuais e Refeição Completa	57
Leite	62
I.6 RADIOATIVIDADE EM SOLOS	66
I.6.1 <i>Materiais e Métodos</i>	66
I.6.2 <i>Resultados e Discussão</i>	66
I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	68
I.7.1 <i>Materiais e Métodos</i>	68
I.7.2 <i>Resultados e Discussão</i>	69
I.8 CONCLUSÕES	71
AGRADECIMENTOS	72
REFERÊNCIAS	73

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

II.1 INTRODUÇÃO	81
II.2 RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA	83
II.2.1 Aerossóis	83
II.2.1.1 <i>Materiais e Métodos</i>	83
II.2.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	83
II.2.2 Deposição Atmosférica	83
II.2.2.1 <i>Materiais e Métodos</i>	83
II.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	83
II.3 RADIOATIVIDADE EM SOLOS	85
II.3.1 <i>Materiais e Métodos</i>	85
II.3.2 <i>Resultados e Discussão</i>	85
II.4 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	88
II.4.1 <i>Detetores Ativos</i>	88
II.4.1.1 <i>Materiais e Métodos</i>	88
II.4.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	88
II.4.2 <i>Detetores Passivos</i>	90
II.4.2.1 <i>Materiais e Métodos</i>	90
II.4.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	91
II.5 MONITORIZAÇÃO NA FONTE	93
II.5.1 <i>Descargas líquidas</i>	93
II.6 CONCLUSÕES	94
REFERÊNCIAS	95

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

III.1 OBJETIVOS	99
III.1.1 Introdução	99
III.1.2 Plano de monitorização executada em 2014	101
III.2 MATERIAIS E MÉTODOS	104
III.2.1 Amostragem	104
III.2.2 Preparação e análise de amostras	105
III.2.3 Determinação radiométrica dos radionuclídeos	106
III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	108
III.4 CONCLUSÕES	141
REFERÊNCIAS	143
ANEXO I. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ANALÍTICA	147
ANEXO II. GLOSSÁRIO	148

PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO RADIOLÓGICA AMBIENTAL (ANO 2014)

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 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 normal do fundo radioativo 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) 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 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 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 normal 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 conclude 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), após a integração do Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN) no IST (Decreto-Lei n.º 29/2012, de 9 de fevereiro), 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 2014.

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 à radioatividade da população portuguesa.

I. PROGRAMA A NÍVEL NACIONAL

Investigadores

Maria José Madruga
Mário Reis
João Alves
José Corisco

Técnicos Superiores

Irene Lopes
João Abrantes
Lídia Silva
Marta Santos
Miguel Pereira
Yuriy Romanets

Bolseiros

Ana Rita Gomes
Eva Andrade

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 radionuclídeos ao longo dos meses e dos anos. A rede densa é composta por um maior número de locais de amostragem, que podem variar ao longo dos anos, cobrindo todo o território sendo a frequência de amostragem trimestral, semestral ou anual. A seleção dos pontos de amostragem foi efetuada de acordo com as recomendações da Comissão Europeia (COM/473/EURATOM, 2000) 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 para este rio, 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 mais 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. Seleccionaram-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), seleccionou-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 seleccionados 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, Portalegre 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 2014.

Nota 1: Algumas das técnicas radioanalíticas (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 radionuclídeos emissores gama por espectrometria gama de alta resolução em matrizes sólidas e líquidas) referidas neste relatório estão acreditadas (de acordo com a NP EN ISO/IEC 17025:2005) pelo Instituto Português de Acreditação (IPAC). O Certificado de Acreditação (nº L0620) está disponível para consulta em http://www.ipac.pt/pesquisa/ficha_lae.asp?id=L0620.

Nota 2: Quando os valores obtidos para um dado radionuclídeo 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.

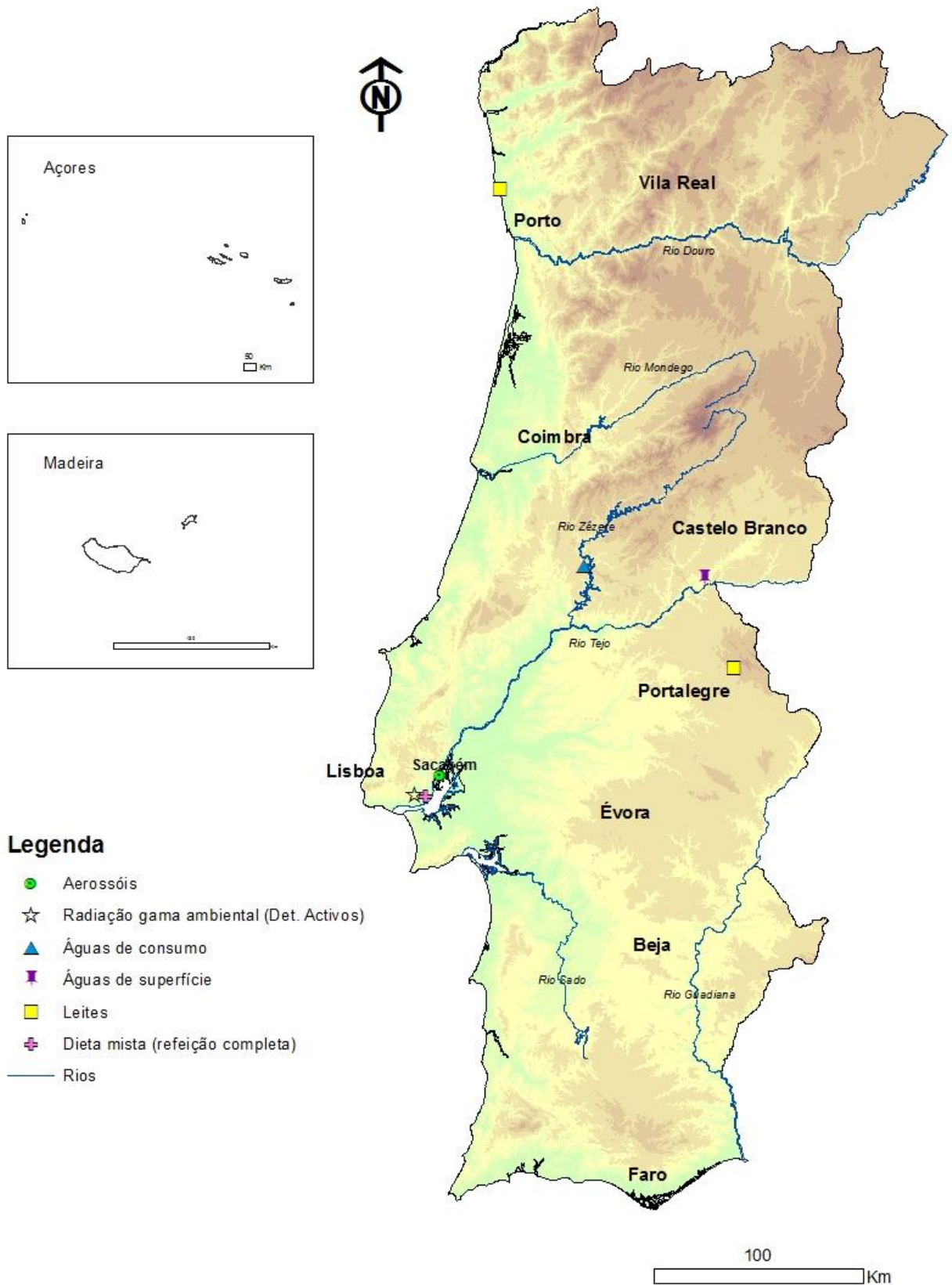


Figura I.1- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede dispersa de Portugal Continental (as regiões autónomas não são consideradas nesta rede)

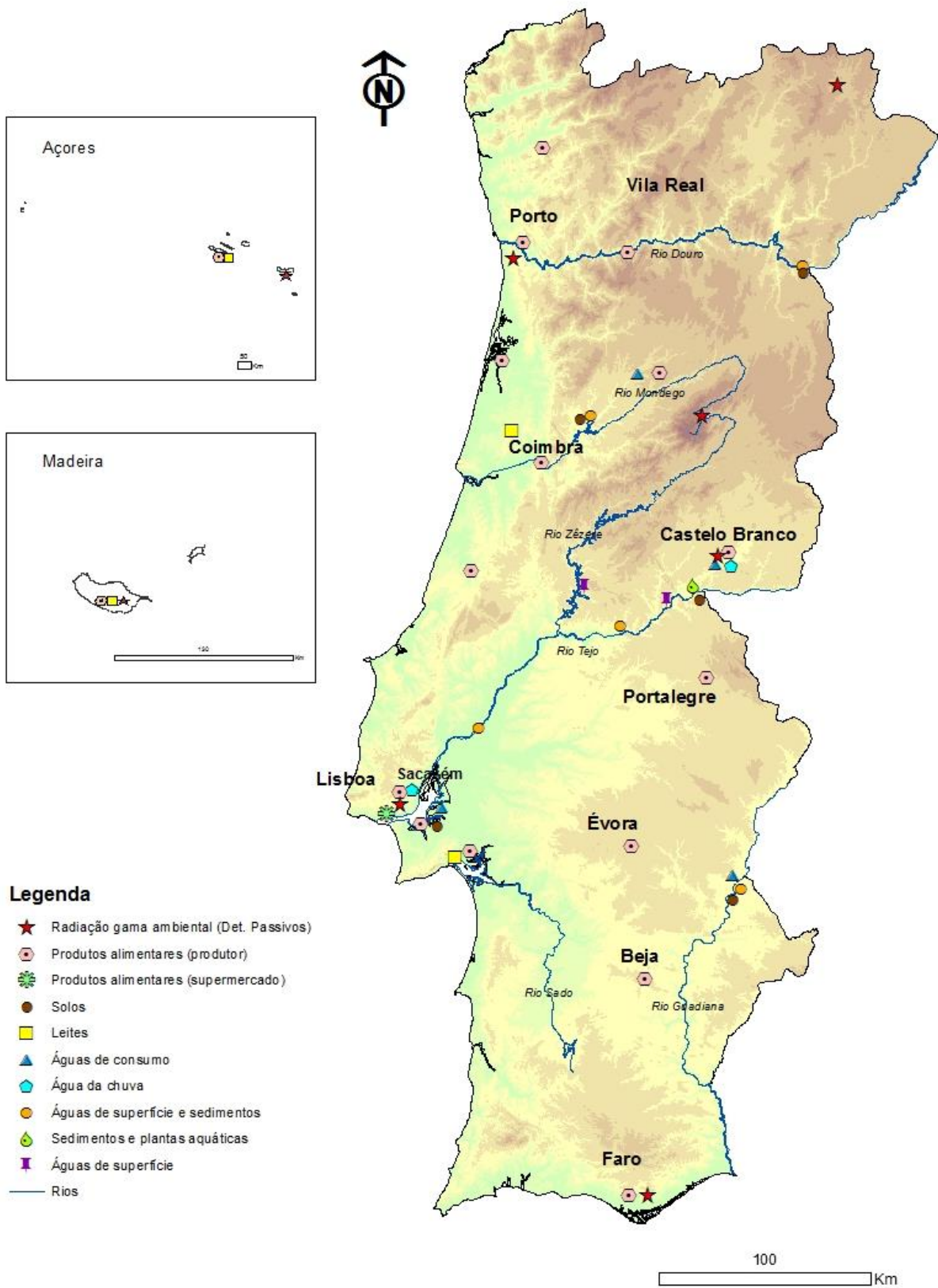


Figura I.2- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede densa de Portugal Continental e das regiões autónomas

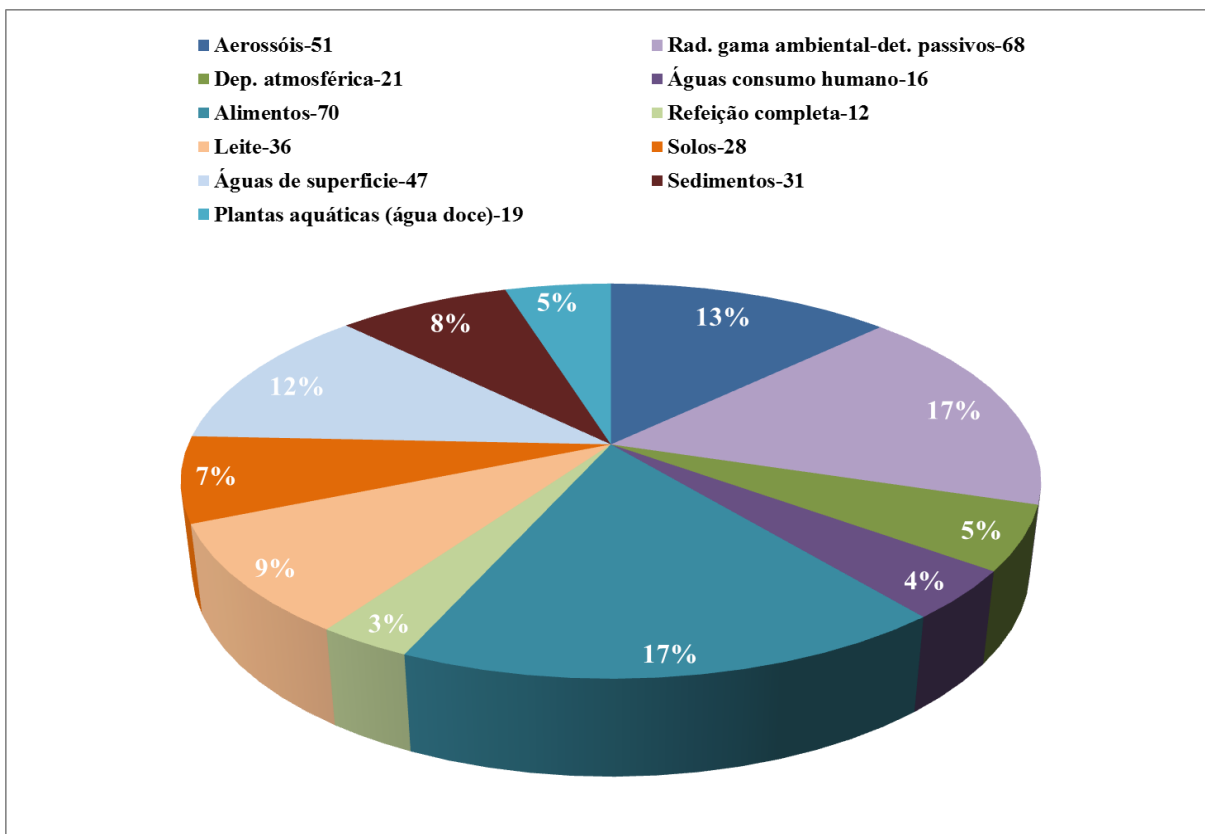


Figura I.3-Tipo, número de amostras analisadas e respetiva percentagem

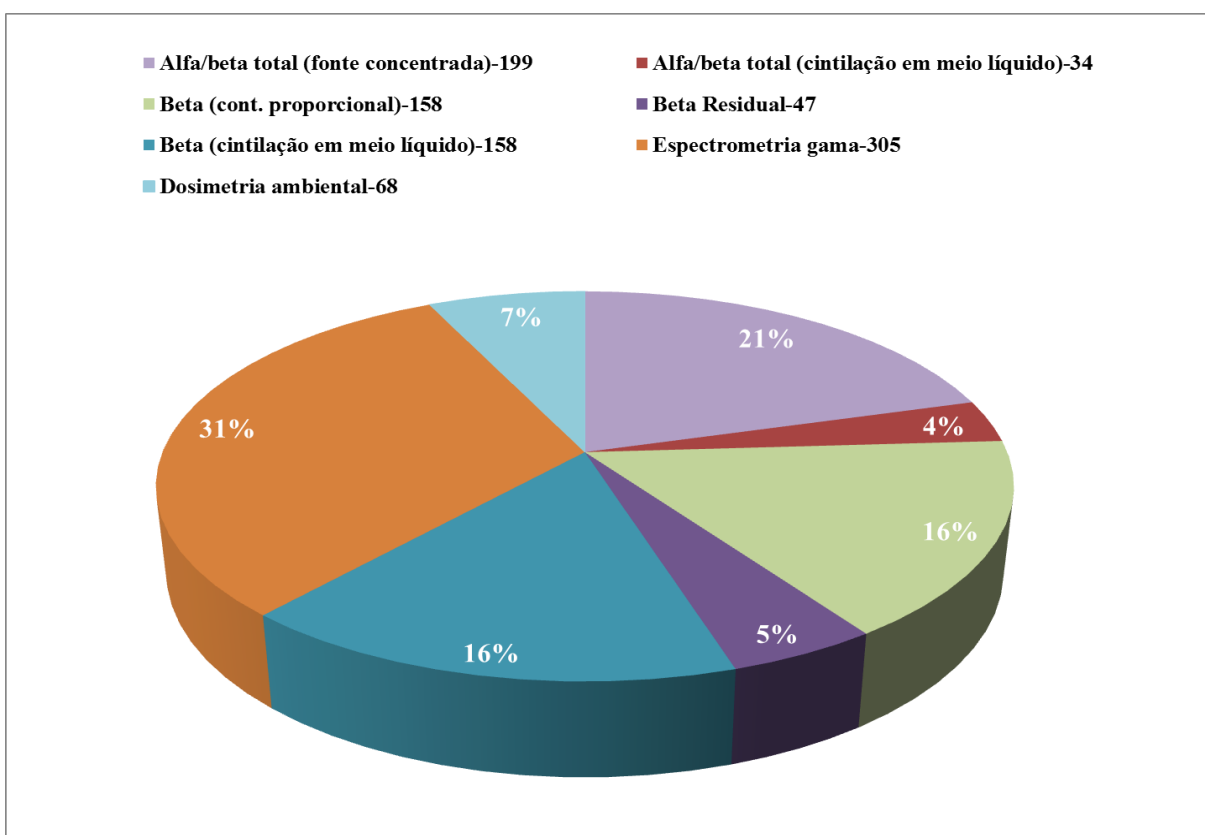


Figura I.4- Número de análises e respetiva percentagem por técnica de medição

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 da Analytics, 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). Na Figura I.6 representam-se graficamente esses valores.

A concentração média mensal de partículas totais em suspensão variou entre $12 \mu\text{g m}^{-3}$ (em novembro) e $31 \mu\text{g m}^{-3}$ (nos meses de março e maio).

A concentração de atividade média mensal em ^7Be variou entre $1,29 \pm 0,13 \text{ mBq m}^{-3}$ e $3,47 \pm 0,35 \text{ mBq m}^{-3}$, apresentando um valor médio anual de $2,5 \pm 0,7 \text{ mBq m}^{-3}$. 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 março e junho, $3,17 \pm 0,32 \text{ mBq m}^{-3}$ e $3,47 \pm 0,35 \text{ mBq m}^{-3}$, respetivamente (Figura I.5).

No caso do ^{210}Pb , a concentração da sua atividade média mensal variou entre $0,080 \pm 0,010 \text{ mBq m}^{-3}$ e $0,393 \pm 0,042 \text{ mBq m}^{-3}$, com um valor médio anual de $0,24 \pm 0,09 \text{ mBq m}^{-3}$, dentro da gama de valores reportados por outros autores (Abe *et al.*, 2010; Baskaran M., 2011; Dueñas *et al.*, 2011).

Relativamente à atividade em ^{137}Cs , apenas se registou um valor acima da atividade mínima detetável no mês de outubro ($0,23\pm 0,14 \mu\text{Bq m}^{-3}$), o que provavelmente se deveu à ocorrência de fenómenos de ressuspensão. De facto, de acordo com o Boletim Climatológico mensal - Outubro 2014 do IPMA (Instituto Português do Mar e da Atmosfera), no período de 21 a 23 de outubro (período coincidente com a amostragem de aerossol em que foi detetado ^{137}Cs) verificou-se uma intensificação das cristas associadas a anticiclones localizados no Atlântico e no interior do continente europeu, promovendo uma circulação de leste responsável pela advecção de ar quente e seco. Estas condições, associadas à ocorrência de temperaturas elevadas durante este período e ausência de precipitação, criaram condições de instabilidade atmosférica consistentes com fenómenos de ressuspensão.

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 : $0,23\pm 0,14 \mu\text{Bq m}^{-3}$. 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 de atividade (médias mensais $\pm 2\sigma$) em aerossóis recolhidos no CTN em Sacavém. PTS é a concentração média mensal das partículas totais em suspensão.

Data de colheita	^7Be (mBq m ⁻³)	^{137}Cs (μBq m ⁻³)	^{210}Pb (mBq m ⁻³)	PTS (μg m ⁻³)
Janeiro	2,09±0,21	<0,23 (a)	0,173±0,019	21
Fevereiro	2,17±0,22	<0,16 (a)	0,080±0,010	22
Março	3,17±0,32	<0,20 (a)	0,393 ±0,042	31
Abril	2,82±0,29	<0,18 (a)	0,291±0,031	24
Mai	3,10±0,31	<0,18 (a)	0,208±0,023	31
Junho	3,47±0,35	<0,20 (a)	0,279±0,030	24
Julho	2,90±0,29	<0,20 (a)	0,289±0,031	22
Agosto	2,83±0,29	<0,15 (a)	0,184±0,020	21
Setembro	2,31±0,23	<0,14 (a)	0,229±0,025	14
Outubro	2,58±0,26	0,23±0,14	0,377±0,040	19
Novembro	1,29±0,13	<0,11 (a)	0,144±0,015	12
Dezembro	1,29±0,13	<0,14 (a)	0,194±0,021	14
Média $\pm \sigma$ (n=12)	2,5±0,7	<0,18	0,24±0,09	21±6

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

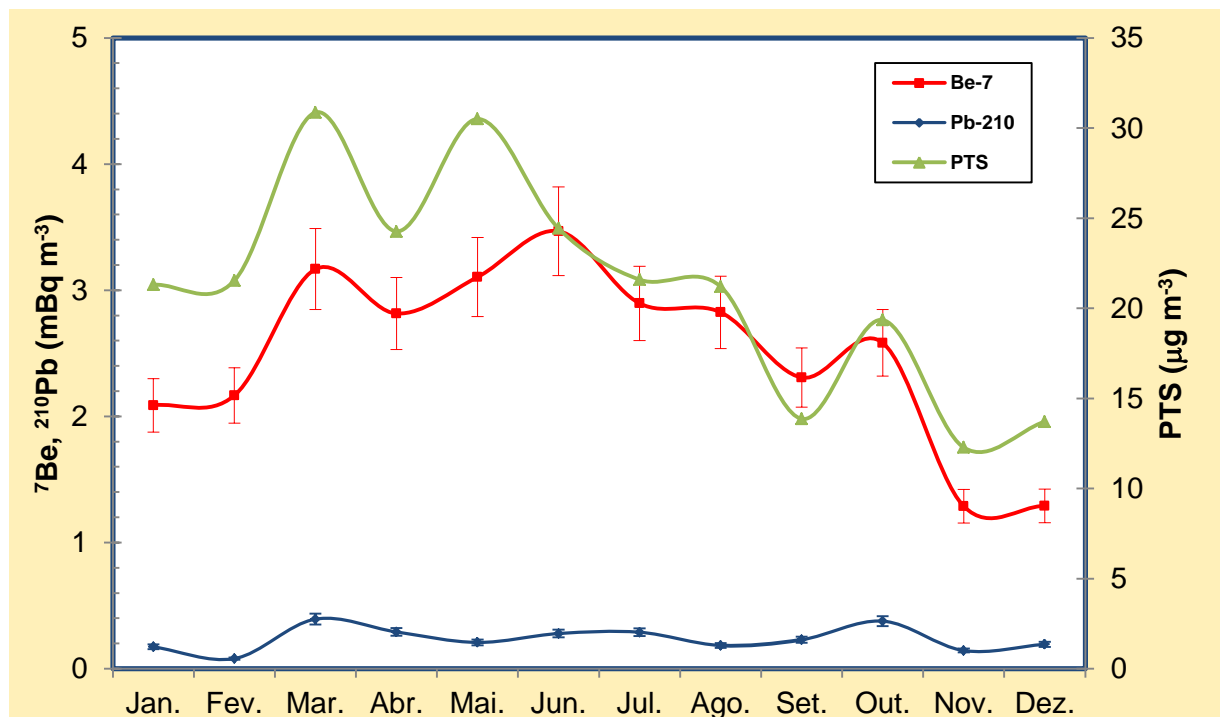


Figura I.6 - Evolução da concentração de atividade em ^7Be e ^{210}Pb (mBq m⁻³) e da concentração de partículas em suspensão (μg m⁻³) em aerossóis recolhidos no CTN em Sacavém

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 em placa elétrica) para a determinação dos radionuclídeos emissores gama e, posteriormente para a determinação da concentração em ¹³⁷Cs e 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 da Analytics, 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, ⁹⁰Sr e ¹³⁷Cs foi efetuada recorrendo a análises específicas.

A metodologia para a determinação da radioatividade devida ao ³H foi executada de acordo com a NP 4362 (1997), 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 líquida (Tri-Carb 3170 TR/SL, Packard) (Madruga *et al.*, 2009b).

Para o ⁹⁰Sr e ¹³⁷Cs foram utilizadas técnicas radioquímicas baseadas em separações e purificações sucessivas, fixando-se o ⁹⁰Sr numa resina específica da EICHRON e o ¹³⁷Cs em

fosfomolibdato de amónio. As amostras foram medidas no 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 concentração de atividade, A , dos diferentes radionuclídeos 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 2014 em Sacavém (1557 mm) foi superior à precipitação acumulada na estação de Castelo Branco (917 mm), à semelhança do que se tem verificado em anos anteriores, tendo sido idêntica à registada em 2013 para ambas as estações.

Os fluxos de deposição de atividade beta total (23 Bq m^{-2}) e atividade alfa total (9 Bq m^{-2}) registados em Sacavém são semelhantes aos valores obtidos para Castelo Branco (24 Bq m^{-2} e 5 Bq m^{-2} , respetivamente). No caso do ${}^7\text{Be}$, o fluxo de deposição foi superior em Sacavém (390 Bq m^{-2}) relativamente a Castelo Branco (255 Bq m^{-2}), sendo ambos os valores superiores aos observados no ano anterior. À semelhança do ocorrido em 2013, o ${}^3\text{H}$ registou um fluxo de deposição superior em Castelo Branco (265 Bq m^{-2}) comparativamente ao valor registado em Sacavém (169 Bq m^{-2}).

Relativamente ao ${}^7\text{Be}$, 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 de 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	<0,80 (a)	0,498±0,063	<2,11x10 ⁻³ (c)	<1,38x10 ⁻³ (e)	0,0098±0,0017	0,0042±0,0019	<0,011 (g)
Fevereiro	<0,80 (a)	0,411±0,085	<1,43x10 ⁻³ (c)	<1,39x10 ⁻³ (e)	0,0136±0,0020	0,0039±0,0029	0,0108 ± 0,0032
Março	<0,80 (a)	0,252±0,045	<1,65x10 ⁻³ (c)	<1,30x10 ⁻³ (e)	0,0266±0,0026	0,0126±0,0038	0,025 ± 0,011
Abril	<0,42 (a)	0,190±0,033	<1,24x10 ⁻³ (c)	<1,21x10 ⁻³ (e)	0,0090±0,0017	0,0033±0,0020	<0,042 (g)
Mai	<0,43 (a)	<0,067 (b)	(d)	(d)	0,0593±0,0033	0,0164±0,0043	<0,025 (g)
Junho	<0,44 (a)	<0,21 (b)	(d)	(d)	0,0218±0,0023	0,0102±0,0032	<0,012 (g)
Julho	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	0,73±0,29	(f)	<1,09x10 ⁻³ (c)	<1,23x10 ⁻³ (e)	0,0201±0,0024	0,0078±0,0023	<0,010 (g)
Outubro	<0,46 (a)	0,066±0,032	<1,32x10 ⁻³ (c)	<1,40x10 ⁻³ (e)	0,0090±0,0019	0,0079±0,0024	<0,010 (g)
Novembro	<0,43 (a)	0,207±0,047	<0,91x10 ⁻³ (c)	<1,36x10 ⁻³ (e)	0,0158±0,0024	0,0031±0,0017	0,0335±0,0083
Dezembro	<0,41 (a)	<0,11 (b)	(d)	(d)	0,0202±0,0024	0,0090±0,0029	<0,011 (g)

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); ficheiro de espectro corrompido (f).

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

Data de Colheita	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	<0,80 (a)	0,338±0,085	(4,4±1,1)×10 ⁻³	<1,36×10 ⁻³ (e)	0,0077±0,0019	0,0056±0,0024	<0,0050 (g)
Fevereiro	<0,80 (a)	0,301±0,075	<1,71×10 ⁻³ (c)	<1,30×10 ⁻³ (e)	0,0050±0,0017	0,0041±0,0023	<0,0067 (g)
Março	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	<0,012 (g)
Abril	0,65±0,28	<0,037 (b)	<1,39×10 ⁻³ (c)	<1,42×10 ⁻³ (e)	0,0156±0,0023	0,0099±0,0029	<0,018 (g)
Mai	<0,43 (a)	0,064±0,034	(d)	(d)	0,0500±0,0035	0,0136±0,0035	<0,018 (g)
Junho	<0,43 (a)	<0,24 (b)	(d)	(d)	0,0251±0,0026	0,0084±0,0025	<0,030 (g)
Julho	0,70±0,27	<0,073 (b)	(d)	(d)	0,0516±0,0034	0,0239±0,0041	<0,038 (g)
Agosto	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	<0,42 (a)	0,215±0,051	<0,98×10 ⁻³ (c)	<1,33×10 ⁻³ (e)	0,112±0,061	<0,033	0,0132±0,0065
Outubro	<0,45 (a)	0,496±0,051	<1,27×10 ⁻³ (c)	<1,38×10 ⁻³ (e)	0,0080±0,0030	0,0044±0,0023	0,0104±0,0063
Novembro	<0,44 (a)	0,460±0,054	<1,45×10 ⁻³ (c)	<1,37×10 ⁻³ (e)	0,0051±0,0012	0,0036±0,0011	0,0200±0,0080
Dezembro	<0,40 (a)	0,094±0,030	<1,06×10 ⁻³ (c)	<1,57×10 ⁻³ (e)	0,0076±0,0021	0,0064±0,0023	0,035±0,017

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).

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	361,2	(a)	180±23	(a)	(a)	3,61±0,72	1,45±0,72	(a)
Fevereiro	286,6	(a)	118±24	(a)	(a)	4,01±0,57	1,15±0,86	3,10±0,92
Março	68,0	(a)	17,1±3,1	(a)	(a)	1,84±0,20	0,88±0,27	1,70±0,75
Abril	149,6	(a)	28,4±4,9	(a)	(a)	1,35±0,30	0,45±0,30	(a)
Mai	32,4	(a)	(a)	(d)	(d)	1,91±0,10	0,52±0,13	(a)
Junho	36,8	(a)	(a)	(d)	(d)	0,810±0,074	0,37±0,11	(a)
Julho	4,4	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	1,2	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	232,0	169±67	(f)	(a)	(a)	4,64±0,46	1,86±0,46	(a)
Outubro	158,0	(a)	10,4±5,1	(a)	(a)	1,42±0,32	1,26±0,32	(a)
Novembro	176,0	(a)	36,4±8,3	(a)	(a)	2,82±0,35	0,53±0,35	5,90±1,5
Dezembro	50,5	(a)	(a)	(d)	(d)	1,01±0,10	0,46±0,15	(a)

Atividade medida na água da chuva inferior à atividade mínima detetável (a); volume de amostra insuficiente para análise (d); ficheiro de espectro corrompido (f).* 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	140,2	(a)	47±12	0,62±0,15	(a)	1,12±0,28	0,84±0,28	(a)
Fevereiro	153,3	(a)	46±11	(a)	(a)	0,77±0,31	0,61±0,31	(a)
Março	39,3	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(a)
Abril	65,7	240±23	(a)	(a)	(a)	1,05±0,13	0,66±0,20	(a)
Maiο	31,0	(a)	2,0±1,1	(d)	(d)	1,55±0,12	0,43±0,12	(a)
Junho	19,8	(a)	(a)	(d)	(d)	0,495±0,059	0,158±0,040	(a)
Julho	36,0	25±10	(a)	(d)	(d)	1,87±0,11	0,86±0,14	(a)
Agosto	0,0	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	134,8	(a)	29,0±6,9	(a)	(a)	15,1±8,2	(a)	(a)
Outubro	86,8	(a)	43,1±4,4	(a)	(a)	0,69±0,26	0,35±0,17	(a)
Novembro	185,1	(a)	85±10	(a)	(a)	0,93±0,19	0,74±0,19	(a)
Dezembro	25,4	(a)	2,39±0,76	(a)	(a)	0,203±0,051	0,152±0,051	0,89±0,43

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>);

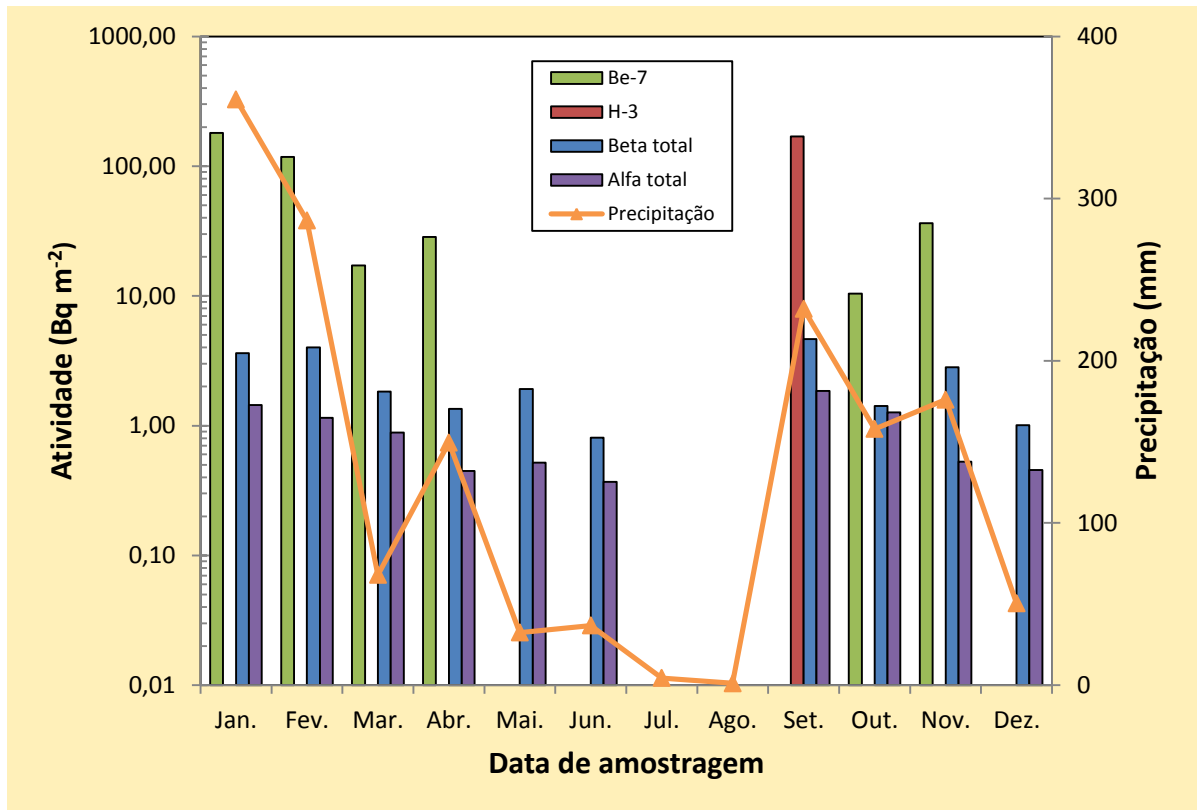


Figura I.7 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, ⁹⁰Sr, atividade beta total e atividade alfa total em Sacavém (CTN)

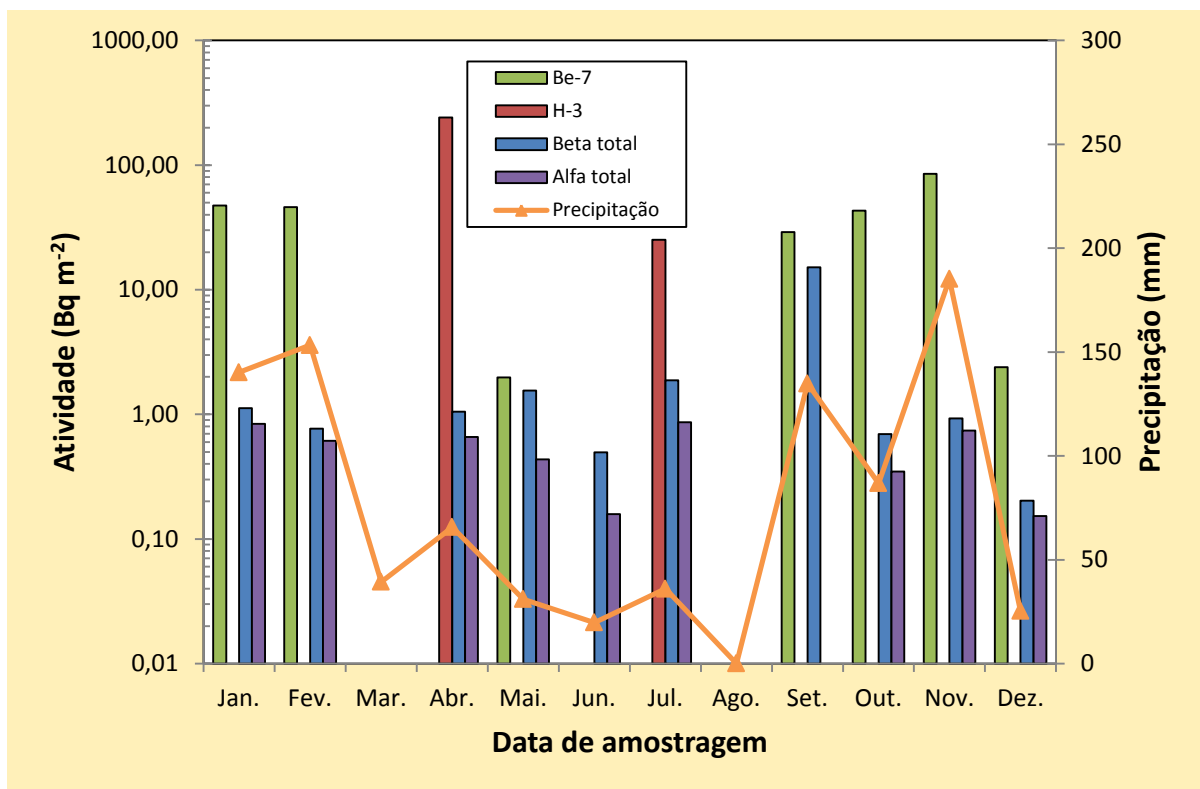


Figura I.8 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, ⁹⁰Sr, atividade beta total e atividade alfa total em Castelo Branco (estação meteorológica)

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 análise radiológica da 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 regolho 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 , ^{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). Em alguns casos, quando a dimensão do grão do sedimento recolhido era superior 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 radionuclídeos por espectrometria gama (LM_PT_01).

1.3.1.2 Resultados e Discussão

Águas

Os valores de concentração de 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 de atividade alfa total e beta total na água (matéria dissolvida) são $<30 \text{ mBq L}^{-1}$ e $93 \pm 17 \text{ mBq L}^{-1}$ em Vila Velha de Ródão (Tabela I.7a) e $<22 \text{ mBq L}^{-1}$ e $68 \pm 13 \text{ mBq L}^{-1}$ em Valada (Tabela I.8a) respetivamente. Na água do rio Tejo a contribuição da atividade em ^{40}K para a atividade beta total é bastante elevada (cerca de 100%) originando valores de atividade beta residual, não quantificáveis, na maioria dos casos. Isto significa que a atividade beta total é devida exclusivamente à atividade em ^{40}K . Um valor não expectável em ^{40}K , cerca do dobro da atividade beta total, foi obtido na amostra colhida em Valada no mês de maio (Tabela I.8a). Os valores da atividade beta total e beta residual são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Rodrigues *et al.*, 2007; Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2015) e dos valores observados em águas de superfície colhidas em rios espanhóis (Heredia *et al.*, 2009, 2010, 2013, 2013a & 2014).

Os valores de concentração de atividade em ^{137}Cs e ^{90}Sr são relativamente constantes não variando ao longo do rio (Tabelas I.7a a I.10a). Os valores médios anuais de concentração de atividade em ^{90}Sr são inferiores a $1,98 \text{ mBq L}^{-1}$ e $1,99 \text{ mBq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e Valada respetivamente. No que se refere aos valores em ^{137}Cs situam-se abaixo da atividade mínima detetável, com valores médios inferiores a $1,37 \text{ mBq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e $1,38 \text{ mBq L}^{-1}$ em Valada. Resultados semelhantes foram observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009a, 2009d, 2010 a 2015).

Os valores de concentração de atividade média anual, *A*, em ^3H no rio Tejo são $5,0 \pm 2,1 \text{ Bq L}^{-1}$ e $2,7 \pm 1,4 \text{ Bq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e Valada respetivamente (Tabelas I.7 e I.8). Na Barragem de Fratel, os valores em ^3H variam entre $2,44 \pm 0,39 \text{ Bq L}^{-1}$ (novembro) e $4,94 \pm 0,56 \text{ Bq L}^{-1}$ (agosto) (Tabela I.9) e na Barragem de Belver entre $2,26 \pm 0,37 \text{ Bq L}^{-1}$ (novembro) e $5,38 \pm 0,59 \text{ Bq L}^{-1}$ (novembro) (Tabela I.10). No troço do rio Tejo, em Espanha, os valores de concentração de atividade em ^3H , variaram entre aproximadamente 5 Bq L^{-1} e

100 Bq L⁻¹ nos anos 2011 a 2013 (Heredia *et al.*, 2013, 2013a & 2014). Nas Figuras I.10 e I.11 estão representados os valores mensais das concentrações de atividade em ³H no rio Tejo, em V. Velha de Ródão e Valada respetivamente, durante os anos 2010 a 2014. 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. 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 e um ligeiro aumento da atividade em ³H em 2012 para ambas as estações.

Na Figura I.12 que representa a variação da concentração de atividade em ³H com o caudal em V. Velha de Ródão 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, onde nas situações de caudal mais elevado (fevereiro e novembro) a atividade em ³H diminuí.

Nas Tabelas I.11 e I.11a estão expressos os valores da concentração de atividade, A, em águas de superfície colhidas no rio Zêzere (barragem de Castelo de Bode). O valor médio anual da concentração de atividade alfa total (<7,2 mBq L⁻¹) e beta total (32±6 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 ⁴⁰K (Tabela I.11a).

Os valores obtidos para o ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr 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 de atividade em ³H no rio Zêzere (Tabela I.11) situam-se, na maioria dos meses, abaixo da concentração de atividade mínima detetável (variando entre 0,80 e 0,40 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 de 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 de atividade em águas de superfície colhidas no rio Guadiana (barragem de Alqueva), no rio Mondego (barragem da Aguieira) e no rio Douro (barragem do Pocinho). Verifica-se que os valores

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

Tabela I.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 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$
23/01/2014	12h	622,66
24/02/2014	12h	924,46
24/03/2014	12h	0,98
21/04/2014	12h	76,94
27/05/2014	12h	78,03
26/06/2014	12h	231,82
25/07/2014	12h	633,40
28/08/2014	14h	652,04
22/09/2014	12h	397,49
27/10/2014	12h	140,68
24/11/2014	15h	916,10
15/12/2014	12h	523,42

Tabela I.7 - Valores de concentração de 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	9,84±0,36	2,7±0,3	<0,011 (b)
Fevereiro	4,60±0,30	4,4±0,3	<0,0099 (b)
Março	4,75±0,27	2,8±0,3	<0,010 (b)
Abril	5,06±0,27	0,8±0,3	<0,012 (b)
Maió	3,93±0,49	1,6±0,3	<0,0098 (b)
Junho	4,88±0,56	(a)	<0,012 (b)
Julho	4,42±0,52	0,4±0,3	<0,011 (b)
Agosto	5,69±0,61	0,7±0,3	<0,0099 (b)
Setembro	6,82±0,70	2,5±0,3	<0,010 (b)
Outubro	6,44±0,67	2,8±0,3	<0,010 (b)
Novembro	2,61±0,40	5,2±0,3	<0,013 (b)
Dezembro	1,48±0,32	2,9±0,3	<0,011 (b)
Média ± σ (n=12)	5,0 ± 2,1	-	<0,011

Não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (a);
Atividade mínima detetável em beta total (b).

Tabela I.7a - Valores de concentração de 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	249,2±0,3	3,40±0,34	<1,39 (a)	<1,88 (b)	30±16	91±12	94,1±9,5	(d)
Fevereiro	179,3±0,3	2,80±0,28	<1,40 (a)	2,4±1,0	17±10	78,1±9,9	77,5±7,8	(d)
Março	195,5±0,3	3,00±0,30	<1,35 (a)	3,9±1,1	<20 (c)	86±11	83,1±8,4	(d)
Abril	263,6±0,3	3,80±0,38	<1,29 (a)	1,90±0,57	63±24	117±15	105±11	(d)
Mai	254,6±0,3	3,50±0,35	<1,22 (a)	1,57±0,57	37±20	97±14	96,9±9,7	(d)
Junho	202,7±0,3	3,40±0,34	<1,22 (a)	1,66±0,55	<23 (c)	82±11	94,1±9,5	(d)
Julho	216,9±0,3	3,00±0,30	<1,43 (a)	1,56±0,56	32±14	85±11	83,1±8,4	(d)
Agosto	231,2±0,3	3,40±0,34	<1,86 (a)	<0,84 (b)	<28 (c)	92±14	94,1±9,5	(d)
Setembro	321,2±0,3	3,80±0,38	<1,27 (a)	1,43±0,50	58±23	136±18	105±11	31±21
Outubro	260,9±0,3	3,90±0,39	<1,23 (a)	1,94±0,64	20±14	88±14	108±11	(d)
Novembro	166,4±0,3	3,00±0,30	<1,37 (a)	2,20±0,81	<17 (c)	85±10	83,1±8,4	(d)
Dezembro	140,8±0,3	2,60±0,26	<1,37 (a)	2,47±0,60	<15 (c)	83,2±9,2	72,0±7,2	(d)
Média ± σ (n=12)	224±50	3,30±0,42	<1,37	<1,98	<30	93±17	91 ± 12	-

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.8 - Valores de concentração de 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	2,16±0,32	3,8±0,3	<0,011 (a)
Fevereiro	2,86±0,29	6,7±0,3	<0,0099 (a)
Março	2,41±0,26	2,7±0,3	0,0101 ± 0,0062
Abril	1,78±0,25	0,5±0,3	<0,012 (a)
Mai	1,69±0,34	4,7±0,3	<0,0098 (a)
Junho	3,85±0,49	0,9±0,3	<0,012 (a)
Julho	3,93±0,48	0,8±0,3	<0,011 (a)
Agosto	3,94±0,48	2,6±0,3	<0,0099 (a)
Setembro	2,09±0,36	3,6±0,3	<0,010 (a)
Outubro	5,57±0,61	2,7±0,3	<0,010 (a)
Novembro	1,38±0,32	3,1±0,3	<0,013 (a)
Dezembro	0,76±0,28	6,1±0,3	<0,011 (a)
Média ± σ (n=12)	2,7±1,4	3,2±2,0	<0,011

Atividade mínima detetável em atividade beta total (a).

Tabela I.8a - Valores de concentração de 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	Concentração em K^+	^{137}Cs	^{90}Sr	Alfa Total	Beta Total	^{40}K	Beta Residual
	mg L^{-1}	mg L^{-1}						
Janeiro	172,2±0,3	2,00±0,20	<1,38 (a)	<1,73 (b)	18±10	57,8±8,5	55,4±5,6	(d)
Fevereiro	157,5±0,3	2,20±0,22	<1,39 (a)	<1,51 (b)	20±11	57,4±8,5	60,9±6,1	(d)
Março	113,0±0,3	2,00±0,20	<1,36 (a)	5,4±1,3	<12 (c)	45,0±6,4	55,4±5,6	(d)
Abril	177,5±0,3	2,00±0,20	<1,29 (a)	<1,66 (b)	<18 (c)	67,1±9,5	55,4±5,6	12±11
Maiο	189,0±0,3	4,70±0,47	<1,22 (a)	1,46±0,42	<19 (c)	67±10	130±13	(d)
Junho	179,7±0,3	3,20±0,32	<1,42 (a)	2,19±0,76	<20 (c)	73±10	88,6±8,9	(d)
Julho	201,3±0,3	2,80±0,28	<1,97 (a)	1,79±0,57	35±14	78±10	77,5±7,8	(d)
Agosto	222,9±0,3	3,20±0,32	<1,45 (a)	1,21±0,54	<27 (c)	86±13	88,6±8,9	(d)
Setembro	170,3±0,3	3,10±0,31	<1,23 (a)	<1,98 (b)	11,6±8,7	73,3±9,8	85,8±8,6	(d)
Outubro	264,5±0,3	3,70±0,37	<1,23 (a)	<1,31 (b)	50±20	91±14	102±10	(d)
Novembro	165,6±0,3	2,30±0,23	<1,34 (a)	1,44±0,50	<17 (c)	62,0±9,3	63,7±6,4	(d)
Dezembro	142,3±0,3	2,20±0,22	<1,33 (a)	2,16±0,63	<15 (c)	62,9±8,5	60,9±6,1	(d)
Média ± σ (n=12)	180±38	2,78±0,84	<1,38	<1,99	<22	68±13	77±23	-

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.9 - Valores de concentração de 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	4,30±0,30	2,2±0,3	<0,0099 (a)
Mai	4,27±0,51	1,1±0,3	<0,0098 (a)
Agosto	4,94±0,56	1,6±0,3	<0,0099 (a)
Novembro	2,44±0,39	1,9±0,3	<0,013 (a)

Tabela I.10 - Valores de concentração de 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	4,65±0,30	2,5±0,3	<0,0099 (a)
Mai	4,21±0,51	1,5±0,3	<0,0098 (a)
Agosto	5,38±0,59	1,3±0,3	<0,0099 (a)
Novembro	2,26±0,37	2,6±0,3	<0,013 (a)

Atividade mínima detetável em atividade beta total (a).

Tabela I.9a – Valores de concentração de 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	144,5±0,3	2,90±0,29	<0,82 (a)	<1,37 (b)	13,7±8,8	68,5±8,1	80,3±8,1	(d)
Mai	249,3±0,3	3,40±0,34	<1,22 (a)	1,06±0,39	38±20	103±14	94,1±9,5	(d)
Agosto	238,5±0,3	3,60±0,36	<1,24 (a)	<1,53 (b)	<29 (c)	92±14	100±10	(d)
Novembro	182,6±0,3	2,90±0,29	<1,37 (a)	2,32±0,92	30±15	81±11	80,3±8,1	(d)

Tabela I.10a – Valores de concentração de 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	168,5±0,3	2,90±0,29	<1,39 (a)	<1,36 (b)	24±12	81,2±9,6	80,3±8,1	(d)
Mai	232,5±0,3	3,20±0,32	<1,27 (a)	1,62±0,57	34±18	95±13	88,6±8,9	(d)
Agosto	228,0±0,3	3,30±0,33	<1,61 (a)	1,36±0,56	<28 (c)	88±13	91,4±9,2	(d)
Novembro	154,2±0,3	2,50±0,25	<1,35 (a)	1,99±0,88	<15 (c)	65,1±9,0	69,2±7,0	(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 de 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	<0,80 (a)	2,0±0,3	<0,0086 (b)
Fevereiro	0,95±0,27	2,1±0,3	<0,0079 (b)
Março	0,82±0,25	2,7±0,3	<0,0083 (b)
Abril	<0,80 (a)	0,6±0,3	<0,010 (b)
Maió	<0,41 (a)	1,7±0,3	<0,0098 (b)
Junho	<0,43 (a)	1,1±0,3	<0,010 (b)
Julho	<0,41 (a)	1,0±0,3	<0,0095 (b)
Agosto	<0,48 (a)	1,2±0,3	<0,0083 (b)
Setembro	<0,43 (a)	2,3±0,3	<0,0094 (b)
Outubro	<0,44 (a)	1,8±0,3	<0,0083 (b)
Novembro	<0,43 (a)	0,6±0,3	<0,011 (b)
Dezembro	<0,47 (a)	2,8±0,3	<0,0096 (b)
Média $\pm \sigma$ (n=12)	<0,57	1,7±0,3	<0,0092

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

Tabela I.11a – Valores de concentração de 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	54,9±0,3	1,00±0,10	<1,39 (a)	<2,01 (b)	<4,8	30,9±3,9	27,7±2,8	(d)
Fevereiro	59,2±0,3	0,90±0,09	<2,03 (a)	<1,42 (b)	14,6±6,2	30,0±4,3	24,9±2,5	(d)
Março	57,4±0,3	1,10±0,11	<1,29 (a)	3,4±1,1	10,0±6,1	31,0±4,5	30,5±3,1	(d)
Abril	53,3±0,3	1,10±0,11	<1,22 (a)	2,5±1,1	10,1±5,5	30,3±4,7	30,5±3,1	(d)
Maió	54,9±0,3	0,90±0,09	<1,24 (a)	<1,63 (b)	7,9±4,5	50,9±4,1	24,9±2,5	26±5
Junho	51,0±0,3	0,90±0,09	<1,42 (a)	2,5±1,3	<4,9	30,2±3,2	24,9±2,5	5±4
Julho	49,6±0,3	1,00±0,10	<1,41 (a)	1,23±0,62	6,9±3,4	33,1±3,3	27,7±2,8	5±4
Agosto	51,3±0,3	1,90±0,19	<1,23 (a)	<2,27 (b)	<5,3	28,6±3,2	52,6±5,3	(d)
Setembro	53,6±0,3	1,00±0,10	<1,23 (a)	2,1±1,2	<6,8	31,8±3,8	27,7±2,8	(d)
Outubro	51,1±0,3	1,10±0,11	<1,24 (a)	<1,21 (b)	5,1±3,2	33,0±3,7	30,5±3,1	(d)
Novembro	52,9±0,3	1,10±0,11	<1,38 (a)	<1,52 (b)	<5,0	31,9±3,7	30,5±3,1	(d)
Dezembro	52,8±0,3	1,80±0,18	1,55 ± 0,82	1,39±0,65	<4,7	26,6±3,4	49,8±5,0	(d)
Média ± σ (n=12)	53,5±2,8	1,15±0,34	<1,39	<1,93	<7,2	32,0±6,0	31,8±9,3	-

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).

Tabela I.12 - Valores de concentração de 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 (Barragem de Alqueva)	<0,42 (a)	1,3 \pm 0,3	<0,0098 (b)
Rio Mondego (Barragem da Aguieira)	<0,44 (a)	3,8 \pm 0,3	<0,012 (b)
Rio Douro (Barragem do Pocinho)	<0,44 (a)	1,5 \pm 0,3	<0,012 (b)

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

Tabela I.12a - Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ (k=2), (mBq L⁻¹) em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, alfa total, beta total, ⁴⁰K 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)	307,6±0,3	4,30±0,43	<1,22 (a)	3,16±0,74	42±24	93±16	119±12	(d)
Rio Mondego (Barragem da Aguieira)	47,6±0,3	2,10±0,21	<1,41 (a)	1,28±0,51	<9 (b)	34,2±5,7	58,1±5,8	(d)
Rio Douro (Barragem do Pocinho)	169,5±0,3	1,40±0,14	<1,40 (a)	1,77±0,64	<20 (b)	69,5±9,8	38,8±3,9	31±11

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

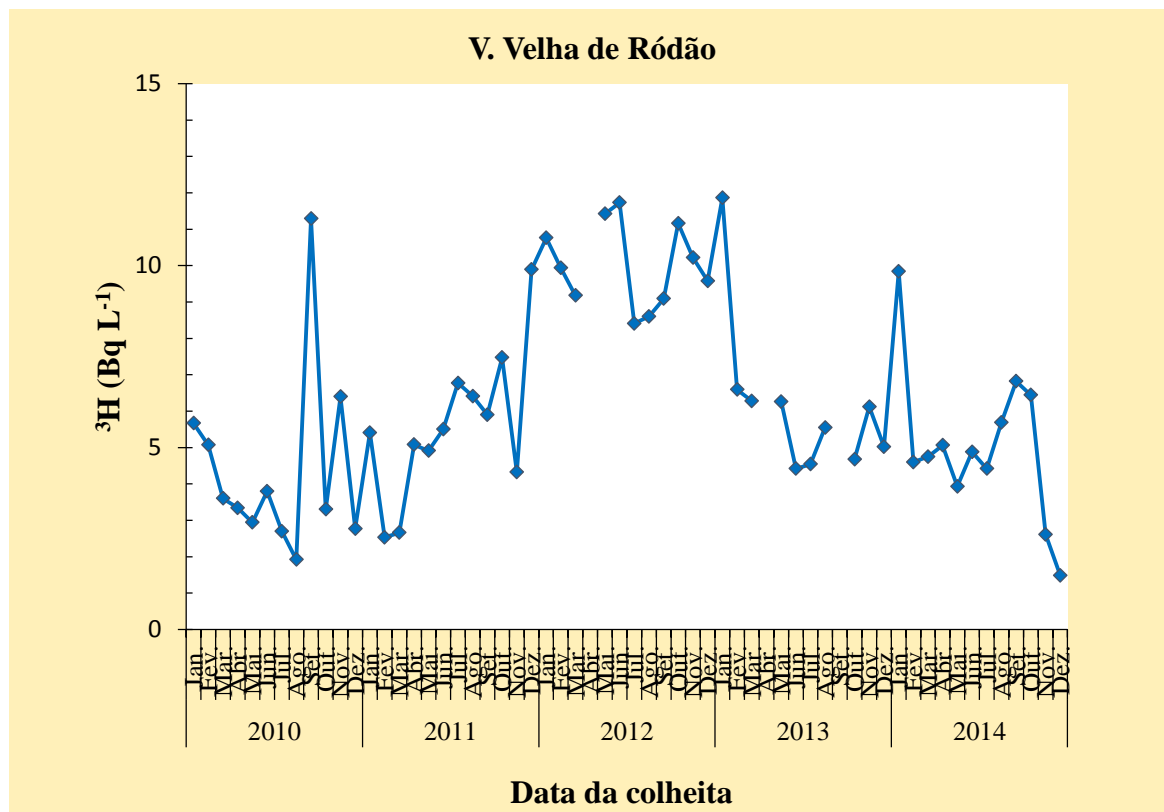


Figura I.10 - Evolução da concentração de atividade em ^3H (Bq L $^{-1}$) do ano 2010 a 2014, em Vila Velha de Ródão (Rio Tejo)

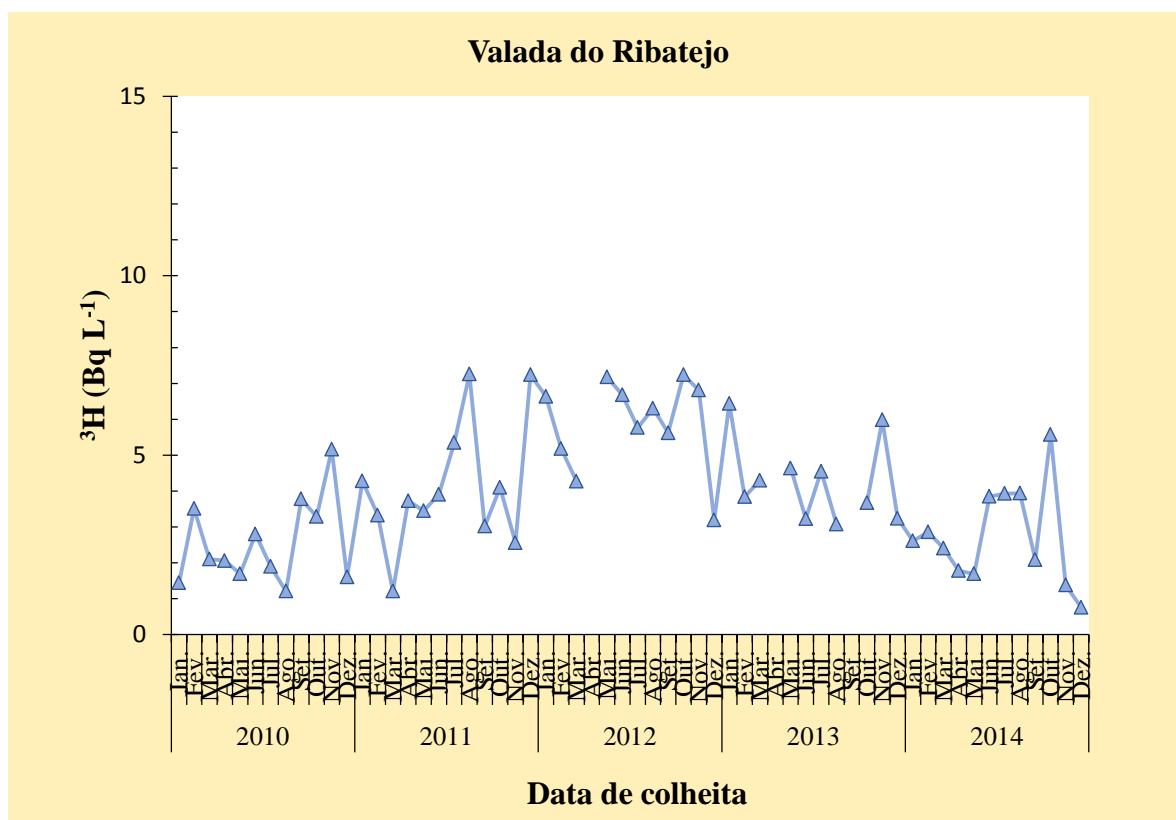


Figura I.11 - Evolução da concentração de atividade em ^3H (Bq L $^{-1}$) do ano 2010 a 2014, em Valada do Ribatejo (Rio Tejo)

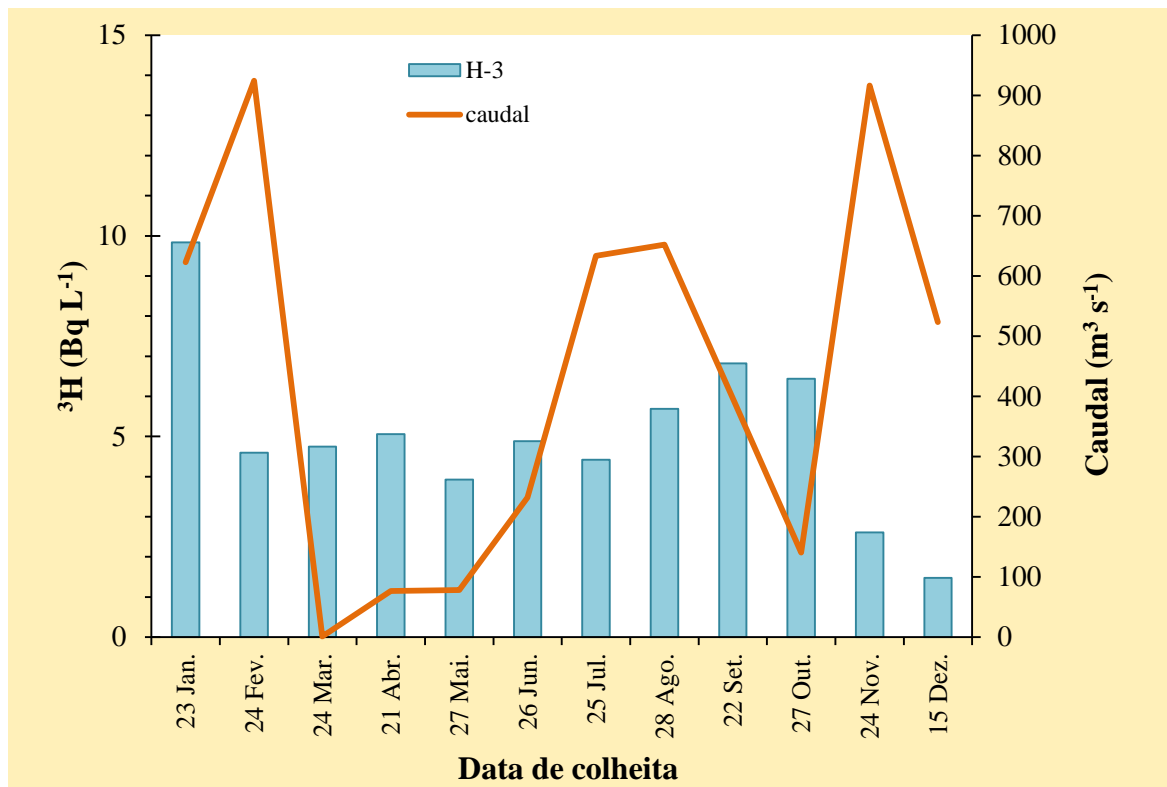


Figura I.12 - Evolução da concentração de atividade em ^3H (Bq L⁻¹) em função do valor do caudal em Vila Velha de Ródão (Rio Tejo) no ano 2014

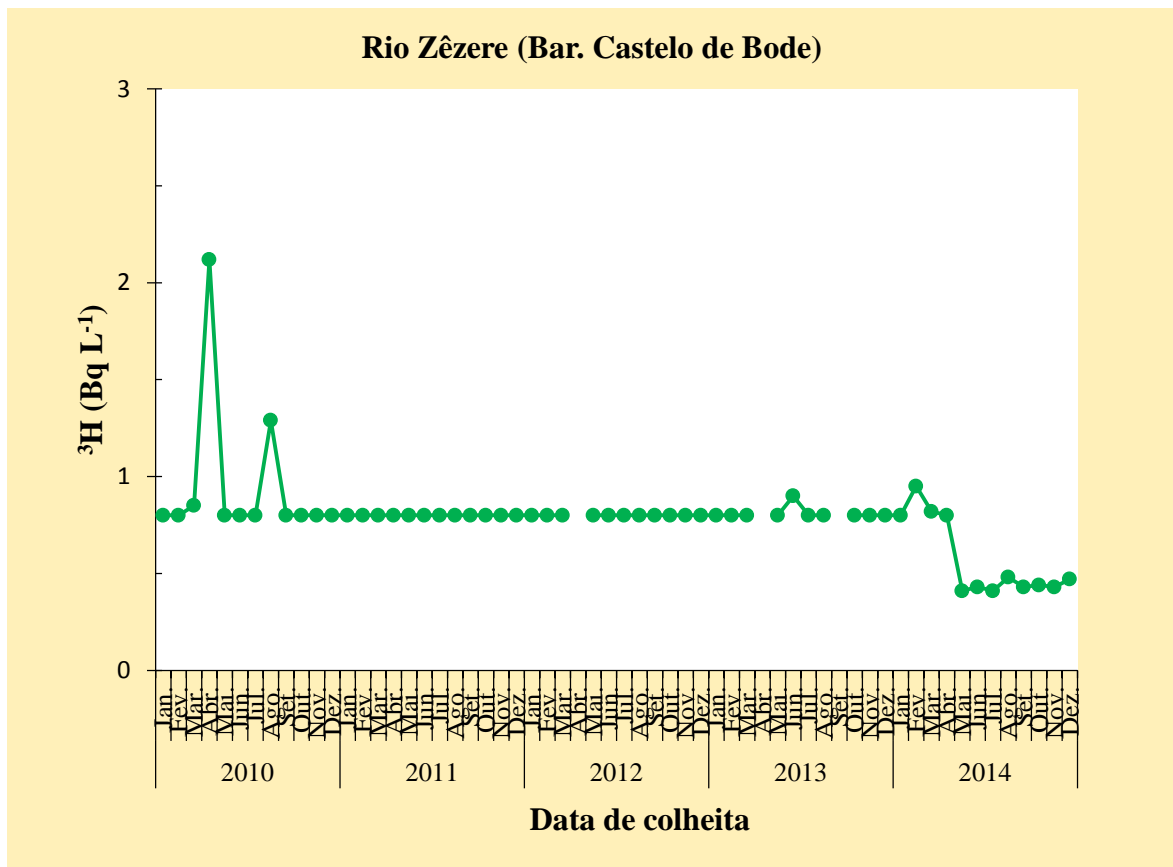


Figura I.13 - Evolução da concentração de atividade em ^3H (Bq L⁻¹) do ano 2010 a 2014 no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode)

Sedimentos

Nas Tabelas I.13 a I.15 estão expressos os valores de concentração de 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 e barragem de Belver.

Em V. Velha de Ródão, os valores da concentração de atividade para os radionuclídeos ^{228}Ra e ^{226}Ra na fração silte/argila apresentam uma grande dispersão (cerca de uma ordem de grandeza) variando entre $81,7 \pm 8,9 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $652 \pm 30 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $71,6 \pm 9,3 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $423 \pm 19 \text{ Bq kg}^{-1}$, respetivamente. O valor médio da concentração de atividade em ^{137}Cs é inferior a $4,9 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Os valores das concentrações de atividade em ^{235}U , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{137}Cs e ^{40}K medidos, na mesma fração granulométrica ($\varnothing < 63 \mu\text{m}$), em sedimentos colhidos em Valada (Tabela I.14) e na barragem de Belver (Tabela I.15) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em V. Velha de Ródão e apresentam uma menor variação. Contudo, para a fração mais grosseira ($\varnothing < 250 \mu\text{m}$), (Tabelas I.14.1 e I.15), verifica-se uma diminuição do valor de concentração de atividade para os radionuclídeos ^{228}Ra e ^{226}Ra , devido ao aumento da granulometria dos sedimentos analisados. Para a obtenção de sedimentos de fração mais fina a colheita deveria ser sempre realizada no leito do rio, em local afastado das margens. Contudo, quando o nível das águas no rio Tejo é mais elevado tecnicamente 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 de atividade $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ é superior à unidade para todos os sedimentos do rio Tejo. Sendo o ^{228}Ra e o ^{226}Ra descendentes das séries radioativas do ^{232}Th e ^{238}U respetivamente, os valores mais elevados obtidos para o ^{228}Ra , podem estar relacionados com o menor grau de solubilidade e consequentemente menor mobilidade geoquímica do ^{232}Th em relação ao ^{238}U .

Os valores da concentração de 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 2015).

Tabela I.13 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclidos 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	<25 (a)	652±30	423±19	<4,2 (a)	735±83
Fevereiro	<21 (a)	129,0±8,1	80,5±6,9	6,0±2,5	556±73
Março	<25 (a)	330±17	205±11	<4,2 (a)	700±82
Abril	<22 (a)	207±12	158±10	7,0±3,5	712±94
Mai	<24 (a)	291±15	216±12	<4,4 (a)	567±80
Junho	<25 (a)	134,3±9,5	120,6±7,4	<4,5 (a)	624±77
Julho	<23 (a)	385±19	265±12	3,7±2,1	668±72
Agosto	<31 (a)	83,2±6,3	82,6±6,8	7,4±2,9	711±86
Setembro	<32 (a)	81,7±8,9	71,6±9,3	5,4±3,3	665±97
Outubro	<20 (a)	400±20	286±13	<3,9 (a)	621±75
Novembro	<31 (a)	376±19	255±12	<4,3 (a)	645±80
Dezembro	28±17	383±19	251±12	<3,8 (a)	676±79
Média ± σ (n=12)	<26	288±169	201±104	<4,9	657±57

Tabela I.14 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclidos 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	<23 (a)	189±14	138±11	<2,9 (a)	708±79
Fevereiro	<19 (a)	291±17	188±10	<4,2 (a)	695±81
Março	<22 (a)	339±17	225±11	<7,7 (a)	749±84
Abril	<20 (a)	265±18	165±11	<4,3 (a)	745±86
Mai	16,0 ± 9,9	317±16	202±16	<3,9 (a)	834±91
Dezembro	<18 (a)	244±13	158,1±8,5	<3,5 (a)	808±87
Média ± σ (n=6)	<20	274±54	179±32	<4,4	757±55

Atividade mínima detetável (a).

Tabela I.14.1 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama na fração areia ($\varnothing < 250\ \mu m$) em sedimentos colhidos no rio Tejo, em Valada do Ribatejo

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Junho	<7 (a)	60,6±4,1	42,8±2,9	<2,1 (a)	984±87
Julho	<13 (a)	49,3±3,6	43,1±3,5	<1,7 (a)	946±82
Agosto	<9 (a)	65,6±5,8	46,0±3,4	<1,8 (a)	923±83
Setembro	5,8±3,5	69,5±5,4	44,6±3,4	<0,8 (a)	894±112
Outubro	<7 (a)	131,7±6,2	80,9±3,6	<1,8 (a)	804±61
Novembro	<6 (a)	72,8±5,4	51,2±3,8	<0,6 (a)	834±103
Média ± σ (n=6)	<8	75±29	51±15	<1,5	898±68

Tabela I.15 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama nas frações areia* ($\varnothing < 250\ \mu m$) e 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*	<18 (a)	90,3±5,6	67,9±5,1	<2,4 (a)	846±82
Maió*	<16 (a)	72,2±5,1	53,6±3,9	<2,8 (a)	950±84
Agosto**	<20 (a)	252±13	171±12	6,6±2,8	719±81
Novembro	<30 (a)	299±16	211±11	<4,3 (a)	801±91

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

Data de colheita	Local de amostragem	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Junho**	Rio Douro (Barragem Pocinho)	<14 (a)	95,4±6,5	124,6±8,2	<2,9 (a)	750±81
Junho**	Rio Mondego (Barragem Aguieira)	<14 (a)	118,3±7,7	102,9±6,0	15,4±2,8	631±72
Maió*	Rio Guadiana (Barragem Alqueva)	<5 (a)	23,0±2,0	15,5±2,8	<1,4 (a)	321±37

Atividade mínima detetável (a);

*Em alguns casos, devido à dimensão do grão do sedimento amostrado, não foi possível obter uma alíquota da fração <63 μm suficiente para medição, daí que se tenha optado pela medição da fração mais grosseira <250 μm .

Plantas aquáticas

Nas Tabelas I.17 e I.18 estão expressos os valores de concentração de atividade, A (Bq kg^{-1} , peso seco), de radionuclidos naturais e artificiais determinados respetivamente nas raízes 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 das raízes para as folhas para todos os radionuclidos, exceto para o ^{40}K . Por exemplo, no caso do ^{228}Ra os valores variaram entre valores inferiores a $9,5 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $139 \pm 12 \text{ Bq kg}^{-1}$ para as raízes e entre valores inferiores a $3,4 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $21,4 \pm 5,8 \text{ Bq kg}^{-1}$ para as partes aéreas. O quociente entre as concentrações de ^{226}Ra e ^{228}Ra na planta e nos sedimentos fluviais varia por uma ordem de grandeza, segundo se considerem as raízes ou as partes aéreas. Assim, para as raízes tem-se o quociente mais elevado: $[\text{}^{226}\text{Ra}]_{\text{raiz}}/[\text{}^{226}\text{Ra}]_{\text{sed.}} \approx [\text{}^{228}\text{Ra}]_{\text{raiz}}/[\text{}^{228}\text{Ra}]_{\text{sed.}} \approx 0,1$.

As plantas submersas sem raiz (*Potamogeton pectinatus*) apresentam valores médios anuais de concentração de atividade mais elevados para o ^{226}Ra ($120,1 \pm 44,8 \text{ Bq kg}^{-1}$), seguido pelo ^{228}Ra ($79,1 \pm 21,5 \text{ Bq kg}^{-1}$), e ^{210}Pb ($24,6 \pm 7,3 \text{ Bq kg}^{-1}$). 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* e nos talos flutuantes de *P. pectinatus* é consistente com a translocação do potássio para as partes verdes das plantas onde pode atingir concentrações citoplasmáticas de 50 a 250 mM (Rodriguez-Navarro, 2000), desempenhando 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.

Tabela I.17 – Valores de concentração de 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	3,9±2,4	37,3±3,8	19,3±1,9	25,5±6,5	<0,72 (a)	429±56
Março	18,2±6,2	139±12	89,3±7,0	75±17	<2,29 (a)	669±90
Abril	6,8±3,4	16,4±3,8	13,2±1,9	20,6±6,8	1,32±0,69	363±35
Maió	<5,7 (a)	25,1±4,6	15,6±3,0	<29,1 (a)	<1,3 (a)	439±64
Junho	<8,2 (a)	<9,5 (a)	42,7±4,8	38±14	<3,0 (a)	390±66
Julho	<11,9 (a)	18,3±5,6	21,5±3,5	34±13	<2,7 (a)	170±42
Agosto	<12,8 (a)	27±14	17,2±3,9	<40,0 (a)	<2,9 (a)	218±53
Setembro	9,2±5,8	20,0±5,4	23,7±3,9	39±11	<1,8 (a)	186±40
Outubro	6,5±2,5	28,5±3,3	28,9±3,0	31,1±7,7	<0,9 (a)	417±55
Novembro	<9,0 (a)	32,2±5,1	41,8±3,5	41±12	<1,9 (a)	268±42
Dezembro	<7,9 (a)	37,5±4,9	38,6±3,5	30±10	<2,04 (a)	212±39
Média±σ (n=11)	<9,1	<35,5	32,0±21,8	<36,7	<1,9	342±150

Tabela I.18 – Valores de concentração de 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	<4,5 (a)	14,0±2,9	<3,9 (a)	22,9±7,0	<1,2 (a)	1065±134
Março	<7,5 (a)	19,5±4,6	<7,1 (a)	20±11	<2,2 (a)	1520±119
Abril	<3,1 (a)	5,4±2,9	<3,7 (a)	16,0±6,1	<1,1 (a)	1249±92
Maió	<4,2 (a)	6,9±2,7	<3,1 (a)	<9,7 (a)	<0,8 (a)	670±53
Junho	<5,8 (a)	<4,2 (a)	7,4±1,6	12,4±5,7	<0,9 (a)	567±48
Julho	<4,5 (a)	<3,4 (a)	3,3±1,9	7,5±4,7	<0,72 (a)	486±40
Agosto	<8,5 (a)	14,7±8,4	<6,6 (a)	25±12	<2,4 (a)	795±74
Setembro	<5,5 (a)	<5,0 (a)	5,0±2,7	13,6±6,6	<1,1 (a)	602±51
Outubro	<4,4 (a)	8,7±2,8	6,4±1,3	10,6±5,9	<0,9 (a)	769±60
Novembro	<9,3 (a)	21,4±5,8	24,7±3,3	24±12	<1,9 (a)	817±75
Dezembro	<4,9 (a)	8,8±4,7	9,6±2,6	20,2±7,9	<1,5 (a)	1080±84
Média±σ (n=11)	<5,7	<10,2	7,4±6,1	<16,5	<1,3	875±319

Atividade mínima detetável (a).

Tabela I.19 – Valores de concentração de 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	<5,0 (a)	111,0±6,6	197,3±8,0	21,2±6,9	<1,0 (a)	1440±104
Março	4,6±2,5	86,2±5,6	137,0±5,7	27,4±7,4	<1,0 (a)	1326±96
Abril	<3,5 (a)	62,1±4,0	98,0±4,5	22,2±5,5	<0,7 (a)	850±63
Setembro	<3,5 (a)	51,3±4,8	64,6±4,8	37,6±8,2	1,13±0,40	1461±180
Outubro	<4,3 (a)	61,3±5,5	80,4±5,9	13,8±6,2	<0,9 (a)	1402±173
Novembro	<4,2 (a)	96,5±9,5	146±10	27,3±8,1	<1,0 (a)	2215±272
Dezembro	<4,8 (a)	85,0±7,4	117,5±8,4	23±7,7	<0,9 (a)	1472±182
Média±σ (n=7)	<4,3	79,1±21,5	120,1±44,8	24,6±7,3	<1,0	1452±401

Atividade mínima detetável (a).

I. 4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO

Os radionuclídeos de origem natural estão presentes na crosta terrestre e conseqüentemente nas águas naturais, entrando facilmente no ciclo da água para consumo humano. A contribuição da água para consumo humano, quer seja de origem superficial ou de profundidade, para a exposição total à radioatividade é diminuta e devida maioritariamente aos radionuclídeos naturais das séries radioativas do Urânio (^{226}Ra , ^{222}Rn e descendentes) e do Tório (^{228}Ra). Além destes radionuclídeos poderão ser detetados o ^{40}K , radionuclídeo de origem natural, e outros radionuclídeos (^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^{226}Ra) que podem surgir no ambiente devido à atividade humana (centros 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.2) com uma periodicidade mensal. Recolheram-se também 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 líquida, à qual se adiciona um cocktail de cintilação líquida apropriado. A amostra é medida num espectrómetro de cintilação líquida (Packard Tri-Carb 3170 TR/SL) previamente calibrado e otimizado para a discriminação alfa/beta. A eficiência de contagem é determinada por medição de fontes de calibração alfa (^{241}Am) e beta (^{90}Sr) puras, preparadas nas mesmas condições das amostras (Figura I.13). Nas amostras de água colhidas em Lisboa procedeu-se também à determinação das concentrações de atividade em ^{137}Cs e ^{90}Sr por medição beta de acordo com o procedimento descrito em I.2.2.1.



Figura I.13- Preparação e medição de amostras de água para consumo humano para a determinação da concentração de atividade em radionuclídeos emissores alfa/beta e beta.

I.4.2 Resultados e Discussão

Nas Tabelas I.20 e I.21 estão expressos os valores de concentração de atividade, A , (Bq L^{-1}) em ^3H e das atividades alfa e beta totais em amostras de água para consumo humano recolhidas mensalmente em Lisboa e aleatoriamente em vários locais do país, respetivamente. Na Tabela I.20 apresentam-se ainda os valores de concentração de atividade em ^{137}Cs e ^{90}Sr . Como se pode observar, os valores de concentração de atividade em ^{137}Cs , situam-se abaixo do valor de atividade mínima detetável, sendo o valor médio anual inferior a $1,34 \text{ mBq L}^{-1}$. Relativamente ao ^{90}Sr a maioria dos valores são mensuráveis, variando entre $1,05 \pm 0,46 \text{ mBq L}^{-1}$ (agosto) e $3,8 \pm 1,0 \text{ mBq L}^{-1}$ (março) 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 de 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 são, na generalidade, inferiores à atividade mínima detetável, variando entre $0,019 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,068 \text{ Bq L}^{-1}$. Para a atividade beta total os valores mensuráveis situam-se entre $0,119 \pm 0,037 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,158 \pm 0,067 \text{ Bq L}^{-1}$.

Os valores das atividades alfa total e beta total determinados nas amostras de água recolhidas em vários locais do país (Tabela I.21) 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 no Decreto-Lei nº 306/2007 de 27 de agosto (alfa total: $0,5 \text{ Bq L}^{-1}$; beta total: 1 Bq L^{-1}) e, mais recentemente, na Diretiva Europeia 2013/51 EURATOM (alfa total: $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$; beta total: 1 Bq L^{-1}).

Os valores de concentração de atividade em ^3H nas amostras de água recolhidas em Lisboa (Tabela I.20) situam-se abaixo ou muito próximo de o valor da atividade mínima detetável (variando entre $0,41 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,8 \text{ Bq L}^{-1}$) e são semelhantes aos medidos nas amostras recolhidas ao longo do país (Tabela I.21). Estes valores são da ordem de grandeza dos observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009b, 2009d, 2010 a 2015) e muito inferiores a 100 Bq L^{-1} , valor paramétrico recomendado no Decreto-Lei 306/2007 de 27 de agosto e na Diretiva Europeia 2013/51 EURATOM. Os valores obtidos são da mesma ordem de grandeza dos reportados pelos Estados Membros, referentes aos anos 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009).

Numa perspetiva conservativa, considerou-se para o cálculo da dose efetiva por ingestão os valores máximos das atividades em ^{90}Sr , ^{137}Cs e ^3H determinadas na água de consumo colhida em Lisboa (Tabela I.20), considerando os respetivos coeficientes de dose, $2,8 \times 10^{-8} \text{ Sv Bq}^{-1}$ (^{90}Sr), $1,3 \times 10^{-8} \text{ Sv Bq}^{-1}$ (^{137}Cs) e $1,8 \times 10^{-11} \text{ Sv Bq}^{-1}$ (^3H) (Basic Safety Standards, 1996; ICRP, 1996) e um consumo anual *per capita* de 730 litros (WHO, 2011). Para a dose efetiva de radiação devida à ingestão desta água obteve-se o valor de $0,1 \mu\text{Sv a}^{-1}$ sendo que a maior contribuição é devida ao ^{90}Sr (76%) seguida do ^{137}Cs (14%) e do ^3H (10%). Os valores de dose efetiva são comparáveis aos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2015). Na Finlândia, a dose de radiação devida à ingestão dos radionuclídeos, ^3H , ^{90}Sr e ^{137}Cs através da água de consumo variou entre $0,02 \mu\text{Sv a}^{-1}$ e $0,3 \mu\text{Sv a}^{-1}$ de 2011 a 2014 (STUK-B 148, 2012; STUK-B 159, 2013; STUK-B 174, 2014; STUK-B 190, 2015). No Reino Unido a dose efetiva de radiação (radionuclídeos artificiais) devida à ingestão de água foi $<1 \mu\text{Sv a}^{-1}$ de 2011 a 2014 (RIFE-17, 2012; RIFE-18, 2013; RIFE-19, 2014; RIFE-20, 2015).

Tabela I.20 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), 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	$<1,38 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,57 \pm 0,85) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$<0,068$ (d)	$<0,191$ (e)
Fevereiro	$<1,39 \times 10^{-3}$ (a)	$<2,19 \times 10^{-3}$ (b)	$<0,80$ (c)	$<0,044$ (d)	$<0,123$ (e)
Março	$<1,35 \times 10^{-3}$ (a)	$(3,8 \pm 1,0) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$<0,051$ (d)	$<0,144$ (e)
Abril	$<1,51 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,01 \pm 0,56) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$<0,052$ (d)	$<0,149$ (e)
Maió	$<1,23 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,94 \pm 0,53) \times 10^{-3}$	$<0,42$ (c)	$0,030 \pm 0,020$	$<0,088$ (e)
Junho	$<1,23 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,71 \pm 0,51) \times 10^{-3}$	$<0,43$ (c)	$<0,043$ (d)	$<0,130$ (e)
Julho	$<1,42 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,03 \pm 0,63) \times 10^{-3}$	$<0,44$ (c)	$<0,026$ (d)	$<0,076$ (e)
Agosto	(f)	$(1,05 \pm 0,46) \times 10^{-3}$	$<0,41$ (c)	$<0,019$ (d)	$0,119 \pm 0,037$
Setembro	$<1,23 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,74 \pm 0,61) \times 10^{-3}$	$<0,41$ (c)	$<0,042$ (d)	$<0,126$ (e)
Outubro	$<1,23 \times 10^{-3}$ (a)	$(3,16 \pm 0,94) \times 10^{-3}$	$0,66 \pm 0,29$	$<0,041$ (d)	$0,141 \pm 0,078$
Novembro	$<1,39 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,40 \pm 0,88) \times 10^{-3}$	$<0,44$ (c)	$<0,052$ (d)	$<0,158$ (e)
Dezembro	$<1,37 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,18 \pm 0,88) \times 10^{-3}$	$<0,43$ (c)	$<0,036$ (d)	$0,158 \pm 0,067$
Média $\pm \sigma$	$<1,34 \times 10^{-3}$ (n=11)	$<2,15 \times 10^{-3}$ (n=12)	$<0,57$ (n=12)	$<0,042$ (n=12)	$<0,134$ (n=12)

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

Tabela I.21 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H , alfa e beta totais em água para consumo humano colhida em vários locais do país

Data de colheita	Local de Amostragem	3H	Alfa total	Beta total
Maio	Monsaraz	<0,42 (a)	<0,049 (b)	<0,145 (c)
Maio	Alcochete	<0,43 (a)	<0,061 (b)	<0,181 (c)
Junho	Fundão	<0,45 (a)	<0,030 (b)	0,143±0,056
Junho	Nelas	<0,45 (a)	<0,025 (b)	<0,075 (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 radionuclídeos 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 radionuclídeos artificiais normalmente detetados são o ^{137}Cs , ^{131}I e ^{90}Sr . O ^{40}K , sendo um radionuclídeo de origem natural, está também presente no leite. O ^{137}Cs , ^{131}I e ^{90}Sr são radionuclídeos de origem artificial que poderão ser libertados para o ambiente devido ao mau funcionamento de uma instalação nuclear ou após um acidente nuclear.

I.5.1 Materiais e Métodos

Componentes Individuais e Refeição Completa

O plano de amostragem dos diferentes componentes da cadeia alimentar consistiu na obtenção de: *i*) amostras mensais de carne, fruta, vegetal e tubérculo adquiridas ao produtor, e cuja recolha foi efetuada no Continente pela Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE), e nas Ilhas 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 Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (Figura I.1). A composição de cada amostra está descrita na Tabela I.23.

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 radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I e ^{40}K foi efetuada por espectrometria gama (Figura I.14) de acordo com o procedimento técnico (LM_PT_01). Para a determinação do ^{90}Sr , procedeu-se à separação deste radionuclídeo 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 de atividade para os radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K . Para a determinação da concentração de atividade em ^{137}Cs , ^{131}I e ^{40}K , foi utilizada como metodologia, a análise por espectrometria gama, em geometria “Marinelli”, (LM_PT_01) efetuada diretamente em uma amostra de 1 litro de leite (Figura I.14). Para a determinação do ^{90}Sr seguiu-se o procedimento descrito anteriormente para os componentes da cadeia alimentar e para a refeição completa.



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

I.5.2 Resultados e Discussão

Componentes Individuais e Refeição Completa

Na Tabela I.22 estão expressos os valores das concentrações de atividade, A (Bq kg^{-1}), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K detetados em produtos da cadeia alimentar recolhidos em várias regiões de Portugal Continental, na Madeira e nos Açores. A análise de ^{90}Sr foi efetuada só em alguns dos alimentos, carne e couve, por serem os mais representativos. A possível existência de radionuclídeos artificiais nestes alimentos é devida à deposição atmosférica 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.22 constata-se que a concentração de atividade em ^{137}Cs se situa abaixo dos valores da atividade mínima detetável (variando entre $0,06 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,15 \text{ Bq kg}^{-1}$ dependendo das condições de medição). Detetaram-se vestígios de ^{137}Cs , $0,35 \pm 0,11 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,92 \pm 0,19 \text{ Bq kg}^{-1}$, em amostras de carne provenientes da Madeira, nos meses de maio e outubro, respetivamente. As amostras de alimentos colhidas no mês de dezembro na ilha do Pico (Açores) apresentaram também vestígios de ^{137}Cs , nomeadamente a amostra de carne cujo valor, $10,24 \pm 0,70 \text{ Bq kg}^{-1}$, é cerca de 2 ordens de grandeza superior ao valor normalmente medido em amostras de produtos alimentares. 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 88 mBq kg^{-1} . Valores quantificáveis variando entre $0,040 \pm 0,020 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,376 \pm 0,039 \text{ Bq kg}^{-1}$ (couve) foram obtidos em algumas das amostras. A atividade em ^{40}K apresenta valores variando entre $17,8 \pm 2,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $144,0 \pm 11,0 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Os resultados obtidos são, em geral, consistentes com as medições efetuadas em anos anteriores em produtos da cadeia alimentar (Madruça *et al.*, 2008, 2009c, 2010 a 2015).

Os valores da concentração de atividade, $A \pm U$ (Bq kg^{-1}) em refeições completas estão expressos na Tabela I.23. Os valores de concentração de atividade dos radionuclídeos ^{137}Cs e ^{90}Sr são inferiores à atividade mínima detetável, com exceção do valor obtido para o ^{137}Cs ($0,375 \pm 0,089 \text{ Bq kg}^{-1}$) no mês de novembro, o qual é uma ordem de grandeza mais elevado do que os valores obtidos normalmente. Este facto deve estar associado a uma maior concentração de ^{137}Cs em algum dos componentes da refeição. Os valores para o ^{40}K , variam entre $31,4 \pm 4,2 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $97,0 \pm 12,0 \text{ Bq kg}^{-1}$. 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 2015).

No Reino Unido foram reportados para o ano de 2014 (RIFE-20, 2015) valores inferiores a 0,10 Bq kg⁻¹ e 0,05 Bq kg⁻¹ para o ⁹⁰Sr e ¹³⁷Cs respetivamente, em amostras de refeições completas adquiridas em cantinas. Os mesmos autores reportam para o ⁴⁰K valores que variam entre 78-89 Bq kg⁻¹. Valores da mesma ordem de grandeza foram reportados em anos anteriores (RIFE-17, 2012; RIFE-18, 2013; RIFE-19, 2014).

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 de 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.23, são semelhantes aos reportados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2010 a 2015) 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 Bq d⁻¹ e 3,1 Bq d⁻¹ e entre <0,1 Bq d⁻¹ e 4,9 Bq d⁻¹ para o ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr respetivamente. Em 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009) os valores médios trimestrais situaram-se entre <0,2 Bq d⁻¹ e 11 Bq d⁻¹ para o ¹³⁷Cs e entre <0,1 Bq d⁻¹ e 0,45 Bq d⁻¹ para o ⁹⁰Sr. Relativamente ao ⁴⁰K 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 de atividade referente aos radionuclidos artificiais ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr (Tabela I.23), a dose de radiação estimada devida à ingestão destes radionuclidos através da refeição completa (dieta mista) não deverá exceder 2,9 μSv a⁻¹, sendo semelhante a contribuição devida a ambos os radionuclidos, 47% para o ⁹⁰Sr e 53% para o ¹³⁷Cs. Por exemplo, na Finlândia (STUK-B 148, 2012; STUK-B 159, 2013; STUK-B 174, 2014; STUK-B 190, 2015), a contribuição do ¹³⁷Cs foi muito superior (aproximadamente 90%) comparativamente com o ⁹⁰Sr muito provavelmente ainda devido à influência do acidente nuclear de Chernobyl.

Tabela I.22 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em produtos da cadeia alimentar

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Janeiro	Setúbal	Couve	<0,11 (a)	<0,19 (b)	0,040±0,020	96,7±7,7
			Cenoura	<0,11 (a)	<0,22 (b)	-	103,2±8,1
		Lisboa Montijo	Pera	<0,08 (a)	<0,15 (b)	-	46,2±3,9
			Carne (Suíno)	<0,11 (a)	<0,24 (b)	<0,020 (c)	121,3±8,8
ASAE (Região Centro)	Janeiro	Aveiro	Alface	<0,13 (a)	<0,22 (b)	-	61,4±5,5
			Cenoura	<0,10 (a)	<0,16 (b)	-	45,9±4,0
		Coimbra Leiria	Laranja	<0,11 (a)	<0,15 (b)	-	49,9±4,6
			Carne (Suíno)	<0,13 (a)	<0,28 (b)	<0,050 (c)	109,7±8,5
ASAE (Região Norte)	Fevereiro	Porto	Couve	<0,12 (a)	<0,15 (b)	0,096±0,028	96,0±7,8
			Batata	<0,09 (a)	<0,16 (b)	-	109,3±8,1
		Braga Porto	Laranja	<0,07 (a)	<0,11 (b)	-	50,8±4,2
			Carne (Bovino)	<0,06 (a)	<0,21 (b)	<0,040 (c)	102,7±7,6
ASAE (Região Algarve)	Março	Faro	Alface	<0,10 (a)	<0,17 (b)	-	108,1±8,1
			Batata	<0,10 (a)	<0,20 (b)	-	132±10
			Laranja	<0,09 (a)	<0,13 (b)	-	55,6±4,5
			Carne (Suíno)	<0,11 (a)	<0,14 (b)	0,041±0,020	116,5±8,9
ASAE (Região Alentejo)	Abril	Évora	Alface	<0,08 (a)	<0,11 (b)	-	69,4±5,8
			Batata	<0,10 (a)	<0,20 (b)	-	113,2±8,8
			Laranja	<0,08 (a)	<0,17 (b)	-	51,3±4,2
		Portalegre	Carne (Borrego)	<0,11 (a)	<0,11 (b)	<0,023 (c)	101,0±13,0
Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores)	Abril	Pico	Couve	<0,15 (a)	<0,26 (b)	<0,028 (c)	96,5±8,1
			Batata	<0,10 (a)	<0,17 (b)	-	121,6±8,9
			Maçã	<0,07 (a)	<0,22 (b)	-	20,9±2,3
			Carne (Bovino)	<0,08 (a)	<0,15 (b)	<0,085 (c)	102,2±7,5
ASAE (Região Centro)	Maio	Aveiro	Couve	<0,10 (a)	<0,14 (b)	<0,039 (c)	129,4±9,6
			Batata	<0,13 (a)	<0,16 (b)	-	102,1±8,1
			Laranja	<0,12 (a)	<0,17 (b)	-	57,0±5,1
		Castelo Branco	Carne (Bovino)	<0,09 (a)	<0,16 (b)	0,060±0,033	105,9±7,8
Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Maio	Santana	Alface	<0,12 (a)	<0,18 (b)	-	46,2±4,3
			Batata	<0,08 (a)	<0,14 (b)	-	138,0±10,0
		Machico Sta Cruz	Anona	<0,09 (a)	<0,18 (b)	-	54,3±4,4
			Carne (Bovino)	0,35±0,11	<0,29 (b)	<0,030 (c)	101,5±8,0
ASAE (Região Alentejo)	Junho	Évora	Couve	<0,13 (a)	<0,13 (b)	<0,021 (c)	99,2±7,7
			Batata	<0,10 (a)	<0,12 (b)	-	127,6±9,3
			Laranja	<0,08 (a)	<0,10 (b)	-	56,0±4,3
		Beja	Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,19 (b)	<0,028 (c)	113,9±8,8

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

Tabela I.22: continuação

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
ASAE (Região Norte)	Junho	Aveiro	Couve	<0,14 (a)	<0,15 (b)	0,070±0,021	90,7±7,7
		Porto	Batata	<0,08 (a)	<0,13 (b)	-	113,8±8,4
		Viseu	Maçã	<0,10 (a)	<0,16 (b)	-	34,3±3,6
		Braga	Carne (Suíno)	<0,13 (a)	<0,23 (b)	<0,026 (c)	125,9±9,6
Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica	Julho	Supermercado Região de Lisboa	Tomate	<0,10 (a)	<0,11 (b)	-	63,2±5,0
			Melão	<0,11 (a)	<0,12 (b)	-	105,6±8,3
			Farinha	<0,10 (a)	<0,21 (b)	-	51,8±4,5
			Sardinhas	<0,13 (a)	<0,13 (b)	-	104,8±8,3
			Mexilhão	<0,09 (a)	<0,13 (b)	-	53,1±4,3
			Carne (Perú)	<0,07 (a)	<0,10 (b)	<0,088 (c)	103,0±7,6
ASAE (Região Algarve)	Setembro	Faro	Alface	<0,11 (a)	<0,12 (b)	-	96,4±7,4
			Batata	<0,11 (a)	<0,10 (b)	-	123,5±9,1
			Laranja	<0,08 (a)	<0,11 (b)	-	56,5±4,6
			Carne (Suíno)	<0,10 (a)	<0,28 (b)	<0,029 (c)	114,3±8,4
ASAE (Região Centro)	Outubro	Coimbra	Couve	<0,12 (a)	<0,21 (b)	0,060±0,022	115,5±8,8
			Batata	<0,11 (a)	<0,17 (b)	-	123,5±9,5
			Maçã	<0,12 (a)	<0,16 (b)	-	31,7±3,4
		Leiria	Carne (Bovino)	<0,08 (a)	<0,12 (b)	<0,022 (c)	106,9±7,9
Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Outubro	Santana	Couve	<0,12 (a)	<0,22 (b)	<0,032 (c)	86,4±7,1
			Batata	<0,15 (a)	<0,11 (b)	-	144,0±11,0
			Maçã	<0,08 (a)	<0,06 (b)	-	17,8±2,1
		Funchal	Carne (Bovino)	0,92±0,15	<0,20 (b)	<0,026 (c)	93,0±7,7
ASAE (Região Norte)	Outubro	Porto	Couve	<0,11 (a)	<0,16 (b)	0,376±0,039	95,4±7,5
			Batata	<0,14 (a)	<0,12 (b)	-	122,5±9,4
			Maçã	<0,10 (a)	<0,11 (b)	-	31,9±3,3
		Resende	Carne (Bovino)	0,49±0,11	<0,20 (b)	<0,024 (c)	96,1±7,5
Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores	Dezembro	Pico	Couve	<0,15 (a)	<0,17 (b)	<0,058 (c)	94,1±7,4
			Batata	0,28±0,11	<0,22 (b)	-	141,0±11,0
			Laranja	0,30±0,10	<0,18 (b)	-	36,8±3,1
			Carne (Bovino)	10,24±0,70	<0,16 (b)	<0,066 (c)	96,3±7,2
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Dezembro	Lisboa	Alface	<0,14 (a)	<0,18 (b)	-	108,3±8,1
			Cebola	<0,07 (a)	<0,11 (b)	-	47,1±4,0
			Pera	<0,11 (a)	<0,14 (b)	-	35,2±3,5
		Setúbal	Carne (Suíno)	<0,11 (a)	<0,83 (b)	<0,057 (c)	118,9±9,1

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

Tabela I.23 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) em $Bq\ kg^{-1}$ (peso fresco) e em $Bq\ d^{-1}$ por pessoa (valores em *itálico*) para os radionuclídeos ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^{40}K em refeições completas adquiridas na cantina da Faculdade de Ciências de Lisboa

Data de Colheita	Composição das refeições	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K
Janeiro	Creme de legumes, perna de frango cozida com arroz branco, pescada cozida com batata cozida e bolo Mármore.	<0,09 (a) <0,07 (a)	<0,078 (b) <0,058 (b)	64,6±8,3 47,8±15,4
Fevereiro	Sopa de espinafres, massada de atum, frango assado com esparguete, pão-de-ló, maçã e pão.	<0,06 (a) <0,06 (a)	<0,068 (b) <0,058 (b)	42,1±3,3 40,7±9,0
Março	Canja com massa, feijoada, pescada cozida com batata cozida e brócolos, bolo de cenoura, maçã e pão.	<0,07 (a) <0,09 (a)	<0,047 (b) <0,058 (b)	60,8±4,5 75,2±13,0
Abril	Sopa Juliana, pescada no forno com puré de batata, Lasanha de carne, bolo de chocolate, maçã e pão.	<0,08 (a) <0,06 (a)	<0,028 (b) <0,022 (b)	47,1±6,0 37,2±11,2
Maiο	Creme de cenoura, febras grelhadas com esparguete, solha estufada com batata cozida, bolo de chocolate, maçã e pão.	<0,13 (a) <0,10 (a)	<0,166 (b) <0,134 (b)	31,4±4,2 25,3±7,6
Junho	Sopa Juliana, salada vegetariana (feijão verde, lombardo, pimento vermelho, tofu), frango com esparguete, salame e pão.	<0,10 (a) <0,08 (a)	<0,030 (b) <0,023 (b)	54,9±4,3 42,4±11,8
Julho	Creme de legumes, bacalhau à Braz, carne de vaca cozida com arroz branco, arroz doce, maçã e pão.	<0,07 (a) <0,06 (a)	<0,042 (b) <0,035 (b)	67,0±8,4 54,7±15,8
Agosto	Sopa de espinafres, pescada cozida com batata cozida, frango assado com batata frita e arroz, pudim de caramelo, maçã e pão.	<0,09 (a) <0,09 (a)	<0,040 (b) <0,038 (b)	56,3±4,6 53,7±12,2
Setembro	Creme de legumes, lasanha de atum, empadão de arroz, torta de laranja, maçã e pão.	<0,07 (a) <0,07 (a)	<0,042 (b) <0,039 (b)	39,3±3,5 37,3±8,6
Outubro	Sopa de ervilhas, cenoura e feijão-verde, bacalhau gratinado com puré de batata, esparguete à bolonhesa, bolo de iogurte, maçã e pão.	<0,07 (a) <0,08 (a)	<0,046 (b) <0,055 (b)	35,8±2,9 42,9±2,2
Novembro	Creme de cenoura, bacalhau à Braz, carne de vaca estufada com arroz branco, bolo de chocolate, maçã e pão.	0,375±0,089 0,321±0,116	<0,051 (b) <0,043 (b)	97,0±12,0 83,0±22,8
Dezembro	Creme de cenoura, esparguete à bolonhesa, rancho, bolo de iogurte, maçã e pão.	<0,06 (a) <0,06 (a)	<0,038 (b) <0,040 (b)	50,7±3,9 53,0±10,9

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

Leite

Nas Tabelas I.24 a I.28 estão presentes os valores de concentração de atividade, A (Bq L⁻¹) em ¹³⁷Cs, ¹³¹I, ⁹⁰Sr e ⁴⁰K em leite proveniente de várias regiões de Portugal Continental e das Ilhas.

Verifica-se que os valores de concentração de atividade em ¹³⁷Cs são inferiores ao valor da atividade mínima detetável (70-170 mBq L⁻¹, dependendo das condições de medição). 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 33 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 de atividade em ⁴⁰K são mais elevados do que os obtidos para o ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr e relativamente constantes variando entre 45,4±3,8 Bq L⁻¹ e 59,4±5,2 Bq L⁻¹. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2010 a 2015).

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 de atividade mínima e máxima em ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr e nos respetivos coeficientes de dose (Basic Safety Standards, 1996; ICRP, 1996) 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 0,3 µSv a⁻¹ e 0,8 µSv a⁻¹ sendo, neste caso, a maior contribuição (53 a 67%) 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 2015). 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) considerando um consumo *per capita* de 140 litros.

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

Data de colheita	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Janeiro	<0,08 (a)	<0,10 (b)	<0,024 (c)	52,0±4,6
Fevereiro	<0,10 (a)	<0,09 (b)	<0,020 (c)	49,9±4,5
Março	<0,10 (a)	<0,12 (b)	<0,019 (c)	50,5±4,5
Abril	<0,09 (a)	<0,11 (b)	<0,018 (c)	50,3±4,2
Maió	<0,09 (a)	<0,10 (b)	<0,023 (c)	48,8±4,1
Junho	<0,08 (a)	<0,07 (b)	<0,021 (c)	51,9±4,2
Julho	<0,10 (a)	<0,12 (b)	<0,018 (c)	50,1±4,5
Agosto	<0,09 (a)	<0,18 (b)	<0,019 (c)	48,6±4,0
Setembro	<0,08 (a)	<0,15 (b)	0,032±0,017	52,4±4,3
Outubro	<0,08 (a)	<0,13 (b)	<0,028 (c)	52,7±4,7
Novembro	<0,10 (a)	<0,13 (b)	0,033±0,017	50,5±4,2
Dezembro	<0,10 (a)	<0,14 (b)	0,031±0,019	49,0±4,5

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

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

Data de colheita	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Janeiro	<0,10 (a)	<0,09 (b)	<0,016 (c)	52,2±4,6
Fevereiro	<0,07 (a)	<0,11 (b)	<0,025 (c)	51,2±4,2
Março	<0,08 (a)	<0,08 (b)	<0,018 (c)	48,7±4,0
Abril	<0,10 (a)	<0,13 (b)	<0,033 (c)	50,0±4,5
Mai	<0,11 (a)	<0,10 (b)	<0,023 (c)	51,0±4,6
Junho	<0,10 (a)	<0,09 (b)	<0,020 (c)	52,6±4,7
Julho	<0,10 (a)	<0,10 (b)	<0,018 (c)	52,9±4,8
Agosto	<0,08 (a)	<0,12 (b)	<0,026 (c)	49,0±4,1
Setembro	<0,08 (a)	<0,09 (b)	<0,021 (c)	51,1±4,2
Outubro	<0,08 (a)	<0,11 (b)	0,070±0,012	49,7±4,1
Novembro	<0,09 (a)	<0,11 (b)	0,024±0,015	49,3±4,1
Dezembro	<0,11 (a)	<0,09 (b)	<0,033 (c)	51,5±4,6

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

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

Data de colheita	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Janeiro	<0,08 (a)	<0,10 (b)	<0,020 (c)	49,9±4,1
Abril	<0,10 (a)	<0,10 (b)	<0,026 (c)	50,0±4,5
Julho	<0,10 (a)	<0,16 (b)	<0,019 (c)	54,6±4,8
Outubro	<0,08 (a)	<0,14 (b)	<0,027 (c)	50,0±4,1

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

Data de colheita	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Março	<0,11 (a)	<0,15 (b)	<0,033 (c)	53,7±4,7
Junho	<0,12 (a)	<0,10 (b)	<0,023 (c)	53,5±4,7
Setembro	<0,09 (a)	<0,13 (b)	<0,022 (c)	50,3±4,1
Dezembro	<0,12 (a)	<0,14 (b)	0,036±0,022	50,9±4,6

Tabela I.28 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente das Regiões autónomas (Madeira e Açores)

Data de colheita	Local de colheita	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Maio	Madeira (Santa Cruz)	<0,09 (a)	<0,10 (b)	<0,016 (c)	47,6±4,4
Outubro	Madeira (Santa Cruz)	<0,09 (a)	<0,10 (b)	0,034±0,018	45,4±3,8
Abril	Açores (Ilha do Pico)	<0,12 (a)	<0,20 (b)	0,062±0,014	59,4±5,2
Dezembro	Açores (Ilha do Pico)	<0,17 (a)	<0,14 (b)	<0,025 (c)	53,7±4,8

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.29 estão presentes os valores de concentração de atividade, A (Bq kg^{-1}), dos radionuclidos naturais e artificiais detetados em solos provenientes de várias regiões do país.

Como se pode observar os valores de concentração de atividade para o ^{235}U situam-se abaixo dos valores da atividade mínima detetável, com exceção da amostra recolhida em Pinheiro de Ázere e Lavradio. Os valores de concentração de atividade em ^{228}Ra e ^{226}Ra são da mesma ordem de grandeza e situam-se entre $11,3 \pm 1,2 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $66,9 \pm 3,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $20,4 \pm 1,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $70,9 \pm 3,6 \text{ Bq kg}^{-1}$, respetivamente. A razão entre as concentrações de atividade em ^{210}Pb e ^{226}Ra é de aproximadamente 1 para todos os solos analisados, com exceção do solo recolhido em Mourão, indicando a existência de equilíbrio radioativo secular entre estes radionuclidos. A concentração de atividade em ^{40}K varia entre $162 \pm 14 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Lavradio) e $970 \pm 70 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Vila Velha de Ródão). Os valores de concentração de atividade em ^{137}Cs situam-se entre valores $< 0,66 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Lavradio) e $11,0 \pm 1,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Pinheiro de Ázere). 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 (Madruça *et al.*, 2008, 2009d, 2010 a 2015).

Tabela I.29 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ (k=2), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em solos provenientes de várias regiões do país

Local de amostragem	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{210}Pb	^{137}Cs	^{40}K	7Be
<i>Mourão</i>	<2,48 (a)	29,1±1,9	20,4±1,1	43,0±7,5	3,27±0,50	340±26	<7,1 (a)
<i>Alto da Sapinha (Barca D'Alva)</i>	<3,76 (a)	58,1±2,8	70,9±3,6	65±10	7,75±0,69	879±64	<14,6 (a)
<i>Sra. da Ribeira (Pinheiro de Ázere)</i>	5,6±2,4	41,6±2,2	65,6±2,9	72±12	11,0±1,1	503±39	<19,4 (a)
<i>V. V. Rodão</i>	<2,29 (a)	66,9±3,1	51,9±2,2	55,7±9,6	2,91±0,38	970±70	<11,2 (a)
<i>Lavradio</i>	2,5±1,4	11,3±1,2	45,4±2,3	51,5±7,9	<0,66 (a)	162±14	<8,6 (a)

Atividade mínima detetável (a).

I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

I.7.1 Material e Métodos

Durante o ano de 2014 deu-se continuidade à avaliação da dose de radiação gama ambiental com detetores passivos termoluminescentes nos pontos de medida localizados em Bragança, Castelo Branco, Faro, Funchal, Lisboa, Penhas Douradas, Ponta Delgada e Porto.

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

Em 2014 utilizou-se a metodologia descrita anteriormente (Alves *et al.*, 1999; Madruga *et al.*, 2006; Alves *et al.*, 2006a & 2006b; Pereira *et al.*, 2015). 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 ambiental $H^*(10)$ (Pereira *et al.*, 2015). Os dosímetros são lidos nos leitores semi-automáticos Harshaw 6600, sendo a eficiência de cada dosímetro 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 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.*, 2015). Para cada 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 ambiental, $\dot{H}^*(10)$, em unidades de nSv.h⁻¹.

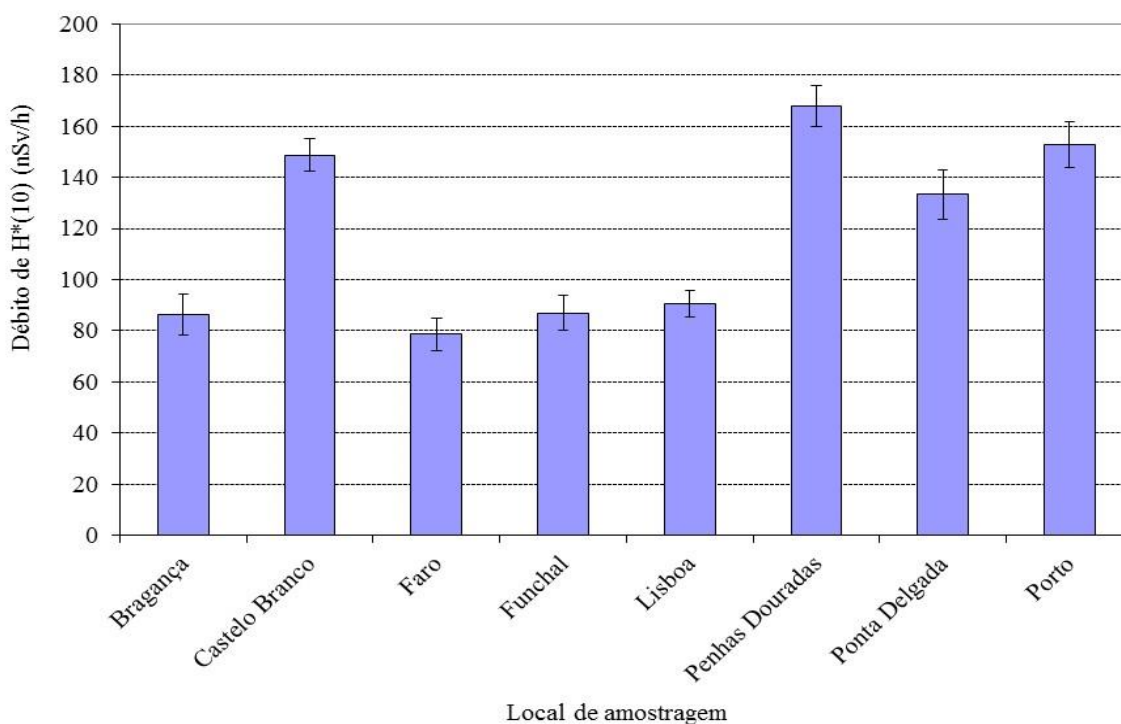
1.7.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.30 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medidos nos vários pontos do País nos quatro trimestres de 2014, bem como a respetiva incerteza, obtida a partir do desvio padrão das leituras. Apresentam-se também os valores médios anuais para 2014, bem como a respetiva incerteza, calculada considerando todas as leituras individuais efetuadas nos quatro trimestres. Os mesmos valores estão graficamente representados na Figura I.15.

Os valores médios do débito de equivalente de dose 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 2014 se encontram no intervalo de variação constituído pelos valores reportados em anos anteriores, de 2006 a 2013. Os valores medidos em 2014 e apresentados na Tabela I.30 podem ser considerados valores normais, compatíveis com valores anteriormente publicados para cada uma destas regiões (Amaral, 1995).

Tabela I.30 – Valores médios dos trimestres I a IV e valor médio anual do débito do equivalente de dose ambiental medido em cada uma das localidades do País (valores expressos em nSv.h⁻¹)

Ponto de medida	I	II	III	IV	Ano 2014
Bragança	88±5	77±1	95±8	84±1	86±8
Castelo Branco	144±2	152±11	146±2	153±8	149±6
Faro	86±4	78±3	81±1	70±1	79±6
Funchal	90±6	81±1	84±1	93±10	87±7
Lisboa	91±1	84±3	98±1	90±1	91±5
Penhas Douradas	166±12	168±1	177±4	160±1	168±8
Ponta Delgada	131±11	130±15	142±10	130±4	133±10
Porto	147±3	153±19	155±1	156±10	153±9

**Figura I.14 – Valor médio anual para 2014 do débito de equivalente de dose ambiental 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 situam-se dentro da gama dos valores obtidos em anos anteriores. As concentrações de atividade dos radionuclídeos de origem natural, designadamente das famílias do Urânio, do Tório, e o ^{40}K , são valores típicos do fundo radioativo natural, isto é, não alterados pela ação humana. As concentrações de atividade dos radionuclídeos 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 radionuclídeos 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} (Diretiva Europeia 2013/59 EURATOM).

Os níveis de radioatividade detetados em 2014, não têm significado sob o ponto de vista radiológico não apresentando qualquer efeito nocivo para a saúde humana da população Portuguesa.

AGRADECIMENTOS

- À Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE), à Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores e à Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Madeira pelo apoio prestado na aquisição e envio de amostras dos produtos alimentares.
- 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) por ter autorizado a colheita de amostras de refeição completa na cantina da Faculdade de Ciências de Lisboa e à empresa EUREST Portugal pelo fornecimento das amostras.
- 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.
- Basic Safety Standards (96/29 EURATOM, Tables A and B), 1996.
- COM/473/EURATOM (2000). Commission Recommendation of 8 June 2000, Official Journal of the European Commission, n° 191, 27th July 2000.
- Decreto-Lei n° 306/2007 de 27 de agosto (D.R. n°164, 1^a Série). Estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano, procedendo à revisão do Decreto-Lei n°243/2001, de 5 de setembro, que transpôs para o ordenamento jurídico interno a Diretiva n° 98/83/CE, do Conselho. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- 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.
- Diretiva europeia 2013/59 EURATOM of 5 December 2013-laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation. OJEU L13, 17.01.2014.
- 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 (1996). Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5- Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients. Publication N° 72, Vol 26, nº1.

- 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.
- 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 Baehrle (Ed) pp 331-337, Radiocarbon, The University of Arizona, USA.
- Lopes I., Madruga M.J. (2009b). Measurements of Strontium-90 in Portuguese Milk Samples Using Liquid Scintillation Counting Technique. *Radioprotection*, Vol 44, nº5, 217-220.
- Lopes I., Madruga M.J., Mourato A., Abrantes J., Reis M. (2010). Determination of ^{90}Sr in Portuguese Foodstuffs. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 286: 335-340.
- Madruga M.J., 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.

- Madruça 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.
- Madruça 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.*
- Madruça 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.*
- Madruça M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Santos L., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Melo J., Pereira M. (2011) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2010). *Internal Report UPSR, Série A, nº38/2011, ISBN 978-989-96542-6-6, Depósito Legal 194022/03, pp. 135.*
- Madruça M.J., 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.*
- 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.*
- Marschner H (1995). Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, 889 pp.
- NP 4362 (1997). Determinação da Concentração da Atividade em Trítio, Método de Contagem por Cintilação Líquida, setembro 1997.
- 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.* doi:10.1093/rpd/ncv479 (2015).
- 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
- 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).
- 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

Bolseiros

Ana Rita Gomes
Eva Andrade

Técnicos Superiores

Alfredo Batista
João Abrantes
Lídia Silva
Luís Portugal
Marta Santos
Miguel Pereira

Técnicos

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

II.1. INTRODUÇÃO

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

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

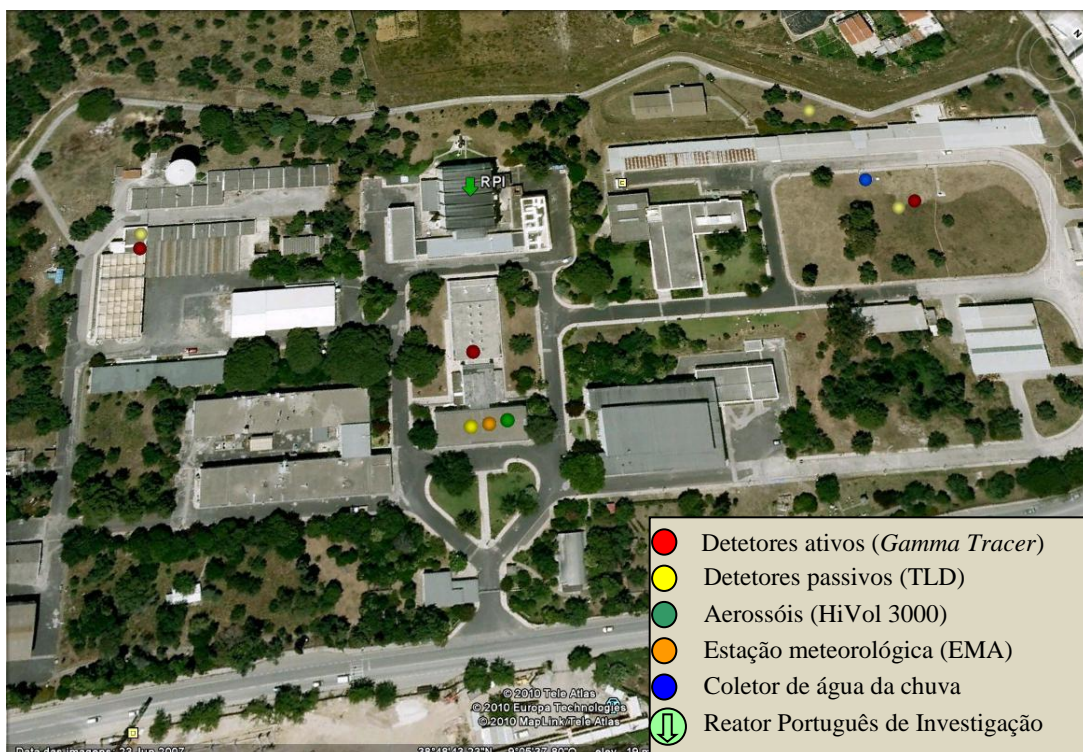


Fig. II.1 – Vista geral do CTN, indicando a localização dos pontos de amostragem



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

II.2. RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA

II.2.1 Aerossóis

II.2.1.1. Materiais 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 2014 não se detetaram radionuclídeos antropogénicos em partículas de aerossol, para além de concentrações vestigiais de ^{137}Cs ($0,23 \pm 0,14 \mu\text{Bq m}^{-3}$) no mês de outubro. Esta ocorrência não está relacionada com nenhuma emissão pontual, devendo-se sim às condições climatológicas atípicas registadas durante alguns dias no mês de outubro de 2014 (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. Materiais 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 2014 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 comparáveis aos observados em 2013, tendo sido a precipitação acumulada ao longo de 2014 (1557 mm) semelhante à precipitação acumulada no ano anterior (1523 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 23 Bq m^{-2} , respetivamente) são semelhantes aos registados em 2012 (11 Bq m^{-2} e 26 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 Materiais e Métodos

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

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

II.3.2. Resultados e Discussão

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

Como se pode observar na Tabela, os valores de concentração de atividade em ¹³⁷Cs variaram entre a atividade mínima detetável (<0,75 Bq kg⁻¹) e 9,02±1,11 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 (<1,01 Bq kg⁻¹ a 8,17±0,74 Bq kg⁻¹).

Também à semelhança do ocorrido em 2013, os valores de atividade específica em ¹³¹I situaram-se, ao longo de todo o ano de 2014, abaixo da atividade mínima detetável.

Na Tabela II.2, onde se apresentam os resultados obtidos para as amostras recolhidas nas instalações da Petrogal (fora do perímetro do CTN), verifica-se que os valores de atividade específica em ¹³⁷Cs para o ano de 2014 variaram entre a atividade mínima detetável (<0,32 Bq kg⁻¹) e 10,03±0,88 Bq kg⁻¹, correspondendo também a valores vestigiais. À semelhança do que se verificou para o ponto de amostragem situado no interior do *campus* do CTN, os valores da 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 emissores gama naturais e artificiais em solos do *campus* do ITN (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	<3,5 (a)	57,9±2,9	45,0±2,2	68±11	2,06±0,73	<0,77 (a)	669±53	<6,11 (a)
Fevereiro	<2,6 (a)	51,3±2,5	31,2±1,5	42,1±8,0	<0,75 (a)	<0,71 (a)	527±42	18,8±5,6
Março	25,3±3,1	59,6±2,8	54,9±2,8	60±11	9,02±1,11	<1,10 (a)	674±52	<8,47 (a)
Abril	7,2±1,9	41,2±2,0	44,1±2,0	72±11	6,54±0,97	<0,70 (a)	530±42	<6,52 (a)
Mai	6,2±2,0	46,2±2,3	37,7±1,8	74±11	5,00±0,59	<0,83 (a)	562±43	<5,58 (a)
Junho	<3,7 (a)	43,2±2,2	36,8±1,8	86±13	4,11±0,97	<0,78 (a)	539±44	<6,16 (a)
Julho	7,8±1,2	44,8±2,2	37,3±1,8	90±13	5,48±0,70	<0,69 (a)	620±50	<6,11 (a)
Agosto	6,4±2,1	48,0±2,4	55,4±2,5	94±14	4,92±0,83	<2,17 (a)	603±46	<6,02 (a)
Setembro	4,1±1,3	31,5±1,6	27,6±1,3	45,4±7,6	3,26±0,46	<0,76 (a)	420±32	<2,86 (a)
Outubro	7,5±1,8	42,3±2,2	56,8±2,5	93±14	4,61±0,70	<0,64 (a)	603±45	<4,38 (a)
Novembro	9,8±2,1	52,3±2,5	42,2±1,9	71±11	6,07±0,72	<0,59 (a)	646±47	<4,55 (a)
Dezembro	4,5±1,6	45,9±2,3	36,1±2,3	50,7±8,6	5,43±0,54	<1,09 (a)	539±40	<3,45 (a)
Média ± σ (n=12)	<7,4	47,0±7,6	42,1±9,6	71±18	<4,8	<0,90	578±73	<6,6

Atividade mínima detetável (a).

Tabela II.2 – Valores de concentração de atividade, $A \pm U$ ($k=2$) ($Bq\ kg^{-1}$), de emissores gama naturais e artificiais em solos do *campus* da Petrogal

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{210}Pb	^{137}Cs	^{131}I	^{40}K	7Be
Janeiro	<3,19 (a)	48,6±2,3	33,7±1,6	46,6±8,4	<0,93 (a)	<0,63 (a)	526±40	<4,57 (a)
Fevereiro	23,1±3,0	51,4±2,5	56,2±2,4	65±11	10,03±0,88	<0,80 (a)	628±47	<5,40 (a)
Março	<2,64 (a)	49,7±2,4	29,8±1,4	39,9±7,5	1,22±0,30	<0,70 (a)	485±37	<4,79 (a)
Abril	<1,48 (a)	13,30±0,80	10,77±0,71	35,9±6,6	<0,52 (a)	<0,48 (a)	566±42	<3,68 (a)
Mai	<3,05 (a)	31,4±1,6	21,5±1,4	26,5±6,1	<0,83 (a)	<0,67 (a)	526±42	<5,66 (a)
Junho	<2,39 (a)	34,2±1,7	26,6±1,5	66±10	<0,77 (a)	<0,66 (a)	510±39	<3,84 (a)
Julho	<1,80 (a)	13,2±1,1	12,69±0,76	66,9±9,6	<0,65 (a)	<0,49 (a)	259±22	12,0±3,6
Agosto	<2,30 (a)	27,6±1,5	23,4±1,4	84±12	<0,56 (a)	<0,76 (a)	557±41	<3,97 (a)
Setembro	<1,90 (a)	11,68±0,72	11,88±0,74	39,5±6,5	<0,36 (a)	<0,69 (a)	322±25	<3,10 (a)
Outubro	<1,70 (a)	11,11±0,69	11,82±0,73	23,1±7,2	<0,48 (a)	<0,61 (a)	353±27	<4,62 (a)
Novembro	<1,70 (a)	9,15±0,61	9,98±0,60	15,2±3,9	<0,32 (a)	<0,28 (a)	234±18	<1,97 (a)
Dezembro	<1,60 (a)	12,87±0,78	12,27±0,70	19,6±5,1	<0,43 (a)	<0,39 (a)	571±42	<2,79 (a)
Média ± σ (n=12)	<3,9	26±17	22±14	44±22	<1,4	<0,60	461±133	<4,7

Atividade mínima detetável (a).

II.4. DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

II.4.1. Detetores Ativos

II.4.1.1. Materiais e Métodos

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

As sondas *GammaTracer-XL* estão equipadas com um sistema de comunicação via rádio (433,5 MHz) que permite o envio de dados para a central em ciclos de tempo ajustáveis. Possuem, ainda, uma memória interna que possibilita o armazenamento de dados, permitindo 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 & 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 o 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 & Portugal, 2006).

II.4.1.2. Resultados e Discussão

O débito de equivalente de dose ambiental variou, durante o ano de 2014, entre 81 e 119 nSv h⁻¹ no ponto localizado no telhado do edifício Biblioteca, entre 84 e 125 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto às Oficinas e entre 140 e 183 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto ao LPSR. Os valores médios anuais foram, respetivamente, 99±2 nSv h⁻¹, 104±2 nSv h⁻¹ e

160 ± 4 nSv h⁻¹. Na Figura II.3 apresenta-se a variação dos valores médios mensais ao longo do ano de 2014.

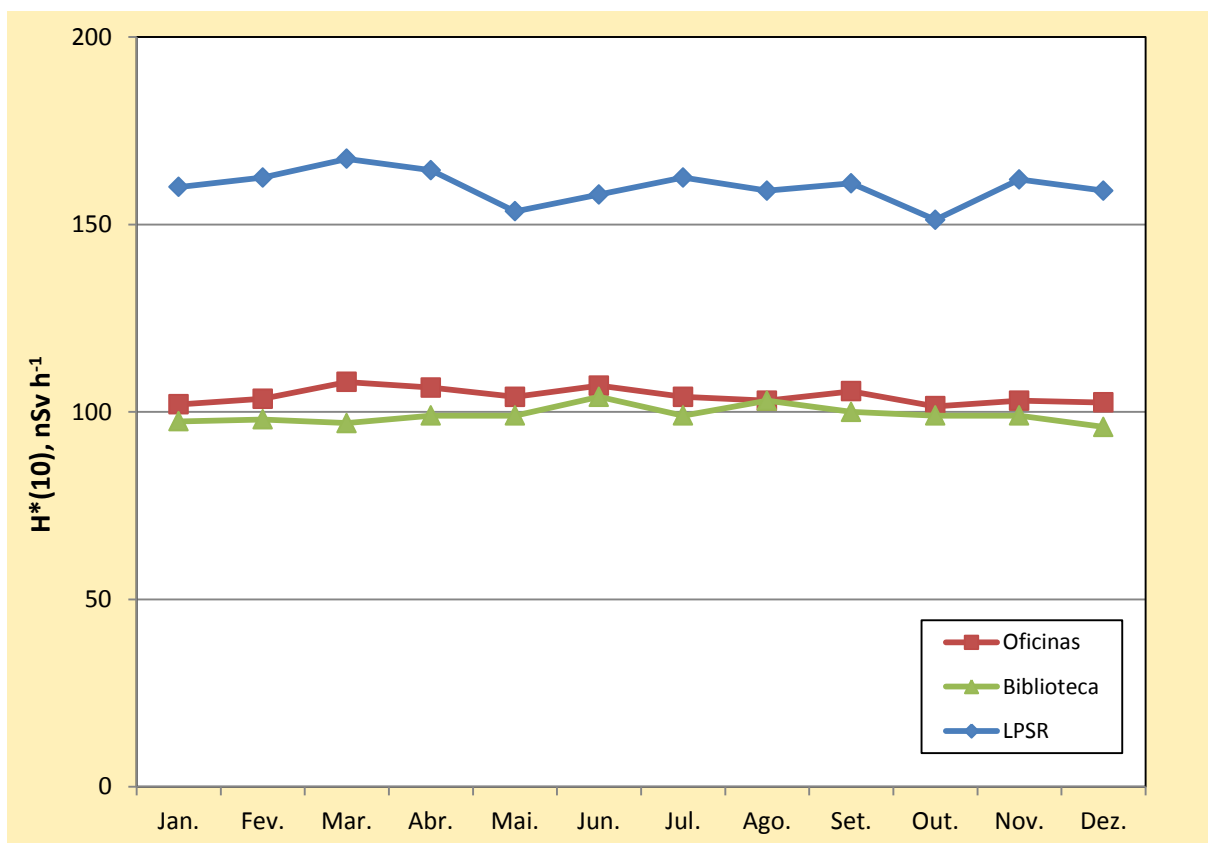


Figura II.3 – Variação dos valores médios mensais do débito de equivalente de dose ambiental nos locais de medição do CTN (valores expressos em nSv h⁻¹)

Pode-se observar através do gráfico que, tal como em anos anteriores, os valores médios do débito de equivalente de dose ambiental registados pelas sondas localizadas na Biblioteca e junto às Oficinas são mais próximos entre si (comparativamente aos valores registados junto ao LPSR). Todas as sondas apresentam valores estáveis ao longo do ano. Por outro lado, os valores do débito de equivalente de dose ambiental no ponto localizado junto ao LPSR são significativamente superiores aos registados nos outros locais (média anual de 160 ± 4 nSv h⁻¹). A persistência na ocorrência de valores mais elevados neste ponto de medição, à semelhança do que se tem vindo a verificar em anos anteriores, 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. Materiais e Métodos

Durante o ano de 2014 monitorizou-se a dose de radiação gama ambiental no Campus Tecnológico e Nuclear do IST na Bobadela em quatro pontos de medida, designados: Administração, Oficinas, LMRI e Anemómetro, com o mesmo tipo de dosímetros usados nas medidas realizadas no resto do País (Madruga *et al.*, 2008 a 2015). 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 e Anemómetro estão posicionados a um metro do solo, enquanto nos outros locais de medida se encontram a um metro sobre os terraços dos edifícios da Administração e das Oficinas.



Figura II.4 – Dosímetros ambientais expostos no ponto de medida Anemómetro.

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.

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.*, 2015). 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.*, 2015). Para cada medida, determinou-se o respetivo fator de correção de *fading*, que foi aplicado ao valor de dose avaliado com os dosímetros não irradiados. Os dosímetros foram todos distribuídos pelos respetivos pontos de medida no dia em que foram preparados (*reset*) e foram todos processados (lidos) também 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 ambiental, $\dot{H}^*(10)$, 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 ambiental medido nos quatro pontos localizados no Campus Tecnológico e Nuclear, calculados a partir das leituras realizadas nos quatro trimestres de 2014. A respetiva incerteza foi obtida a partir do desvio padrão dos valores medidos. Na mesma tabela apresentam-se também os valores médios anuais para 2014, 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.5.

Tabela II.3 – Valores médios do débito do equivalente de dose ambiental 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 2014
Oficinas	101±1	101±3	98±10	98±4	99±6
Administração	88±3	88±7	88±8	90±8	88±6
LMRI	105±5	106±5	111±1	111±7	108±6
Anemómetro	155±5	158±16	156±8	156±17	156±12

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 no ponto Anemómetro são sistematicamente mais elevados. Tal como sugerido nos

relatórios de anos anteriores, este último ponto de medida localiza-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).

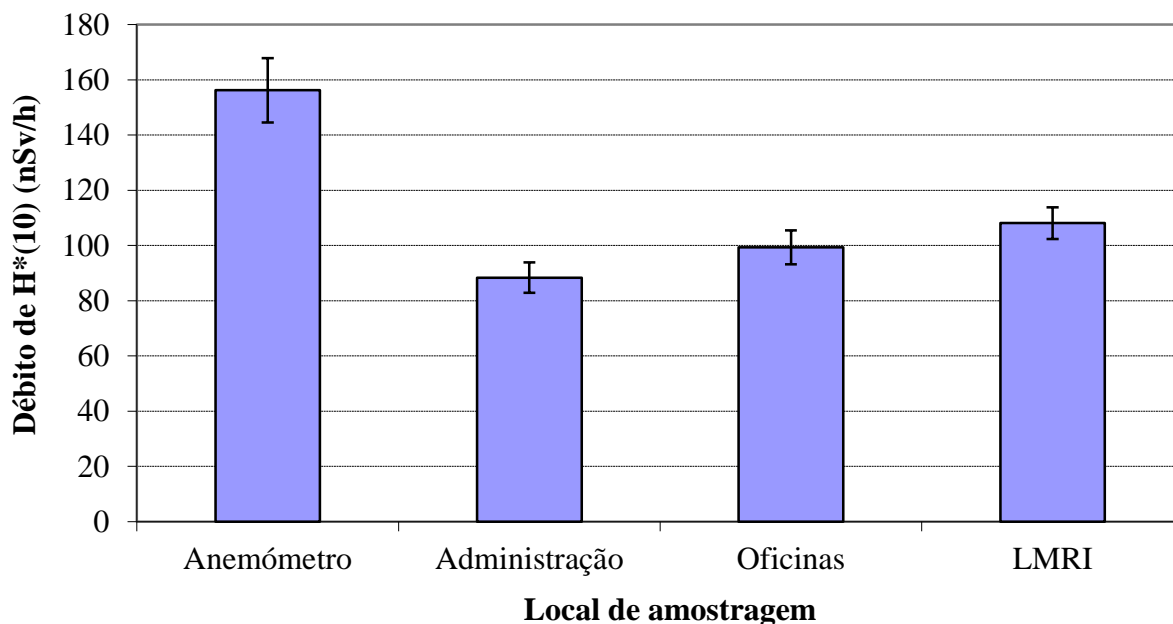


Figura II.5 – Valores médios anuais para 2014 do débito de equivalente de dose ambiental medido nos quatro pontos de medida no CTN (valores expressos em nSv.h⁻¹)

De uma maneira geral, observa-se que os valores trimestrais e o valor médio anual, registados em cada ponto de medida são semelhantes aos registados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008 a 2015). 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 2014, 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.6 são apresentadas as atividades totais descarregadas ao longo do ano, bem como a variação mensal da concentração de atividade total.

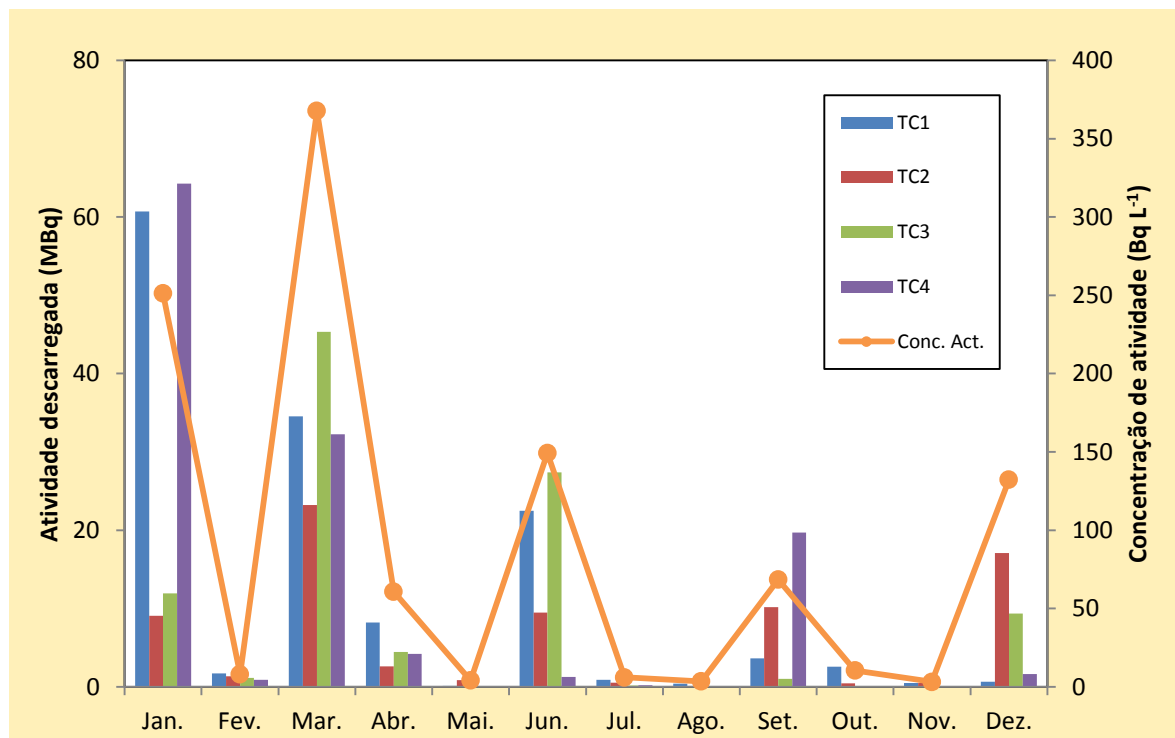


Figura II.6 – Variação mensal da atividade descarregada por tanque durante o ano de 2014 e variação mensal da concentração de atividade total para o mesmo período (TC-tanque).

A atividade total descarregada ao longo do ano de 2014 foi 437 MBq, superior à actividade total descarregada em anos anteriores (222 MBq em 2013, 384 MBq em 2012 e 316 MBq em 2011). A maior contribuição para a atividade total descarregada proveio do tanque TC1 (136 MBq), contrariamente ao ocorrido em 2012 cuja maior contribuição proveio do tanque TC3 (78 MBq). Como se pode observar através da Figura II.6, a concentração de atividade variou entre 3 Bq L⁻¹ (no mês de novembro) e 367 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 2014 mostram que os níveis de radioatividade de origem antrópica no ambiente exterior do CTN são baixos. As concentrações de ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I e ^3H mantiveram-se, na maior parte dos casos, abaixo da atividade mínima detetável ou em níveis sem significado do ponto de vista da proteção radiológica.

A dose de radiação gama ambiental, monitorizada através de detetores passivos e detetores ativos (rede de deteção gama em contínuo), manteve-se ao longo de todo o ano em valores considerados normais, não indiciando a ocorrência de qualquer anomalia ou emissão 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., 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., Pinhão N., Alves J., Corisco J., Trindade R., 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., (2008). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2007). Relatório UPSR, Série A, nº32/08, ISBN 978-972-8660-33-8, Depósito Legal 194022/03.
- 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, nº33/09, 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, nº37/10, ISBN 978-989-96542-5-9, Depósito Legal 194022/03.
- 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, nº39/13, 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.

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., Pereira J., Rangel S., Saraiva M., Santos L.M., Cardoso J.V., Alves J.G., (2015). Environmental monitoring with passive detectors at CTN in Portugal. *Radiation Protection Dosimetry*, doi:10.1093/rpd/ncv479.

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

Investigador

Fernando P. Carvalho

Técnicos Superiores

João Maria Oliveira
Margarida Malta

III.1. OBJECTIVOS

III.1.1 Introdução

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

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

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

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

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

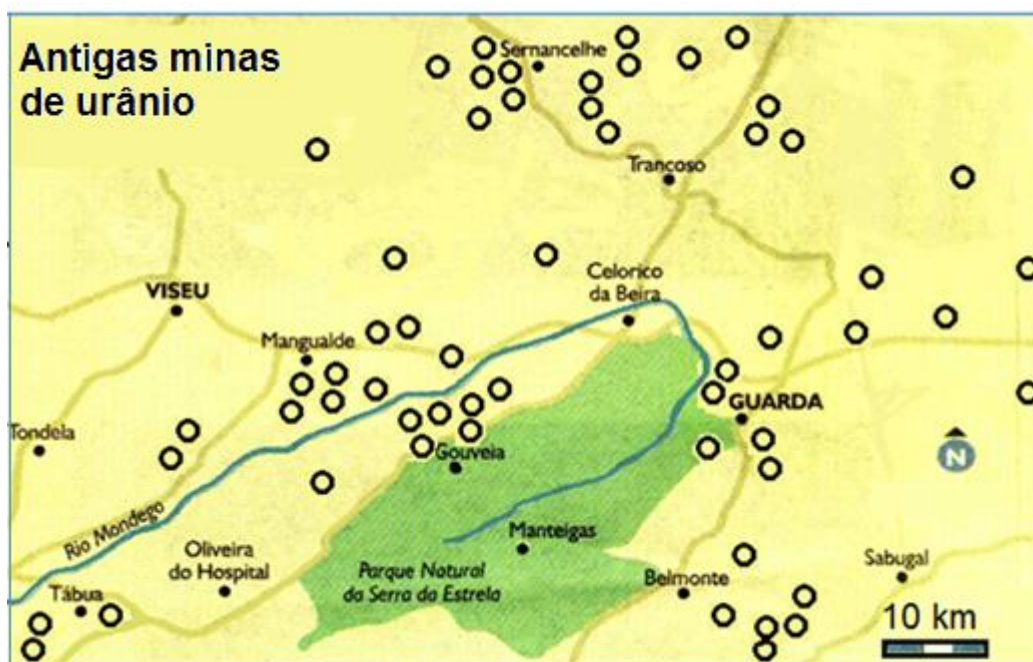


Figura III.1- Mapa da região centro e localização das antigas minas de urânio (círculos).

Seguiu-se a investigação efetuada no âmbito do Projeto «Estudo dos efeitos dos resíduos das minas de urânio na saúde da população» (Projeto “MinUrar”, 2003-2006), financiado pelo Ministério da Saúde no seguimento da Recomendação da Assembleia da República nº 34/2001. O projeto “MinUrar” permitiu um estudo mais aprofundado de áreas onde estão situadas as antigas minas de urânio e a investigação da contaminação ambiental e dos seus efeitos sobre a saúde pública. Constatada a ocorrência de contaminação ambiental em diversas áreas e exposição de membros do público a radiações ionizantes acima do fundo radioativo natural, as recomendações efetuadas pelo 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).

A execução do plano de remediação ambiental da zona da Urgeiriça foi iniciada em 2005 e concluído 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).

III.1.2 Plano de monitorização executado em 2014

Incluíram-se no plano de monitorização de 2014:

- A) Águas de mina e escombros de minas uranio em vários locais, incluindo a bacia do Rio Mondego.
- B) Águas superficiais na bacia hidrográfica do Rio Mondego incluindo três afluentes das duas margens do Mondego com minas e escombrelas de uranio.
- C) Águas subterrâneas de poços e furos na zona de várias minas de uranio.
- D) Produtos hortícolas de várias áreas mineiras.
- E) Gado ovino, pastagens e águas de rega na zona da mina da Quinta do Bispo (Mangualde) e Ranhados (Viseu) para comparação.
- F) Água para consumo humano, aerossóis e radão na atmosfera em vários locais.
- G) Monitorização da dose de radiação ambiente (dose externa) nas áreas de várias minas de uranio nos distritos de Viseu e da Guarda.

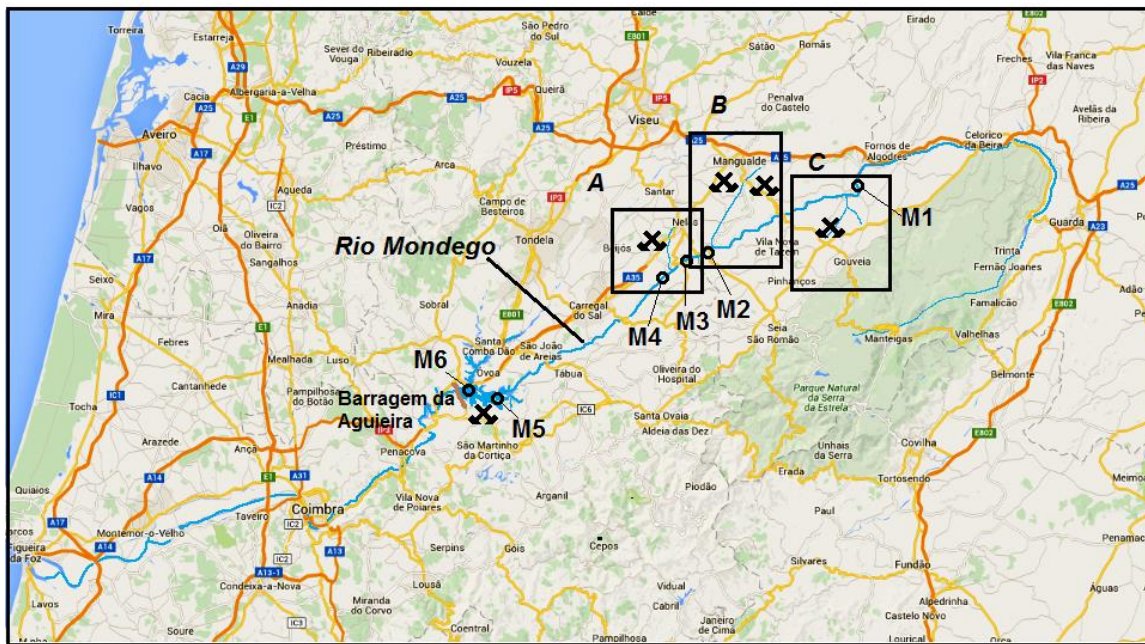


Figura III.2- Mapa da região centro do país e bacia hidrográfica do Rio Mondego. As estações M1 a M6 correspondem a locais de colheita no Rio Mondego. As áreas indicadas com retângulos indicam as sub-bacias dos afluentes do Rio Mondego estudados com mais pormenor e que são A, Ribeira da Pantanha, B, Ribeira do Castelo e C, Ribeira do Boco.

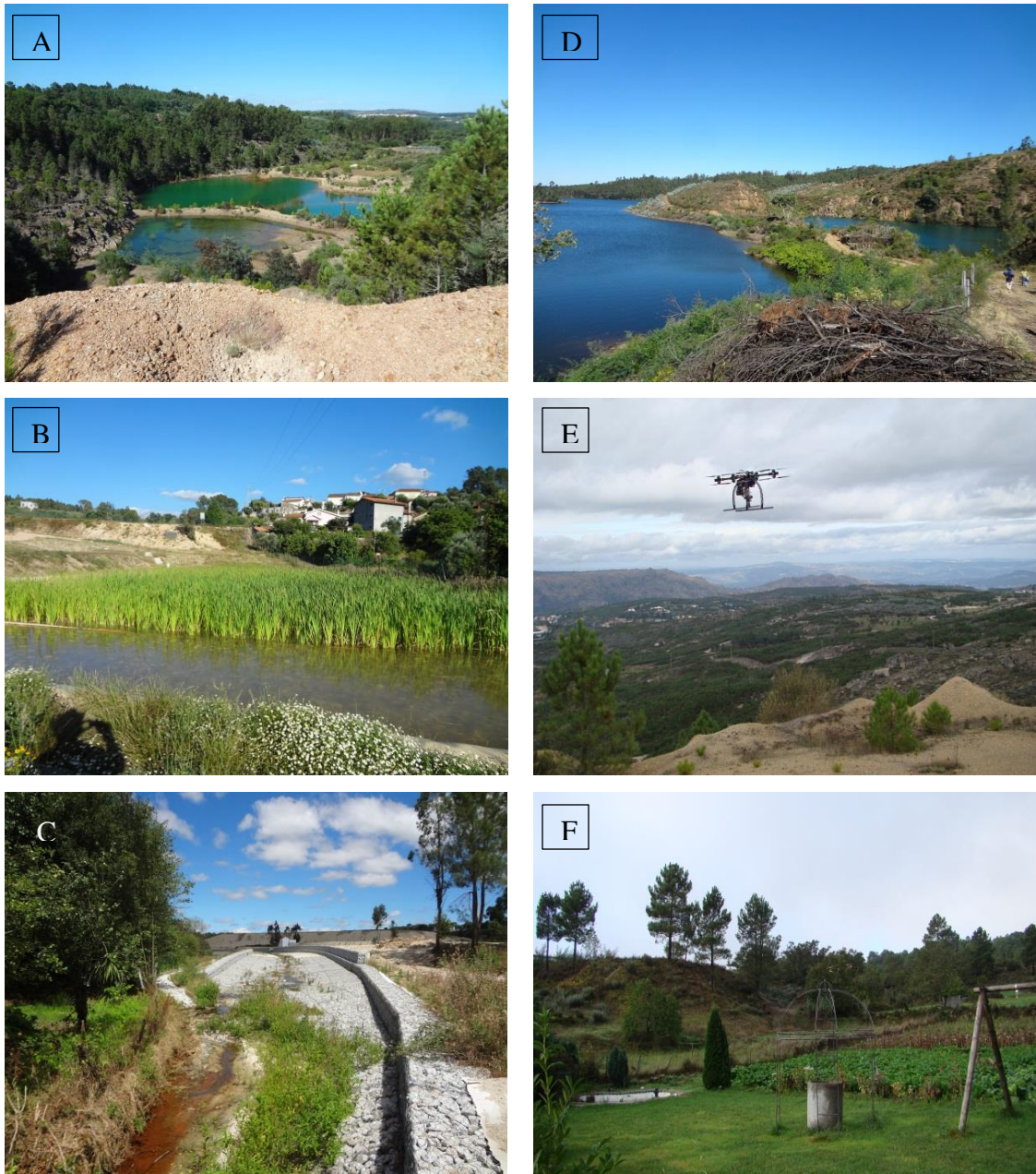


Figura III.3- Sítios de antigas minas de urânio na bacia do Rio Mondego, Guarda e Trancoso.

- 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 detetor de radiação gama. Vista do sítio da mina para oeste, com a escombreira em primeiro plano.
- F. Hortas das casas no centro da povoação do Reboleiro; ao fundo escombreira da antiga Mina do Reboleiro.

III.2. MATERIAIS E MÉTODOS

III.2.1. Amostragem

A monitorização ambiental efetuada pelo IST/LPSR assenta sobretudo na recolha de amostras ambientais nas áreas selecionadas para a determinação das concentrações dos radionuclídeos através de análises efetuadas no laboratório. A amostragem na totalidade dos locais aqui descritos foi efetuada em duas missões de campo, com a duração de uma semana cada, realizadas em Julho (7-11) e Outubro (6-10) de 2014. A missão de Julho incidiu sobre os cursos de água, amostragem das hortas e dos poços, determinações de radão e aerossóis. A missão de Outubro incidiu sobretudo na monitorização da dose de radiação ambiente nas zonas de escombrelas não intervencionadas até aquela data. A monitorização das doses de radiação foi efetuada a pé com detetores portáteis, e com recurso a um “drone” portador de um detetor de radiação gama telecomandado sobrevoando a área (em teste).

Na bacia hidrográfica do Rio Mondego e afluentes selecionados procedeu-se à recolha de sedimentos do leito e da água dos ribeiros e rios (Figura III.2). Nas zonas de antigas minas de urânio procedeu-se à amostragem de escombros mineiros e de água 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, amostras de solos agrícolas e de produtos hortícolas.

Recolheram-se amostras de pasto e água nas zonas de pastagem de dois rebanhos de ovinos, um da povoação Póvoa de Espinho, junto da antiga Mina da Quinta do Bispo, e outro criado na Escola Superior Agrária de Viseu (ESAV), em Ranhados, Viseu, para comparação. De cada rebanho foram adquiridas três ovelhas adultas. Os animais foram abatidos no laboratório da ESAV (Outubro 2014) para recolha de amostras de tecidos e órgãos internos para a determinação dos radionuclídeos.

Procedeu-se ainda à monitorização de aerossóis na zona da Urgeiriça com amostradores High Volume Andersen, colocados nos terrenos próximos das antigas escombrelas. Foram efetuadas determinações contínuas de radão atmosférico no ar de superfície na Cunha Baixa, Urgeiriça e Caldas da Felgueira, com amostradores Sarad, GmbH.

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

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-22.

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 acidificadas com HNO₃ a 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 microfibras de vidro Whatman, com registo do volume de ar filtrado e determinação da concentração de poeiras no ar (Figura III.4). As amostras de produtos hortícolas e produtos silvestres disponíveis nas zonas das minas, foram lavadas como se faria para consumo e, seguidamente, liofilizadas para subsequente análise dos radionuclídeos. As amostras de tecidos de ovelhas foram recolhidas por veterinários da ESAV, caracterizadas e congeladas para transporte. Uma vez no laboratório do LPSR foram liofilizadas, homogeneizadas e as determinações efetuadas sobre alíquotas dessas amostras.

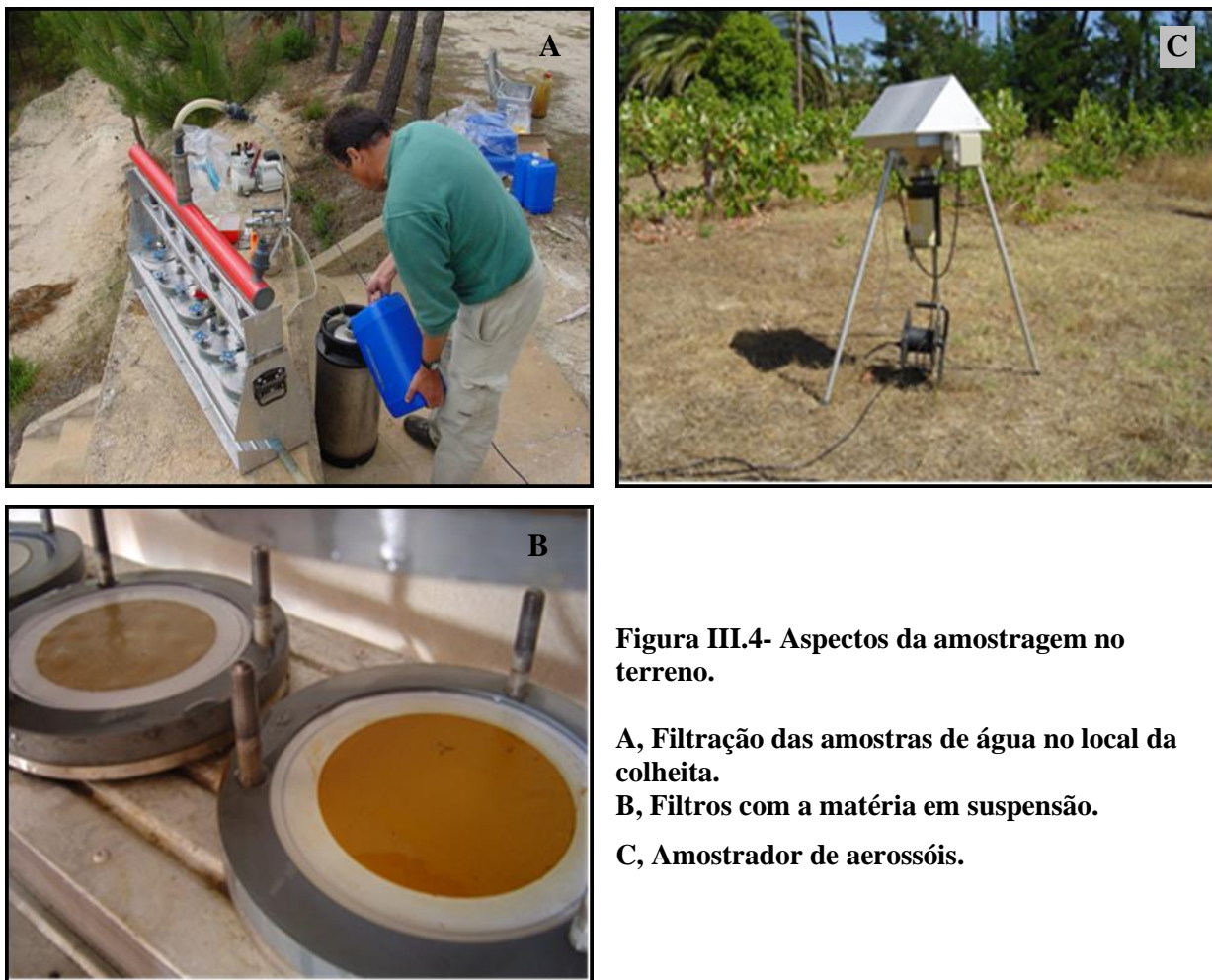


Figura III.4- Aspectos da amostragem no terreno.

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

B, Filtros com a matéria em suspensão.

C, Amostrador de aerossóis.

III.2.3. Determinação radiométrica dos radionuclídeos

Após homogeneização das amostras foram preparadas alíquotas para análise às quais se adicionaram traçadores isotópicos dos elementos a analisar (^{232}U , ^{229}Th , ^{224}Ra , ^{209}Po e Pb estável). Procedeu-se à dissolução total das alíquotas em HNO_3 , HCl e HF , seguida de separação radioquímica e purificação dos radioelementos a determinar. Os radioelementos foram eletrodepositados em discos metálicos, de aço ou prata, e a radioatividade determinada por espectrometria alfa com detetores de superfície de barreira e implantados, utilizando espectrómetros OctetePlus (ORTEC EG&G). As técnicas de separação radioquímica e de espectrometria alfa utilizadas foram testadas e descritas na literatura científica (Carvalho et al., 2005; Oliveira e Carvalho, 2006; Carvalho e Oliveira, 2007, 2009) (Figura III.5).

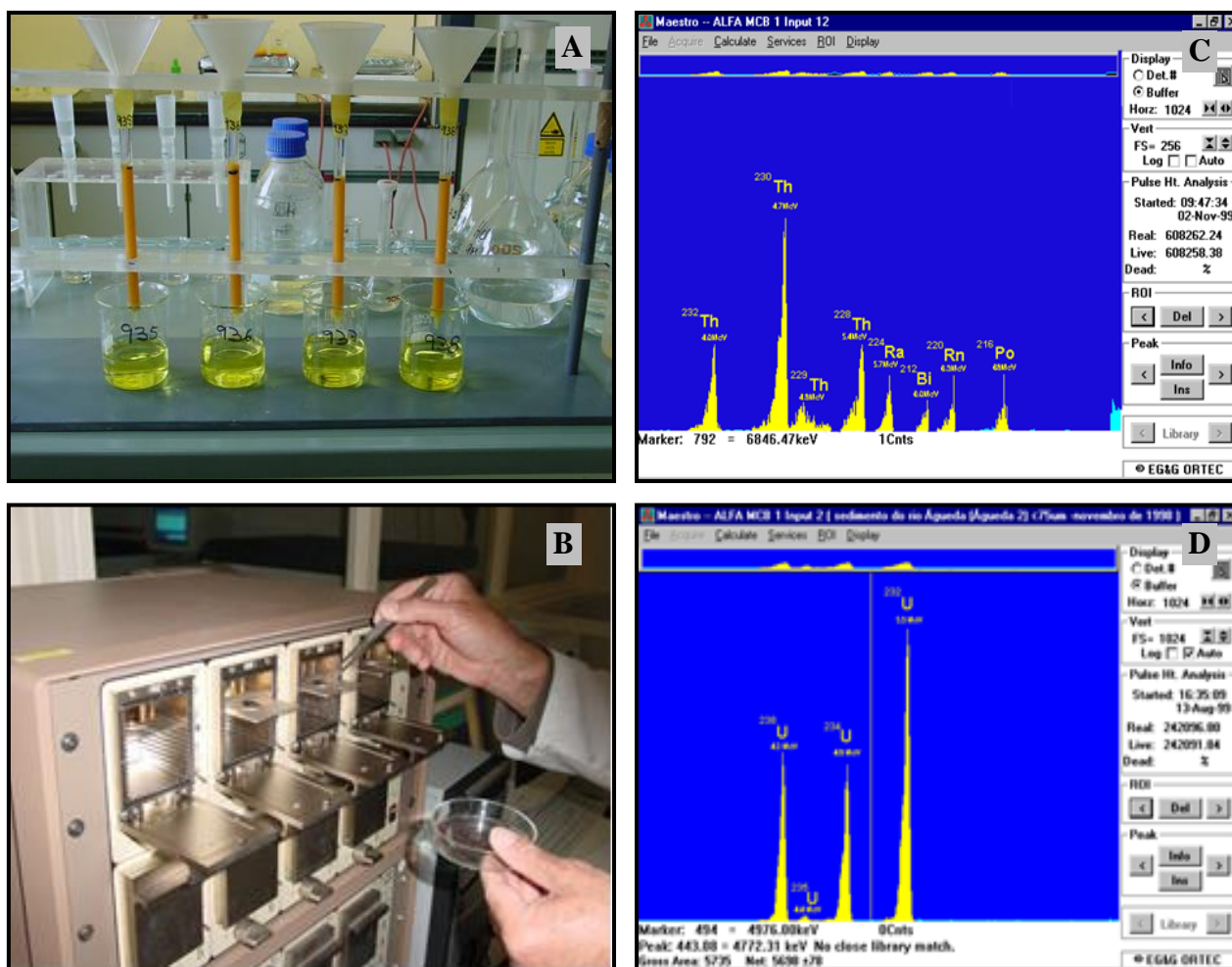


Figura III.5- Análise de radionuclidos no laboratório. A, Separação radioquímica dos radioelementos. B, espectrómetro alfa. C, Espectro de radiação alfa dos isótopos do tório. D, Espectro da radiação alfa dos isótopos de urânio.

A determinação em contínuo da concentração de radão (^{222}Rn) no ar de superfície foi efetuada com analisadores de detetor de barreira de silício (SARAD, GmbH) colocados a cerca de 1,5 m acima do solo, sob alpendres de casas nas povoações da Cunha-Baixa, Urgeiriça e Caldas de Felgueira. A amostragem de poeiras foi efetuada no centro da povoação de Cunha Baixa, no terreno da casa paroquial e nas proximidades da Barragem Velha na Urgeiriça.

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

III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

a. Águas contaminadas de antigas minas

As Tabelas III.1a, b, c, apresentam os resultados da concentração em atividade dos radionuclídeos na fase solúvel, na matéria em suspensão e no sedimento de crateras mineiras e escombros, respetivamente.

Na bacia do rio Mondego foram recolhidas amostras de águas e de sedimentos nas crateras das minas de Quinta do Bispo e Mondego Sul, sítios que não foram ainda objeto de remediação ambiental, e efluentes não tratados do sítio mineiro da Cunha Baixa, onde foram realizados já trabalhos de remediação ambiental (Figuras III.2, III.6 e III.7).

As águas acumuladas nas crateras mineiras, tais como a Quinta do Bispo e Mondego Sul (minas a céu aberto), têm origem no lençol freático e na precipitação atmosférica e por isso apresentam variações de volume sazonais. Essas variações de volume contribuem para a flutuação das concentrações de radionuclídeos ao longo do ano nas lagoas das minas a céu aberto (ex., Quinta do Bispo) mas a variação do nível freático faz-se sentir também nas minas subterrâneas inundadas (ex., Cunha Baixa e Urgeiriça). No caso da mina da Quinta do Bispo, onde no flanco da cratera e ao lado da lagoa e há uma escombreira de minério lixiviado, com elevada radioatividade (Figura III.3A), a precipitação atmosférica resulta num aumento de lixiviação de radionuclídeos na escombreira e em escorrências que acabam por aumentar a radioatividade na água da cratera mesmo em período de maior volume de água. Assim, em Julho 2014, após várias semanas de chuvas abundantes, o nível da água na cratera da Quinta do Bispo era alto e a concentração de ^{238}U dissolvido era de 25770 ± 1190 mBq/L, cerca de 4 vezes mais elevada que em Fevereiro 2014, num Inverno com pouca chuva. Já a água da mina subterrânea da Cunha-Baixa, com a recarga do aquífero e maior volume de água na mina em Julho do que em Fevereiro, apresentou uma diminuição da concentração de ^{238}U (efeito de diluição) para cerca de metade em comparação com Fevereiro de 2014 (Tabela III.1a). As concentrações dos radionuclídeos na fase particulada (mBq/L) variaram pouco entre Fevereiro e Julho (Tabela III.1b).

b. Escombros mineiros

Os resultados das análises de amostras de escombros mineiros a descoberto complementam resultados de anos anteriores (Tabela III.1c). É de realçar a elevada radioatividade dos escombros da Mina do Forte Velho (Guarda), onde os radionuclídeos da família do uranio a partir do ^{230}Th apresentaram valores muito elevados (o ^{210}Pb atingiu 24730 ± 1620 Bq/kg), enquanto o uranio era residual (a concentração do ^{238}U foi 4360 ± 130 Bq/kg). Trata-se de escombros de minério que foi lixiviado para a extração de uranio (Figura III.3E). É de notar ainda que o solo da encosta da serra (solo #6), recolhido abaixo da

escombreira da mina do Forte Velho, apresenta uma forte contaminação devido ao deslizar de materiais e escorrências superficiais da escombreira (Tabela III.1c).

Estes escombros da mina do Forte Velho diferem dos escombros da Mina do Reboleiro (Trancoso) onde o ^{238}U tinha a concentração 29470 ± 1420 Bq/kg enquanto a atividade do ^{226}Ra era menos de metade, 13180 ± 620 Bq/kg, indicando com grande clareza que a mina do Reboleiro foi produtora de rádio e não de urânio. Esta mina foi efetivamente explorada pela Companhia Portuguesa de Rádio (CPR) tendo a concessão mineira mais tarde sido transferida para a Junta de Energia Nuclear (JEN) (Figura III.3F).

Os materiais existentes nas escombreiras da mina do Boco (Gouveia) e da Mina Maria Dónis (Aguiar da Beira) são menos radioativos que os das minas anteriores. Nos dois casos trata-se de escombros mineiros e não de minério propriamente dito, e não foram tratados com ácido para extração de urânio ou de rádio. Seria de esperar, por isso, que a concentração de urânio nestes escombros mineiros estivesse em quase equilíbrio radioativo secular com os descendentes. Contudo, em ambos os casos, a concentração em atividade de ^{226}Ra foi inferior às concentrações de ^{238}U - ^{230}Th , o que se atribui á gradual dissolução de ^{226}Ra pela água da chuva ao longo dos anos de exposição das escombreiras às intempéries.

Estas concentrações dos radionuclidos das famílias naturais em escombros mineiros são, no presente, 10 a 100 vezes mais elevadas que as concentrações de ocorrência natural nos solos não contaminados da região. Apesar da exposição dos escombros à lixiviação pela água das chuvas ter reduzido por dissolução a concentração de radionuclidos, sobretudo do ^{226}Ra , a quantidade de elementos radioativos nas escombreiras destas minas permanece muito elevada e quase inalterada devido ao elevado período de semi-vida dos radionuclidos (^{238}U $T_{1/2}=4,49\times 10^9$ anos; ^{226}Ra $T_{1/2}=1600$ anos). Assim, estas escombreiras, abandonadas e sem confinamento, serão uma fonte persistente de contaminação radioativa do ambiente durante séculos.

c. Bacia hidrográfica do Rio Mondego: águas superficiais

Os resultados das determinações de radionuclidos na água (fase dissolvida), na matéria em suspensão (fase particulada) e nos sedimentos do leito dos cursos de água referentes à monitorização efetuada em Julho 2014, são apresentados nas Tabelas III.2a, b, c.

Na **Ribeira do Castelo**, afluente da margem direita do rio Mondego (Figura III.6) os resultados obtidos para a estação RC1, junto da aldeia da Mesquitela e a montante das zonas mineiras da Quinta do Bispo e da Cunha Baixa, podem ser usados como valores indicativos do fundo radioactivo natural. Os valores determinados na estação RC2, a jusante das descargas das minas da Cunha Baixa e da Quinta do Bispo, mostraram que ocorreu uma elevação das concentrações de radionuclidos, em particular do ^{238}U e do ^{226}Ra na água da ribeira (fase

solúvel) (Tabela III.2a). Designadamente, na Ribeira do Castelo estação RC1, na zona das hortas da aldeia da Mesquitela, as concentrações de ^{238}U e ^{226}Ra dissolvidos foram de 45 ± 2 mBq/L e de 30 ± 2 mBq/L, respetivamente. Após a confluência das descargas das duas minas na Ribeira, no local da ponte sobre a ribeira entre Póvoa de Espinho e Cunha Baixa (Estação RC2), as concentrações daqueles dois radionuclidos na fase solúvel estavam aumentadas em cerca de 1,5 a 2 vezes, respetivamente (Tabela III.2a).

Devido à fraca solubilidade destes radionuclidos, que se reflete nos valores elevados de coeficiente de partição (K_d) entre fase sólida e fase solúvel (Carvalho et al., 2007), as concentrações de U, ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po na matéria em suspensão e no sedimento do leito da Ribeira do Castelo, apresentaram também valores muito elevados a jusante das descargas das minas (estação RC2, Tabela III.2b e 2c). Por exemplo, no sedimento da Ribeira do Castelo, estação RC2, destacam-se valores de ^{238}U (4375 ± 135 Bq/kg) e de ^{226}Ra (1560 ± 130 Bq/kg), ambos significativamente mais elevados que na estação de referencia RC1 (Tabela III.2c).

Note-se que as águas das crateras mineiras da Mina da Quinta do Bispo e a água de drenagem da Cunha Baixa antes do tratamento na ETAM apresentaram na mesma ocasião concentrações muito elevadas dos radionuclidos da família do urânio (Tabela III.1a e 1b). A concentração mais elevada na fase solúvel foi a de urânio na Mina da Quinta do Bispo com ^{238}U a 25770 ± 1190 mBq/L, enquanto na fase particulada se registaram valores de 56 ± 1 mBq/L na mesma água de mina. Os sedimentos acumulados no fundo destas lagoas das antigas crateras mineiras apresentaram também elevadas concentrações específicas dos radionuclidos da família do urânio, por vezes próximas do equilíbrio radioativo secular, e sempre mais elevadas que os sedimentos do leito dos rios como se pode verificar no caso do sedimento da cratera mineira da mina Mondego Sul (Tabela III.1c).

A descarga direta das águas e sedimentos destas minas para as linhas de água poderia originar uma contaminação radioativa considerável. As elevadas concentrações de radionuclidos são, geralmente, reduzidas com o tratamento das águas contaminadas efetuado antes da descarga para os cursos de água. As minas subterrâneas da Cunha Baixa e da Urgeiriça e a mina a céu aberto da Quinta do Bispo têm hoje Estações de Tratamento de Águas das Minas (ETAMs) e descarregam sobretudo efluentes tratados. O tratamento consiste na adição de cloreto de bário e precipitação com hidróxido de cálcio para remover os radionuclidos por co-precipitação com o hidróxido de bário. Após correção do pH e remoção dos radionuclidos com os precipitados depositados («lamas») em bacias de decantação, as águas tratadas são largadas para as linhas de água. No caso da mina da Cunha-Baixa há um tratamento adicional para melhoria da qualidade da água efetuado por plantas aquáticas (“constructed wetlands”) (Figura III.3B). As águas residuais tratadas, apesar do tratamento,

apresentam concentrações dos radionuclídeos por vezes acima das concentrações habituais nas águas de superfície da região. Apesar disso, quando comparados com os anos anteriores, estes valores mostram um decréscimo da contaminação nas descargas de águas de minas embora não tendo voltado ainda aos valores do fundo radioativo natural típico da Ribeira do Castelo (Carvalho et al., 2009).

A Ribeira da Pantanha, outro afluente da margem direita do Rio Mondego e que nasce perto de Nelas, recebeu durante décadas os efluentes das minas de Valinhos e da Urgeiriça e, sobretudo, os efluentes da instalação de tratamento químico do minério situada na mesma povoação da Urgeiriça, perto de Canas de Senhorim (Figura III.6). A monitorização desta ribeira mostrou que a água da Pantanha a montante da represa de Valinhos (estação RP1, Tabela III.2a) tinha concentrações baixas de ^{238}U e ^{226}Ra , com valores de 64 ± 2 e 32 ± 3 mBq/L respetivamente, e que podem ser tomados como referencia (concentrações essencialmente de origem natural). Na água da represa de Valinhos (estação RP2) verificou-se uma ligeira subida das concentrações na fase dissolvida, mas foi sobretudo depois da descarga dos efluentes da zona Barragem Velha e Barragem Nova (estação RP3) que, apesar de tratados numa ETAM (Figura III.3C), se verificou uma elevação acentuada da radioatividade na água sobretudo de urânio dissolvido, e ainda a elevação das concentrações de todos os radionuclídeos na matéria em suspensão e nos sedimentos do leito da ribeira (Tabela III.2b e 2c).

A jusante da zona das descargas de efluentes mineiros, a radioatividade na água da Ribeira da Pantanha decresceu e nas Caldas de Felgueira os valores de urânio, ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po foram significativamente mais baixos (Estação RP6, Tabela III.2a e 2b). A radioatividade nos sedimentos do leito da Ribeira da Pantanha, recentemente removidos devido às obras da Barragem Nova e limpeza do leito, decresceu perto da zona da Barragem Nova, mas ainda apresentava valores muito elevados nalgumas bolsas de sedimento acumuladas ao longo da ribeira, em particular na zona de Caldas de Felgueira (estação RP6, Tabela III.2c).

Em 2013 tinha-se procedido à monitorização e avaliação da contaminação das lagoas das crateras da Mina do Boco e da Mina do Canto do Lagar (Gouveia) que drenam para a Ribeira do Boco, afluente da margem esquerda do Rio Mondego (Figura III.7). As águas destas minas não são ácidas e as concentrações de radionuclídeos na água (fase solúvel) foram moderadas. Contudo, nestes sítios mineiros existem também importantes escombrelas que constituem uma fonte de contaminantes (Tabela III.1c) que são transportados pela Ribeira do Boco para o Rio Mondego. A descarga da Ribeira do Boco contribuiu para elevar a radioatividade do Rio Mondego, tal como foi detetado nos sedimentos em Carvalhal da Louça (estação M2, Tabela III.2c).

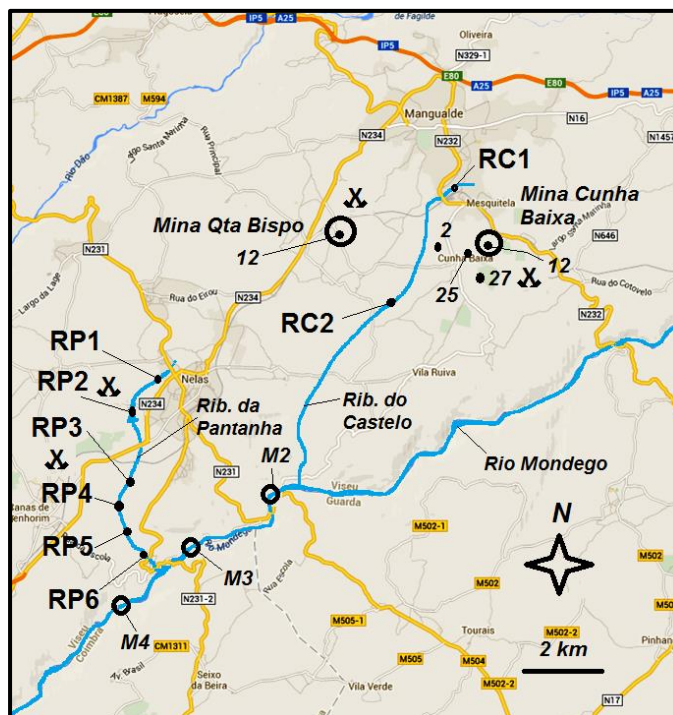


Figura III.6- Ribeira da Pantanha e Ribeira do Castelo e estações de colheita de amostras.

A jusante da confluência da Ribeira do Boco juntam-se ao Mondego as ribeiras do Castelo e da Pantanha. A contaminação transportada pela descarga da Ribeira da Pantanha foi detetável na estação M4 (Tabela III.2a, 2b e 2c), a jusante da confluência da ribeira em Caldas de Felgueira quando comparada com as concentrações medidas a montante da confluência, na estação M3. Globalmente o rio Mondego recebe as descargas destas várias ribeiras e transporta-as para a albufeira da Barragem da Aguieira (Figura III.2).

Na orla da albufeira da Barragem da Aguieira, perto de Ázere, fica situada a Mina Mondego Sul, uma mina a céu aberto cuja cratera está preenchida por uma lagoa permanente (Figura III.3D). Esta lagoa está separada por poucos metros de terreno da albufeira da Barragem da Aguieira. A água da lagoa da cratera da Mina Mondego Sul (#14) apresentou valores elevados de urânio dissolvido (Tabelas III.1a e 1b). O pH desta lagoa tem vindo a subir com o passar dos anos e, apesar da flutuação sazonal (devida ao volume de água na cratera), a concentração de urânio dissolvido parece ter tendência a estabilizar. A água da albufeira da Aguieira amostrada perto da mina Mondego Sul (M5) apresentou valores um pouco mais elevados que no local da Senhora da Ribeira (M6), mais próximo da tomada de água para abastecimento público (Tabela III.2a e 2b).

A radioatividade da água da Barragem Aguieira determinada na estação #13, local da Senhora da Ribeira, situa-se abaixo do limite de atividade alfa total de 0,1 Bq/L aplicado à água para consumo humano (Diretiva Europeia 2013/51 EURATOM). Ou seja, apesar das

descargas de várias ribeiras com águas contaminadas provenientes dos escombros e águas de minas, com a diluição no Mondego as concentrações dos radionuclidos na água da barragem são baixas e, no presente, não comprometem o uso desta água para o consumo humano (Carvalho et al., 2009, 2015).

d. Bacia hidrográfica do rio Mondego: águas subterrâneas

Os resultados de análises de águas de poços de várias localidades estão agrupados na Tabela III.3a, b e c. Os poços estão localizados perto de linhas de água na Cunha Baixa, Quinta do Bispo, e na povoação da Urgeiriça e são, atualmente, usados apenas para irrigação das hortas. Para comparação incluíram-se análises de águas de poço na Mesquitela, a poucos quilómetros da Cunha Baixa, e nos terrenos da Escola Superior Agrária de Viseu (ESAV), em Ranhados, Viseu, fora da zona das minas de urânio.

Na povoação da Cunha Baixa a água de vários poços, sobretudo dos poços que se situam ao longo da linha de água que drena a mina de urânio para a Ribeira do Castelo, está contaminada, conforme documentado em relatórios de anos anteriores, com ácido e com radionuclidos da família do urânio (Carvalho et al, 2009, 2014). Em Julho 2014, um poço particular (#2) apresentou 1640 ± 80 mBq/L de ^{238}U na fase solúvel e 35 ± 1 mBq/L na fase particulada, isto é, concentrações cerca de duas ordens de grandeza mais elevadas que no poço (#4) de comparação da aldeia de Mesquitela (Figura III.6). Ao longo dos anos a água daquele poço apresentou concentrações de urânio que oscilaram ligeiramente (dependendo provavelmente da recarga do aquífero) mas, desde há 10 anos não mostra tendência de decréscimo das concentrações de radionuclidos. Outros dois poços de hortas na zona da Cunha Baixa (amostras água #25 e #27, Tabela III.3a) apresentaram concentrações dos vários radionuclidos também elevadas devido a contaminação com origem na mina da Cunha Baixa. Face à contaminação da água dos poços, a população da povoação da Cunha Baixa vai futuramente utilizar água de uma origem alternativa, uma represa de águas de superfície construída para esse efeito, para irrigação das hortas com água não contaminada (Figura III.6).

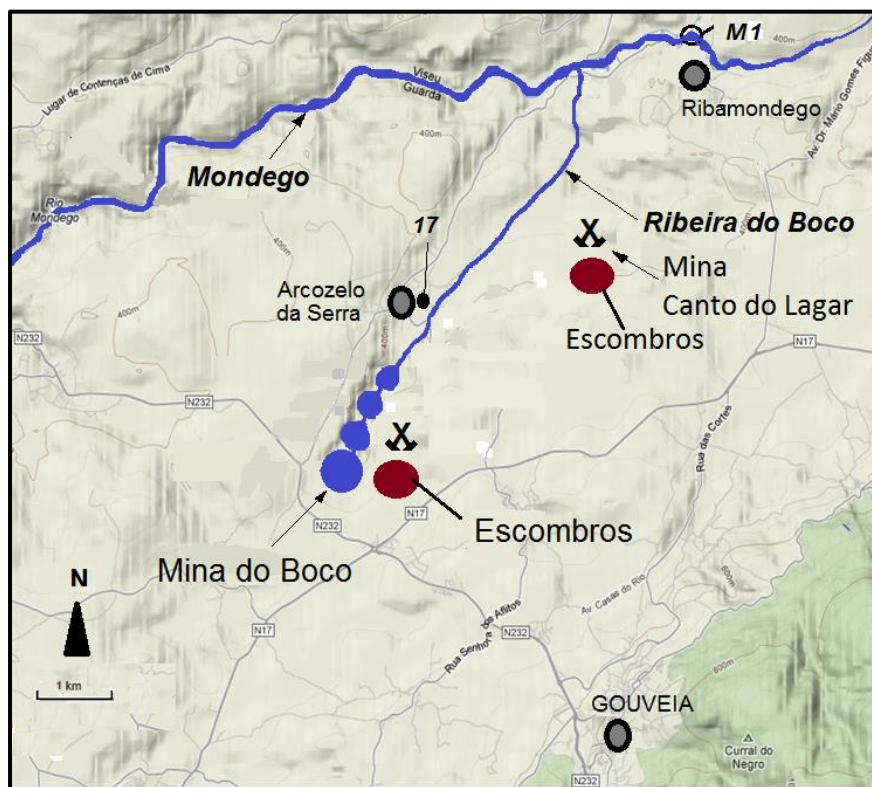


Figura III.7- Ribeira do Boco e estações de colheita de amostras.

Na zona de influência da Mina da Quinta do Bispo a água dos poços mostrou igualmente contaminação causada pela água da mina, tendo-se determinado a concentração de urânio ^{238}U na fase solúvel e na fase particulada em 700 ± 30 e 88 ± 3 mBq/L, respetivamente (estação #24, Tabela III.3b). Esta contaminação provém das águas contaminadas da mina da Quinta do Bispo, apesar de ali ter sido instalada uma ETAM para tratamento dos efluentes.

Na povoação da Urgeiriça, a água de poços de hortas situados sobre a antiga mina subterrânea e monitorizados anualmente, apresentou concentrações baixas dos radionuclídeo. Por exemplo, o ^{238}U foi de 83 ± 2 mBq/L, comparável com a água do poço da Mesquitela. Não se observou pois, nos poços da Urgeiriça, contaminação com origem nas águas de mina.

Registe-se também que há importantes variações naturais nas concentrações de radionuclídeos em águas subterrâneas, como se pode comprovar pelos resultados do furo e charca da ESAV, Viseu (Tabelas III.3a e b).

e. Solos da bacia do Mondego e de outras zonas mineiras

A Tabela III.4 apresenta as concentrações dos radionuclídeos em amostras de solos recolhidos nas hortas das zonas mineiras da Cunha Baixa, Quinta do Bispo, Urgeiriça e Arcozelo da Serra, todas situadas na bacia do Rio Mondego, e, ainda, da zona da antiga mina do Reboleiro (Rio de Mel, Trancoso). Apresentam-se também as concentrações de radionuclídeos em solos da Mesquitela e da ESAV em Ranhados, Viseu, ambos fora de áreas mineiras, para possibilitar a comparação com as concentrações de ocorrência natural destes

radionuclídeos. Note-se que as concentrações naturais de radionuclídeos em solos podem ser muito variáveis, tal como se verifica no caso da ESAV e da Mesquitela, e dependem da composição do solo em minerais e matéria orgânica.

O solo das hortas da Mesquitela (Solo #1), na bacia da Ribeira do Castelo, apresentou radionuclídeos da família do urânio em quase equilíbrio radioativo secular e é apropriado, pela composição e localização, como termo de comparação com os solos das hortas junto da Cunha Baixa e da Quinta do Bispo. As hortas da Cunha Baixa (solos #25, #27) têm solos com radioatividade claramente mais elevada que o solo da Mesquitela devido a contaminação com escombros mineiros e à prolongada irrigação com efluentes líquidos contaminados provenientes da mina da Cunha Baixa (Tabela III.4). Na margem oposta da Ribeira do Castelo, na área de influência da Mina da Quinta do Bispo, os solos estão também contaminados (solo#24), sobretudo com ^{226}Ra . O veículo de contaminação terá sido sobretudo a descarga e irrigação com água de mina não tratada.

Os solos da área mineira do Reboleiro foram colhidos nas hortas das casas próximas da escombeira (solo#30) e no quintal da antiga casa da mina (solo#34, «casa da JEN») e mostram também uma importante contaminação, sobretudo por ^{226}Ra (Tabela III.4). É de notar que nos materiais das escombrelas a razão $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ é de 0,45, enquanto nas amostras de solos de hortas próximas (solos#30 e #34), com elevada radioatividade, a razão das concentrações $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ é de cerca de 75, indicando que houve contaminação do solo por lixiviação e transporte de ^{226}Ra da escombeira para as hortas e não uma simples mistura de escombros com o solo (Figura III.3F).

Já o solo agrícola das hortas de Arcozelo da Serra (solo#17, Tabela III.4), situadas na margem da Ribeira do Boco, não apresentou contaminação proveniente dos escombros e águas da mina do Boco.

O solo#22 (Tabela III.4) é um solo florestal colhido na serra da Guarda, perto do local das antenas de transmissão e rádio e TV, e é adequado para comparação com os escombros e solos contaminados colhidos em redor da mina do Forte Velho, situada a cerca de 1 km do local das antenas (Tabela III.1c).

O solo agrícola da ESAV, Ranhados, Viseu, foi amostrado para comparação com os solos de hortas situadas na zona da Urgeiriça, dos quais aliás não difere muito e, assim, indicando que as hortas no interior da povoação da Urgeiriça não têm solos contaminados.

f. Produtos hortícolas e vegetação espontânea da bacia do Mondego e de outras zonas mineiras

As concentrações de radionuclídeos em amostras de produtos hortícolas e de vegetação espontânea recolhidas em vários locais são apresentados na Tabela III.5.

Os resultados das amostras de produtos hortícolas da Mesquitela podem ser usados como termo de comparação para outros produtos da bacia da Ribeira do Castelo. A análise dos resultados indica que houve sistematicamente uma maior bioacumulação de ^{226}Ra que de urânio, tório e polónio nos produtos hortícolas. Esta acumulação preferencial de ^{226}Ra é de há muito conhecida (Fesenko et al., 2014; Carvalho et al., 2009, 2014a). Há também diferenças importantes na concentração dos radionuclídeos entre plantas e é notório que as cenouras geralmente concentraram mais os vários radionuclídeos disponíveis no solo do que as cebolas, tomates e alfaces.

Os produtos hortícolas das hortas da Cunha Baixa e da zona da Quinta do Bispo apresentaram sistematicamente valores mais elevados que os produtos da Mesquitela. Os valores mais elevados foram, por exemplo, de ^{226}Ra em cenouras da Cunha Baixa, com 18000 ± 700 mBq/kg peso fresco, enquanto o ^{226}Ra em cenouras da Mesquitela foi de 1230 ± 80 mBq/kg peso fresco. A mesma tendência foi observada com o ^{238}U em alfaces com valores 2110 ± 70 mBq/kg pf na Cunha Baixa, enquanto na Mesquitela foi de 60 ± 3 mBq/kg pf. (Tabela III.5).

Já os produtos hortícolas da Urgeiriça apresentaram concentrações destes radionuclídeos muito mais baixas que os produtos da Cunha Baixa e, geralmente, foram semelhantes às dos produtos da Mesquitela.

Os produtos hortícolas das hortas da povoação Arcozelo da Serra apresentaram também valores semelhantes aos dos produtos da Mesquitela e, portanto, sem indicação de contaminação por efluentes mineiros da área da Mina do Boco.

Um caso diferente é o dos produtos agrícolas da zona do Reboleiro (Trancoso). A escombreira da antiga mina da CPR tem nas proximidades algumas árvores de fruto abandonadas, em zona atualmente não cultivada e que terá sido o quintal da antiga «casa da JEN». Pudemos assim obter em 2014 amostras de uvas e maçãs (Tabela III.5, amostras #34) para análise. Trata-se de frutos aéreos e os resultados não são diretamente comparáveis com os produtos hortícolas acima relatados.

Comparando os resultados das uvas da estação #34 (casa da JEN) com resultados para uvas # 23, recolhidas nas proximidades mas acima da zona da escombreira, conclui-se que o crescimento junto da escombreira em solo contaminado com ^{226}Ra , proporcionou a transferência para as uvas de elevada atividade de ^{226}Ra , i.e., 3 vezes mais que na amostra #23.

As concentrações de ^{226}Ra e outros radionuclídeos nas maçãs do mesmo local não foram contudo muito elevadas, tal como se observara em anos anteriores em maçãs produzidas na zona da mina da Cunha Baixa (Carvalho et al., 2014 b, c, d).

g. Produtos pecuários

Os resultados das concentrações de radionuclídeos em tecidos de gado ovino são apresentados na Tabela III.6. Foram analisados tecidos de órgãos internos de ovinos obtidos de rebanhos em duas áreas: Póvoa de Espinho, perto da concessão mineira da Quinta do Bispo, e em Ranhados, Viseu, do rebanho criado nos terrenos da ESAV (zona não mineira, para comparação).

O padrão de distribuição das concentrações dos radionuclídeos nos órgãos é semelhante em todos os animais. O urânio tem baixas concentrações no encéfalo e músculo (coxa) e as concentrações mais elevadas foram as de ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po no tecido ósseo (fémur) e nos órgãos excretores (rim) (Figura III.8).

As concentrações médias nos tecidos das ovelhas criadas na zona da Mina da Quinta do Bispo são geralmente superiores às das ovelhas criadas em Viseu. As concentrações resultam obviamente da transferência de radionuclídeos pela cadeia alimentar, pois as concentrações dos radionuclídeos no solo, água e pasto na zona de criação dos rebanhos foram mais elevadas na Póvoa de Espinho/Quinta do Bispo (cerca de 10 a 100 vezes mais) que na zona de Viseu. Por exemplo, as concentrações de ^{238}U e ^{226}Ra no pasto de hortas junto da Quinta do Bispo foram de 6200 ± 200 e 37000 ± 2000 mBq/kg peso fresco, enquanto o pasto da ESAV tinha 71 ± 4 e 758 ± 77 mBq/kg peso fresco, respetivamente (Tabela III.5).

Os valores medidos no solo, água e pasto da zona de Viseu, afastada de qualquer concessão mineira de urânio, podem ser considerados valores da ocorrência natural destes radionuclídeos para a região. Os valores determinados no solo, água, pastagem e tecidos das ovelhas de Espinho podem ser considerados como acima dos valores de ocorrência natural, devido ao impacto ambiental da atividade mineira da extração de urânio da mina de Quinta do Bispo.

A carne (tecido muscular) das ovelhas da Póvoa de Espinho apresentou concentração de urânio uma ordem de grandeza mais elevada que a carne do rebanho de comparação e um pouco mais elevada para ^{210}Pb e ^{210}Po e idêntica concentração para o ^{226}Ra (Figura III.8). O consumo da carne das ovelhas da zona de influência da mina da Quinta do Bispo, mesmo que intensivo (50 kg/ano) não conduzirá a uma dose de radiação para o consumidor que alcance 5% do limite de dose anual para os elementos do público, i.e., 1 mSv/ano (Diretiva 2013/59/EURATOM). Não é pois suscetível de originar uma exposição radiológica significativa dos consumidores humanos, e não se aproxima sequer dos limites de ingestão e

limite anual de dose legalmente estabelecido na União Europeia. Idêntica conclusão tinha sido alcançada em 2013, com a análise de ovinos da zona de Vila Cortês da Serra (Carvalho et al., 2014).

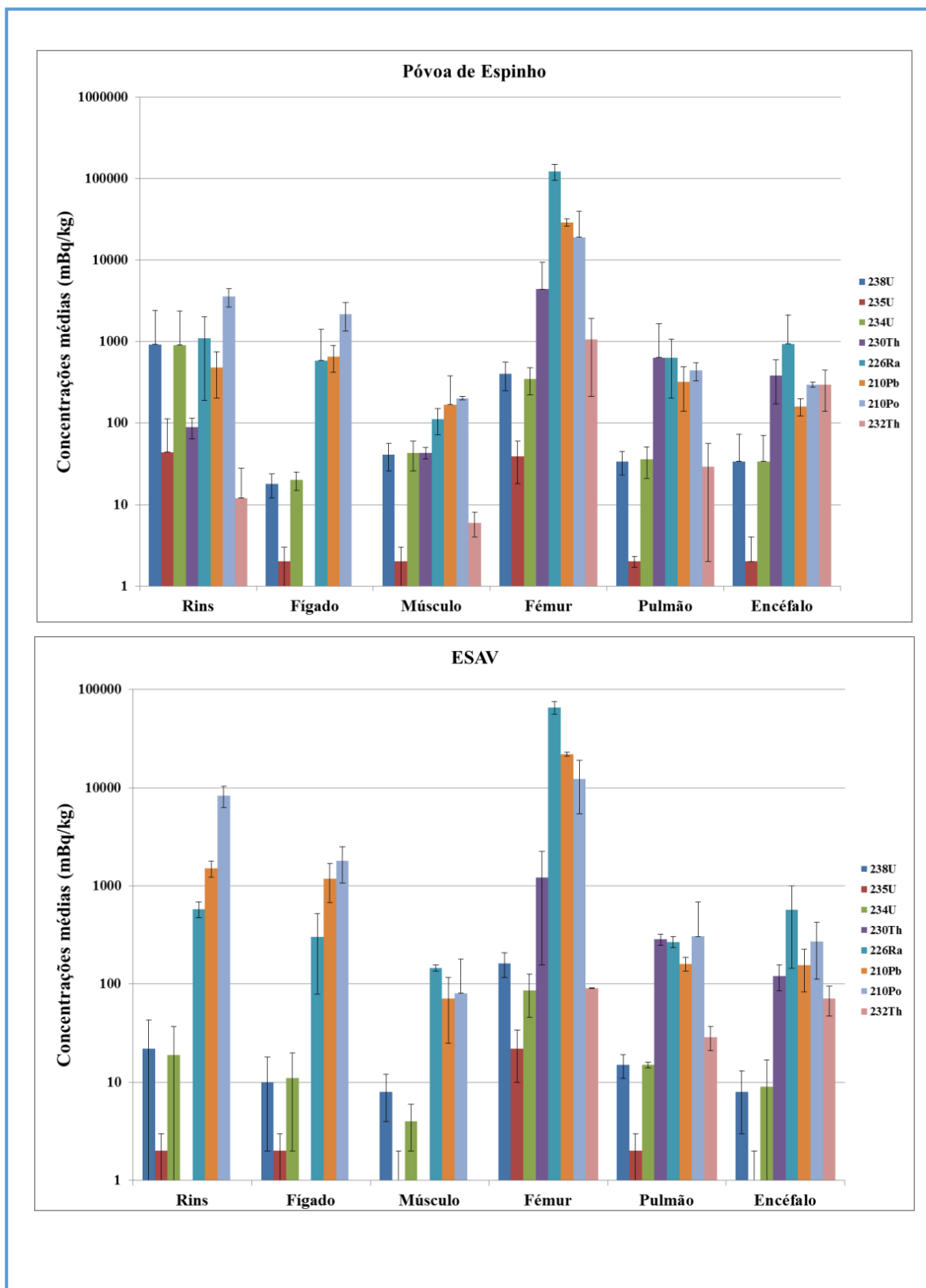


Figura III.8- Concentrações médias dos radionuclidos (mBq/kg peso fresco) nas amostras de ovinos da Póvoa de Espinho (Mina da Quinta do Bispo) e de Ranhados, Viseu (comparação).

h. Monitorização da dose de radiação ambiente em zonas mineiras

Os resultados da monitorização da dose de radiação ambiente (dose de radiação externa para os elementos do público) nas áreas de antigas minas de uranio com escombreliras indicaram valores elevados nas escombreliras da Mina do Forte Velho, e também nos locais da Mina do Reboleiro e da Mina do Boco, quando comparados com a região circundante. Esses valores referem-se a áreas mineiras sem impedimento de acesso ao público e não intervencionadas ainda pelo programa de remediação ambiental.

Mina do Forte Velho

A antiga Mina do Forte Velho, perto da Guarda, está situada fora da povoação e num local não habitado (Figura III.3E). As ruínas das antigas instalações e escombrelira ficam numa zona de planalto, ao lado de uma estrada municipal, estando sinalizadas como escombros mineiros contaminados, mas sem restrição de acesso. Enquanto na área circundante da zona mineira a dose de radiação ambiente variou de 0,18 a 0,40 $\mu\text{Sv/h}$, na zona mineira a taxa de dose de radiação sobre os escombros variou entre 3 e 6 $\mu\text{Sv/h}$, com valor máximo de 9,50 $\mu\text{Sv/h}$. Os escombros mineiros destacam-se na paisagem não apenas pela forma mas também pela cor amarelada e pela reduzida cobertura vegetal espontânea (os materiais dos escombros foram lixiviados com ácido para dissolução do uranio, não têm matéria orgânica). Como os escombros foram depositados no bordo do planalto, as escorrências superficiais e a forte inclinação da encosta têm facilitado o deslizamento de materiais da escombrelira pela encosta abaixo, onde são (no presente) retidos pelo denso mato de giestas. A dose de radiação ambiente na zona das giestas, na encosta abaixo da base da escombrelira, atingiu 2 $\mu\text{Sv/h}$.

A elevada dose radiação gama no local dos escombros do Forte Velho é devida á elevada concentração dos radionuclidos ^{230}Th e ^{226}Ra , que originam descendentes radioativos com forte emissão gama, tal como ^{214}Bi (Tabela III.1c). O uranio é fraco emissor gama e a sua também relativamente baixa concentração nos escombros, ainda mais reduz a sua contribuição relativa para a dose de radiação ambiente ali medida.

Se, por hipótese, ocorresse ocupação humana permanente do local, por exemplo com a construção de uma habitação sobre a escombrelira, a dose de radiação externa anual poderia atingir 80 mSv/ano, ou, se em vez de habitação fosse ali construído um local de trabalho com ocupação laboral (2000 h/ano), a exposição atingiria 19 mSv/ano, à qual se poderia ainda adicionar a exposição ao radão exalado da escombrelira e acumulado no interior das instalações.

No entanto, a escombrelira e as ruínas das antigas instalações mineiras, designadamente de casas, laboratórios e tanques de lixiviação de uranio que ali existiram, desde que a mina encerrou nos anos 70 do século XX, não atraíram ocupantes permanentes para o local. Há sinais que alguns materiais terão sido removidos da escombrelira e poderão ter

sido usados na região como saibro para estradas rurais ou na construção civil, mas não há registo adequado disso. Os terrenos em redor da concessão mineira não têm sido usados nos últimos anos para habitação ou agricultura, mas, do outro lado da estrada, existe uma exploração florestal com plantações de pinheiros para produção de madeira e pasta de celulose, e na base da encosta e no vale a oeste da antiga mina existem quintas com actividade agrícola.

Da fraca cobertura vegetal que espontaneamente cresceu sobre os escombros da Mina do Forte Velho, foram recolhidas amostras de pinheiros e giestas. Tomou-se como área de referência um bosque de pinheiros e giestas perto do local das antenas de transmissões da Guarda, a cerca de 1 km da antiga mina e à mesma altitude. As concentrações de radionuclidos neste solo de comparação podem ser tomadas como indicadores do nível de ocorrência natural (valores ambientais da zona) e ali a concentração de ^{238}U era 400 ± 10 Bq/kg, o qual pode se comparado com os escombros da Mina do Forte Velho onde o ^{238}U era 4360 ± 130 Bq/kg e, ainda com o solo da encosta abaixo da escombreira da mina (solo #6, Tabela III.1c) onde o ^{238}U atingiu 3770 ± 120 Bq/kg. As concentrações de todos os radionuclidos da família do uranio eram também significativamente mais elevadas (uma ordem de grandeza) na madeira do tronco e nas agulhas de pinheiro e nas giestas crescidas sobre a escombreira da mina quando comparados com idênticas plantas colhidas na área de referência (Tabela III.5).

Assim, pode concluir-se que os materiais e o local da escombreira do Forte Velho não são salubres para uso ou ocupação humana pois levariam a uma exposição muito elevada, acima do limite de exposição de radiações ionizantes tolerada para membros do público, i.e., 1 mSv/ano (excluindo o fundo radioativo natural). Por outro lado, o abandono *ad eternum* desta escombreira não parece ser uma solução apropriada, pois os materiais da escombreira têm sido e continuam a ser transportados pelas escorrências pela encosta e acabarão provavelmente por contaminar os solos agrícolas no vale. No presente, a contaminação da encosta origina já a concentração de radionuclidos na matéria vegetal na área. Se esta zona vier a ser utilizada para floresta de pinheiros, a prazo a contaminação ambiental poderá resultar em contaminação da madeira.

Em virtude da elevada radioatividade dos escombros, das doses de radiação ambiental e do risco de dispersão dos materiais e contaminação ambiental, este antigo sítio mineiro do Forte Velho necessitará, pois, de intervenção de remediação ambiental para assegurar a proteção radiológica na zona.

Mina do Reboleiro

A antiga Mina do Reboleiro fica situada na povoação com o mesmo nome, freguesia de Rio de Mel, Trancoso. A particularidade da escombreira desta antiga mina é que está situada bem no meio da povoação do Reboleiro, é de acesso livre e está rodeada por casas de habitação e hortas, incluindo habitações construídas nos últimos anos. Os resultados da medição das doses de radiação ambiente na escombreira da Mina do Reboleiro indicaram que dose ambiental varia de 0,5 a 2,5 $\mu\text{Sv/h}$, com um máximo de 4,1 $\mu\text{Sv/h}$ no topo da escombreira. A dose de radiação em áreas mais afastadas incluindo as ruas da aldeia foi, em média, de 0,30 $\mu\text{Sv/h}$. Se porventura o topo da escombreira fosse utilizado para construção de uma habitação permanente, a dose externa atingiria cerca de 25 mSv/ano e a ocupação do lugar por uma instalação laboral (2000 horas por ano) levaria à exposição dos trabalhadores a uma dose de radiação externa de 8,2 mSv/ano, doses estas a que se poderiam acrescentar ainda contribuições importantes devidas ao radão emanado da escombreira. O local da escombreira não é, pois, salubre para utilização humana pois exceder-se-iam largamente os limites legais de exposição a radiações ionizantes.

Sobre a escombreira não há cultivos pois trata-se de cascalho. No sopé da escombreira e na área anexa que foi o quintal do responsável pela mina (conhecida como «casa da JEN») há árvores de fruto abandonadas e dali recolhemos amostras para análise. Outras hortas contíguas e correntemente cultivadas apresentaram solos com elevados valores de ^{226}Ra proveniente das escorrências dos escombros (Ver secção e).

A dose de radiação ambiente e as escorrências radioativas da escombreira requerem atenção particular para assegurar a proteção radiológica da população e do ambiente.

Mina de Mortórios

As escombreiras da antiga Mina de Mortórios (Marialva do Castelo) foram monitorizadas para a dose de radiação externa que é em geral de 0,50 a 1,0 $\mu\text{Sv/h}$ e apenas um pouco mais elevada que a dose de fundo radioativo natural na área circundante, cerca de 0,30 $\mu\text{Sv/h}$. A água e fauna piscícola da lagoa desta cratera mineira, bem como produtos agrícolas da área circundante foram analisados em anos anteriores. Apesar do grande volume de escombros mineiros, assinalados como materiais contaminados e com uma rede metálica de restrição de acesso à área (aliás, vandalizada e parcialmente removida) e da dimensão da lagoa da cratera mineira, não foi detetada exposição elevada a radiações ionizantes neste sítio mineiro. Não há grupos críticos de população expostos nesta área a doses de radiação ambiente (externa) significativa.

Mina Maria Dónis

Nos arredores de Aguiar da Beira, esta mina a céu aberto com cratera e lagoa foi monitorizada em anos anteriores para a parte aquática. A taxa de dose de radiação ambiente na área circundante ao sítio mineiro foi de 0,2-0,4 $\mu\text{Sv/h}$. A taxa de dose sobre os escombros variou de 1,0 a 1,5 com um máximo de 1,9 $\mu\text{Sv/h}$. Os escombros mineiros analisados em Julho de 2014 apresentaram concentrações de urânio de cerca de 9210 ± 350 Bq/kg em quase equilíbrio radioativo com o ^{230}Th , mas fortemente lixiviados e com perda de ^{226}Ra por dissolução pela água da chuva, sendo a concentração do ^{226}Ra de 5780 ± 260 Bq/kg (Tabela III.1c).

Os terrenos circundantes são de exploração florestal, e existe uma represa para abastecimento público de água situada a curta distancia.

Não foram identificados riscos de exposição a dose de radiação ambiente significativos. Contudo poderão existir vias críticas de transferência de radionuclidos para elementos da população ainda por identificar.

Mina da Ribeira do Boco

A antiga Mina do Boco (Gouveia), apresenta uma cratera com lagoa ao lado da qual foram colocados os escombros mineiros. A cratera mineira é a nascente da Ribeira do Boco, afluente da margem esquerda do Mondego. Logo após a lagoa que é a cratera nascente, há três outras lagoas formadas por atividades mineiras e por um areeiro que ali operou. A linha de água segue para Arcozelo da Serra e conflui no Rio Mondego a jusante de Ribamondego (Figura III.7). Os materiais da escombreira são pouco radioativos. O fundo radioativo da área é de 0,2-0,3 $\mu\text{Sv/h}$ que aumenta para 0,3-0,4 $\mu\text{Sv/h}$ na orla da cratera mineira. A escombreira origina taxas de dose de radiação ambiente de cerca de 0,5-0,6 $\mu\text{Sv/h}$, com um máximo de 1,1 $\mu\text{Sv/h}$. A análise de radionuclidos na fração fina dos materiais dos escombros indicou concentrações de ^{238}U de 11050 ± 380 Bq/kg, quase em equilíbrio com ^{230}Th 9720 ± 630 Bq/kg e ambos em excesso sobre o ^{226}Ra , 3600 ± 270 Bq/kg e o ^{210}Pb , 4685 ± 250 Bq/kg. O excesso de ^{238}U e ^{230}Th relativamente ao ^{226}Ra nestes escombros mineiros é um indicador de que o ^{226}Ra e descendentes foram dissolvidos pela água da chuva e arrastados para a linha de água. Esta tinha sido aliás uma conclusão a que se chegou anteriormente com base na análise de solos de aluvião e águas dos poços situados ao longo da Ribeira do Boco (Carvalho et al., 2014). Devido ao pequeno caudal e sazonalidade da água na Ribeira do Boco, as hortas e poços na aldeia de Arcozelo são pouco afetados pela contaminação da Mina do Boco. Contudo, ao transporte de materiais sólidos e radionuclidos dissolvidos na mina do Boco, juntam-se mais a jusante as escorrências da escombreira da Mina do Canto do Lagar, contribuindo para a

descarga no Mondego e para a elevação de concentrações de radionuclídeos observada no Rio Mondego a jusante de Ribamondego.

Águas de consumo, aerossóis e radão

A análise das águas para consumo humano das redes públicas de Cunha Baixa e Canas de Senhorim, revelaram valores de concentração em atividade baixos (Tabela III.8). Nas povoações onde foram feitas as amostragens a água da torneira é fornecida pela Barragem da Teja, na bacia do Dão. Estas águas estavam dentro dos valores de qualidade radiológica recomendados pela EU e Diretiva da Água.

As povoações abastecidas por água da barragem da Aguieira (distrito de Coimbra) são abastecidas com água adequada para o consumo humano no respeitante à radioatividade (Tabela III.2).

A dose resultante para os consumidores através do consumo regular desta água distribuída pelas redes públicas situou-se abaixo da Dose Indicativa Total (DIT) estabelecida na Diretiva da Água e portanto em conformidade com as exigências legais de proteção radiológica da população (Diretiva da Água). Já os abastecimentos privados que possam existir, baseados em furos e poços particulares, poderão não apresentar valores de radioatividade sempre baixos, seja porque estão situados em zonas de aquíferos contaminados pela atividade mineira passada, seja porque é comum ocorrerem valores elevados de radioatividade em águas subterrâneas em regiões uraníferas devido ao eventual contacto da água com mineralizações de urânio.

Como valor típico de ocorrência natural para a região pode mencionar-se a água do furo da ESAV (Viseu). As águas dos poços da Cunha Baixa, Quinta do Bispo, Urgeiriça e Arcozelo da Serra (Tabela III.3a) apresentaram valores geralmente mais elevados que a água do furo da ESAV e também mais elevados que a água da torneira da rede pública naquela região (Tabela III.8).

Chama-se a atenção que estas análises de radioatividade na água das regiões mineiras são efetuadas para verificar a segurança radiológica da população nestas áreas. Não substituem de modo algum as análises periódicas que, por exigência da lei, as empresas distribuidoras de água para consumo humano devem efetuar para assegurar o controlo de qualidade da água.

As medições de radão foram concentradas no ar de superfície, no exterior de habitações em aldeias perto de antigas minas de urânio (Tabela III.9). No exterior do Centro de Dia da povoação da Cunha Baixa a concentração média de radão foi idêntica ao fundo radioativo natural, mas nas proximidades da antiga mina (estações 2 e 25, Figura III.7) os valores foram mais elevados, apesar de as escombrelas terem sido já recobertas, indicando que os terrenos têm concentrações mais elevadas de ^{226}Ra . Já os valores médios de radão na

povoação da Urgeiriça, Canas de Senhorim determinados sob alpendres de habitações perto da antiga escombreira Barragem Velha e no centro de Canas no quartel dos Bombeiros, mostraram valores ambientais baixos.

A análise de radionuclídeos em aerossóis não pôde ser efetuada em 2014 devido a avaria dos amostradores de poeiras que ficaram inoperacionais o resto do ano.

i. Avaliação da exposição às radiações ionizantes

As doses de radiação recebidas pelas populações das regiões das antigas minas de urânio podem resultar de exposição à radiação ambiente (radiação externa), exposição aos radionuclídeos pela via de inalação (gás radão e poeiras) e pela exposição aos radionuclídeos ingeridos com a água e alimentação. As concentrações determinadas em 2014 nos produtos hortícolas e pecuários de vários locais estão em linha com as avaliações de exposição a radiações ionizantes efetuadas em anos anteriores. A via de ingestão é a que mais contribui para a dose de radiação nos órgãos internos.

Enquanto um elemento da população vivendo em área afastada das antigas minas receberá uma dose de radiação idêntica ao fundo radioativo natural, os elementos do público habitando em, e consumindo produtos de locais contaminados pelas antigas escombreyras, como na Cunha Baixa, poderão receber doses de radiação externa e interna mais elevadas e que, nalguns casos, poderão exceder o limite de 1 mSv/ano (acima da dose do fundo radioativo natural) recomendado pela ICRP e aprovado pela UE. Com base na análise de produtos das hortas locais e análises de refeições cozinhadas com produtos locais foi calculado que a dose de radiação anual poderia atingir 4 mSv/ano sem medidas de remediação ambiental (Carvalho et al., 2014b).

Enquanto na zona da mina e escombreyras da Urgeiriça a situação parece estar em conformidade com os padrões de segurança europeus de proteção contra as radiações ionizantes, nalguns locais como na zona da antiga mina e escombreyra da Cunha Baixa, a exposição às radiações ionizantes pelos elementos da população mais expostos poderá ter excedido o limite de 1 mSv/ano acima do fundo radioativo da região, devido sobretudo ao uso de águas contaminadas na irrigação das hortas. Esta situação vai mudar com o uso de água de rega alternativa providenciada na Cunha Baixa pelo plano de reabilitação das zonas mineiras antigas e construção de um reservatório de água de superfície para a rega das hortas.

Nas concessões mineiras onde foi já efetuado o confinamento de resíduos radioativos, as vias de exposição aos radionuclídeos e radiações ionizantes foram cortadas. É o caso da Urgeiriça, entre outras. Nalguns locais há ainda contaminação radioativa ambiental, tais como solos e sedimento de ribeiras contaminados, que poderão ser ainda uma fonte de contaminação

radioativa secundária para o homem, mas as obras efetuadas reduziram consideravelmente essas fontes de contaminação.

Nas concessões e sítios mineiros ainda não intervencionados em 2014, os resultados apontam para locais em que medidas de remediação devem ser implementadas com alguma urgência. É o caso da escombreira do Forte Velho, da cratera mineira de Mondego Sul, e de escombros e águas residuais da Quinta do Bispo e Reboleiro, entre outros. Nalguns locais, tais como a Fonte Velha e o Reboleiro, a simples exposição sobre as escombreiras originaria uma dose de radiação externa várias vezes acima do limite de dose para os elementos do público. Por outro lado, a continuada exposição destas escombreiras à intempérie, e o acesso fácil aos materiais dos escombros, pode colocar estes materiais mais próximos da população e dispersar os radionuclidos no ambiente. As linhas de água e águas subterrâneas são vulneráveis a esta contaminação e urge protegê-las, tal como os solos agrícolas (Caetano et al, 2014; Carvalho et al., 2014 c, d; Pereira et al., 2014).

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

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

Designação	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Missão 3.2.2014								
Mina da Cunha Baixa	5030±170	230±10	4880±165	15,1±2,6	1000±70	330±20	20±1	< 6
Mina da Quinta do Bispo	7140±295	350±25	6780±280	3,9±1,9	640±70	170±10	19±1	8,9±3,8
Missão 7-11.7.2014								
#1- Mina Quinta do Bispo	25770±1190	1120±65	24425±1130	-	1460±70	400±25	5,6±0,3	-
#12- Mina da Cunha Baixa	2750±80	130±5	2670±75	8,8±1,1	4080±380	15±1	55±3	2,3±0,6
#14- Mina Mondego Sul	620±30	27±2	550±30	0,82±0,08	430±30	128±8	9,3±0,4	0,24±0,04

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

Designação	mg/L	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Missão 3.2.2014									
Mina da Cunha Baixa	8,4	1060±600	45±3	1020±60	16±2	21±1	640±40	150±7	0,69±0,13
Mina da Quinta do Bispo	1,3	55±1	2,5±0,1	53±1	21±1	12±1	38±2	35±1	0,25±0,03
Missão 7-11.7.2014									
#1- Mina Quinta do Bispo	3,5	56±1	2,6±0,1	55±1	19±3	16±1	16±1	142±5	1,1±0,3
#12- Mina da Cunha Baixa	18	990±30	44±2	955±25	17±1	280±10	550±40	62±3	0,48±0,08
#14- Mina Mondego Sul	1,8	30±1	1,45±0,09	28±1	2,9±0,2	2,9±0,2	30±2	73±3	0,53±0,07

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

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Sedimento da lagoa da Mina Mondego Sul #14, 9.7.2014	2010±60	99±6	2110±60	2365±140	2680±110	2580±130	46±4
Escombros Mina Forte Velho, Guarda, #21, 10.7.2014	4360±130	210±10	4765±140	18570±1190	20625±1030	24730±1620	93±8
Encosta do Forte Velho, Guarda, solo #6, 7.10.2014	3770±120	190±10	4170±135	17640±1000	17360±520	23490±1460	116±8
Escombros Mina do Reboleiro, #29, 7.10.2014	29470±1420	1340±80	28880±1390	23520±1590	13180±620	16020±1060	114±9
Escombros Mina Maria Donis, #1, 9.10.2014	9210±350	379±20	9290±350	8420±490	5780±260	6540±360	134±9
Escombros Mina do Boco, #26, 10.10.2014	11050±380	490±26	10850±380	9720±630	3600±270	4685±250	550±40

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
Missão 7-11.7.2014								
RC1, Ribeira do Castelo, Mesquitela, #3	45±2	1,8±0,2	44±2	1,3±0,2	30±2	22±1	9,0±0,5	0,36±0,11
RC2, Ribeira do Castelo, ponte, Cunha Baixa, #5	87±3	3,7±0,2	83±3	0,91±0,12	39±2,7	3,8±0,2	3,7±0,2	0,10±0,04
RP1, Ribeira Pantanha, #6	64±2	3,0±0,2	65±2	0,95±0,14	32±3	5,3±0,3	8,1±0,4	1,13±0,05
RP2, Ribeira Pantanha, Valinhos, #7	212±6	11±1	204±6	1,4±0,1	49±2	39±2	22±2	0,016±0,007
RP3, Ribeira Pantanha, ponte (Batuquinho), #8	1230±60	58±3	1230±60	1,6±0,1	36±2	1,0±0,1	7,4±0,4	0,07±0,03
RP4, Ribeira Pantanha (ovil), #9	1145±30	52±2	1140±30	3,2±0,3	87±8	3,4±0,2	12±1	0,23±0,07
RP5, Ribeira Pantanha, Vale de Madeiros, #10	760±20	34±1	760±20	3,5±0,3	66±4	1,8±0,1	7,6±0,4	0,44±0,08
RP6, Ribeira Pantanha, Caldas da Felgueira, #11	400±15	19±1	410±15	1,6±0,2	35±2	< 1	10±1	0,19±0,07
M1, Rio Mondego, Ribamondego, #18	20±1	0,73±0,08	20±1	1,4±0,1	20±1	5,4±0,3	7,5±0,4	0,26±0,03
M2, Rio Mondego, Carvalhal da Loiça, #16	28±1	1,2±0,1	27±1	1,2±0,1	40±3	7,2±0,4	3,4±0,2	0,43±0,07
M3, Rio Mondego, Caldas da Felgueira, montante, #19	23±1	1,1±0,1	23±1	1,3±0,1	17±1	4,2±0,2	14±1	0,48±0,05
M4, Rio Mondego, Caldas da Felgueira, jusante, #20	29±1	1,3±0,1	29±1	1,4±0,1	22±1	2,8±0,2	7,7±0,4	0,32±0,04
M5, Rio Mondego, Barragem da Aguieira, Ázere, #15	57±2	2,5±0,2	53±2	1,1±0,1	54±4	9,9±0,6	6,9±0,4	0,18±0,04
M6, Rio Mondego, Barragem da Aguieira, #13	35±1	1,6±0,1	36±1	1,3±0,1	45±8	5,2±0,4	8,4±0,4	0,34±0,06

b) Concentração em atividade (mBq/L) dos radionuclídeos 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
MISSÃO 7-11.7.2014									
RC1, Ribeira do Castelo, Mesquitela, #3	0,9	3,7±0,1	0,18±0,02	3,5±0,1	0,59±0,05	0,70±0,05	1,9±0,1	4,9±0,3	0,11±0,02
RC2, Ribeira do Castelo, ponte, Cunha Baixa, #5	1,7	27±1	1,2±0,1	25±1	1,1±0,2	6,4±0,4	5,4±0,3	7,2±0,3	0,17±0,007
RP1, Ribeira Pantanha, #6	2,8	17±1	0,68±0,6	17±1	1,2±0,1	3,5±0,2	8,6±0,5	8,9±0,4	0,10±0,02
RP2, Ribeira Pantanha, Valinhos, #7	2,3	30±1	1,4±0,1	30±1	5,6±0,4	3,8±0,2	8,2±0,4	12±1	0,15±0,04
RP3, Ribeira Pantanha, ponte (Batuquinho), #8	7,6	168±6	7,0±0,4	167±6	15±1	5,3±0,2	24±1	9,0±0,4	0,15±0,03
RP4, Ribeira Pantanha (ovil), #9	23,0	375±10	17±1	375±10	160±10	88±3	88±6	120±6	2,9±0,2
RP5, Ribeira Pantanha, Vale de Madeiros, #10	7,0	80±2	3,7±0,2	81±2	21±1	16±1	19±1	21±1	0,48±0,07
RP6, Ribeira Pantanha, Caldas da Felgueira, #11	5,4	24±1	1,0±0,1	24±1	11±1	7,3±0,4	6,6±0,5	13±1	0,41±0,08
M1, Rio Mondego, Ribamondego, #18	3,7	21±1	0,98±0,06	21±1	7,0±0,4	8,9±0,5	11±1	1,8±0,1	0,36±0,05
M2, Rio Mondego, Carvalhal da Loíça, #16	3,1	7,0±0,3	0,38±0,05	7,2±0,3	2,2±0,2	5,8±0,3	11±1	13±1	0,27±0,04
M3, Rio Mondego, Caldas da Felgueira, montante, #19	3,3	7,0±0,3	0,34±0,05	7,3±0,3	1,1±0,1	2,7±0,2	4,2±0,3	14 ±1	0,22±0,05
M4, Rio Mondego, Caldas da Felgueira, jusante, #20	4,7	7,7±0,3	0,34±0,04	7,5±0,3	1,7±0,1	9,0±0,6	4,8±0,3	12±1	0,23±0,04
M5, Rio Mondego, Barragem da Aguieira, Ázere, #15	0,9	15±1	0,77±0,05	14±1	1,8±0,1	2,5±0,1	7,2±0,5	16±1	0,05±0,02
M6, Rio Mondego, Barragem da Aguieira, #13	3,0	6,0±0,2	0,2±0,3	5,8±0,2	1,9±0,2	7,3±0,4	5,1±0,4	17±1	0,16±0,3

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	$^{210}\text{Pb}=\text{}^{210}\text{Po}$	^{232}Th
MISSÃO 7-11.7.2014							
RC1, Ribeira do Castelo, Mesquitela, #3	670±20	33±2	680±20	360±30	790±80	580±30	215±15
RC2, Ribeira do Castelo, ponte, Cunha Baixa, #5	4375±135	196±9	4240±130	1030±60	1560±130	1125±60	270±15
RP1, Ribeira Pantanha, #6	4540±130	220±10	4580±130	1590±110	1085±140	600±25	370±30
RP2, Ribeira Pantanha, Valinhos, #7	2800±100	124±7	3000±110	1480±80	2040±160	1790±100	270±16
RP3, Ribeira Pantanha, ponte (Batuquinho), #8	3360±100	153±7	3380±100	4610±300	1980±175	1370±70	370±20
RP4, Ribeira Pantanha (ovil), #9	5610±170	250±10	5670±180	3890±210	1960±200	1510±90	410±20
RP5, Ribeira Pantanha, Vale de Madeiros, #10	11070±360	540±20	11150±360	4630±320	1600±110	1870±70	140±10
M1, Rio Mondego, Ribamondego, #18	490±20	23±2	520±20	360±20	495±35	490±30	250±15
M2, Rio Mondego, Carvalhal da Loiça, #16	520±20	25±2	540±20	620±40	780±90	900±40	300±20
M3, Rio Mondego, Caldas da Felgueira, montante, #19	400±15	18±2	390±15	320±20	330±35	370±±20	220±20
M4, Rio Mondego, Caldas da Felgueira, jusante, #20	1000±30	41±3	1030±30	1420±90	560±45	755±40	360±25
M6, Rio Mondego, Barragem da Agueira, #13	161±5	7,7±0.7	157±5	146±8	160±15	138±7	143±8

Tabela III.3 – Solos e poços.

a) Concentração em atividade (mBq/L) dos radionuclídeos na fase solúvel da água de poços.

Designação	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Charca da ESAV, Viseu, 3.2.2014	13±1	0,72±0,14	12±1	0,9±0,1	94±9	9,7±0,5	9,7±0,4	0,31±0,06
Furo da ESAV, Viseu, 3.2.2014	66±2	3,0±0,2	65±2	0,9±0,2	11±2	19±1	3,8±0,2	0,27±0,09
Missão 7-11.7.2014								
#2- Poço Cunha Baixa, Sra. Ilda Figueiredo	1640±80	72±4	1570±70	0,68±0,07	340±20	240±20	4,8±0,3	0,05±0,02
#4- Poço Mesquitela, hortas	59±2	2,9±0,2	58±2	0,30±0,09	27±2	7,0±0,4	27±2	0,16±0,06
#17- Poço Arcozelo da Serra, Sr. José Daniel	50±1	2,3±0,1	51±1	1,8±0,2	28±2	24±2	18±1	0,30±0,06
#23- Poço Urgeiriça, Sr. Loureiro Bento	84±2	3,4±0,2	90±2	0,69±0,07	223±24	65±5	7,6±0,3	0,18±0,03
#24- Poço Quinta do Bispo, Sr. Adelino Costa	700±30	32±2	680±30	1,6±0,1	770±90	160±10	25±1	0,28±0,05
#25- Poço Cunha Baixa, Sr. Manuel Gomes	250±10	9,8±0,9	250±12	1,1±0,1	660±80	240±20	5,3±0,3	0,25±0,05
#27- Poço Cunha Baixa, Sr. Virgílio Pereira	102±3	4,5±0,2	94±3	0,98±0,11	290±30	340±25	< 0,3	0,17±0,04

b) Concentração em atividade (mBq/L) dos radionuclídeos na matéria em suspensão (fase particulada) da água de poços.

Designação	mg/L	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Charca da ESAV, Viseu, 3.2.2014	16,7	5,5±0,2	0,29±0,03	5,5±0,2	3,6±0,2	6,8±0,3	8,1±0,4	10,1±0,4	0,78±0,06
Furo da ESAV, Viseu, 3.2.2014	0,2	5,9±0,2	0,27±0,03	6,0±0,2	1,06±0,08	9,2±0,6	-	-	0,12±0,02
Missão 7-11.7.2014									
#2- Poço Cunha Baixa, Sra. Ilda Figueiredo	0,2	35±1	1,7±0,1	34±1	5,3±0,3	14±5	40±2	7,8±0,4	0,16±0,2
#4- Poço Mesquitela, hortas	5,0	8,3±0,2	0,38±0,03	8,4±0,2	0,55±0,06	1,2±0,1	9,0±0,5	42±2	0,08±0,02
#17- Poço Arcozelo da Serra, Sr. José Daniel	0,9	7,0±0,3	0,33±0,04	6,7±0,2	1,1±0,1	3,5±0,2	7,6±0,4	14±1	0,07±0,02
#23- Poço Urgeiriça, Sr. Loureiro Bento	0,5	5,9±0,2	0,29±0,03	5,9±0,2	0,46±0,04	1,3±0,1	16±1	33±2	0,05±0,01
#24- Poço Quinta do Bispo, Sr. Adelino Costa	3,1	88±3	4,1±0,2	85±2	0,45±0,03	3,2±0,2	50±3	175±7	0,17±0,02
#25- Poço Cunha Baixa, Sr. Manuel Gomes	1,6	27±1	1,3±0,1	26±1	3,5±0,2	9,5±0,4	133±9	234±10	0,09±0,02
#27- Poço Cunha Baixa, Sr. Virgílio Pereira	1,7	27±1	1,3±0,1	25±1	1,6±0,1	12±1	680±40	290±20	0,07±0,01

Tabela III.4 - Concentração em atividade (Bq/kg) dos radionuclidos nos solos (fração <63µm) das hortas.

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Solo ESAV, Viseu, 3.2.2014	253±7	12,1±0,9	263±8	180±40	300±30	295±15	170±40
Solo #1, Mesquitela, hortas, 8.7.2014	620±20	29±2	620±20	500±40	570±60	440±30	210±20
Solo #17, Arcozelo da Serra, Sr. José Daniel, 9.7.2014	470±20	24±2	460±20	500±60	560±80	430±20	195±25
Solo #23, Urgeiriça, Sr. Loureiro Bento, 10.7.2014	395±10	18±1	385±10	270±30	300±40	310±20	240±30
Solo #24, Quinta do Bispo, Sr. Adelino Costa,10.7.2014	680±20	30±1	670±20	710±90	535±75	605±±30	150±20
Solo #25 Cunha Baixa, Sr. Manuel Gomes,10.7.2014	3410±110	170±8	3430±110	2350±140	2400±180	2120±110	260±20
Solo # 27 Cunha Baixa, Sr. Virgílio Pereira, 11.7.2014	1835±70	79±5	1970±75	1200±110	2290±140	1890±110	150±20
Solo #30, Reboleiro, Sr. Alberto Moreira, 9.10.2014	2410±80	115±7	2390±80	1980±140	1880±170	1315±50	180±10
Solo #34, Reboleiro, casa da JEN, 9.10.2014	1510±50	68±5	1530±50	1060±60	1090±55	990±60	108±7
Solo #22, Serra da Guarda, zona das antenas, 10.7.2014	400±10	18±1	400±10	440±30	450±40	410±20	220±15

Tabela III.5 - Concentração em atividade (mBq/kg peso fresco) dos radionuclídeos em amostras de produtos hortícolas e vegetação espontânea.

Designação	PS/PH	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Horta de referência									
Alfaces #4 - Mesquitela	0,040	60±3	3,5±0,6	64±3	28±3	370±20	300±10	11±1	4±1
Cenouras #4- Mesquitela	0,096	220±10	5±2	200±10	140±10	1230±80	210±10	68±3	18±4
Cebolas #4- Mesquitela	0,106	3,8±0,5	0,4±0,3	2,0±0,3	-	330±40	61±4	5,2±0,6	-
Hortas Cunha Baixa (Sra. Ilda Figueiredo, Sr. Manuel Gomes, Sr. Virgílio Pereira)									
Alfaces #2 - Sra. IF	0,050	2110±70	104±6	2070±70	820±50	3300±180	710±40	1590±50	73±6
Tomate #2 - Sra. IF	0,080	4,2±0,5	0,5±0,3	3,7±0,5	3,2±0,4	455±25	71±3	33±3	< 2
Cenouras #2- Sra. IF	0,127	400±10	18±2	365±10	750±270	5890±270	910±30	182±7	61±37
Cebolas #2- Sra. IF	0,077	13±1	0,6±0,2	12±1	14±1	630±30	47±3	13±1	0,5±0,2
Alfaces #25 – Sr. MG	0,048	107±4	3,2±0,6	98±3	77±7	3830±190	280±10	95±4	2±1
Cebolas #25- Sr. MG	0,105	60±3	3,4±0,9	56±3	29±5	2340±140	152±7	18±1	2±1
Alfaces #27 - Sr. VP	0,045	1070±30	49±2	1130±30	1520±100	2770±130	2285±65	1900±70	46±5
Cenouras #27- Sr. VP	0,109	240±10	12±2	255±10	180±15	18000±700	1060±50	370±30	6±2
Cebolas #27- Sr. VP	0,117	30±1	1,6±0,3	29±1	36±2	1600±80	260±9	91±7	1,6±0,4
Horta Quinta do Bispo (Sr. Adelino Costa)									
Cebolas #24- Sr. AC	0,109	12±1	1,0±0,3	11±1	8,2±0,8	572±25	63±5	13±1	1,6±0,3

Designação	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Alfaces #24 – Sr. AC	0,037	33±2	1,9±0,4	30±2	34±3	750±48	315±17	64±2	1,1±0,3
Pasto- Sr. AC	-	6200±200	290±20	6100±100	1700±100	37000±2000	7442±218	12447±448	140±30
Horta Arcozelo da Serra (Sr. José Daniel)									
Alfaces #17 – Sr. JD	0,046	89±4	4,2±0,7	83±3	96±9	1940±180	400±15	67±3	12±2
Tomate #17 – Sr. JD	0,146	78±3	3,2±0,7	84±4	-	270±20	300±10	80±9	-
Cenouras #17 – Sr. JD	0,126	47±4	2±1	46±4	130±30	1410±90	114±6	75±8	31±17
Cebolas #17 – Sr. JD	0,104	7,2±0,8	1,1±0,4	5,3±0,6	-	250±20	48±5	1,4±0,3	-
Horta Urgeiriça (Sr. Loureiro Bento)									
Alfaces #23 – Sr. LB	0,059	32±2	1,9±0,6	31±2	6±4	225±20	120±10	205±10	4±3,0
Tomate #23 – Sr. LB	0,078	146±6	6,0±0,9	148±6	210±110	440±20	44±3	2,7±0,3	70±47
Cenouras #23 – Sr. LB	0,102	31±2	1,9±0,5	26±2	50±30	900±50	300±20	28±2	30±20
Cebolas #23 – Sr. LB	0,077	2,7±0,2	0,2±0,1	1,8±0,2	< 3	360±20	20±2	3,6±0,6	1,0±0,4
Hortas Reboleiro (Sr. Adelino Moreira, Quintal casa da JEN)									
Uvas #23 – Sr. AM	0,118	8±1	1,8±0,5	9±1	12±2	890±50	204±9	161±5	1,3±0,6
Uvas #34 – JEN	0,135	7,9±0,8	0,34±0,30	7,7±0,8	14±1	2450±100	210±10	2990±80	0,9±0,2
Maçãs #34 – JEN	0,147	31±2	2,3±0,5	53±2	20±2	830±40	90±6	173±8	< 3

Designação	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Horta Viseu (Quinta da ESAV, Ranhados)									
Pasto 3/2/2014	0,072	71±4	2,9±1,0	75±4	75±10	758±77	197±9	1994±110	25±5
Guarda, Vegetação espontânea (Mina do Forte Velho, Sítio das Antenas)									
Tronco pinheiro #21 - Mina FV	-	5800±200	270±20	6400±200	28000±2000	63000±2000	74220±6620	100600±7430	210±20
Agulhas pinheiro #21 - Mina FV	-	56000±2000	2700±100	56000±2000	17000±1000	70000±3000	97590±5210	165240±20910	170±20
Giestas #21 - Mina FV	-	3500±100	176±8	3700±100	7000±500	32000±1000	49560±2420	16990±2460	90±10
Tronco pinheiro #22 - S. Antenas	-	560±20	23±2	570±20	800±90	4500±500	70180±2660	78930±1800	210±30
Agulhas pinheiro #22 – S. Antenas	-	2290±70	87±9	2360±70	1700±100	6800±300	68320±3830	69020±2800	220±30
Giestas #22 – S. Antenas	-	270±10	17±3	270±10	330±60	5700±400	4490±330	1040±50	40±20

Tabela III.6 – Resultados da concentração dos radionuclidos (mBq/kg peso fresco) em tecidos de ovinos de dois rebanhos do distrito de Viseu.

Designação	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Rebanho da Póvoa de Espinho									
Ovelha #1- PT31987005									
Rins	0,448	2660±80	124±5	2610±80	-	560±30	420±40	4360±210	-
Fígado	0,484	23±2	2±1	20±2	-	55±5	840±90	1270±100	-
Músculo	0,387	44±3	1,8±0,6	48±3	-	84±6	420±40	-	-
Fémur	0,814	524±51	42±20	450±50	880±780	150860±8870	25580±920	8010±225	1670±840
Pulmão	0,287	24±1	1,8±0,4	23±1	49±7	300±25	110±15	320±20	21±4
Encéfalo	0,257	26±2	1,7±0,7	31±2	380±210	2270±240	190±25	300±20	290±150
Ovelha #2- PTH799339									
Rins	0,226	76±3	5,1±0,9	64±3	110±20	590±60	780±60	3770±110	25±10
Fígado	0,274	19±2	0,8±0,4	24±2	-	160±15	390±20	2880±240	-
Músculo	0,261	54±3	3,2±0,8	56±3	-	160±40	49±7	200±10	-
Fémur	0,753	230±24	60±20	210±20	-	96030±5120	30080±840	6210±200	-
Pulmão	0,281	31±2	2,2±0,6	32±2	45±4	480±30	400±40	540±20	8±2
Encéfalo	0,228	0,12±0,01	0,02±0,01	0,12±0,01	-	3,1±0,2	117±13	-	-

Designação	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Ovelha #3- PT318791427									
Rins	0,284	33±2	4,3±0,9	42±3	71±8	2150±110	240±20	2550±100	0,07±0,05
Fígado	0,270	12±1	2,7±0,7	15±1	-	1540±80	750±30	2390±110	-
Músculo	0,230	24±2	0,9±0,7	24±2	43±7	92±9	38±5	-	6±2
Fémur	0,666	454±42	17±15	390±40	7940±790	119440±7220	31370±1660	43150±1240	460±190
Pulmão	0,199	46±2	2,4±0,6	53±3	1810±280	1130±70	440±30	470±10	60±20
Encéfalo	0,218	76±4	4±1	71±4	-	550±40	170±20	-	-
Rebanho da ESAV, Viseu									
Ovelha #1 -N/10/14									
Rins	0,202	13±1	1,9±0,6	12±1	-	480±25	1800±80	10190±330	-
Fígado	0,428	16±1	2,2±0,6	20±2	-	265±15	1745±125	2475±100	-
Músculo	0,311	12±1	1,1±0,4	3,5±0,4	-	140±9	44±4	11±1	-
Fémur	0,853	120±20	< 66	62±9	1955±320	64400±3560	22920±900	11960±340	90±55
Pulmão	0,305	12±1	0,7±0,6	14±2	-	230±20	180±10	160±10	-
Encéfalo	0,230	5,7±0,8	0,6±0,6	7±1	120±35	450±30	110±10	128±8	70±20
Ovelha #2- N/09/14									
Rins	0,189	8,3±0,8	0,5±0,3	5,9±0,6	-	570±35	1490±70	6220±190	-

Designação	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Fígado	0,274	1,1±0,2	1,0±0,5	2,1±0,3	-	540±30	760±60	1890±80	-
Músculo	0,238	3,9±0,5	0,6±0,4	6,2±0,7	-	160±20	124±9	-	-
Fémur	0,769	210±30	22±12	132±19	470±120	75450±5270	22330±780	19130±540	90±35
Pulmão	0,230	15±1	1,5±0,4	15±1	285±40	290±10	170±0	18±1	29±8
Encéfalo	0,224	13±1	1,0±0,7	18±2		1040±50	240±20	240±10	
Ovelha #3- N/05/14									
Rins	0,195	46±3	2,3±0,8	40±3	-	690±40	1240±60	8540±240	-
Fígado	0,382	12±1	1,4±0,9	10±1	-	100±10	1050±100	1030±40	-
Músculo	0,444	9±1	-	2,3±0,4	-	139±9	46±4	151±15	-
Fémur	0,753	166±36	-	65±2	-	56220±3090	20760±750	5510±145	-
Pulmão	0,322	19±2	2,3±0,9	15±2	-	290±15	130±15	740±65	-
Encéfalo	0,224	4,7±0,7	1,9±0,8	3,4±0,5	-	220±20	120±10	440±20	-

Tabela III.8 - Concentração em atividade (mBq/L) dos radionuclídeos na água para consumo humano em diversas povoações.

Designação	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Missão 7-11.7.2014								
#26- Cunha Baixa, Centro de Dia	6,5±0,2	0,27±0,03	7,3±0,2	0,61±0,06	31±5	64±5	1,3±0,1	0,28±0,04
#28- Canas de Senhorim, Bombeiros	1,2±0,1	0,09±0,02	1,4±0,1	0,71±0,09	22±2	3,0±0,2	2,9±0,2	0,24±0,05

Tabela III. 9 - Concentrações de radão (Bq/m³) no ar de superfície, registo contínuo.

Local	Período	^{222}Rn		
		Valor médio	Valor mínimo	Valor máximo
Canas de Senhorim, Pátio dos Bombeiros	7 a 11 de Julho de 2014	32±2	6	98
Caldas da Felgueira, Alpendre de casa	8 a 11 de Julho de 2014	75±3	35	191
Urgeiriça, Alpendre Casal Escuro	7 a 11 de Julho de 2014	39±2	9	184
Urgeiriça, Alpendre Casal de São José	7 a 11 de Julho de 2014	10±1	0	33
Cunha Baixa, Alpendre do Centro de Dia	7 a 11 de Julho de 2014	25±2	3	107
Cunha Baixa, Alpendre Sra. Ilda Figueiredo	7 a 11 de Julho de 2014	211±4	17	1211
Cunha Baixa, Alpendre Sr. Virgílio Pereira	7 a 11 de Julho de 2014	96±3	18	370

III.4 CONCLUSÕES

A bacia hidrográfica do Mondego, onde se localiza um grande número de antigas minas de urânio e as instalações industriais de tratamento químico do minério da antiga ENU na Urgeiriça, é uma zona vulnerável à contaminação ambiental pelos escombros mineiros radioativos e pelas descargas de águas de minas. Tem, por isso, merecido uma atenção especial no âmbito do plano de monitorização radiológica ambiental.

Os resultados das análises efetuadas em 2014 indicaram que há contaminação radioativa ainda em vários afluentes do Mondego, designadamente na Ribeira da Pantanha, Ribeira do Castelo e Ribeira do Boco. As descargas destas ribeiras no Rio Mondego causaram ainda em 2014 um aumento mensurável da radioatividade na água (fase solúvel), na matéria em suspensão e nos sedimentos do leito no troço médio do Rio Mondego, embora inferior ao observado no passado, antes da realização dos trabalhos de remediação ambiental. Devido à grande diluição no caudal do Mondego, a água da Barragem da Agueira situada a jusante das descargas das ribeiras apresentou concentrações dos radionuclídeos muito abaixo dos limites fixados para a água destinada ao consumo humano (Decreto Lei 58/2005) e situaram-na como potável no plano da radioatividade.

Outros sítios de antigas minas de urânio não foram ainda objeto de medidas de remediação, tais como as minas do Castelejo, Quinta do Bispo, Mondego Sul, Boco, Canto do Lagar. Os materiais radioativos presentes nas escombrelas destas minas, conforme documentado pelos resultados das análises efetuadas em 2014 e em anos anteriores, são fontes persistentes de contaminação ambiental. Alguns antigos sítios mineiros, como o Forte Velho e Reboleiro, apresentam escombrelas com teores de elementos radioativos particularmente elevados. As doses de radiação ambiental ali medidas recomendam o seu confinamento para assegurar a proteção radiológica da população e do ambiente.

Nalguns antigos sítios mineiros houve contaminação de solos e águas. Nalgumas dessas áreas, como por exemplo a área de influência da mina da Quinta do Bispo, são apascentados rebanhos de ovinos. As análises de tecidos de ovelhas de um rebanho da zona da Póvoa de Espinho, perto da Mina da Quinta do Bispo, mostraram que o aumento de radioatividade nos animais é mensurável mas, ainda assim, e em comparação com ovelhas de um rebanho de referência em Viseu, foi considerado moderado. O consumo desta carne de ovinos da zona da Quinta do Bispo não representa um risco radiológico para os consumidores e mesmo um consumidor intensivo de carne destes rebanhos não receberá uma dose de radiação que se aproxime do limite para elementos do público, 1 mSv/ano acima do fundo radioativo da

região. Idêntica conclusão foi alcançada no ano anterior para ovinos de rebanhos da região de Vila Cortês da Serra.

O controlo e tratamento de águas de mina contaminadas, bem como a remediação ambiental de vários sítios mineiros ainda não intervencionados permitirá continuar a baixar os níveis de radioatividade ambiental nas áreas com resíduos mineiros e impactos ambientais legados. A monitorização radiológica de solos, águas e produtos hortícolas deverá ser mantida até a remediação dos sítios contaminados e da redução das doses de radiação a valores inferiores aos limites legais de proteção radiológica estar concluída e confirmada.

REFERÊNCIAS

- CAETANO A.L., MARQUES C. R., GAVINA A., CARVALHO F.P., GONÇALVES F., SILVA E.F., PEREIRA R. (2014). Contribution for the Derivation of a Soil Screening Value (SSV) for Uranium Using a Natural Reference Soil. *PLOS ONE*: Volume 9 (10): 1-15 (6 October 2014, e108041).
- CARVALHO, F. P. (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. (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. (2003 a). O Urânio em Portugal: o fim da exploração mineira e a contaMinação ambiental. *Industria & Ambiente*, Nº 30: 7-11.
- CARVALHO, F.P. (2003 b) Environmental remediation of old uranium mining sites and radioprotection goals. *Radioprotecção*, vol II-III, 159-165.
- CARVALHO F. P., CHAMBERS, D., FESENKO, S., MOORE, W.S., D. PORCELLI, VANDENHOVE, H., YAN KOVICH,T. (2014a). Environmental Pathways and corresponding models. In: *The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition*. Technical Reports Series No. 476, pp. 106-172. International Atomic Energy Agency. Vienna.
- CARVALHO F. P., EDGE, R. (2013). Uranium mining and milling: the need for reference materials in environmental radioactivity monitoring programmes. *International Journal of Environmental Studies* 70:4, 603-610. <http://dx.doi.org/10.1080/00207233.2013.798492>
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M. (2009). Performance of alpha spectrometry in the analysis of uranium isotopes in environmental and nuclear materials. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 281:591-596.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., FARIA, I. (2009). Alpha Emitting Radionuclides in Drainage from Quinta do Bispo and Cunha Baixa Uranium Mines (Portugal) and Associated Radiotoxicological Risk. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 83:668-673.
- CARVALHO, F.P., OLIVEIRA J.M. (2007). Alpha emitters from uranium mining in the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 274: 167-174.
- CARVALHO, F.P., OLIVEIRA J.M., LIBÂNIO A., LOPES I., FERRADOR G., MADRUGA M.J. (2005). Radioactivity in Public Water Supplies in the Uranium Mining Regions in Portugal. Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures, held in Lisbon 11-13 Feb 2004, pp.41-51. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- CARVALHO F.P., OLIVEIRA J. M., LOPES I., BATISTA A. (2007). Radionuclides from past uranium mining in rivers of Portugal *Journal of Environmental Radioactivity* 98:298-314.
- CARVALHO, F. P. (2010a). Environmental remediation and the legacy of uranium mining waste in Portugal and Europe-Lessons to retain. *Advanced Materials Research* 107: 157-161.

- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2009). Analyses of radionuclides in soil, water and agriculture products near the Urgeiriça uranium mine in Portugal. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 281:479-484.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2010b). Radiation Safety of Old Uranium Mining Waste Dumps in Portugal. *Advanced Materials Research* 107: 147-156.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2014b). Intake of Radionuclides with the Diet in Uranium Mining Areas. *Procedia Earth and Planetary Science* 8:43–47.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2014c). Radioactivity in Iberian Rivers with Uranium Mining Activities in their Catchment Areas. *Procedia Earth and Planetary Science* 8 48–52.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2014d). Radioactivity in Soils and Vegetables from Uranium Mining Regions. *Procedia Earth and Planetary Science* 8:38–42.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2015). Avaliação das vulnerabilidades radiológicas na bacia do rio Mondego e protecção dos ecossistemas dulçaquícolas. *Recursos Hídricos* (Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos) Volume 36 (01): 47-58.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M., LEMOS, M. E. (2014). Radioanalytical assessment of environmental contamination around non-remediated uranium mining legacy site and radium mobility. *J Radioanal Nucl Chem* 299 (1): 119-126 (DOI: 10.1007/s10967-013-2734-1)
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., NEVES, M.O., ABREU, M. M., VICENTE, E. M. (2009). Soil to plant (*Solanum tuberosum* L.) radionuclide transfer in the vicinity of an old uranium mine. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 9: 275-278.
- EDM (2011). The Legacy of Abandoned Mines. Empresa de Desenvolvimento Mineiro, Lisboa, 2011. (ISBN: 978-972-95226-2-8).
- FESSENKO 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., F.P. CARVALHO, M.M. LEITE, M. ALARCÃO, E. CORDEIRO, J. RIBEIRO, et al. (2005). MinUrar-Minas de Urânio e seus Resíduos. Efeitos na Saúde da População. Relatório Científico I (Julho de 2005). Publ. INSA, INETI, ITN. (available from www.itn.pt).
- MARINHO FALCÃO J., F.P. CARVALHO, M.M. LEITE, M. ALARCÃO, E. CORDEIRO, J. RIBEIRO, et al. (2007). MinUrar-Minas de Urânio e seus Resíduos. Efeitos na Saúde da População. Relatório Científico II (Fevereiro 2007). Publ. INSA, INETI, ITN. (available from www.itn.pt).
- MARINHO FALCÃO J., FERNANDO P. CARVALHO, MÁRIO MACHADO LEITE, MADALENA ALARCÃO, EUGÉNIO CORDEIRO, JOÃO RIBEIRO, E. MACEDO PINTO, N. FERREIRA (2006). MINURAR – Minas de Urânio e seus Resíduos: efeitos na Saúde da População. Estudo da distribuição dos Metais e outros Contaminantes Químicos no Ambiente. (MINURAR- Uranium mines and their residues: health effects in a Portuguese Population. Metals and other chemical contaminants distributions). Actas do VII Congresso Nacional de Geologia, Vol II, 347-350. Universidade de Évora, Portugal (ISBN:972-778-093-8).
- NERO, J.M., J.M. DIAS, A.J. TORRINHA, L.J. NEVES, J.A. TORRINHA (2005). Environmental evaluation and remediation methodologies of abandoned radioactive mines in Portugal. In: Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination

- from Uranium Production Facilities and Remediation Measures, held in Lisbon 11-13 Feb 2004, pp.145-158. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- OLIVEIRA, J.M., F.P. CARVALHO (2006). A Sequential Extraction Procedure for Determination of Uranium, Thorium, Radium, Lead and Polonium Radionuclides by Alpha Spectrometry in Environmental Samples. (Proceedings of the 15th Radiochemical Conference). *Czechoslovak Journal of Physics* 56 (Suppl. D): 545-555.
- PEREIRA, R., BARBOSA, S., CARVALHO, F. P. (2014). Uranium mining in Portugal: a review of the environmental legacies of the largest mines and environmental and human health impacts. *Environ Geochem Health* 36:285–301 (DOI 10.1007/s10653-013-9563-6).
- PHAM M.K., M. BENMANSOUR, F.P. CARVALHO, E. CHAMIZO, D. DEGERING, C. ENGELERF, et al. (2014). Certified Reference Material IAEA-446 for radionuclides in Baltic Sea seaweed. *Applied Radiation and Isotopes* 87, 468–474 (DOI:10.1016/j.apradiso.2013.11.013).
- 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.
- POVINEC, P.P., M. PHAM, G. BARCI-FUNEL, RIO BOJANOWSKI, T. BOSHKOVA, W. BURNETT, F.P. CARVALHO, ET AL. (2007). Reference material for radionuclides in sediment, IAEA-384 (Fangataufa Lagoon sediment). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 273:383-393.
- 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. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ANALÍTICA

O Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica (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: Organização Mundial de Saúde, Agência Internacional de Energia Atómica (IAEA), Consejo de Seguridad Nuclear (CSN), Comissão Europeia, International Atomic Reference Material Agency (IARMA), etc.

Em 2014, no âmbito da determinação da concentração de atividade de radionuclídeos artificiais e naturais em amostras ambientais o LPSR participou nos seguintes exercícios:

- *Proficiency Test on the Determination of Tritium in Waters in Environmental Levels (International Atomic Reference Material Agency- IARMA), UK*
- *World-wide Proficiency Test on Determination of Anthropogenic and Natural Radionuclides in Water, Seaweed and Sediment Samples (IAEA-TEL 2014-03), Austria*
- *Intercomparación Analítica entre Laboratorios de Radioactividad Ambiental 2014 (Cenizas Vegetales), Consejo de Seguridad Nuclear) Espanha*
- *Tritium, Strontium and Cesium Isotopes in Seawater Proficiency Test (IAEA/OSPAR).*

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:

J.A. Trinidad, C. Gásco, M. Llauradó. *Intercomparación Analítica entre Laboratorios da Radioactividad Ambiental, 2014 (Cenizas Vegetales). Evaluación de la Intercomparación CSN/CIEMAT-2014 entre Laboratorios Nacionales de Radioactividad Ambiental (Cenizas Vegetales)*. CSN, Espanha, Outubro 2015.

IAEA-TEL 2014-03- *World-wide proficiency test on determination of anthropogenic and natural radionuclides in water, seaweed and sediment samples. Individual Results (November 2014)*.

ETRIT-PT-2014- *IARMA Proficiency Test on the Determination of Tritium in Waters in Environmental Level, October 2014, UK, 59 pg.*

IAEA-RLM- 2013-01- *Proficiency Test for Sr-90, Cs-134 and Cs-137 Determination in Seawater, IAEA, VIENNA, 2015, IAEA/AQ/42.*

IAEA-RLM- 2014-01- *Proficiency Test for Sr-90, Cs-134 and Cs-137 Determination in Seawater, IAEA, VIENNA, 2015, IAEA/AQ/43.*

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 respectivos 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 d 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).