

Relatório LPSR-A, nº41/15

Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2013)

Investigadores:

Maria José Madruga
Fernando Carvalho
Mário Reis
João Alves
José Corisco

Técnicos Superiores:

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

Bolseiros:

Alfredo Batista
Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Gonçalo Carvalho
Miguel Pereira

Técnicos:

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

Junho 2015

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: dprsn.secretariado@ctn.ist.utl.pt
Pág. web <http://www.itn.pt>

Ficha Técnica

Título	Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2013)
Autoria	<i>M.J. Madruga, F. Carvalho, M. Reis, J. Alves, J. Corisco I. Lopes, J. Abrantes, J.M. Oliveira, L. Silva, L. Portugal, M. Malta, M. Santos, Y. Romanets A. Libânio, A. Mourato, G. Silva A. Batista, A.R. Gomes, E. Andrade, G. Carvalhal, M. Pereira</i>
Edição	Instituto Superior Técnico, Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica
Impressão	Eletrónica (pdf)
ISBN	978-989-96542-9-7
Depósito Legal	
Data da Edição	Junho 2015

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>Material 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>Material 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>Material e Métodos</i>	26
Águas	28
Sedimentos	28
Plantas aquáticas	28
I.3.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	29
Águas	29
Sedimentos	43
Plantas aquáticas	46
I.3.2 Mar	48
I.3.2.1 <i>Material e Métodos</i>	48
I.3.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	48
I.4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO	50
I.4.1 <i>Material 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>Material 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>Material 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>Material 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>Material 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>Material e Métodos</i>	83
II.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	83
II.3 RADIOATIVIDADE EM SOLOS	85
II.3.1 <i>Material 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>Material e Métodos</i>	88
II.4.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	89
II.4.2 <i>Detetores Passivos</i>	90
II.4.2.1 <i>Material e Métodos</i>	90
II.4.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	91
II.5 MONITORIZAÇÃO NA FONTE	94
II.5.1 <i>Descargas líquidas</i>	94
II.6 CONCLUSÕES	95
REFERÊNCIAS	96

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

III.1 OBJETIVOS	99
III.1.1 <i>Introdução</i>	99
III.1.2 <i>Plano de monitorização executada em 2013</i>	101
III.2 MATERIAIS E MÉTODOS	105
III.2.1 <i>Amostragem</i>	105
III.2.2 <i>Preparação e análise de amostras</i>	105
III.2.3 <i>Determinação radiométrica dos radionuclídeos</i>	107
III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	108
III.4 CONCLUSÕES	129
REFERÊNCIAS	131
ANEXO (Avaliação da Qualidade Analítica)	135

PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO RADIOLÓGICA AMBIENTAL (ANO 2013)

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. O objetivo destes programas consiste na determinação de radionuclídeos artificiais e naturais em compartimentos ambientais (atmosférico, aquático e terrestre) considerados vias diretas de contaminação para o Homem. Neste contexto, 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 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 medição beta por cintilação líquida. As concentrações 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. The main objective of these programmes 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 of the artificial and natural radionuclides was determined using gamma spectrometry, alpha spectrometry, alpha/beta measurements with proportional counter and beta measurements by liquid scintillation. Results show that the 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 concluded that the Portuguese population has not been exposed to radioactivity levels significantly higher than the natural radioactive background. Therefore, there is no need to recommend any radiological protection measure.

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

PREÂMBULO

O Artigo 35 do Tratado que institui a Comunidade Europeia de Energia Atómica (EURATOM) estabelece que os Estados-Membros “...deverão providenciar pela criação das instalações necessárias para o controlo permanente do grau de radioatividade da atmosfera, das águas e do solo, bem como para o controlo do cumprimento das normas de base...” e, nos termos do Artigo 36, “as informações relativas aos controlos referidos no Artigo 35 deverão ser comunicadas regularmente pelas autoridades competentes à Comissão, a fim de que esta seja mantida informada sobre o grau de radioatividade suscetível de poder influenciar a população”. Cada Estado Membro deverá proceder à monitorização radiológica ambiental no seu território e comunicar anualmente os resultados à Comissão Europeia.

Em Portugal, os resultados da medição da radioatividade no Continente e nas regiões autónomas da Madeira e Açores são 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) acessível on-line. Alguns desses dados são posteriormente publicados em relatórios da Comissão Europeia (EUR 23555 EN, 2009; EUR 23950 EN, 2009).

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.

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 2013.

O principal objetivo destes programas consiste na medição contínua e periódica de radionuclidos naturais e artificiais, existentes nos 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
Fernando P. Carvalho
Mário Reis
João Alves
José Corisco

Técnicos Superiores

Irene Lopes
João Abrantes
João Maria Oliveira
Lídia Silva
Margarida Malta
Marta Santos
Yuriy Romanets

Bolseiros

Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Gonçalo Carvalhal
Miguel Pereira

Técnicos

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

I. 1 INTRODUÇÃO

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.

Devido à existência de centrais nucleares no rio Tejo em Espanha, 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, outros 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.

Relativamente aos locais de amostragem para o leite selecionaram-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 local de amostragem uma cantina universitária de Lisboa onde é consumido um número elevado de refeições. Na rede densa, consideraram-se só os componentes individuais e os locais de amostragem foram selecionados de modo a abrangerem todo o país.

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

A avaliação da radioatividade no meio marinho é efetuada através da análise de radionuclídeos de origem natural (séries radioativas do Urânio, Tório e Actínio e o ^{40}K) e artificial (principalmente ^{137}Cs , ^{238}Pu e $^{239+240}\text{Pu}$ resultantes das explosões nucleares) em bivalves (mexilhões), considerados indicadores biológicos de contaminação radioativa, recolhidos anualmente em vários locais (rede densa) ao longo da costa portuguesa.

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 2013.

Nota 1: Algumas das técnicas radioanalíticas (medição alfa total e beta total por contador proporcional em águas de consumo e naturais; medição alfa total e beta total por cintilação líquida 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.

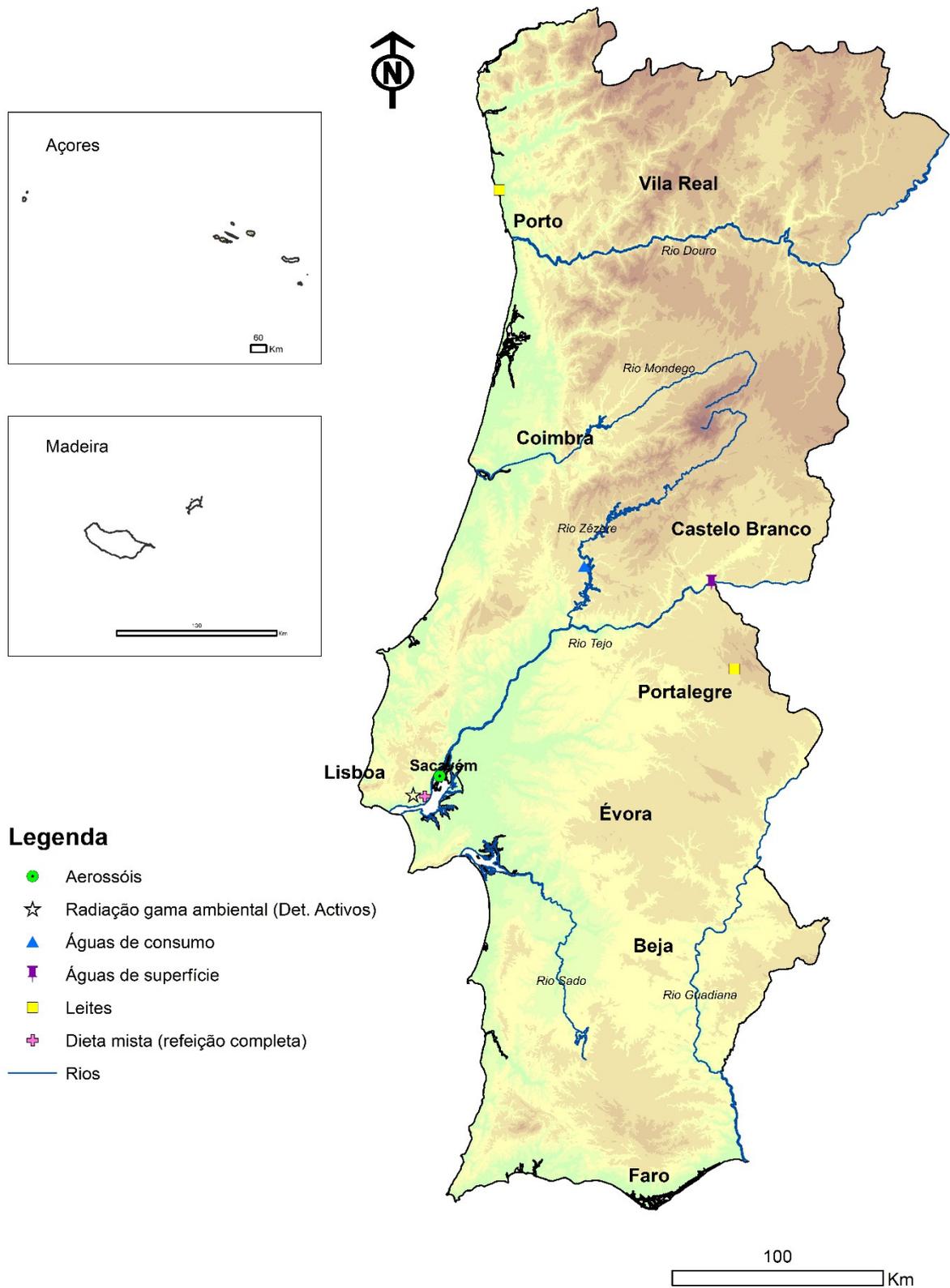


Figura I.1- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede dispersa

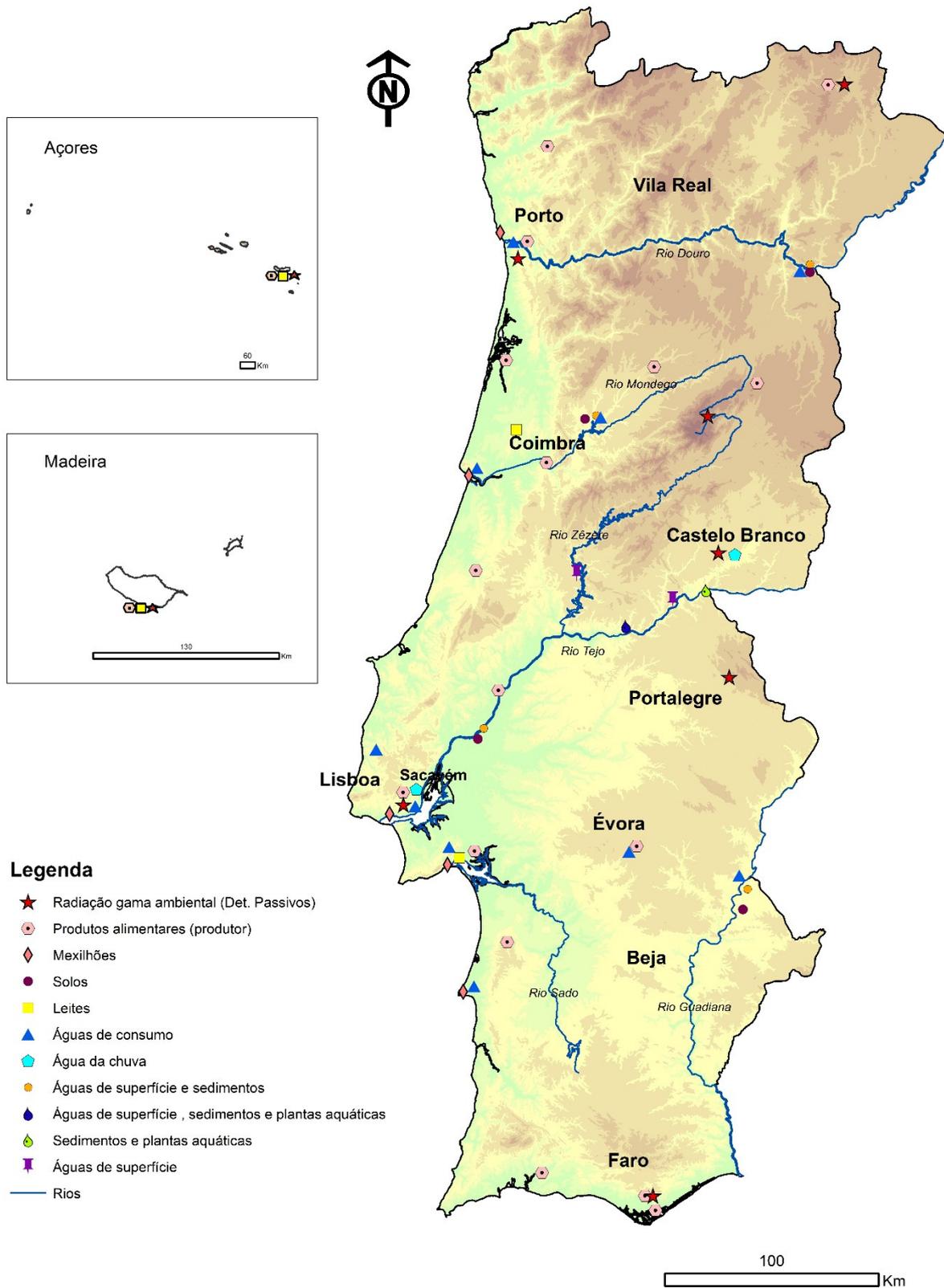


Figura I.2- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede densa

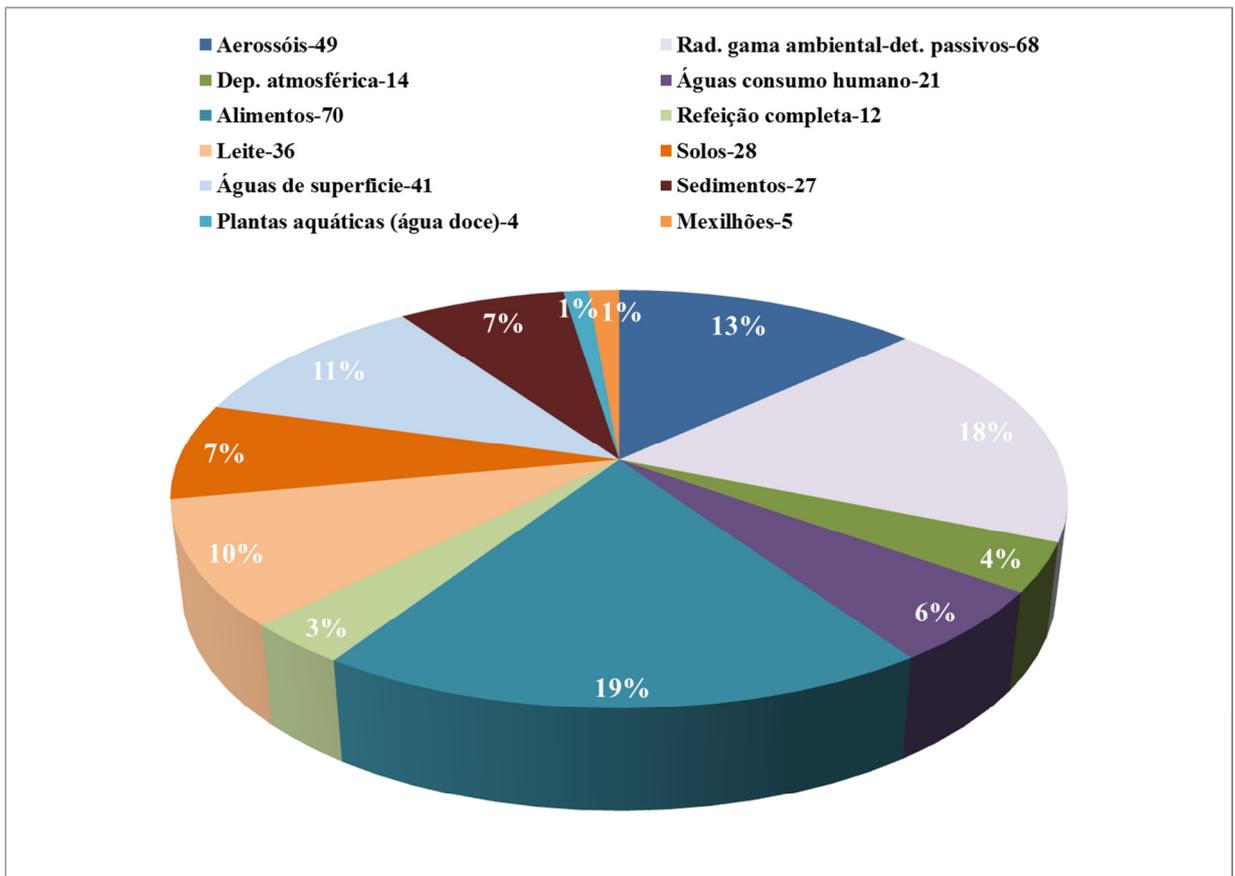


Figura I.3-Tipo, número de amostras analisadas e respetiva percentagem

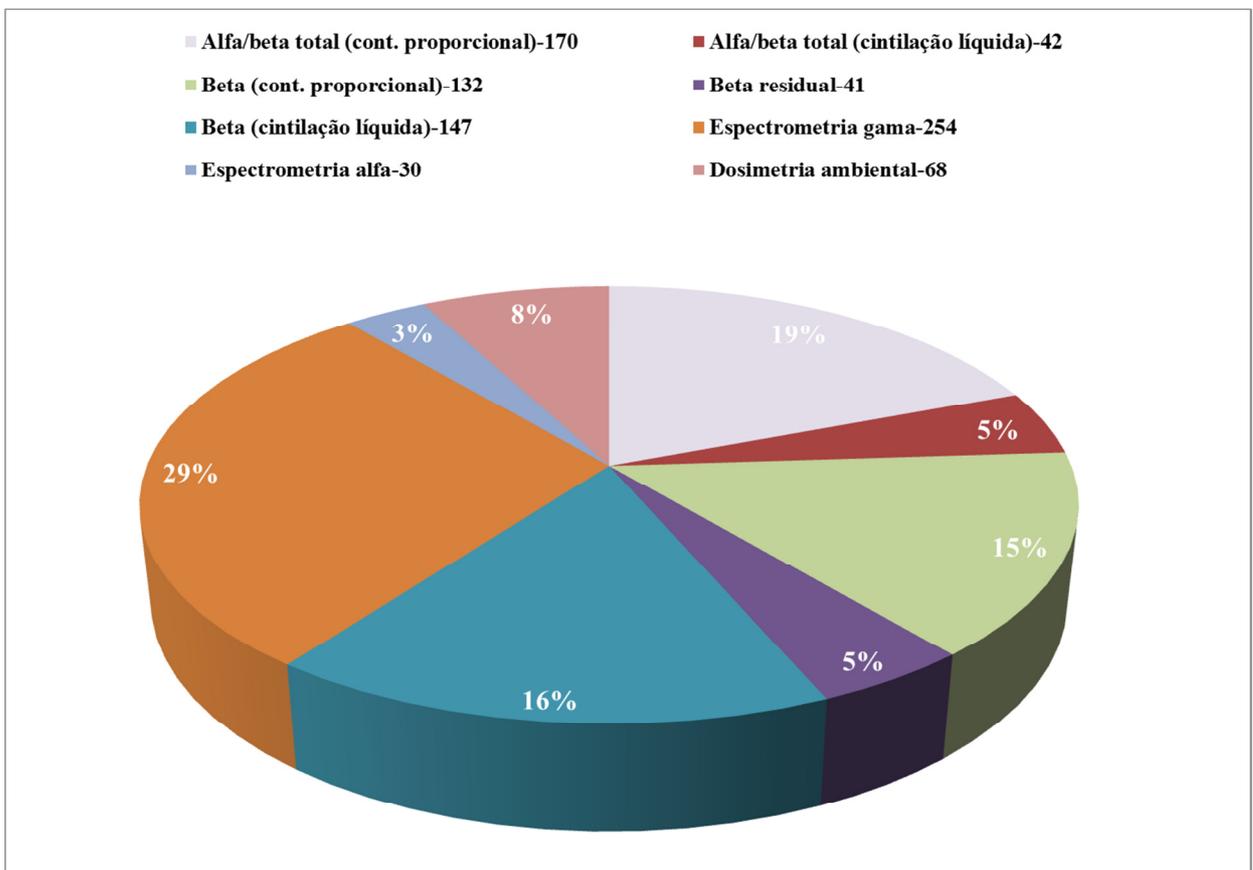


Figura I.4- Número de análises e respetiva percentagem por técnica de medição

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 Material 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

I.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 $24 \mu\text{g m}^{-3}$ (em novembro) e $59 \mu\text{g m}^{-3}$ (em janeiro).

A concentração de atividade média mensal em ${}^7\text{Be}$ variou entre $2,11 \pm 0,25 \text{ mBq m}^{-3}$ e $6,27 \pm 0,39 \text{ mBq m}^{-3}$, apresentando um valor médio anual de $3,3 \pm 1,1 \text{ mBq m}^{-3}$. 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 ${}^7\text{Be}$ ocorreram em janeiro e abril ($6,27 \pm 0,39 \text{ mBq m}^{-3}$ e $4,34 \pm 0,51 \text{ mBq m}^{-3}$, respetivamente), verificando-se também a ocorrência de concentrações acima da média anual no mês de julho (Figura I.5).

No caso do ${}^{210}\text{Pb}$, a concentração da sua atividade média mensal variou entre $0,172 \pm 0,022 \text{ mBq m}^{-3}$ e $0,676 \pm 0,075 \text{ mBq m}^{-3}$, com um valor médio anual de $0,34 \pm 0,16 \text{ mBq m}^{-3}$, dentro da gama de valores reportados por outros autores (T. Abe *et al.*, 2010; M. Baskaran, 2011; Dueñas *et al.*, 2011).

Relativamente à atividade em ${}^{137}\text{Cs}$, apenas se registaram valores acima da atividade mínima detetável nos meses de julho e setembro ($0,42 \pm 0,17 \mu\text{Bq m}^{-3}$ e $0,89 \pm 0,27 \mu\text{Bq m}^{-3}$,

respetivamente), o que à semelhança de anos anteriores se deveu à conjugação de fraca precipitação e vento forte, favorecendo a ocorrência de 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 : $0,89 \pm 0,27 \mu\text{Bq m}^{-3}$. Com base neste pressuposto, a dose de radiação por inalação de ^{137}Cs não deverá exceder o valor de $0,03 \text{ nSv a}^{-1}$.

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

Data de colheita	^7Be (mBq m ⁻³)	^{137}Cs ($\mu\text{Bq m}^{-3}$)	^{210}Pb (mBq m ⁻³)	PTS ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Janeiro	6,27 \pm 0,39	< 0,54 (a)	0,517 \pm 0,037	59
Fevereiro	2,85 \pm 0,34	< 0,22 (a)	0,172 \pm 0,022	34
Março	2,65 \pm 0,27	< 0,20 (a)	0,214 \pm 0,023	27
Abril	4,34 \pm 0,51	< 0,23 (a)	0,248 \pm 0,031	35
Mai	3,25 \pm 0,34	< 0,24 (a)	0,291 \pm 0,032	36
Junho	3,26 \pm 0,37	< 0,20 (a)	0,270 \pm 0,032	28
Julho	3,83 \pm 0,45	0,42 \pm 0,17	0,515 \pm 0,063	33
Agosto	3,23 \pm 0,38	< 0,20 (a)	0,267 \pm 0,033	33
Setembro	3,11 \pm 0,37	0,89 \pm 0,27	0,505 \pm 0,062	43
Outubro	2,11 \pm 0,25	< 0,18 (a)	0,224 \pm 0,028	20
Novembro	2,37 \pm 0,28	< 0,22 (a)	0,236 \pm 0,029	24
Dezembro	2,56 \pm 0,27	< 0,31 (a)	0,676 \pm 0,075	40
Média $\pm \sigma$ (n=12)	3,3 \pm 1,1	< 0,32	0,34 \pm 0,16	34 \pm 10

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

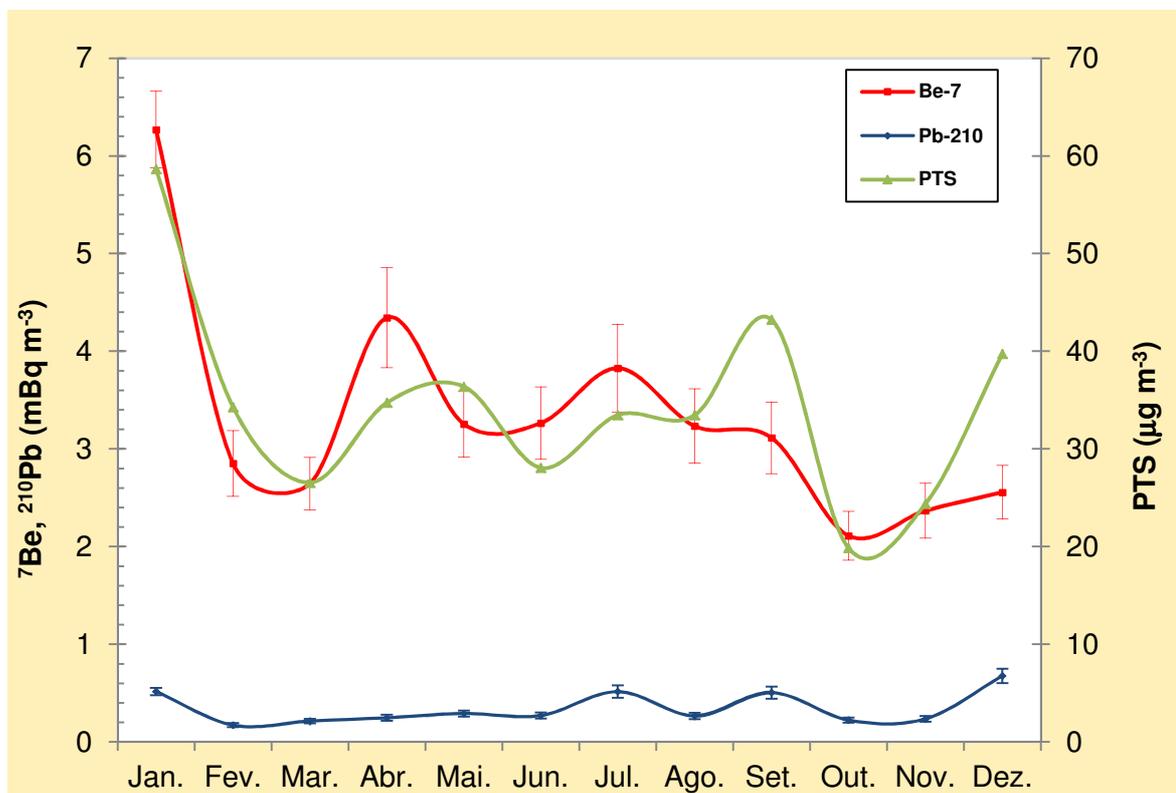


Figura I.6 - Evolução da concentração de atividade em ^7Be e ^{210}Pb (mBq m⁻³) e da concentração de partículas em suspensão ($\mu\text{g m}^{-3}$) em aerossóis recolhidos no CTN em Sacavém

I.2.2. Deposição Atmosférica

I.2.2.1 Material 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 (2008) respetivamente. A medição de radioatividade alfa total e beta total é feita em simultâneo num sistema de contagem α/β munido de um detetor proporcional de fluxo gasoso (TENNELEC, Canberra), previamente calibrado com padrões alfa (²⁴¹Am) e beta (⁴⁰K).

A determinação da radioatividade 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) (Madruça *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 atividade específica, 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 de Meteorologia).

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 de Meteorologia, 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 2013 em Sacavém (1523 mm) foi superior à precipitação acumulada na estação de Castelo Branco (885 mm), à semelhança do que se tem verificado em anos anteriores, tendo sido superior à registada em 2012 para ambas as estações.

Os fluxos de deposição de atividade beta total (26 Bq m^{-2}) e atividade alfa total (11 Bq m^{-2}) são superiores em Sacavém, comparativamente aos valores obtidos para Castelo Branco (11 Bq m^{-2} e 7 Bq m^{-2} , respetivamente). No caso do ${}^7\text{Be}$, o fluxo de deposição foi idêntico em ambas as estações (200 Bq m^{-2} em Sacavém e 202 Bq m^{-2} em Castelo Branco) e apenas o ${}^3\text{H}$ registou um fluxo de deposição superior em Castelo Branco (611 Bq m^{-2}) comparativamente ao valor registado em Sacavém (420 Bq m^{-2}). Relativamente a anos anteriores, em que se vinha a verificar uma leve tendência de diminuição dos fluxos de deposição (Madrugá *et al.*, 2008, 2009d, 2010, 2011 & 2012), em 2013 os fluxos são ligeiramente superiores em consequência do aumento da precipitação acumulada ao longo do ano.

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 atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), (Bq L⁻¹), de radionuclídeos artificiais e naturais em água da chuva colhida em Sacavém (CTN)

Data de Colheita	³ H	Água filtrada Ø ≤ 0,45 µm					Partículas em suspensão Ø > 0,45 µm
		⁷ Be	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	<0,80 (a)	0,160±0,048	<1,09x10 ⁻³ (c)	<1,36x10 ⁻³ (e)	(31,3±3,6)x10 ⁻³	(12,5±4,8)x10 ⁻³	(33,6±9,5)x10 ⁻³
Fevereiro	<0,80 (a)	0,139±0,043	<1,14x10 ⁻³ (c)	<1,36x10 ⁻³ (e)	(15,7±1,5)x10 ⁻³	(6,9±2,0)x10 ⁻³	(26,0±12,0)x10 ⁻³
Março	0,89 ± 0,30	0,175±0,040	<1,95x10 ⁻³ (c)	<1,30x10 ⁻³ (e)	(11,2±1,6)x10 ⁻³	(4,9±1,7)x10 ⁻³	(16,8±9,1)x10 ⁻³
Abril	<0,80 (a)	<0,13 (b)	(d)	(d)	(13,6±1,6)x10 ⁻³	(7,4±2,1)x10 ⁻³	<21x10 ⁻³ (g)
Maió	<0,80 (a)	(d)	(d)	(d)	(111,0±6,8)x10 ⁻³	(4,6±9,8)x10 ⁻³	<97x10 ⁻³ (g)
Junho	<0,80 (a)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	<12x10 ⁻³ (g)
Julho	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	<0,80 (a)	<0,057 (b)	(d)	(d)	(35,9±2,9)x10 ⁻³	(12,7±3,5)x10 ⁻³	<5,3x10 ⁻³ (g)
Outubro	<0,80 (a)	0,184±0,039	<1,89x10 ⁻³ (c)	<1,60x10 ⁻³ (e)	(10,5±2,1)x10 ⁻³	(4,0±1,9)x10 ⁻³	(13,4±3,5)x10 ⁻³
Novembro	<0,80 (a)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	<51x10 ⁻³ (g)
Dezembro	<0,80 (a)	< 0,038 (b)	<2,41x10 ⁻³ (c)	<1,39x10 ⁻³ (e)	(17,8±2,1)x10 ⁻³	(7,4±3,2)x10 ⁻³	<29x10 ⁻³ (g)

Atividade mínima detetável em ³H (a), ⁷Be (b), ⁹⁰Sr (c) e ¹³⁷Cs (e). Atividade mínima detetável em beta total nas partículas em suspensão (g).
Volume de amostra insuficiente para análise (d).

Tabela I.3 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), 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)	0,380±0,074	<1,99x10 ⁻³ (c)	<1,36x10 ⁻³ (e)	17,5±1,8	(15,9±2,6)x10 ⁻³	(24,7±9,3)x10 ⁻³
Fevereiro	<0,80 (a)	0,176±0,043	<1,20x10 ⁻³ (c)	<1,36x10 ⁻³ (e)	13,0±1,6	(11,6±2,3)x10 ⁻³	(19,0 ±10,0)x10 ⁻³
Março	0,97 ± 0,30	0,192±0,048	<1,97x10 ⁻³ (c)	<1,30x10 ⁻³ (e)	12,5±2,1	(8,6±2,3)x10 ⁻³	<15x10 ⁻³ (g)
Abril	<0,80 (a)	<0,13 (b)	<2,23x10 ⁻³ (c)	<1,28x10 ⁻³ (e)	19,8±2,1	(8,7±2,2)x10 ⁻³	<90x10 ⁻³ (g)
Maió	<0,80 (a)	<0,15 (b)	(d)	(d)	47,6±3,2	(19,6±3,7)x10 ⁻³	<120x10 ⁻³ (g)
Junho	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Julho	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Outubro	2,43 ± 0,30	0,443±0,048	<2,13x10 ⁻³ (c)	<1,63x10 ⁻³ (e)	9,5±2,1	(5,1±2,0)x10 ⁻³	(17,0±3,6)x10 ⁻³
Novembro	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Dezembro	<0,80 (a)	0,238±0,042	<1,98x10 ⁻³ (c)	<1,38x10 ⁻³ (e)	16,5±2,3	(10,0±2,6)x10 ⁻³	<19x10 ⁻³ (g)

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

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

Data de colheita	Precipitação* (mm)	^3H	Água filtrada $\text{Ø} \leq 0,45 \mu\text{m}$					Partículas em suspensão $\text{Ø} > 0,45 \mu\text{m}$
			^7Be	^{90}Sr	^{137}Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	191,4	(a)	30,6±9,2	(a)	(a)	5,99±0,69	2,39±0,92	6,4±1,8
Fevereiro	102,0	(a)	14,2±4,4	(a)	(a)	1,60±0,16	0,70±0,21	2,7±1,2
Março	472,4	420±142	83±19	(a)	(a)	5,29±0,75	2,32±0,80	7,9±4,3
Abril	61,2	(a)	(a)	(d)	(d)	0,83±0,10	0,45±0,13	(a)
Mai	20,4	(a)	(d)	(d)	(d)	2,26±0,14	0,94±0,20	(a)
Junho	10,8	(a)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(a)
Julho	0,0	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	0,1	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	75,2	(a)	(a)	(d)	(d)	2,70±0,22	0,96±0,26	(a)
Outubro	392,4	(a)	72±15	(a)	(a)	4,12±0,81	1,58±0,77	5,3±1,4
Novembro	21,6	(a)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(a)
Dezembro	175,4	(a)	(a)	(a)	(a)	3,12±0,37	1,31±0,56	(a)

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 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 $\text{Ø} \leq 0,45 \mu\text{m}$					Partículas em suspensão $\text{Ø} > 0,45 \mu\text{m}$
			^7Be	^{90}Sr	^{137}Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	106,7	(a)	40,5±7,9	(a)	(a)	1,87±0,19	1,70±0,28	2,64±0,99
Fevereiro	73,2	(a)	12,9±3,1	(a)	(a)	0,95±0,12	0,85±0,17	1,39±0,73
Março	193,0	187±58	37,1±9,3	(a)	(a)	2,41±0,40	1,66±0,45	(a)
Abril	73,8	(a)	(a)	(a)	(a)	1,46±0,15	0,64±0,16	(a)
Mai	15,4	(a)	(a)	(d)	(d)	0,733±0,049	0,302±0,057	(a)
Junho	8,8	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Julho	1,3	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Agosto	0,0	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Setembro	92,0	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Outubro	174,5	424±52	77,3±8,4	(a)	(a)	1,65±0,37	0,89±0,35	2,97±0,63
Novembro	3,3	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)	(d)
Dezembro	143,1	(a)	34,1±6,0	(a)	(a)	2,36±0,33	1,43±0,37	(a)

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>);

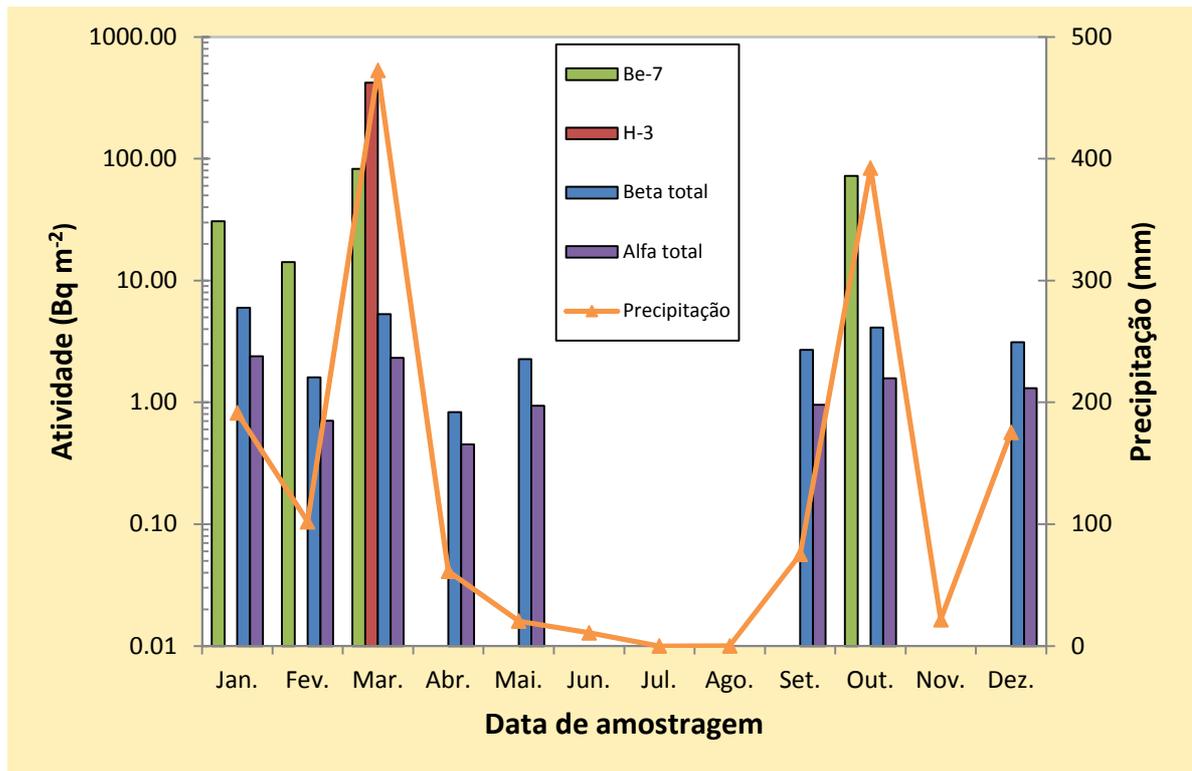


Figura I.7 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, ⁹⁰Sr, atividade beta total e atividade alfa total em Sacavém (CTN)

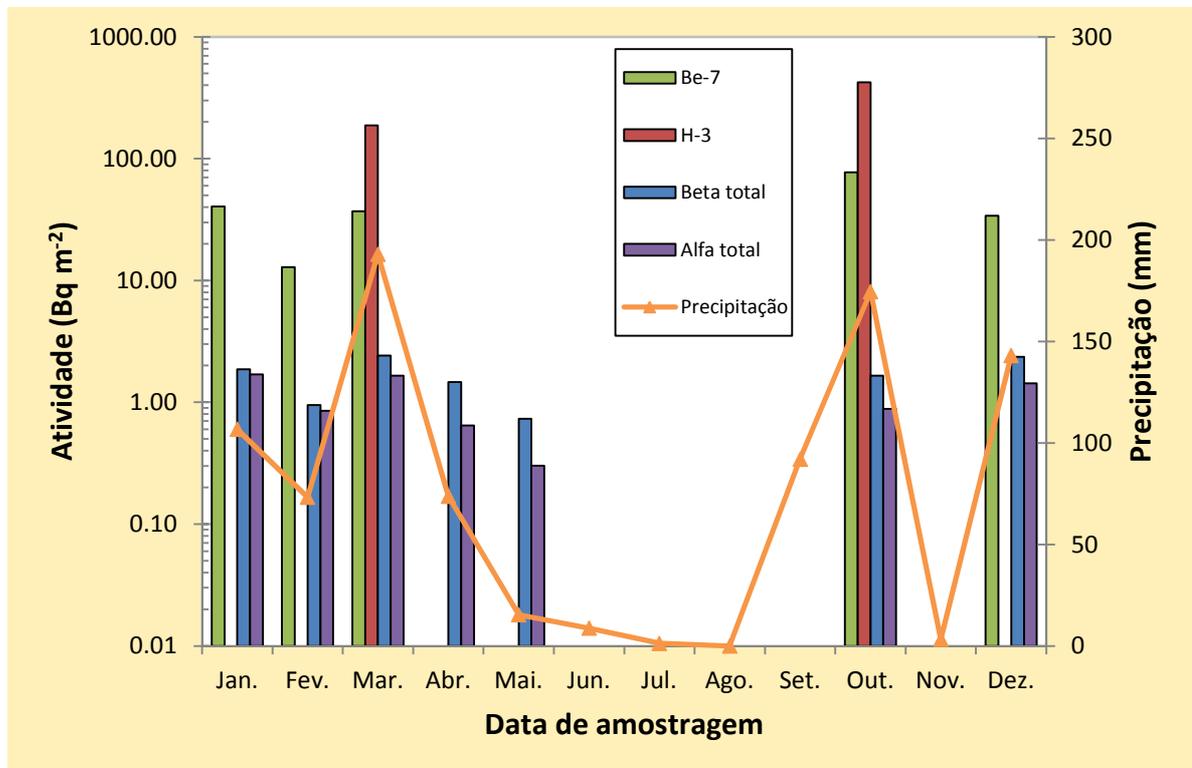


Figura I.8 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, ⁹⁰Sr, atividade beta total e atividade alfa total em Castelo Branco (estação meteorológica)

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. 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 ou após um acidente nuclear.

I.3.1.1 Material 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.

Desde outubro de 2013 que se procede igualmente à colheita de amostras de plantas aquáticas, uma vez que devido à sua capacidade de fixação poderão dar informação quantitativa sobre as concentrações de radionuclídeos naturais e artificiais no ecossistema fluvial. 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 previamente o sedimento em que se inseriam com o ancinho 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. As plantas submersas sem raiz (*Ceratophyllum demersum*) foram facilmente recolhidas à mão ou por arrasto com ancinho a meia água. 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 mantidas 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. *Durante este ano devido a restrições orçamentais não foi possível proceder à colheita de amostras nos meses de abril e setembro.*

No âmbito do Artigo 35 do Tratado EURATOM, a Comissão recomenda que se proceda à medição do caudal do rio durante a colheita da água, principalmente no local de amostragem correspondente à rede dispersa (Vila Velha de Ródão). Para responder a essa recomendação e, como este local de colheita se situa a montante de Fratel, sob a influência do regolfo da albufeira de Fratel, considerou-se a utilização dos caudais horários afluentes a esta albufeira como indicativos de Vila Velha de Ródão. Através do Sistema Nacional de Informação dos Recursos Hídricos (SNIRH) da Agência Portuguesa do Ambiente I.P., 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 ($\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$) e efetuou-se a respetiva medição de radioatividade beta total, para a qual contribuem todos os radionuclídeos emissores beta presentes na água. O ^{40}K , radionuclídeo de origem natural, existe em proporções elevadas no ambiente contribuindo em grande percentagem para a atividade beta total. Retirando à atividade beta total a atividade em ^{40}K obtém-se a atividade beta residual (Gomes *et al.*, 2005). 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 as determinações de atividade em ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^3H , por métodos radioquímicos, seguidos de medição beta e das atividades alfa e beta totais. 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). Foram preparadas amostras representativas desta fração 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 atividade dos radionuclídeos por espectrometria gama (LM_PT_01).

Plantas aquáticas

No laboratório, as plantas foram lavadas abundantemente sob um fluxo de água da torneira, para remoção definitiva de sedimentos e outros materiais considerados como impurezas. A remoção do bloco de sedimentos aprisionado no emaranhado de raízes de *C. eragrostis* 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 e dos nódulos radiculares. No caso da planta do género *Potamogeton* optou-se por não fazer a separação destas estruturas que dificilmente se distinguem do resto da planta. Fez-se uma lavagem final a todas as plantas mergulhando-as em água destilada. O material vegetal foi picado com “cutter” ou tesoura e distribuído em lotes para pesagem, registando-se a massa antes e

após secagem (72 h) em estufa a 50 °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 atividade dos radionuclídeos por espectrometria gama (LM_PT_01).

1.3.1.2 Resultados e Discussão

Águas

Os valores da atividade específica, 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.

Verifica-se que os valores médios, no rio Tejo, para as concentrações de atividade alfa total e beta total na água (matéria dissolvida) são $<35 \text{ mBq L}^{-1}$ e $109 \pm 19 \text{ mBq L}^{-1}$ em Vila Velha de Ródão (Tabela I.7a) e $<29 \text{ mBq L}^{-1}$ e $97 \pm 17 \text{ mBq L}^{-1}$ 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 . 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, 2011, 2013 & 2014) e dos valores observados em águas de superfície colhidas em rios espanhóis (Heredia *et al.*, 2009, 2010, 2013 & 2013a).

Os valores de atividade específica 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 atividade específica do ^{90}Sr são inferiores a $2,06 \text{ mBq L}^{-1}$ e $1,79 \text{ mBq L}^{-1}$ 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 $1,31 \text{ mBq L}^{-1}$ em Valada. Resultados semelhantes foram observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009a, 2009d, 2010, 2011, 2013 & 2014).

Os valores de concentração de atividade média anual, A , em ^3H no rio Tejo são $6,1 \pm 2,2 \text{ Bq L}^{-1}$ e $4,3 \pm 1,2 \text{ Bq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e Valada respetivamente (Tabelas I.7 e I.8). Na Barragem de Fratel, os valores em ^3H variam entre $4,50 \pm 0,32 \text{ Bq L}^{-1}$ (agosto) e $6,94 \pm 0,33 \text{ Bq L}^{-1}$ (novembro) (Tabela I.9) e na Barragem de Belver entre $3,78 \pm 0,31 \text{ Bq L}^{-1}$ (agosto) e $5,89 \pm 0,32 \text{ Bq L}^{-1}$ (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 e 2012 (Heredia *et al.*, 2013 & 2013a). Na Figura I.10 estão representados os valores mensais das concentrações de atividade em ^3H nos diferentes locais de amostragem no rio Tejo. Verifica-se que, em ambas as estações, V. Velha de Ródão e Valada, a atividade em ^3H evolui de modo semelhante ao longo do ano, com dois picos correspondentes a valores máximos em janeiro e novembro. A variação de concentração de atividade em ^3H ao longo dos meses, principalmente em Vila Velha de Ródão, tem sido observada em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009b, 2009d, 2010, 2011, 2013 & 2014) e 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. Na Figura I.11 parece observar-se uma relação entre o valor do caudal do rio em V. Velha de Ródão no momento de colheita da amostra de água e a respetiva concentração em ^3H , onde nas situações de caudal mais elevado (agosto a 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 beta total na matéria dissolvida ($30 \pm 7 \text{ mBq L}^{-1}$) é cerca de quatro vezes inferior ao valor medido no rio Tejo (Tabelas I.7a e I.8a). Tal como observado para o rio Tejo (Tabelas I.7a e I.8a) a atividade beta total é devida na quase totalidade à concentração em ^{40}K (Tabela I.11a). Para ambos os rios o valor da atividade alfa total na matéria dissolvida é inferior à atividade beta total, sendo os valores médios medidos inferiores a $11,6 \text{ mBq L}^{-1}$, 35 mBq L^{-1} e 29 mBq L^{-1} na barragem de Castelo de Bode, V. Velha de Ródão e Valada respetivamente.

Os valores obtidos para o ^{137}Cs e ^{90}Sr no rio Zêzere (Tabela I.11a) são da mesma ordem de grandeza dos observados no rio Tejo. Pela uniformidade dos valores obtidos para os dois rios poder-se-á inferir que a existência destes radionuclídeos não está relacionada com o normal funcionamento das centrais nucleares existentes no rio Tejo (troço espanhol) mas com a deposição atmosférica devida aos testes nucleares. Os valores obtidos para a concentração de atividade em ^3H no rio Zêzere (Tabela I.11) situam-se abaixo da concentração de atividade mínima detetável ($0,80 \text{ Bq L}^{-1}$) e são cerca de uma ordem de grandeza inferior aos observados para o rio Tejo (Figura I.10).

Nas Tabelas I.12 e I.12a estão expressos os valores de atividade específica 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 ordem de grandeza dos observados no rio Zêzere, nomeadamente para os rios Mondego e Douro, o que denota a influência no rio Tejo da Central Nuclear de Almaraz (Espanha).

Tabela I.6 – Valores do caudal afluente 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 afluente $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$
24/01/2013	11h	354,92
25/02/2013	12h	169,45
25/03/2013	12h	376,51
22/05/2013	12h	0
27/06/2013	13h	176,56
25/07/2013	11h	424,26
26/08/2013	13h	769,32
30/10/2013	12h	564,94
20/11/2013	11h	778,80
19/12/2013	12h	71,79

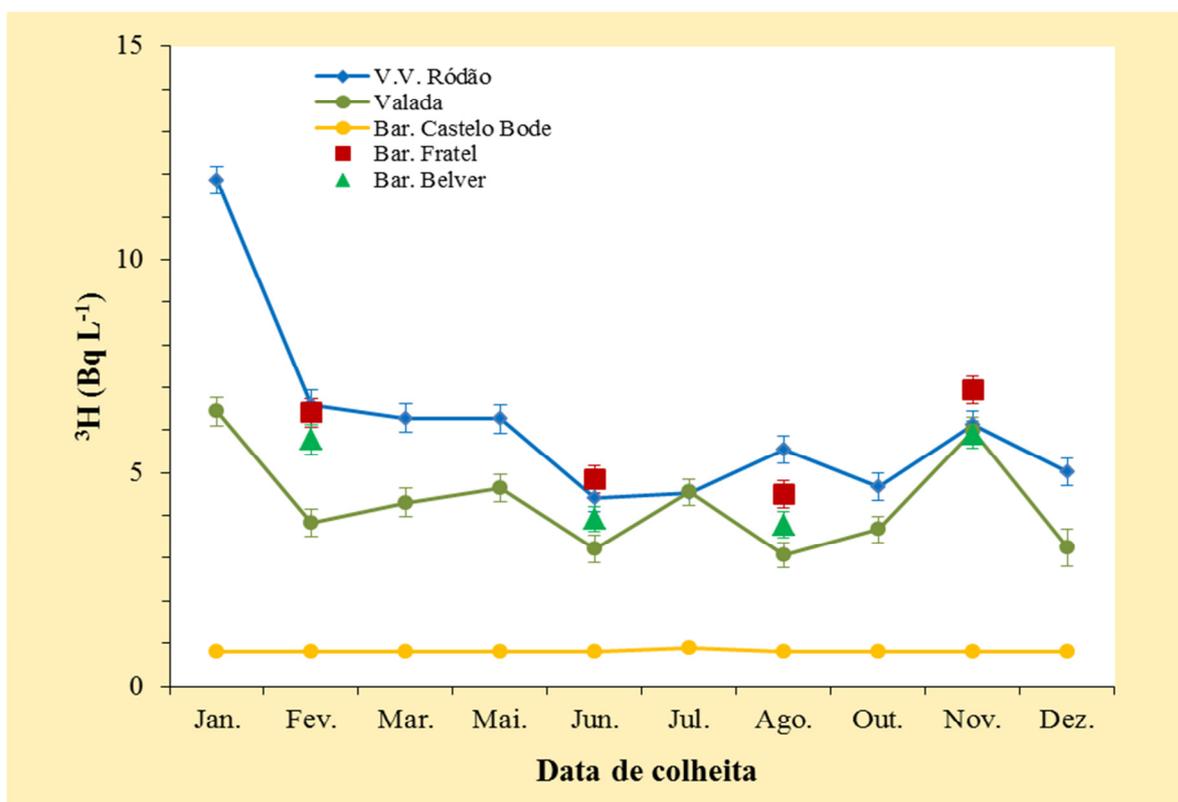


Figura I.10 - Variação da concentração de atividade em ^3H (Bq L⁻¹) nos rios Tejo e Zêzere

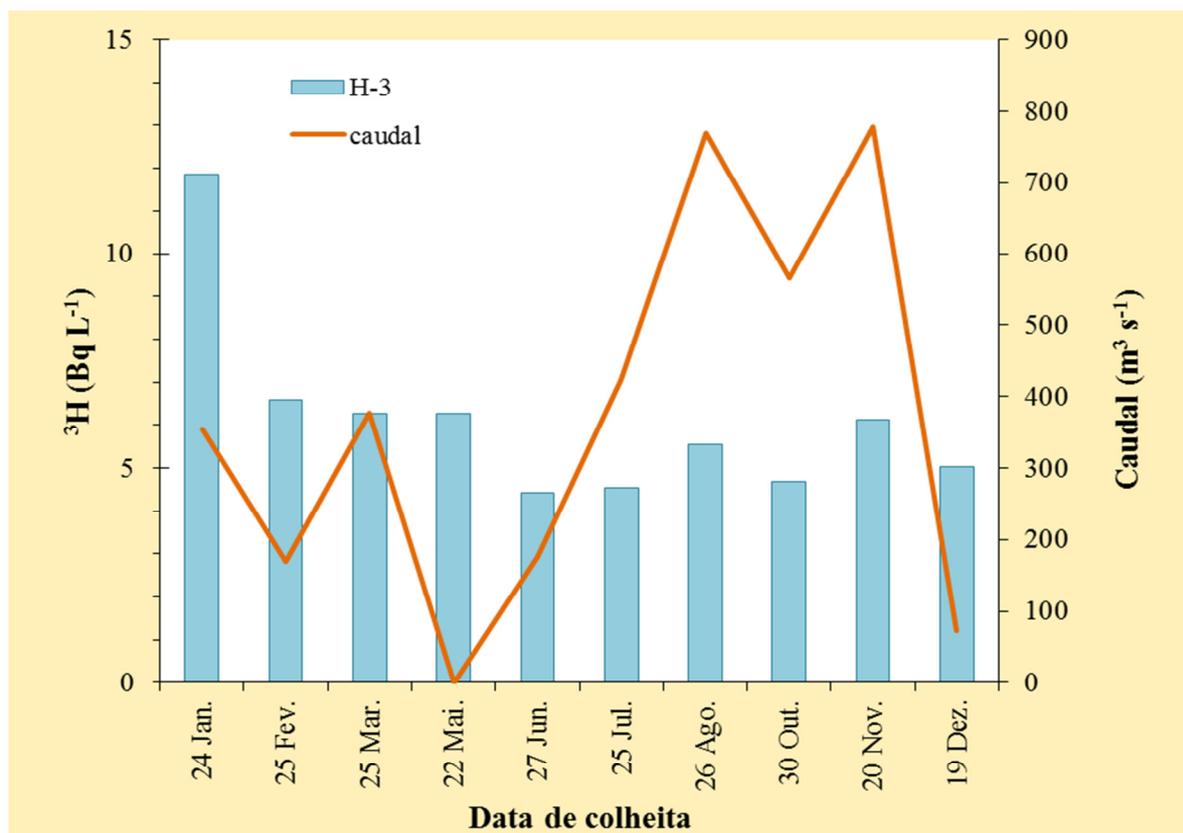


Figura I.11 - Evolução da concentração de atividade em ^3H (Bq L⁻¹) em função do valor do caudal em Vila Velha de Ródão (Rio Tejo)

Tabela I.7 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e atividade 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	$11,86 \pm 0,33$	$6,2 \pm 0,3$	$<0,018$ (b)
Fevereiro	$6,59 \pm 0,34$	$3,3 \pm 0,3$	$<0,015$ (b)
Março	$6,28 \pm 0,34$	$7,7 \pm 0,3$	$0,0192 \pm 0,0092$
Maió	$6,26 \pm 0,33$	$4,2 \pm 0,3$	$<0,024$ (b)
Junho	$4,42 \pm 0,33$	$6,6 \pm 0,3$	$<0,021$ (b)
Julho	$4,54 \pm 0,31$	$1,8 \pm 0,3$	$<0,010$ (b)
Agosto	$5,55 \pm 0,32$	$1,3 \pm 0,3$	$<0,031$ (b)
Outubro	$4,68 \pm 0,32$	$4,7 \pm 0,3$	$<0,011$ (b)
Novembro	$6,12 \pm 0,32$	(a)	$<0,028$ (b)
Dezembro	$5,02 \pm 0,33$	$2,3 \pm 0,3$	$<0,029$ (b)
Média $\pm \sigma$	$6,1 \pm 2,2$ (n=10)	$4,2 \pm 2,3$ (n=9)	$<0,021$ (n=10)

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 atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), (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	$333,2 \pm 0,3$	$4,50 \pm 0,45$	$<1,22$ (a)	$3,7 \pm 1,6$	43 ± 20	156 ± 17	125 ± 13	31 ± 21
Fevereiro	$333,2 \pm 0,3$	$4,20 \pm 0,42$	$<1,29$ (a)	$<1,34$ (b)	<26 (c)	124 ± 16	116 ± 12	(d)
Março	$258,8 \pm 0,3$	$3,30 \pm 0,33$	$<1,24$ (a)	$<1,10$ (b)	37 ± 16	110 ± 13	$91,4 \pm 9,2$	19 ± 16
Maió	$269,9 \pm 0,3$	$4,00 \pm 0,40$	$<1,24$ (a)	$<2,32$ (b)	45 ± 24	100 ± 13	111 ± 11	(d)
Junho	$264,6 \pm 0,3$	$4,00 \pm 0,40$	$<1,21$ (a)	$2,58 \pm 0,83$	34 ± 14	102 ± 12	111 ± 11	(d)
Julho	$218,4 \pm 0,3$	$3,50 \pm 0,35$	$<1,75$ (a)	(e)	28 ± 14	99 ± 11	97 ± 10	(d)
Agosto	$277,4 \pm 0,3$	$4,30 \pm 0,43$	$<1,27$ (a)	$<2,33$ (b)	32 ± 15	102 ± 15	119 ± 12	(d)
Outubro	$248,0 \pm 0,3$	$3,60 \pm 0,36$	$<1,27$ (a)	$2,2 \pm 1,1$	<22 (c)	104 ± 14	100 ± 10	(d)
Novembro	$294,6 \pm 0,3$	$4,10 \pm 0,41$	$<1,62$ (a)	$<1,87$ (b)	49 ± 20	112 ± 14	114 ± 11	(d)
Dezembro	$270,3 \pm 0,3$	$3,70 \pm 0,37$	$<1,57$ (a)	$<1,07$ (b)	35 ± 17	87 ± 12	102 ± 10	(d)
Média $\pm \sigma$	277 ± 36 (n=10)	$3,92 \pm 0,38$ (n=10)	$<1,37$ (n=10)	$<2,06$ (n=9)	<35 (n=10)	109 ± 19 (n=10)	109 ± 11 (n=10)	-

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); amostra perdida durante a análise (e);

Tabela I.8 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e atividade 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	$6,44 \pm 0,34$	$4,0 \pm 0,3$	$<0,018$ (b)
Fevereiro	$3,84 \pm 0,32$	$12,3 \pm 0,3$	$0,0169 \pm 0,0092$
Março	$4,30 \pm 0,33$	$10,4 \pm 0,3$	$0,0167 \pm 0,0092$
Maió	$4,64 \pm 0,31$	$4,2 \pm 0,3$	$<0,024$ (b)
Junho	$3,23 \pm 0,32$	$2,8 \pm 0,3$	$<0,012$ (b)
Julho	$4,55 \pm 0,31$	$4,0 \pm 0,3$	$<0,010$ (b)
Agosto	$3,08 \pm 0,29$	$2,7 \pm 0,3$	$<0,031$ (b)
Outubro	$3,67 \pm 0,31$	$3,4 \pm 0,3$	$<0,011$ (b)
Novembro	$5,98 \pm 0,33$	(a)	$<0,028$ (b)
Dezembro	$3,24 \pm 0,42$	$2,1 \pm 0,3$	$<0,029$ (b)
Média $\pm \sigma$	$4,3 \pm 1,2$ (n=10)	$5,1 \pm 3,6$ (n=9)	$<0,020$ (n=10)

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

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

Data de colheita	Concentração em sais dissolvidos mg L ⁻¹	Concentração em K ⁺ mg L ⁻¹	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	Alfa Total	Beta Total	⁴⁰ K	Beta Residual
Janeiro	288,1 ± 0,3	3,60 ± 0,36	<1,27 (a)	<2,56 (b)	<22 (c)	107 ± 14	100 ± 10	(d)
Fevereiro	251,1 ± 0,3	3,10 ± 0,31	<1,27 (a)	<1,03 (b)	29 ± 15	93 ± 12	85,8 ± 8,6	(d)
Março	290,0 ± 0,3	3,60 ± 0,36	<1,22 (a)	<1,23 (b)	34 ± 17	114 ± 14	100 ± 10	(d)
Maió	273,7 ± 0,3	3,80 ± 0,38	<1,21 (a)	<2,11 (b)	<35 (c)	92 ± 13	105 ± 11	(d)
Junho	171,7 ± 0,3	3,90 ± 0,39	<1,19 (a)	2,4 ± 1,2	14,6 ± 7,8	67,5 ± 7,7	108 ± 11	(d)
Julho	216,0 ± 0,3	3,50 ± 0,35	<1,19 (a)	<0,87 (b)	30 ± 14	95 ± 11	97 ± 10	(d)
Agosto	245,5 ± 0,3	3,50 ± 0,35	<1,26 (a)	<1,97 (b)	21 ± 12	98 ± 14	97 ± 10	(d)
Outubro	213,0 ± 0,3	3,00 ± 0,30	<1,25 (a)	2,4 ± 1,2	<19 (c)	74 ± 11	83,1 ± 8,4	(d)
Novembro	265,0 ± 0,3	3,90 ± 0,39	<1,63 (a)	<1,39 (b)	55 ± 20	103 ± 14	108 ± 11	(d)
Dezembro	242,1 ± 0,3	3,50 ± 0,35	<1,60 (a)	1,89 ± 0,93	30 ± 17	123 ± 16	97 ± 10	26 ± 19
Média ± σ (n=10)	246 ± 37	3,54 ± 0,30	<1,31	<1,79	<29	97 ± 17	98,0 ± 8,4	-

Atividade mínima detetável em ¹³⁷Cs (a), ⁹⁰Sr (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 atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e atividade 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	$6,41 \pm 0,34$	$3,8 \pm 0,3$	$<0,015$ (a)
Junho	$4,85 \pm 0,31$	$2,2 \pm 0,3$	$<0,020$ (a)
Agosto	$4,50 \pm 0,32$	$2,3 \pm 0,3$	$<0,031$ (a)
Novembro	$6,94 \pm 0,33$	$0,4 \pm 0,3$	$<0,028$ (a)

Tabela I.10 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e atividade 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	$5,78 \pm 0,34$	$3,2 \pm 0,3$	$<0,015$ (a)
Junho	$3,91 \pm 0,30$	$1,7 \pm 0,3$	$<0,021$ (a)
Agosto	$3,78 \pm 0,31$	$2,4 \pm 0,3$	$<0,031$ (a)
Novembro	$5,89 \pm 0,32$	$0,6 \pm 0,3$	$<0,028$ (a)

Atividade mínima detetável em atividade beta total (a)

Tabela I.9a – Valores de atividade específica, $A \pm U$ (k=2), (mBq L⁻¹), em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, alfa total, beta total, ⁴⁰K 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	319,9 ± 0,3	3,90 ± 0,39	<1,86 (a)	<0,94 (b)	32 ± 18	124 ± 16	108 ± 11	(d)
Junho	228,4 ± 0,3	3,60 ± 0,36	<1,22 (a)	<1,47 (b)	25 ± 11	95 ± 10	100 ± 10	(d)
Agosto	264,9 ± 0,3	3,80 ± 0,38	<1,27 (a)	<1,30 (b)	18 ± 12	108 ± 13	105 ± 11	(d)
Novembro	291,6 ± 0,3	4,10 ± 0,41	<1,58 (a)	0,79 ± 0,39	45 ± 20	124 ± 16	114 ± 11	(d)

Tabela I.10a – Valores de atividade específica, $A \pm U$ (k=2), (mBq L⁻¹), em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, alfa total, beta total, ⁴⁰K 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	275,6 ± 0,3	3,70 ± 0,37	<1,27 (a)	1,12 ± 0,64	<22 (c)	99 ± 13	102 ± 10	(d)
Junho	100,3 ± 0,3	1,80 ± 0,18	<1,20 (a)	1,68 ± 0,85	11,9 ± 5,4	47,0 ± 5,4	49,8 ± 5,0	(d)
Agosto	252,9 ± 0,3	3,60 ± 0,36	<1,25 (a)	<1,23 (b)	24 ± 13	92 ± 13	100 ± 10	(d)
Novembro	283,6 ± 0,3	4,20 ± 0,42	<1,60 (a)	<1,91 (b)	58 ± 21	104 ± 14	116 ± 12	(d)

Atividade mínima detetável em ¹³⁷Cs (a), ⁹⁰Sr (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 atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e atividade 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)	$0,7 \pm 0,3$	<0,015 (b)
Fevereiro	<0,80 (a)	$1,4 \pm 0,3$	<0,012 (b)
Março	<0,80 (a)	$3,5 \pm 0,3$	<0,013 (b)
Maió	<0,80 (a)	$1,0 \pm 0,3$	<0,023 (b)
Junho	<0,80 (a)	$3,6 \pm 0,3$	<0,010 (b)
Julho	$0,90 \pm 0,29$	$2,0 \pm 0,3$	<0,0088 (b)
Agosto	<0,80 (a)	$1,6 \pm 0,3$	<0,025 (b)
Outubro	<0,80 (a)	$1,5 \pm 0,3$	<0,0097 (b)
Novembro	<0,80 (a)	(c)	<0,026 (b)
Dezembro	<0,80 (a)	$1,6 \pm 0,3$	<0,029 (b)
Média $\pm \sigma$	<0,81 (n=10)	$1,9 \pm 1,0$ (n=9)	<0,017 (n=10)

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

Tabela I.11a – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), (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	59,3±0,3	1,30±0,13	<1,27 (a)	<2,07 (b)	18,9±4,8	38,0±3,3	36,0±3,6	(d)
Fevereiro	55,7±0,3	1,40±0,14	<1,27 (a)	<1,11 (b)	7,4±3,3	34,0±3,2	38,8±3,9	(d)
Março	57,4±0,3	1,30±0,13	<1,22 (a)	<1,72 (b)	44,5±7,6	60,2±4,4	36,0±3,6	24±5
Maió	56,0±0,3	1,10±0,11	<1,21 (a)	<2,31 (b)	9,0±3,8	32,4±3,5	30,5±3,1	(d)
Junho	52,3±0,3	1,20±0,12	<1,20 (a)	1,92 ± 0,99	3,6±2,9	33,6±3,8	33,2±3,3	(d)
Julho	55,6±0,3	1,30±0,13	<1,24 (a)	<1,72 (b)	<5,5 (c)	37,5±3,7	36,0±3,6	(d)
Agosto	53,4±0,3	1,30±0,13	<1,24 (a)	<1,32 (b)	<5,3 (c)	38,2±3,6	36,0±3,6	(d)
Outubro	48,9±0,3	0,90±0,09	<1,24 (a)	<1,47 (b)	<4,8 (c)	28,9±4,0	24,9±2,5	(d)
Novembro	50,9±0,3	0,90±0,09	<1,58 (a)	<1,55 (b)	11,4±4,7	30,7±3,9	24,9±2,5	6±5
Dezembro	52,9±0,3	0,80±0,08	<1,58 (a)	<1,54 (b)	<5,2 (c)	27,3±4,2	22,2±2,2	(d)
Média ± σ (n=10)	54,2±3,1	1,15±0,21	<1,31	<1,67	<11,6	30±17	31,9±5,9	-

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.12 - Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e atividade 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 Amostragem	3H	Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45\mu m$	
		Concentração $mg L^{-1}$	Beta Total
Rio Guadiana (Barragem de Alqueva)	$3,04 \pm 0,30$	$2,4 \pm 0,3$	$<0,024$ (b)
Rio Mondego (Barragem da Aguieira)	$<0,80$ (a)	$1,9 \pm 0,3$	$<0,012$ (b)
Rio Douro (Barragem do Pocinho)	$<0,80$ (a)	$2,5 \pm 0,3$	$<0,021$ (b)

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

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

Local de Colheita	Concentração em sais dissolvidos mg L^{-1}	Concentração em K^+ mg L^{-1}	^{137}Cs	^{90}Sr	Alfa Total	Beta Total	^{40}K	Beta Residual
Rio Guadiana (Barragem de Alqueva)	$239,9 \pm 0,3$	$4,00 \pm 0,40$	<1,30 (a)	$3,7 \pm 1,2$	40 ± 21	107 ± 12	111 ± 11	(c)
Rio Mondego (Barragem da Aguieira)	$56,0 \pm 0,3$	$5,10 \pm 0,51$	<1,22 (a)	<2,6 (b)	$17,7 \pm 57$	$44,1 \pm 5,6$	141 ± 14	(c)
Rio Douro (Barragem do Pocinho)	$237,5 \pm 0,3$	$3,50 \pm 0,35$	<1,22 (a)	$1,25 \pm 0,74$	67 ± 18	80 ± 10	97 ± 10	(c)

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

Sedimentos

Nas Tabelas I.13 a I.15 estão expressos os valores de atividade específica, A , (Bq kg^{-1}), dos radionuclídeos detetados na fração silte/argila ($\varnothing < 63 \mu\text{m}$) colhidos no rio Tejo, em V. Velha de Ródão, Valada e barragem de Belver.

Em V. Velha de Ródão, os valores da atividade específica para o ^{228}Ra e ^{226}Ra apresentam uma grande dispersão variando entre $51,7 \pm 4,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $398 \pm 20 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $50,4 \pm 4,9 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $286 \pm 13 \text{ Bq kg}^{-1}$ respetivamente. O ^{235}U apresenta todos os valores inferiores à atividade mínima detetável. O valor médio da concentração de atividade em ^{137}Cs é inferior a $4,6 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Os valores das atividades específicas em ^{235}U , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{137}Cs e ^{40}K medidos 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. Contudo, verifica-se uma diminuição do valor da atividade específica para o ^{228}Ra e ^{226}Ra , nos meses de novembro e dezembro, em Valada e, no mês de novembro na barragem de Belver, devido ao aumento da granulometria dos sedimentos analisados. Durante estes meses, devido ao nível mais elevado de água no rio Tejo, a colheita dos sedimentos foi efetuada mais próximo das margens, onde o sedimento é mais grosseiro.

Constata-se que, em termos de valores médios, a razão entre as atividades específicas $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ 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 de atividade específica dos radionuclídeos (naturais e artificiais) detetados em sedimentos ($\varnothing < 63 \mu\text{m}$) colhidos nos rios Douro e Mondego (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 (Madruça *et al.*, 2008, 2009a, 2009d, 2010, 2011, 2013 & 2014).

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

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Janeiro	<24 (a)	244 ± 21	176,9 ± 9,8	<4,3 (a)	754 ± 90
Fevereiro	<26 (a)	322 ± 17	230 ± 12	<4,8 (a)	674 ± 86
Março	<22 (a)	221 ± 12	181,4 ± 9,7	4,9 ± 2,9	696 ± 82
Maiο	<18 (a)	103,4 ± 7,7	96,1 ± 6,0	4,0 ± 2,2	630 ± 73
Junho	<6 (a)	51,7 ± 4,1	50,4 ± 4,9	2,4 ± 1,4	338 ± 43
Julho	<25 (a)	298 ± 20	188 ± 11	<4,7 (a)	690 ± 79
Agosto	<27 (a)	78,3 ± 7,3	81,8 ± 6,3	<4,1 (a)	541 ± 77
Outubro	<18 (a)	176 ± 14	146,5 ± 8,4	7,0 ± 3,2	610 ± 78
Novembro	<28 (a)	398 ± 20	286 ± 13	<3,2 (a)	664 ± 78
Dezembro	<24 (a)	115,2 ± 8,3	110 ± 10	6,3 ± 2,1	772 ± 97
Média ± σ (n=10)	<22	201 ± 115	155 ± 72	<4,6	637 ± 125

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

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Janeiro	<21 (a)	258 ± 13	162,9 ± 8,5	<3,8 (a)	815 ± 84
Fevereiro	<16 (a)	230 ± 15	160,6 ± 8,3	<3,1 (a)	737 ± 78
Março	<15 (a)	213 ± 12	150,7 ± 8,4	<4,3 (a)	618 ± 77
Maiο	<26 (a)	148,4 ± 8,7	112,1 ± 6,9	<2,7 (a)	810 ± 86
Junho	<10 (a)	152,5 ± 9,0	122,9 ± 6,5	<2,5 (a)	699 ± 74
Julho	20,6 ± 9,3	162,9 ± 9,8	103,9 ± 8,1	<3,4 (a)	840 ± 85
Agosto	<25 (a)	179 ± 11	112,7 ± 7,1	<3,8 (a)	749 ± 83
Outubro	<23 (a)	232 ± 12	173,9 ± 9,0	<3,3 (a)	764 ± 83
Novembro*	<13 (a)	139,3 ± 8,9	81,5 ± 5,1	<2,3 (a)	906 ± 85
Dezembro*	<14 (a)	40,4 ± 3,2	29,8 ± 3,6	<1,8 (a)	997 ± 86
Média ± σ (n=8)	<18	197 ± 42	137 ± 27	<3,4	754 ± 72

Atividade mínima detetável (a); *fração <250 μm (devido à dimensão do grão do sedimento amostrado não foi possível obter uma alíquota da fração <63 μm suficiente para medição).

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

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Fevereiro	<25 (a)	227 ± 12	157 ± 12	5,0 ± 2,5	655 ± 78
Junho	<25 (a)	212 ± 22	174 ± 17	<4,6 (a)	742 ± 88
Agosto	<25 (a)	318 ± 24	215 ± 11	4,6 ± 2,9	728 ± 84
Novembro*	<13 (a)	85,6 ± 5,5	64,4 ± 7,7	<2,2 (a)	959 ± 89

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

Data de colheita	Local de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K
Junho	Rio Douro (Barragem Pocinho)	<16 (a)	98,2 ± 6,7	120,5 ± 8,1	3,6 ± 2,1	571 ± 70
Junho	Rio Mondego (Barragem Aguieira)	<15 (a)	274 ± 15	220 ± 10	<3,0 (a)	625 ± 69
Maio	Rio Guadiana (Barragem Alqueva)	<17 (a)	52,8 ± 7,8	34,1 ± 4,2	<2,9 (a)	451 ± 60

Atividade mínima detetável (a); *fração <250 μm (devido à dimensão do grão do sedimento amostrado não foi possível obter uma alíquota da fração <63 μm suficiente para medição).

Plantas aquáticas

Na Tabela I.17 estão expressos os valores de atividade específica, A (Bq kg^{-1} , peso seco), de radionuclídeos naturais e artificiais em plantas aquáticas colhidas, de outubro a dezembro, nos rios Tejo (V. Velha de Ródão e barragem de Belver). Foram detetados radionuclídeos naturais das séries radioativas do urânio e tório, o ^{40}K e o radionuclídeo de origem artificial, ^{137}Cs . Na Figura I.12 está representado, como exemplo, um espectro com a identificação dos radionuclídeos detetados nas raízes da *Cyperus eragrostis*, por análise por espectrometria gama. Verifica-se que as plantas submersas e fixas ao sedimento com rizomas ou raízes (*Potamogeton pectinatus*) e as plantas submersas sem raiz (*Ceratophyllum demersum*) apresentam valores de atividade da mesma ordem de grandeza para os radionuclídeos ^{228}Ra , ^{226}Ra e ^{210}Pb . Para a planta emergente (*Cyperus eragrostis*) destaca-se o decréscimo da atividade específica das raízes para as folhas para todos os radionuclídeos exceto para o ^{40}K . A razão entre a atividade específica do ^{228}Ra e ^{226}Ra na planta e no sedimento é cerca de 0,1 para as raízes e uma ordem de grandeza inferior para as partes foliares. Em geral, os níveis em ^{137}Cs são muito baixos, o que é expectável devido às baixas concentrações deste radionuclídeo na água, na ordem dos milibecquerel, e nos sedimentos.

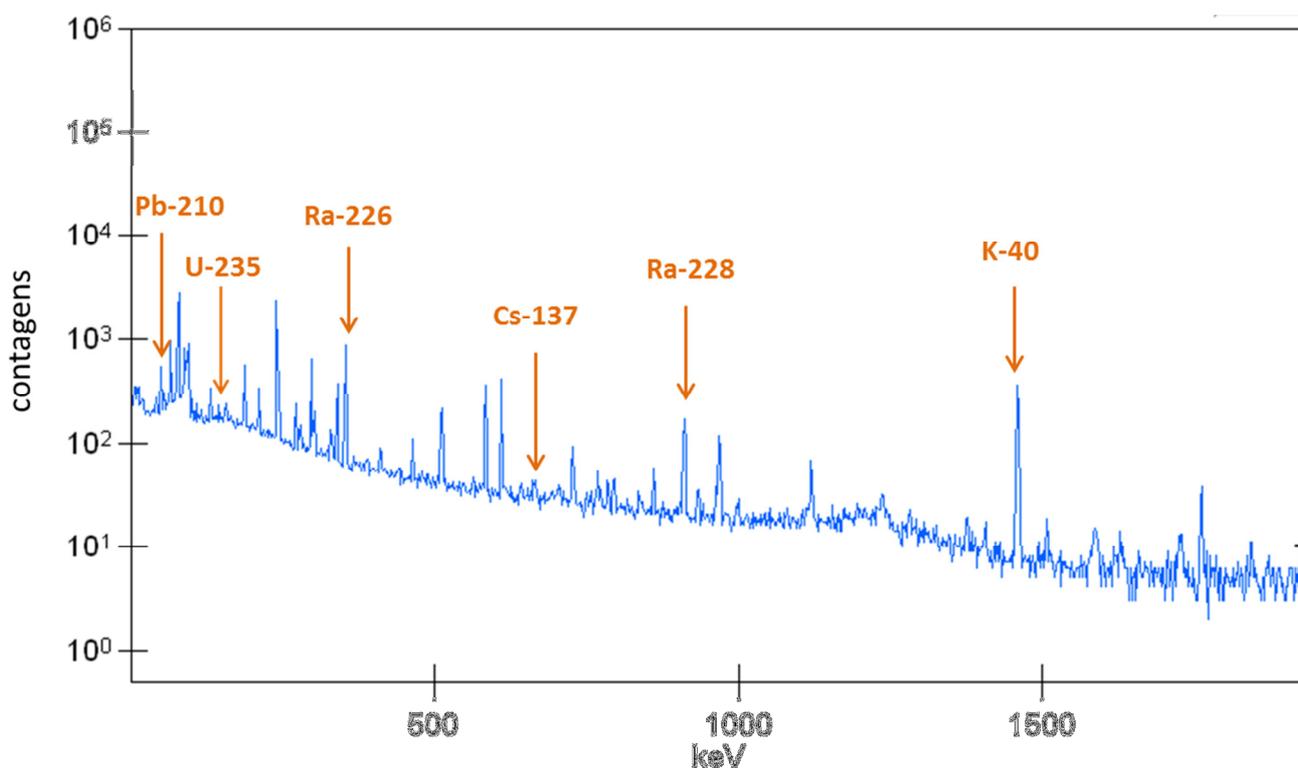


Figura I.12-Espectro com a identificação dos radionuclídeos detetados por espectrometria gama nas raízes da *Cyperus eragrostis*

Tabela I.17 – Valores de atividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹, peso seco), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama em plantas aquáticas capturadas no rio Tejo

Data de colheita	Local de colheita	Espécie	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K
Outubro	V.V. Ródão	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<8,2 (a)	25,1±2,1	173,7±8,0	32,8±9,5	<1,4 (a)	292±34
Novembro	V.V. Ródão	<i>Cyperus eragrostis</i>						
		raízes	5,4±2,2	50,0±2,6	38,7±1,9	40,0±7,0	0,88±0,32	568±34
		folhas	<4,3 (a)	4,1±0,74	7,8±1,3	<10,4	<1,1 (a)	1063±81
Dezembro	V.V Ródão	<i>Potamogeton pectinatus</i>	<5,4 (a)	68,9±4,9	104,3±4,5	27,0±7,8	1,65±0,48	1446±107
Novembro	Belver	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<4,7 (a)	10,6±3,2	128,2±9,2	13,8±7,2	<0,9 (a)	1302±162

Atividade mínima detetável (a);

I.3.2 Mar

I.3.2.1 Material e Métodos

Procedeu-se a uma colheita anual de amostras de mexilhões em diferentes locais de amostragem na Costa Atlântica e nos Estuários do Tejo e do Sado (Figura 2).

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

Para a determinação dos radionuclídeos emissores alfa, usou-se na análise uma amostra de cinzas com aproximadamente 10 g. Os radionuclídeos foram extraídos por lixiviação ácida ($\text{HNO}_3 + \text{HCl}$) das cinzas e posteriormente separados e purificados por cromatografia com o auxílio de resinas de troca iónica (BIO-RAD). Os radionuclídeos foram eletrodepositados em discos de aço inox e posteriormente medidos por espectrometria α em sistema de medição OCTETE PLUS ORTEC, previamente calibrados, com fontes certificadas (QCRB 4021 Amersham).

I.3.2.2 Resultados e Discussão

Os resultados da atividade específica, A , (Bq kg^{-1} , peso fresco), em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e nos estuários do Tejo e Sado estão expressos nas Tabelas I.18 e I.19 para os radionuclídeos de origem artificial e natural respetivamente.

Verifica-se que os valores da atividade específica dos radionuclídeos de origem artificial $^{239+240}\text{Pu}$ variam entre aproximadamente 1 mBq kg^{-1} e 3 mBq kg^{-1} , e os valores em ^{137}Cs se situam abaixo dos valores da atividade mínima detetável (variando entre $0,07 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,19 \text{ Bq kg}^{-1}$). As concentrações em atividade para os isótopos do Urânio (^{238}U , ^{235}U e ^{234}U) são, em geral, relativamente constantes. O valor da razão entre as concentrações de atividade dos isótopos ^{234}U e ^{238}U é aproximadamente 1, o que indica a existência de equilíbrio radioativo secular, contrariamente ao que se verifica para os radionuclídeos ^{210}Pb e ^{226}Ra , descendentes do ^{238}U . A razão $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ varia entre 12 (estuário do Sado) e 400 (Figueira da Foz). Os valores mais elevados obtidos para as concentrações em ^{210}Po (variando entre $40,4 \pm 4,0 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $128 \pm 12 \text{ Bq kg}^{-1}$) quando comparados com os outros radionuclídeos indicam que os mexilhões acumulam o ^{210}Po em quantidades mais elevadas sendo portanto bons indicadores biológicos.

Os resultados obtidos são, em geral, comparáveis aos resultados de anos anteriores (Oliveira *et al.*, 2005, Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010, 2011, 2013 & 2014) e francamente mais baixos que as concentrações determinadas em espécies marinhas de outras regiões costeiras da Europa (Carvalho *et al.*, 2004).

Tabela I.18 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ (k=2), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), de radionuclídeos de origem artificial em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e nos estuários do Tejo e Sado

Local de colheita	$^{239+240}\text{Pu}$	^{238}Pu	^{137}Cs
Matosinhos	$(3,20 \pm 0,61) \times 10^{-3}$	$< 2,35 \times 10^{-4}$ (a)	$< 0,07$ (a)
Figueira da Foz	$(1,93 \pm 0,48) \times 10^{-3}$	$< 2,76 \times 10^{-4}$ (a)	$< 0,13$ (a)
Cascais	$(1,98 \pm 0,32) \times 10^{-3}$	$< 1,28 \times 10^{-4}$ (a)	$< 0,15$ (a)
Sines	$(1,31 \pm 0,04) \times 10^{-3}$	$< 5,71 \times 10^{-5}$ (a)	$< 0,19$ (a)
Estuário do Sado	$(1,88 \pm 0,34) \times 10^{-3}$	$< 1,37 \times 10^{-4}$ (a)	$< 0,19$ (a)

Tabela I.19 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ (k=2), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), de radionuclídeos de origem natural em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e nos estuários do Tejo e Sado

Local de colheita	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th	^{40}K
Matosinhos	$0,06 \pm 0,01$	$0,004 \pm 0,002$	$0,07 \pm 0,01$	$0,13 \pm 0,08$	$0,008 \pm 0,002$	$1,5 \pm 0,1$	$65,6 \pm 4,8$	$0,04 \pm 0,02$	13 ± 2
Figueira da Foz	$0,08 \pm 0,04$	$< 0,04$ (a)	$0,07 \pm 0,04$	$0,15 \pm 0,10$	$< 0,003$ (a)	$1,2 \pm 0,2$	$97,5 \pm 8,9$	$0,05 \pm 0,04$	34 ± 4
Cascais	$0,24 \pm 0,03$	$0,006 \pm 0,003$	$0,27 \pm 0,03$	$0,031 \pm 0,014$	$0,13 \pm 0,03$	$3,4 \pm 0,3$	$93,4 \pm 7,2$	$0,4 \pm 0,02$	29 ± 4
Sines	$0,24 \pm 0,02$	$0,007 \pm 0,004$	$0,25 \pm 0,03$	$0,030 \pm 0,015$	$0,12 \pm 0,03$	$4,3 \pm 0,4$	$40,4 \pm 4,0$	$0,03 \pm 0,01$	35 ± 4
Estuário do Sado	$0,36 \pm 0,04$	$0,010 \pm 0,007$	$0,36 \pm 0,04$	$0,05 \pm 0,03$	$0,13 \pm 0,04$	$1,6 \pm 0,3$	128 ± 12	$0,005 \pm 0,001$	33 ± 5

Atividade mínima detetável (a);

I. 4 RADIOATIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO

Os radionuclídeos naturais presentes nas águas para consumo humano são o ^3H , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{222}Rn e descendentes, com atividades bastante variáveis. Ocasionalmente, a presença de ^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^{226}Ra poderá ser devida 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 e beta totais, as quais dão uma indicação dos níveis globais de atividade devida aos radionuclídeos naturais e artificiais emissores alfa e beta e/ou através da análise de radionuclídeos específicos.

I.4.1 Material 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 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 líquida (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. Para a medição da amostra o frasco é colocado no 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 atividades em ^{137}Cs e ^{90}Sr por medição de atividade 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 da atividade específica, 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.21 apresentam-se ainda os valores de atividade específica em ^{137}Cs e ^{90}Sr . Como se pode observar, os valores de atividade específica em ^{137}Cs , situam-se abaixo do valor de atividade mínima detetável, sendo o valor médio anual inferior a $1,31 \text{ mBq L}^{-1}$. Relativamente ao ^{90}Sr apesar de se verificar uma maior dispersão de valores, o valor médio anual ($<1,85 \text{ mBq L}^{-1}$) é da ordem de grandeza do obtido para o ^{137}Cs . Estes valores são semelhantes aos reportados no relatório da Comissão Europeia (EUR 23950 EN, 2009) e nos relatórios anuais do Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) em Espanha. Nestes relatórios (Heredia *et al.*, 2013 & 2013a) reportam-se para Espanha, durante os anos de 2011 e 2012, valores anuais de atividade específica para o ^{137}Cs , variando entre $0,011 \text{ mBq L}^{-1}$ e $0,027 \text{ mBq L}^{-1}$ e entre $0,015 \text{ mBq L}^{-1}$ e $0,35 \text{ mBq L}^{-1}$ respetivamente. Relativamente ao ^{90}Sr os valores reportados situam-se entre $1,4 \text{ mBq L}^{-1}$ e 50 mBq L^{-1} e entre $2,0 \text{ mBq L}^{-1}$ e 93 mBq L^{-1} em 2011 e 2012 respetivamente.

Os valores de atividade alfa total variam entre o valor inferior a 25 mBq L^{-1} e $52 \pm 28 \text{ mBq L}^{-1}$. Para a atividade beta total os valores mensuráveis situam-se entre $190 \pm 74 \text{ mBq L}^{-1}$ e $257 \pm 86 \text{ mBq L}^{-1}$. Os valores de atividade 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 encontrados em Lisboa. Estes valores são muito inferiores (cerca de uma ordem de grandeza) aos valores paramétricos estipulados no Decreto-Lei nº 306/2007 de 27 de agosto (alfa total: $0,5 \text{ Bq L}^{-1}$; beta total: 1 Bq L^{-1}).

Os valores 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 ($0,8 \text{ Bq L}^{-1}$) 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, 2011, 2013 & 2014) e muito inferiores a 100 Bq L^{-1} , valor paramétrico estipulado na Lei da Água (Decreto-Lei 306/2007 de 27 de agosto). 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 fatores 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 $0,061 \mu\text{Sv a}^{-1}$ sendo que a maior contribuição é devida ao ^{90}Sr (62%) seguida do ^{137}Cs (20%) e do ^3H (18%). Os valores de dose efetiva são comparáveis aos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010, 2011, 2013 & 2014). Na Finlândia, a dose de radiação devida à ingestão dos radionuclidos, ^3H , ^{90}Sr e ^{137}Cs através da água de consumo variou entre $0,02 \mu\text{Sv a}^{-1}$ e $0,3 \mu\text{Sv a}^{-1}$ em 2011 e 2013 (STUK-B 148, 2012; STUK-B 174, 2014) e entre $0,03 \mu\text{Sv a}^{-1}$ e $0,3 \mu\text{Sv a}^{-1}$ em 2012 (STUK-B 159, 2013). No Reino Unido a dose efetiva de radiação devida à ingestão de água foi $<1 \mu\text{Sv a}^{-1}$ do ano 2011 a 2013 (RIFE-17, 2012; RIFE-18, 2013; RIFE-19, 2014).

Tabela I.20 – Valores de atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , 3H , alfa e beta totais em água para consumo humano colhida em Lisboa

Data de colheita	^{137}Cs	^{90}Sr	3H	Alfa Total	Beta Total
Janeiro	$<1,22 \times 10^{-3}$ (a)	$(3,4 \pm 1,2) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$0,033 \pm 0,020$	$0,193 \pm 0,059$
Fevereiro	$<1,30 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,2 \pm 1,0) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$<0,047$ (d)	$<0,163$ (e)
Março	$<1,25 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,34 \times 10^{-3}$ (b)	$0,84 \pm 0,29$	$<0,041$ (d)	$0,257 \pm 0,086$
Abril	$<1,25 \times 10^{-3}$ (a)	$<2,35 \times 10^{-3}$ (b)	$<0,80$ (c)	$<0,025$ (d)	$<0,084$ (e)
Mai	$<1,25 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,65 \times 10^{-3}$ (b)	$<0,80$ (c)	$<0,041$ (d)	$<0,129$ (e)
Junho	$<1,22 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,55 \times 10^{-3}$ (b)	$0,89 \pm 0,33$	$<0,057$ (d)	$<0,167$ (e)
Julho	$<1,22 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,85 \times 10^{-3}$ (b)	$<0,80$ (c)	$<0,063$ (d)	$<0,188$ (e)
Agosto	$<1,28 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,95 \times 10^{-3}$ (b)	$<0,80$ (c)	$<0,040$ (d)	$<0,115$ (e)
Setembro	$<1,27 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,38 \times 10^{-3}$ (b)	$<0,80$ (c)	$<0,041$ (d)	$<0,121$ (e)
Outubro	$<1,27 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,47 \times 10^{-3}$ (b)	$<0,80$ (c)	$<0,040$ (d)	$<0,113$ (e)
Novembro	$<1,61 \times 10^{-3}$ (a)	(f)	$<0,80$ (c)	$0,052 \pm 0,028$	$0,190 \pm 0,074$
Dezembro	$<1,58 \times 10^{-3}$ (a)	$<1,24 \times 10^{-3}$ (b)	$<0,80$ (c)	$<0,088$ (d)	$<0,246$ (e)
Média $\pm \sigma$	$<1,31 \times 10^{-3}$ (n=12)	$<1,85 \times 10^{-3}$ (n=11)	$<0,81$ (n=12)	$<0,047$ (n=12)	$<0,164$ (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 atividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), 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	Évora	<0,80 (a)	<0,046 (b)	0,159±0,089
Maio	Monsaraz	<0,80 (a)	<0,033 (b)	0,136±0,065
Junho	Setúbal	<0,80 (a)	0,095±0,037	0,381±0,099
Junho	Sintra	<0,80 (a)	<0,056 (b)	0,206±0,165
Junho	Barca d'Alva	<0,80 (a)	0,120±0,039	0,309±0,098
Junho	Pinheiro d'Ázere	1,10 ± 0,31	<0,051 (b)	0,221±0,095
Junho	Sines	<0,80 (a)	<0,091 (b)	0,297±0,167
Junho	Figueira da Foz	<0,80 (a)	0,385±0,048	0,339±0,093
Junho	Porto	<0,80 (a)	<0,057 (b)	<0,169 (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 dos alimentos. 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 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 ^{131}I , ^{137}Cs e ^{90}Sr . O ^{40}K sendo um radionuclídeo de origem natural está também presente no leite. O ^{131}I é um radionuclídeo de origem artificial que poderá ser libertado para o ambiente devido ao mau funcionamento de uma instalação nuclear ou após um acidente nuclear.

I.5.1 Material 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 amostra 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”. As medições de radioatividade em ^{137}Cs , ^{131}I e ^{40}K foram efetuadas por espectrometria gama (Figura I.14). 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 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.

Determinou-se a atividade específica em ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K nestas amostras. Para a determinação das atividades em ^{137}Cs , ^{131}I e ^{40}K , foi utilizada como metodologia, a análise por espectrometria gama (geometria “Marinelli”) efetuada diretamente numa 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 atividades específicas, 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 carne dá uma indicação da contaminação dos animais, através das pastagens, e a couve da contaminação devida à deposição atmosférica.

Da análise dos resultados presentes na Tabela I.22 constata-se que a atividade específica em ^{137}Cs se situa abaixo dos valores da atividade mínima detetável (variando entre 70 mBq kg^{-1} e 280 mBq kg^{-1} dependendo das condições de medição). Detetaram-se vestígios de ^{137}Cs em amostras de carne proveniente dos Açores, $0,210 \pm 0,091 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,55 \pm 0,12 \text{ Bq kg}^{-1}$ em abril e novembro respetivamente. Os valores em ^{131}I , apresentando-se abaixo da atividade mínima detetável, variam de cerca de uma ordem de grandeza. Esta variação está relacionada com o facto de o ^{131}I apresentar um período de semivida muito curto (8 dias), o valor da atividade se reportar à data de colheita da amostra e o espaço de tempo que mediou entre a amostragem e a medição ter sido, nalguns casos, mais longo.

Relativamente à atividade em ^{90}Sr a maioria dos resultados é inferior à atividade mínima detetável que se situa entre 19 mBq kg^{-1} e 54 mBq kg^{-1} . Valores quantificáveis variando entre $0,060 \pm 0,023 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,212 \pm 0,026 \text{ Bq kg}^{-1}$ foram obtidos em algumas das amostras. A atividade em ^{40}K apresenta valores variando entre $20,9 \pm 2,3 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $134,9 \pm 9,8 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Os resultados obtidos são, em geral, consistentes com as medições efetuadas em anos anteriores em produtos da cadeia alimentar (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2010, 2011, 2013 & 2014).

Os valores da atividade específica, $A \pm U$ (Bq kg^{-1}) em refeições completas estão expressos na Tabela I.23. Os valores de atividade específica dos radionuclídeos medidos são inferiores à atividade mínima detetável, com exceção dos valores obtidos para o ^{40}K , os quais variam entre $28,3 \pm 2,4 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $50,4 \pm 3,8 \text{ Bq kg}^{-1}$. 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, 2011, 2013 & 2014).

No Reino Unido foram reportados para o ano de 2013 (RIFE-19, 2014) valores variando entre $0,04 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $<0,02 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ para o ^{90}Sr e ^{137}Cs respetivamente, em amostras de refeições completas adquiridas em cantinas. Os mesmos

autores reportam para o ^{40}K valores que variam entre 90 Bq kg^{-1} e 100 Bq kg^{-1} . Valores da mesma ordem de grandeza foram reportados em anos anteriores (RIFE-15, 2010; RIFE-16, 2011; RIFE-17, 2012; RIFE-18, 2013).

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 atividade específica medida (Bq kg^{-1}) e da massa (kg) correspondente às duas refeições, a atividade dos radionuclídeos 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, 2011, 2013 & 2014) e inferiores aos publicados por outros países europeus (Alemanha, Espanha, Finlândia, Inglaterra e Suécia). Para os anos de 2002-2003 (EUR 23555 EN, 2009) foram reportados valores médios trimestrais *per capita* variando entre $< 0,2 \text{ Bq d}^{-1}$ e $3,1 \text{ Bq d}^{-1}$ e entre $< 0,1 \text{ Bq d}^{-1}$ e $4,9 \text{ Bq d}^{-1}$ para o ^{137}Cs e ^{90}Sr respetivamente. Em 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009) os valores médios trimestrais situaram-se entre $< 0,2 \text{ Bq d}^{-1}$ e 11 Bq d^{-1} para o ^{137}Cs e entre $< 0,1 \text{ Bq d}^{-1}$ e $0,45 \text{ Bq d}^{-1}$ para o ^{90}Sr . Relativamente ao ^{40}K o valor típico em ambos os casos é de 100 Bq d^{-1} .

No que se refere à contribuição para a dose de radiação devida à ingestão da dieta mista (refeição completa), tendo em consideração que a radioatividade referente aos radionuclídeos artificiais (^{137}Cs e ^{90}Sr) é inferior à atividade mínima detetável (Tabela I.23), a dose de radiação estimada devida à ingestão de ^{137}Cs e ^{90}Sr determinados na refeição completa (dieta mista) não deverá exceder $1,4 \mu\text{Sv a}^{-1}$, sendo superior a contribuição devida ao ^{90}Sr (73%) comparativamente com o ^{137}Cs (27%). Por exemplo, na Finlândia (STUK, 2012, 2013 & 2014), a contribuição do ^{137}Cs foi muito superior (aproximadamente 90%) comparativamente com o ^{90}Sr muito provavelmente ainda devido à influência do acidente nuclear de Chernobyl.

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

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
ASAE (Região Alentejo)	Janeiro	Évora	Alface	<0,08 (a)	<0,16 (b)	<0,020 (c)	73,3 ±5,7
			Batata	<0,11 (a)	<0,16 (b)		111,7±8,6
			Laranja	<0,11 (a)	<0,12 (b)		38,2±3,7
			Carne (Bovino)	<0,09 (a)	<0,06 (b)		98,7±7,3
ASAE (Região Centro)	Janeiro	Viseu Aveiro Guarda Coimbra	Couve	<0,14 (a)	<0,19 (b)	0,212±0,026	83,6±6,9
			Batata	<0,09 (a)	<0,13 (b)		131,3±9,5
			Maçã	<0,10 (a)	<0,15 (b)		38,8±3,7
			Carne (Suíno)	<0,10 (a)	<0,50 (b)		101,9±7,9
ASAE (Região Norte)	Fevereiro	Porto	Couve	<0,10 (a)	<0,17 (b)	0,060±0,023	111,6±8,4
			Cebola	<0,10 (a)	<0,11 (b)		54,9±4,5
		Bragança Braga	Maçã	<0,11 (a)	<0,16 (b)		32,4±3,4
			Carne (Bovino)	<0,09 (a)	<0,29 (b)		110,6±8,1
ASAE (Região Algarve)	Março	Faro	Alface	<0,14 (a)	<0,15 (b)	<0,028 (c)	100,6±8,3
			Cenoura	<0,13 (a)	<0,15 (b)		110,8±8,3
			Laranja	<0,11 (a)	<0,19 (b)		57,9±5,1
			Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,30 (b)		118,5±9,1
Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Abril	Santana	Couve	<0,09 (a)	<0,16 (b)	<0,023 (c)	84,7±6,6
			Batata	<0,12 (a)	<0,26 (b)		121,6±9,5
			Maçã	<0,07 (a)	<0,22 (b)		20,9±2,3
		Santa Cruz	Carne (Suíno)	<0,10 (a)	<0,64 (b)		0,061±0,037
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Abril	Lisboa	Alface	<0,11 (a)	<0,18 (b)	<0,019 (c)	32,4±2,6
			Batata	<0,08 (a)	<0,29 (b)		134,9±9,8
			Maçã	<0,07 (a)	<0,21 (b)		32,8±3,0
		Setúbal	Carne (Suíno)	<0,08 (a)	<0,54 (b)		105,6±7,7
Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores)	Abril	Ponta Delgada	Alface	<0,12 (a)	<0,18 (b)	<0,043 (c)	46,2±4,3
			Cenoura	<0,13 (a)	<0,38 (b)		141±11
			Banana	<0,12 (a)	<0,21 (b)		120,9±9,3
			Carne (Suíno)	0,210±0,091	<0,34 (b)		105,5±8,3
ASAE (Região Centro)	Maio	Leiria Aveiro	Alface	<0,10 (a)	<0,14 (b)	<0,038 (c)	53,6±7,0
			Cebola	<0,11 (a)	<0,15 (b)		33,3±3,4
			Laranja	<0,11 (a)	<0,13 (b)		54,0±7,3
		Leiria	Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,19 (b)		107,0±8,3
ASAE (Região Norte)	Junho	Porto	Alface	<0,09 (a)	<0,19 (b)	<0,038 (c)	69,0±5,5
			Batata	<0,11 (a)	<0,20 (b)		120,1±9,2
		Bragança Braga	Maçã	<0,10 (a)	<0,19 (b)		43,6±4,0
			Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,31 (b)		101,7±7,5

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 Alentejo)	Junho	Évora	Alface	<0,11 (a)	<0,15 (b)	<0,030 (c)	47,1±4,4
		Grândola	Cebola	<0,11 (a)	<0,25 (b)		27,3±3,1
Laboratório de Proteção e Segurança Radiológica	Julho		Supermercado Região de Lisboa	Maçã	<0,07 (a)	<0,12 (b)	<0,041 (c)
		Carne (Suíno)		<0,14 (a)	<0,19 (b)	90,0±7,3	
		Tomate		<0,08 (a)	<0,18 (b)	71,1±5,6	
		Melão		<0,10 (a)	<0,17 (b)	65,3±5,5	
		Farinha		<0,13 (a)	<0,35 (b)	52,9±5,1	
		Sardinhas		<0,10 (a)	<0,12 (b)	102,5±7,7	
Mexilhão	<0,07 (a)	<0,20 (b)	51,0±4,2				
Carne (Perú)	<0,10 (a)	<0,09 (b)	103,8±7,7				
ASAE (Região Algarve)	Setembro	Olhão	Couve	<0,26 (a)	<0,21 (b)	<0,042 (c)	114,9±9,2
			Batata	<0,12 (a)	<0,15 (b)		166±12
		Laranja	<0,12 (a)	<0,22 (b)	60,4±5,2		
Silves	Carne (Bovino)	<0,11 (a)	<0,36 (b)	<0,028 (c)	110,5±8,5		
ASAE (Região Centro)	Outubro	Aveiro	Couve	<0,14 (a)	<0,19 (b)	<0,025 (c)	89,5±7,4
			Batata	<0,09 (a)	<0,29 (b)		106,0±8,2
		Coimbra	Maçã	<0,11 (a)	<0,17 (b)		41,9±4,0
		Viseu	Carne (Bovino)	<0,12 (a)	<0,97 (b)		<0,037 (c)
Aveiro							
Direção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Novembro	Santana	Couve-flor	<0,28 (a)	<0,18 (b)	<0,053 (c)	124,4±9,7
		Santa Cruz	Cebola	<0,08 (a)	<0,17 (b)		53,1±4,3
		Santana	Maçã	<0,10 (a)	<0,11 (b)		30,3±3,1
		Santa Cruz	Carne (Suíno)	<0,10 (a)	<0,44 (b)		116,0±8,4
Inspeção Regional das Atividades Económicas dos Açores	Novembro	Ponta Delgada	Couve	<0,11 (a)	<0,17 (b)	0,086±0,030	113,3±8,6
			Batata	<0,11 (a)	<0,15 (b)	<0,039 (c)	144±11
			Banana	<0,12 (a)	<0,14 (b)		121,2±9,4
			Carne (Bovino)	0,55±0,12	<0,26 (b)		98,9±7,8
ASAE (Região Norte)	Novembro	Braga	Couve	<0,11 (a)	<0,14 (b)		0,063±0,020
			Batata	<0,11 (a)	<0,13 (b)	110,7±8,2	
			Maçã	<0,21 (a)	<0,16 (b)	36,9±3,7	
			Carne (Bovino)	<0,12 (a)	<0,23 (b)	<0,040 (c)	
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Dezembro	Lisboa	Couve	<0,08 (a)	<0,12 (b)	<0,026 (c)	97,0±7,4
		Setúbal	Batata	<0,14 (a)	<0,52 (b)		101,7±8,0
		Lisboa	Pera	<0,09 (a)	<0,11 (b)		44,7±4,0
		Santarém	Carne (Suíno)	<0,10 (a)	<1,03 (b)		<0,022 (c)

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

Tabela I.23 – Valores de atividade, $A_{\neq U}$ ($k=2$) 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	Sopa de espinafres, pescada estufada com puré de batata, carne de vaca estufada com arroz branco, pão, bolo de laranja e maçã.	<0,05 (a) <0,06 (a)	<0,045 (b) <0,053 (b)	45,4±3,5 53,2±9,7
Fevereiro	Sopa Juliana, carne assada de porco com arroz branco, solha grelhada com batata cozida, pão, pão de ló e maçã.	<0,05 (a) <0,07 (a)	<0,023 (b) <0,032 (b)	28,3±2,4 38,5±5,9
Março	Sopa de espinafres, feijoada à transmontana, pescada estufada com arroz branco, bolo mármore, pão e maçã.	<0,05 (a) <0,06 (a)	<0,031 (b) <0,037 (b)	39,5±2,0 46,3±8,1
Abril	Caldo verde, empadão de atum, carne assada de porco com arroz branco, pão e maçã.	<0,05 (a) <0,06 (a)	<0,039 (b) <0,050 (b)	33,6±2,7 43,7±7,2
Maió	Sopa de espinafres, entremeada grelhada com arroz de feijão, pescada assada no forno com arroz branco, bolo de laranja, maçã e pão.	<0,06 (a) <0,05 (a)	<0,045 (b) <0,037 (b)	37,7±4,9 31,1±9,0
Junho	Sopa de feijão com lombardo e massinhas, carne de vaca guisada com massa, filetes de pescada com arroz de tomate, bolo de laranja, maçã e pão.	<0,05 (a) <0,07 (a)	<0,027 (b) <0,037 (b)	32,4±2,6 44,8±7,0
Julho	Creme de legumes, frango assado com arroz branco, filetes de pescada com arroz branco, salame, maçã e pão.	<0,06 (a) <0,07 (a)	<0,089 (b) <0,102 (b)	30,4±2,6 35,0±6,6
Agosto	Sopa de feijão-verde, frango assado com esparguete, pescada de cebolada com arroz branco, pão de ló, maçã e pão.	<0,06 (a) <0,07 (a)	<0,040 (b) <0,044 (b)	34,2±2,8 37,4±7,4
Setembro	Sopa de feijão com lombardo e massa, bifanas grelhadas com arroz de ervilhas e cenoura, solha no forno com puré de batata, bolo mármore, maçã e pão.	<0,07 (a) <0,07 (a)	<0,038 (b) <0,035 (b)	49,5±3,8 46,7±10,6
Outubro	Sopa de alho francês, salmão grelhado com batata cozida, almôndegas com arroz branco, bolo mármore, maçã e pão.	<0,10 (a) <0,08 (a)	<0,030 (b) <0,025 (b)	43,5±5,8 36,7±10,5
Novembro	Canja com massa, empadão de carne, corvina assada no forno com arroz branco, bolo mármore, maçã e pão.	<0,05 (a) <0,04 (a)	<0,036 (b) <0,032 (b)	38,6±3,0 34,6±8,3
Dezembro	Sopa de espinafres, bifanas grelhadas com arroz branco, pescada cozida com batata cozida, pão de ló, maçã e pão.	<0,07 (a) <0,06 (a)	<0,033 (b) <0,027 (b)	50,4±3,8 42,1±10,8

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 específica, A (Bq L^{-1}) em ^{137}Cs , ^{131}I , ^{90}Sr e ^{40}K em leite proveniente de várias regiões de Portugal Continental e das Ilhas.

Verifica-se que os valores de concentração de atividade em ^{137}Cs são inferiores ao valor da atividade mínima detetável ($50\text{-}160 \text{ mBq L}^{-1}$, dependendo das condições de medição) excetuando o valor detetado em leite proveniente da Madeira ($0,179\pm 0,083 \text{ Bq L}^{-1}$). Os valores em ^{131}I situam-se abaixo do mínimo detetável. Relativamente ao ^{90}Sr os valores da atividade mínima detetável, que dependem do fundo radioativo e do rendimento químico da análise, variam entre 14 mBq L^{-1} e 32 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 $0,5 \text{ Bq L}^{-1}$ e $1,2 \text{ Bq L}^{-1}$ para o ^{137}Cs e valores inferiores a $0,2 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,37 \text{ Bq L}^{-1}$ para o ^{90}Sr respetivamente. Os valores de atividade específica em ^{40}K são mais elevados do que os obtidos para o ^{137}Cs e ^{90}Sr e relativamente constantes variando entre $38,4\pm 3,7 \text{ Bq L}^{-1}$ e $54,0\pm 4,8 \text{ Bq L}^{-1}$. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2010, 2011, 2013 & 2014).

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 atividade mínima e máxima em ^{137}Cs e ^{90}Sr e nos respetivos fatores 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 $0,2 \text{ }\mu\text{Sv a}^{-1}$ e $0,6 \text{ }\mu\text{Sv a}^{-1}$ sendo, neste caso, a maior contribuição (60 a 70%) devida ao ^{137}Cs . 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, 2011, 2013 & 2014). A Finlândia reportou valores de dose de radiação devida ao ^{137}Cs e ^{90}Sr variando entre $0,5 \text{ }\mu\text{Sv a}^{-1}$ e $1,5 \text{ }\mu\text{Sv a}^{-1}$ em 2012 (STUK-B159, 2013) e entre $0,5 \text{ }\mu\text{Sv a}^{-1}$ e $1,8 \text{ }\mu\text{Sv a}^{-1}$ em 2013 (STUK-B174, 2014) considerando um consumo *per capita* de 140 litros. Tal como no caso da refeição completa a maior contribuição para a dose de radiação (cerca de 90%) é devida ao ^{137}Cs .

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)	<0,12(b)	(d)	50,0 ± 4,1
Fevereiro	<0,08 (a)	<0,08 (b)	(d)	46,4 ± 3,9
Março	<0,07 (a)	<0,10 (b)	0,016±0,008	49,9 ± 4,1
Abril	<0,08 (a)	<0,10 (b)	0,026±0,010	52,5 ± 4,3
Maió	<0,10 (a)	<0,12 (b)	<0,023 (c)	45,7 ± 4,3
Junho	<0,11 (a)	<0,09 (b)	0,024±0,011	50,9 ± 4,2
Julho	<0,11 (a)	<0,19 (b)	0,022±0,017	53,5 ± 4,7
Agosto	<0,10 (a)	<0,10 (b)	0,029±0,012	52,2 ± 4,6
Setembro	<0,12 (a)	<0,15 (b)	<0,026 (c)	52,1 ± 4,6
Outubro	<0,16 (a)	<0,15 (b)	0,032±0,016	51,8 ± 4,6
Novembro	<0,11 (a)	<0,11 (b)	<0,014 (c)	47,4 ± 4,3
Dezembro	<0,08 (a)	<0,10 (b)	<0,032 (c)	47,9 ± 4,0

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c); perda da amostra durante a análise (d).

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	<0,09 (a)	<0,10 (b)	(d)	48,3 ± 4,0
Fevereiro	<0,10 (a)	<0,08 (b)	(d)	49,1 ± 4,4
Março	<0,09 (a)	<0,07 (b)	0,020±0,010	48,3 ± 4,0
Abril	<0,15 (a)	<0,16 (b)	0,022±0,011	51,0 ± 5,4
Mai	<0,11 (a)	<0,12 (b)	<0,014 (c)	49,6 ± 4,8
Junho	<0,06 (a)	<0,15 (b)	<0,024 (c)	49,2 ± 4,1
Julho	<0,11 (a)	<0,10 (b)	0,018±0,011	38,4 ± 3,7
Agosto	<0,10 (a)	<0,10 (b)	<0,021 (c)	48,0 ± 4,0
Setembro	<0,10 (a)	<0,09 (b)	<0,024 (c)	49,4 ± 4,1
Outubro	<0,11 (a)	<0,10 (b)	0,025±0,014	49,8 ± 4,5
Novembro	<0,08 (a)	<0,11 (b)	0,024±0,013	50,0 ± 4,1
Dezembro	<0,08 (a)	<0,11 (b)	<0,019 (c)	50,7 ± 4,2

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c); perda da amostra durante a análise (d).

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	<0,10 (a)	<0,11 (b)	(d)	49,5 ± 4,5
Abril	<0,11 (a)	<0,14 (b)	0,019±0,011	54,0 ± 4,8
Julho	<0,10 (a)	<0,10 (b)	0,026±0,014	50,4 ± 4,5
Outubro	<0,11 (a)	<0,09 (b)	<0,024 (c)	50,2 ± 4,5

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
Janeiro	<0,11 (a)	<0,10 (b)	(d)	50,9 ± 4,6
Março	<0,08 (a)	<0,09 (b)	<0,016 (c)	50,4 ± 4,1
Junho	<0,10 (a)	<0,12 (b)	<0,016 (c)	46,4 ± 4,3
Setembro	<0,09 (a)	<0,09 (b)	<0,017 (c)	52,7 ± 4,6
Dezembro	<0,07 (a)	<0,09 (b)	<0,030 (c)	50,7 ± 4,2

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
Abril	Madeira (Santana)	0,179±0,083	<0,13 (b)	<0,014 (c)	46,0 ± 3,9
Novembro	Madeira (Santa Cruz)	<0,10 (a)	<0,11 (b)	<0,018 (c)	46,0 ± 3,9
Abril	Açores (Ponta Delgada)	<0,10 (a)	<0,14 (b)	<0,016 (c)	52,0 ± 4,7
Novembro	Açores (Ponta Delgada)	<0,05 (a)	<0,12 (b)	<0,019 (c)	47,9 ± 4,0

Atividade mínima detetável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c); perda da amostra durante a análise (d).

I.6 RADIOATIVIDADE EM SOLOS

I.6.1 Material 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 ponto 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 110 °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 processou-se ao fim de cerca 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 atividade específica, A (Bq kg^{-1}), dos radionuclidos naturais e artificiais detetados em solos provenientes de várias regiões do país.

Como se pode observar os valores da atividade específica para o ^{235}U situam-se abaixo dos valores da atividade específica mínima detetável. Para o ^{228}Ra e ^{226}Ra os valores são da mesma ordem de grandeza e situam-se entre $37,4 \pm 1,9 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $66,0 \pm 3,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $25,0 \pm 1,4 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $83,2 \pm 3,5 \text{ Bq kg}^{-1}$ respetivamente. A razão entre as atividades específicas de ^{210}Pb e ^{226}Ra é de aproximadamente 1 para dois dos solos analisados (Barca D'Alva e Valada), indicando a existência de equilíbrio radioativo secular entre estes radionuclidos. A atividade em ^{40}K varia entre $333 \pm 26 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Mourão) e $921 \pm 66 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Valada). Os valores de atividade específica em ^{137}Cs , situam-se entre $1,62 \pm 0,38 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Mourão) e $10,01 \pm 0,80 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Barca D'Alva). Valores variando entre $1,0 \text{ Bq kg}^{-1}$ e 36 Bq kg^{-1} foram reportados para a concentração em ^{137}Cs em solos espanhóis para o ano de 2012 (Heredia *et al.*, 2013a). Em geral, os resultados obtidos são semelhantes aos observados em anos anteriores em solos colhidos ao longo do país (Madruga *et al.*, 2008, 2009d, 2010, 2011, 2013 & 2014).

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

Local de amostragem	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{210}Pb	^{137}Cs	^{40}K	^7Be
Mourão	<2,0 (a)	37,4 ± 1,9	25,0 ± 1,4	40,3 ± 7,7	1,62 ± 0,38	333 ± 26	<15,6 (a)
Barca D'Alva	<3,8 (a)	44,2 ± 2,2	83,2 ± 3,5	80 ± 12	10,01 ± 0,80	874 ± 63	<10,9 (a)
Aguieira	<2,8 (a)	66,0 ± 3,1	75,0 ± 3,2	92 ± 14	5,77 ± 0,56	659 ± 48	<14,2 (a)
Valada	<3,1 (a)	48,9 ± 2,9	42,2 ± 1,9	42,3 ± 8,1	4,19 ± 0,45	921 ± 66	<18,9 (a)

Atividade mínima detetável (a)

I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

I.7.1 Material e Métodos

Durante o ano de 2013, 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 caráter 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, em Lisboa e no Porto, nos Institutos Geofísicos das respetivas Universidades, sites em Lisboa e em Vila Nova de Gaia.

Durante o ano de 2013, utilizou-se a metodologia descrita anteriormente. 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.

A metodologia utilizada na avaliação da dose ambiental baseia-se na metodologia seguida na dosimetria individual por termoluminescência, adaptada e otimizada aos requisitos das medidas ambientais (Alves *et al.*, 2006a & 2006b). O dosímetro termoluminescente utilizado consiste no porta-dosímetro Harshaw 8855 contendo um cartão com dois detetores de LiF:Mg,Ti (TLD-100), calibrado em termos do equivalente de dose ambiente $H^*(10)$. Os dosímetros foram lidos nos leitores semiautomáticos 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 foi irradiado a uma dose de referência antes da colocação no ponto de medida; o segundo conjunto foi irradiado à mesma dose de referência depois do tempo de integração; 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 dois conjuntos irradiados antes e depois do período de integração, 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). 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 ambiente, $\dot{H}^*(10)$, em unidades de nSv.h⁻¹.

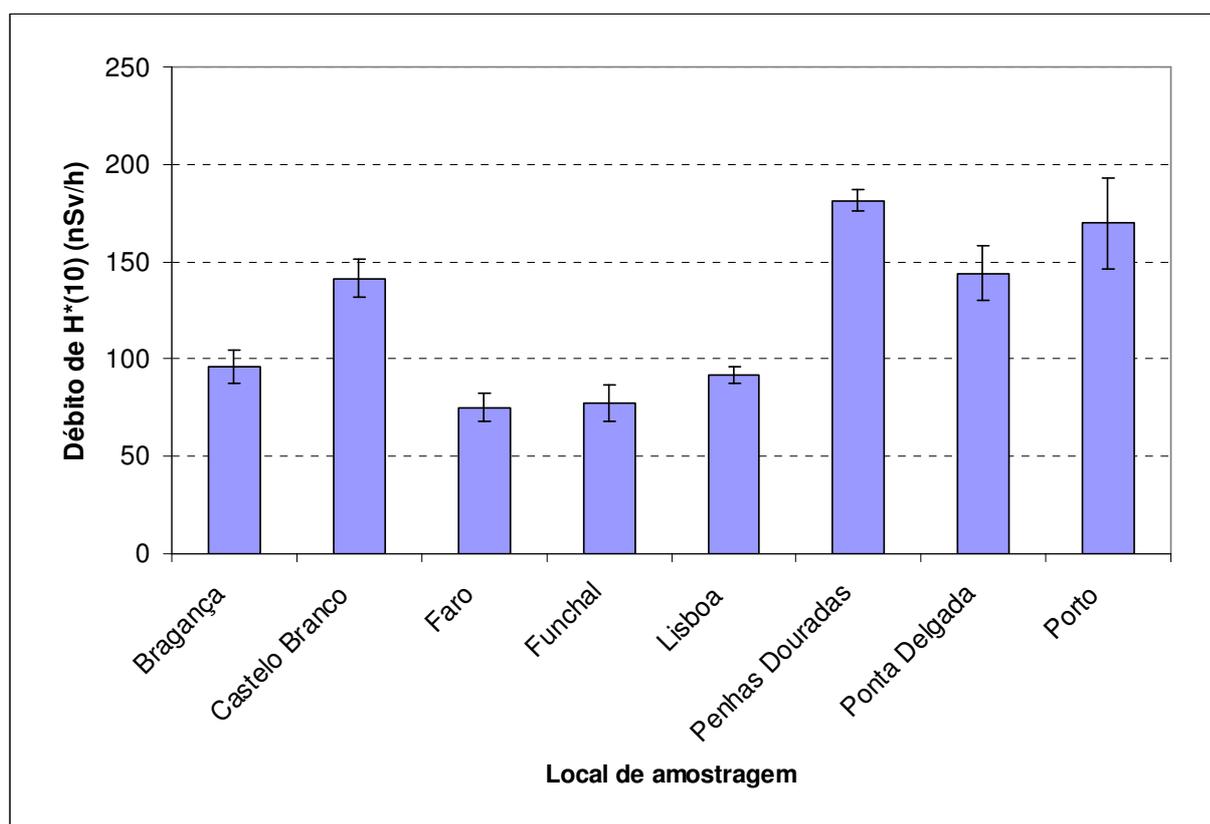
1.7.2 Resultados e Discussão

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 2013, bem como a respetiva incerteza, obtida a partir do desvio padrão das leituras. Apresentam-se também os valores médios anuais para 2013, 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 2013 se encontram no intervalo de variação constituído pelos valores reportados em anos anteriores, de 2006 a 2012. Os valores medidos em 2013 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 ambiente medido em cada uma das localidades do País (valores expressos em nSv.h⁻¹)

Ponto de medida	I	II	III	IV	Ano 2013
Bragança	108±3	88±13	95±7	93±1	96±8
Castelo Branco	139±7	132±20	140±8	155±3	142±10
Faro	77±11	81±6	65±3	78±7	75±7
Funchal	74±4	69±3	76±1	91±4	77±10
Lisboa	98±1	92±4	87±3	91±3	92±4
Penhas Douradas	189±13	182±7	175±10	180±3	181±6
Ponta Delgada	131±7	162±8	150±7	134±3	144±14
Porto	193±17	177±25	138±3	172±9	170±23

**Figura I.14 – Valor médio anual para 2013 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos vários pontos do País (valores expressos em nSv.h⁻¹)**

I.8 CONCLUSÕES

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

A estimativa de dose de radiação devida à inalação e ingestão de radionuclidos artificiais por um elemento médio da população Portuguesa é de aproximadamente $2,5 \mu\text{Sv a}^{-1}$. Este valor representa cerca de 0,25% do limite de dose para membros do público (1 mSv a^{-1}) (Council Directive 2013/59 EURATOM).

Deve salientar-se que, em 2013, os níveis de radioatividade detetados não têm significado sob o ponto de vista radiológico não apresentando qualquer efeito nocivo na 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 Empresa Petróleos de Portugal-Petrogal S.A por permitir a colheita de solos nas suas instalações no Parque de Sacavém;
- 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.
- Carvalho F.P., Madruga M.J., Oliveira J.M., Gouveia J.M., Silva L. (2004). Radioactivity in the Northern Seas of Europe. *Radioprotecção 2*: 118-125.
- COM/473/EURATOM (2000). Commission Recommendation of 8 June 2000, Official Journal of the European Commission, n° 191, 27th July 2000.
- Council Directive 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.
- 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.
- 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 líquida. 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.
- 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 (2008). Water quality — Measurement of gross beta activity in non-saline water - Thick source method, novembro 2008.
- 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., Corisco J., Trindade R., Oliveira J.M, Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A. (2008). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2007). Relatório DPRSN, Série A, nº32/2008, ISBN 978-972-8660-33-8. Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., Sequeira M.M., Silva L., Lopes I., Gomes A.R., Rodrigues F. (2009a). Radiological Survey in Tejo River (Portugal). *Radioprotection*, Vol 44, nº5, 171-176.
- Madruga M.J., Sequeira M.M., Gomes A.R. (2009b). Determination of Tritium in Waters by Liquid Scintillation Counting. In: Advances in Liquid Scintillation Spectrometry, J. Eikenberg, M. Jaggi, H Beer, H Baehrle (Ed) pp 353-359, *Radiocarbon*, The University of Arizona, USA.
- Madruga M.J., Gomes A.R., Silva L., Abrantes J., Pinhão N. (2009c). Estimate of Effective Dose to Portuguese Population from Artificial Radionuclides in Foodchain Products. *Radioprotecção* Vol II, Nº 14-15, 44-53.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Pinhão N., Oliveira J.M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Lopes I., Silva L., Abrantes J., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Batista A. (2009d) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2008). *Internal Report* DPRSN, Série A, nº33/2009, ISBN 978-989-96542-0-4, Depósito Legal 194022/03, pp. 143.

- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Torres L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Santos L., Batista A., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M. (2010) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2009). *Internal Report UPSR, Série A, nº37/2010*, ISBN 978-989-96542-5-9, Depósito Legal 194022/03, pp. 146.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Santos L., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Melo J., Pereira M. (2011) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2010). *Internal Report UPSR, Série A, nº38/2011*, ISBN 978-989-96542-6-6, Depósito Legal 194022/03, pp. 135.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Melo J., Pereira M. (2013) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2011). *Internal Report LPSR, Série A, nº39/2013*, ISBN 978-989-96542-7-3, Depósito Legal 194022/03, pp. 137.
- Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Alves J., Corisco J.A., Lopes I., Abrantes J., Oliveira J.M., Silva L., Portugal L., Malta M., Romanets Y., Libânio A., Mourato A., Silva G., Batista A., Gomes A.R., Andrade E., Carvalhal G., Pereira M. (2014) Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2012). *Internal Report LPSR, Série A, nº40/2014*, ISBN 978-989-96542-8-0, pp. 137.
- NP 4362 (1997). Determinação da Concentração da Atividade em Trítio, Método de Contagem por Cintilação Líquida, setembro 1997.
- Oliveira J. M., Libânio A., Carvalho F. P. (2005). Radioactive Contamination of the North-Atlantic Monitored along the Portuguese Coast with Bio-indicators. Proceed. do “*First International Conference on Coastal Conservation and Management in the Atlantic and Mediterranean (ICCCM’05)*”, Tavira, Portugal, 17-20 April 2005, pp. 399-405. F.V.Gomes, F.T. Pinto, L. Neves, A. Sena and O. Ferreira (eds. FEUP, Universidade do Porto (ISBN 972-752-083-9).
- Pan J., Yang Y., Zhang G., Shi J., Zhu X., Li Y., Yu H. (2011). Simultaneous observation of seasonal variations of beryllium-7 and typical POPs in near-surface atmospheric aerosols in Guangzhou, China. *Atmospheric Environment* 45, 3371-3380.
- Pereira M.F, Oliveira M., Saraiva M., Rangel S., Alves J.G. (2012). Avaliação da dose de radiação gama ambiental em Portugal com detetores TLD. 18a Conferência Nacional de Física, Aveiro (Portugal), setembro 2012.
- RIFE-15 (2010). Radioactivity in Food and the Environment, 2009. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the EnvironmentAgency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2010.
- RIFE-16 (2011). Radioactivity in Food and the Environment, 2010. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the EnvironmentAgency, Food Standards Agency, Northern Ireland Environment Agency and the Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2011.
- RIFE-17 (2012). Radioactivity in Food and the Environment, 2011. Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science on behalf of the EnvironmentAgency, 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 EnvironmentAgency, 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
- 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.
- 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.
- 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

Alfredo Batista
Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Gonçalo Carvalhal
Miguel Pereira

Técnicos Superiores

João Abrantes
Lídia Silva
Luís Portugal
Marta Santos

Técnicos

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

II.1. INTRODUÇÃO

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

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

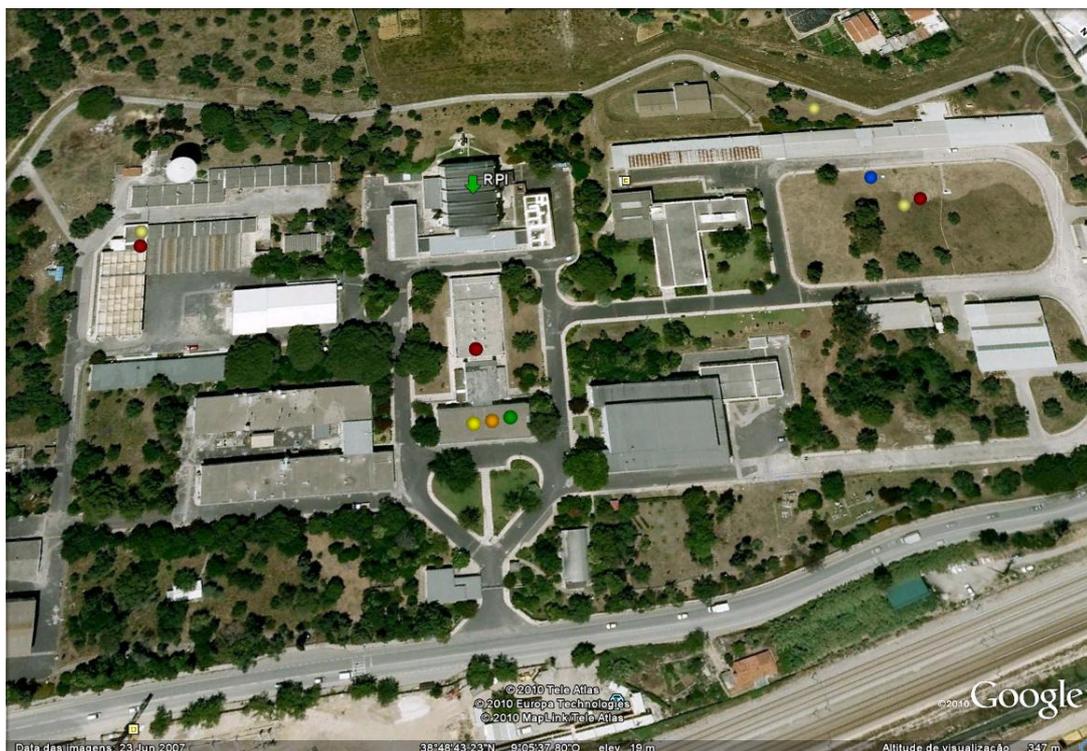


Fig. II.1 – Vista geral do CTN, indicando a localização dos pontos de amostragem



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

II.2. RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA

II.2.1 Aerossóis

II.2.1.1. Material e Métodos

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

II.2.1.2. Resultados e Discussão

Os valores da concentração média mensal para os radionuclídeos detetados em partículas de aerossol são apresentados na Tabela I.1 do Capítulo I. Durante o ano de 2013 não se detetaram radionuclídeos antropogénicos em partículas de aerossol, para além de concentrações vestigiais de ^{137}Cs ($0,42 \pm 0,17 \mu\text{Bq m}^{-3}$ e $0,89 \pm 0,27 \mu\text{Bq m}^{-3}$) nos meses de julho e setembro respetivamente, associadas a uma maior carga mássica de aerossol e consistentes com fenómenos de ressuspensão observados todos os anos nos meses mais secos e ventosos. Não foram detetados quaisquer outros radionuclídeos indicadores de possíveis contaminações com origem em instalações situadas no interior do CTN.

II.2.2. Deposição Atmosférica

II.2.2.1. Material e Métodos

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

II.2.2.2. Resultados e Discussão

Os valores de atividade específica, 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 2013 em função da precipitação acumulada mensalmente são apresentados, respetivamente, nas Tabelas I.2 e I.4 e na Figura I.9 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 atividade específica 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 ligeiramente superiores aos observados em 2012, em resultado do aumento da precipitação acumulada em 2013 (1523 mm), comparativamente ao ano anterior (1083 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 (11 Bq m^{-2} e 26 Bq m^{-2} , respetivamente) são ligeiramente superiores (embora comparáveis) aos registados em 2012 (9 Bq m^{-2} e 14 Bq m^{-2} , respetivamente), função

do aumento da precipitação acumulada em 2013, sendo da mesma ordem de grandeza relativamente aos reportados por outros autores (Dueñas et al., 2009).

II.3. RADIOATIVIDADE EM SOLOS

II.3.1 *Material e Métodos*

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

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

II.3.2. *Resultados e Discussão*

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

Como se pode observar na Tabela, os valores de atividade específica em ¹³⁷Cs variaram entre a atividade mínima detetável (1,01 Bq kg⁻¹) e 8,17±0,74 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 (4,8±0,6 Bq kg⁻¹ a 8,7±0,9 Bq kg⁻¹).

Também à semelhança do ocorrido em 2012, os valores de atividade específica em ¹³¹I situaram-se, ao longo de todo o ano de 2013, 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 2013 variaram entre a atividade mínima detetável (0,49 Bq kg⁻¹) e 2,10±0,37 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 atividade específica 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 atividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de emissores gama naturais e artificiais em solos do *campus* do CTN (recolhidos em frente ao edifício de Química)

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	⁴⁰ K	⁷ Be
Janeiro	<3,59 (a)	56,5 ± 2,7	43,8 ± 2,0	74 ± 11	3,44 ± 0,83	<0,84 (a)	597 ± 48	<6,11 (a)
Fevereiro	9,9 ± 2,4	49,1 ± 2,4	44,7 ± 2,0	64 ± 10	6,07 ± 0,80	<0,93 (a)	601 ± 45	<5,37 (a)
Março	7,9 ± 2,2	37,6 ± 2,3	30,8 ± 2,1	58 ± 10	4,54 ± 0,91	<0,82 (a)	569 ± 46	<7,36 (a)
Abril	6,1 ± 2,2	52,3 ± 2,7	56,1 ± 2,6	96 ± 14	5,9 ± 1,0	<1,08 (a)	615 ± 48	<8,62 (a)
Mai	6,4 ± 2,2	44,7 ± 2,2	38,0 ± 1,8	70 ± 11	5,25 ± 0,88	<0,74 (a)	570 ± 46	24,5 ± 6,1
Junho	6,2 ± 2,1	41,6 ± 2,1	36,4 ± 2,2	71 ± 11	4,83 ± 0,90	<0,8 (a)	486 ± 40	<8,1 (a)
Julho	7,1 ± 2,0	42,1 ± 2,2	37,9 ± 2,0	80 ± 12	5,36 ± 0,95	<0,81 (a)	545 ± 45	<8,16 (a)
Agosto	<2,56 (a)	43,4 ± 2,2	31,1 ± 1,5	93 ± 13	<1,01 (a)	<0,77 (a)	563 ± 45	<5,99 (a)
Setembro	<3,17 (a)	55,7 ± 2,7	36,9 ± 1,7	69 ± 11	<1,13 (a)	<0,66 (a)	634 ± 50	<5,88 (a)
Outubro	5,7 ± 1,9	57,4 ± 2,8	65,0 ± 4,2	89 ± 13	8,17 ± 0,74	<0,63 (a)	658 ± 49	<6,05 (a)
Novembro	<3,84 (a)	48,5 ± 2,4	38,5 ± 1,8	95 ± 14	2,25 ± 0,53	<0,42 (a)	581 ± 44	<4,96 (a)
Dezembro	6,9 ± 2,0	40,7 ± 2,0	36,1 ± 2,2	63 ± 10	4,66 ± 0,81	<0,74 (a)	530 ± 42	<5,16 (a)
Média ± σ (n=12)	<5,8	47 ± 7	41 ± 10	77 ± 13	<4,4	<0,8	579 ± 47	<8,0

Atividade mínima detetável (a);

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

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	¹³¹ I	⁴⁰ K	⁷ Be
Janeiro	<2,26 (a)	11,9 ± 0,8	9,8 ± 0,83	25,2 ± 5,3	<0,54 (a)	<0,61 (a)	598 ± 44	<3,55 (a)
Fevereiro	<1,88 (a)	12,9 ± 0,8	11,1 ± 0,7	20,2 ± 5,3	<0,49 (a)	<0,53 (a)	683 ± 50	<2,97 (a)
Março	<2,27 (a)	40,6 ± 2,0	29,0 ± 1,7	45,3 ± 8,0	2,10 ± 0,37	<0,60 (a)	431 ± 34	<4,41 (a)
Abril	<2,78 (a)	49,6 ± 2,4	33,6 ± 1,6	41,3 ± 7,9	2,03 ± 0,36	<0,63 (a)	495 ± 38	9,7 ± 3,7
Maiο	<2,42 (a)	37,9 ± 1,9	28,9 ± 1,4	55,0 ± 8,9	0,95 ± 0,46	<0,74 (a)	445 ± 34	11,3 ± 3,6
Junho	<2,91 (a)	46,9 ± 2,3	33,1 ± 1,5	67 ± 10	1,80 ± 0,36	<0,80 (a)	473 ± 36	12,1 ± 4,0
Julho	<2,35 (a)	42,9 ± 2,1	30,1 ± 1,4	48,6 ± 8,4	<0,85 (a)	<0,80 (a)	469 ± 36	<6,08 (a)
Agosto	<2,35 (a)	48,6 ± 2,3	32,7 ± 1,5	48,5 ± 8,5	1,36 ± 0,48	<0,85 (a)	519 ± 39	<5,13 (a)
Setembro	<2,69 (a)	44,2 ± 2,1	31,6 ± 1,5	51,8 ± 8,7	<0,63 (a)	<0,38 (a)	480 ± 36	<4,40 (a)
Outubro	<2,56 (a)	48,5 ± 2,3	31,4 ± 1,5	44,3 ± 8,1	<0,80 (a)	<0,58 (a)	520 ± 41	<5,00 (a)
Novembro	<2,03 (a)	47,7 ± 2,3	32,4 ± 1,5	57,3 ± 9,2	<0,97 (a)	<0,94 (a)	505 ± 40	<5,81 (a)
Dezembro	<2,72 (a)	44,4 ± 2,2	31,0 ± 1,5	50,9 ± 8,8	<0,76 (a)	<0,86 (a)	470 ± 36	<3,93 (a)
Média ± σ (n=12)	<2,4	40 ± 13	28 ± 8	46 ± 13	<1,1	<0,7	507 ± 70	<6,2

Atividade mínima detetável (a);

II.4. DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

II.4.1. Detetores Ativos

II.4.1.1. Material e Métodos

O controlo contínuo da radiação gama ambiental, no interior do perímetro do CTN, é efetuado através de um sistema *Shortlink* composto por três sondas *GammaTracer-XL* (instaladas em outubro de 2004) e por uma central de controlo. As sondas foram instaladas tendo em consideração a direção preferencial do vento relativamente à localização do RPI. Uma vez que os ventos predominantes sopram de Nordeste, as sondas estão localizadas a Sul (Biblioteca), Este (UPSR) 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 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 outro maior sensibilidade para altas doses, funcionando em simultâneo para doses intermédias. As sondas são sensíveis para uma gama de energias entre 45 keV e 2000 keV e para débitos de dose ambiente na gama dos 10 nSv h⁻¹ aos 10 Sv h⁻¹. Os valores de débito de dose e parâmetros relacionados são registados minuto a minuto. Para prolongar a vida das baterias, as sondas encontram-se configuradas para, em situação normal, enviar dados para a central a cada 60 minutos. O primeiro nível de alarme encontra-se atualmente definido para os 300 nSv h⁻¹, diminuindo a periodicidade de envio dos dados para cada 10 minutos. O segundo nível de alarme está definido para 1 µSv h⁻¹, sendo o envio dos dados efetuado minuto a minuto (Madureira & Portugal, 2006).

II.4.1.2. Resultados e Discussão

O débito de equivalente de dose ambiente variou, durante o ano de 2013, entre 83 nSv h⁻¹ e 114 nSv h⁻¹ no ponto localizado no telhado do edifício Biblioteca, entre 85 nSv h⁻¹ e 139 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto às Oficinas e entre 146 nSv h⁻¹ e 193 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto ao LPSR. Os valores médios anuais foram, respetivamente, 99±2 nSv h⁻¹, 108±6 nSv h⁻¹ e 168±6 nSv h⁻¹. Durante os meses de janeiro e fevereiro as sondas encontravam-se em manutenção na Saphymo, Alemanha. Na Figura II.3 apresenta-se a variação dos valores médios mensais ao longo do ano de 2013.

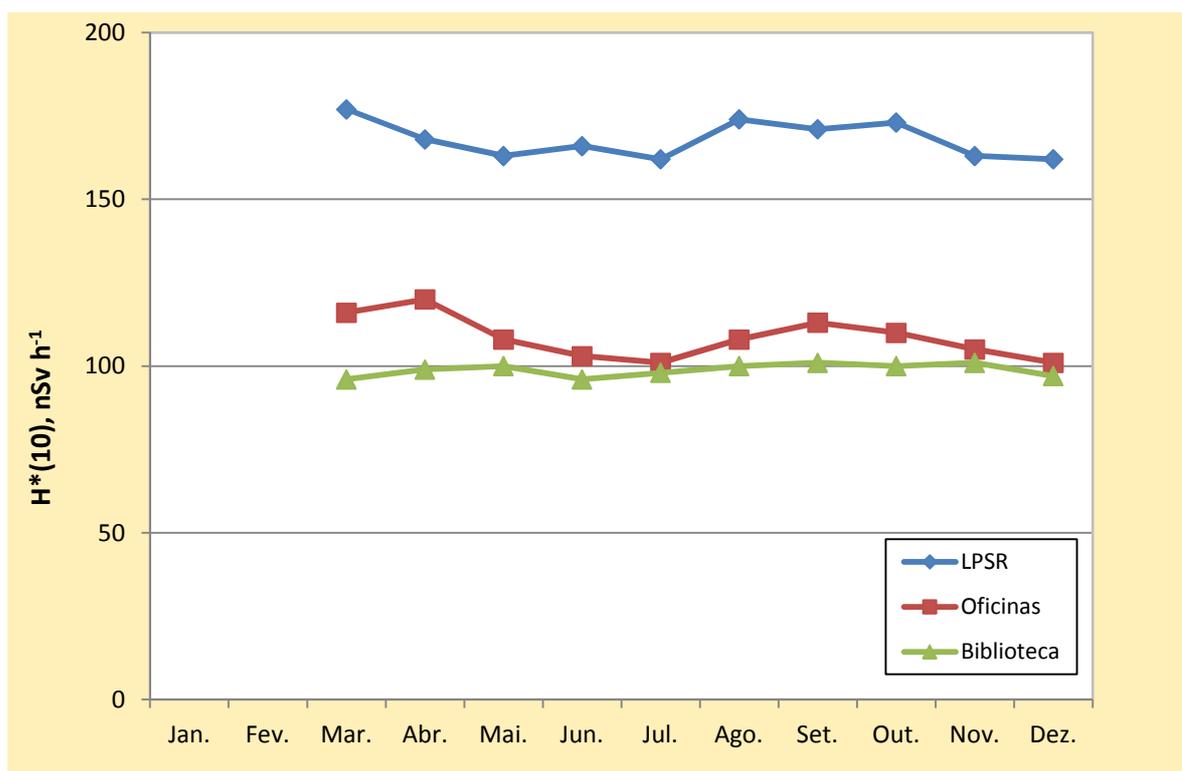


Figura II.3 – Variação dos valores médios mensais do débito de equivalente de dose ambiente nos locais de medição do CTN (valores expressos em nSv h⁻¹)

Pode-se observar através do gráfico que, tal como em anos anteriores, os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente registados pelas sondas localizadas na Biblioteca e junto às Oficinas são mais próximos entre si (comparativamente aos valores registados junto ao LPSR). Todas as sondas apresentam valores estáveis ao longo do ano. Por outro lado, os valores do débito de equivalente de dose ambiente no ponto localizado junto ao LPSR são significativamente superiores aos registados nos outros locais (média anual de 168±6 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 temporário de resíduos radioativos de média e baixa atividade do CTN.

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

II.4.2. Detetores Passivos

II.4.2.1. Material e Métodos

Durante o ano de 2013, 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 (Madruça *et al.*, 2005 a 2012). 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.

Nestes suportes, colocaram-se 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 140 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.

A metodologia utilizada na avaliação da dose ambiental baseia-se na metodologia seguida na dosimetria individual por termoluminescência, adaptada e otimizada aos requisitos das medidas ambientais (Alves *et al.*, 2006). O dosímetro termoluminescente utilizado consiste no porta-dosímetro Harshaw 8855 contendo um cartão com dois detetores de LiF:Mg,Ti (TLD-

100), calibrado em termos do equivalente de dose ambiente $H^*(10)$. Os dosímetros foram lidos nos leitores semiautomáticos Harshaw 6600, sendo a eficiência de cada dosímetro corrigida através da aplicação do respetivo fator de correção individual, de acordo com metodologia anteriormente descrita (Madruga *et al.*, 2006; Alves *et al.*, 1999). Para cada período de integração, em cada ponto de medida, colocaram-se dois conjuntos 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 integração; 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 integração, 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). 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 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 ambiente, $\dot{H}^*(10)$, em unidades de nSv.h⁻¹.

II.4.2.2. Resultados e Discussão

Na Tabela II.3 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medido nos quatro pontos localizados no Campus Tecnológico e Nuclear nos quatro trimestres de 2013, calculados a partir das medidas efetuadas. A respetiva incerteza foi obtida a partir do desvio padrão das leituras. Na mesma tabela apresentam-se também os valores médios anuais para 2013, 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.

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). Este ano a incerteza das avaliações é mais elevada atendendo a que se reduziu para metade o número de dosímetros expostos.

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

Ponto de medida	I	II	III	IV	Ano 2013
Oficinas	76±1	88±21	90±11	109±7	91±13
Administração	74±4	77±19	78±2	97±9	81±10
LMRI	73±2	93±27	94±7	112±10	93±16
Anemómetro	129±6	122±10	159±12	129±14	142±20

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). Este ano a incerteza das avaliações é mais elevada atendendo a que se reduziu para metade o número de dosímetros expostos.

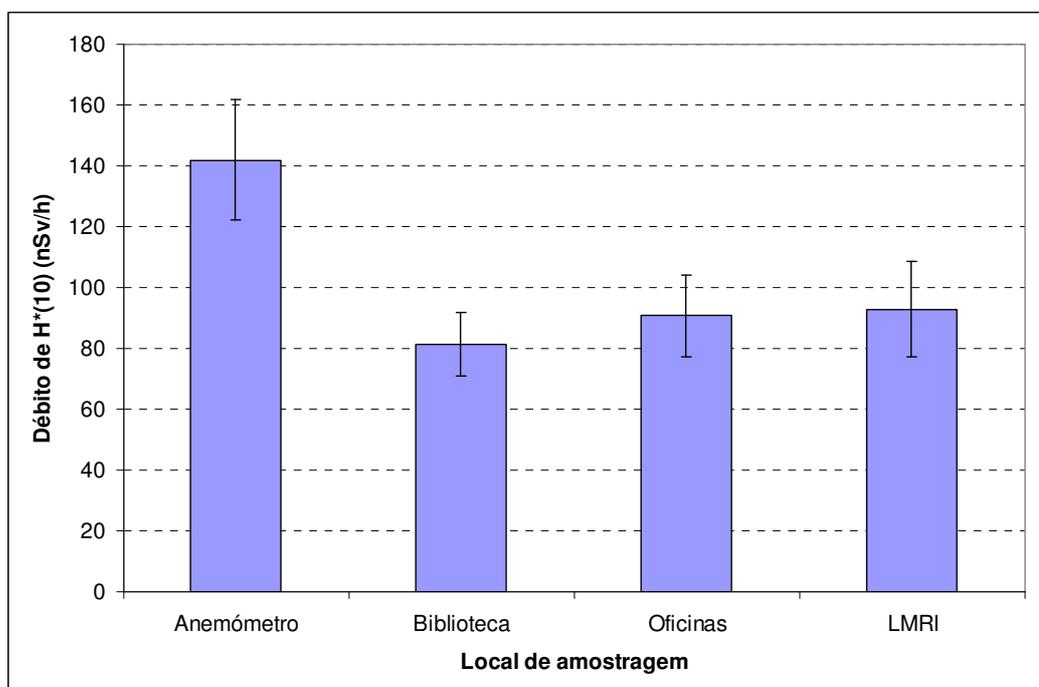


Figura II.5 – Valores médios anuais para 2013 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos quatro pontos de medida no CTN (valores expressos em nSv.h⁻¹)

De uma maneira geral, observa-se que os valores trimestrais e o valor médio anual, registados em cada ponto de medida são muito semelhantes aos registados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2005 a 2012). 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 2013, 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 Grupo de Radioproteção e Resíduos Radioativos (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.

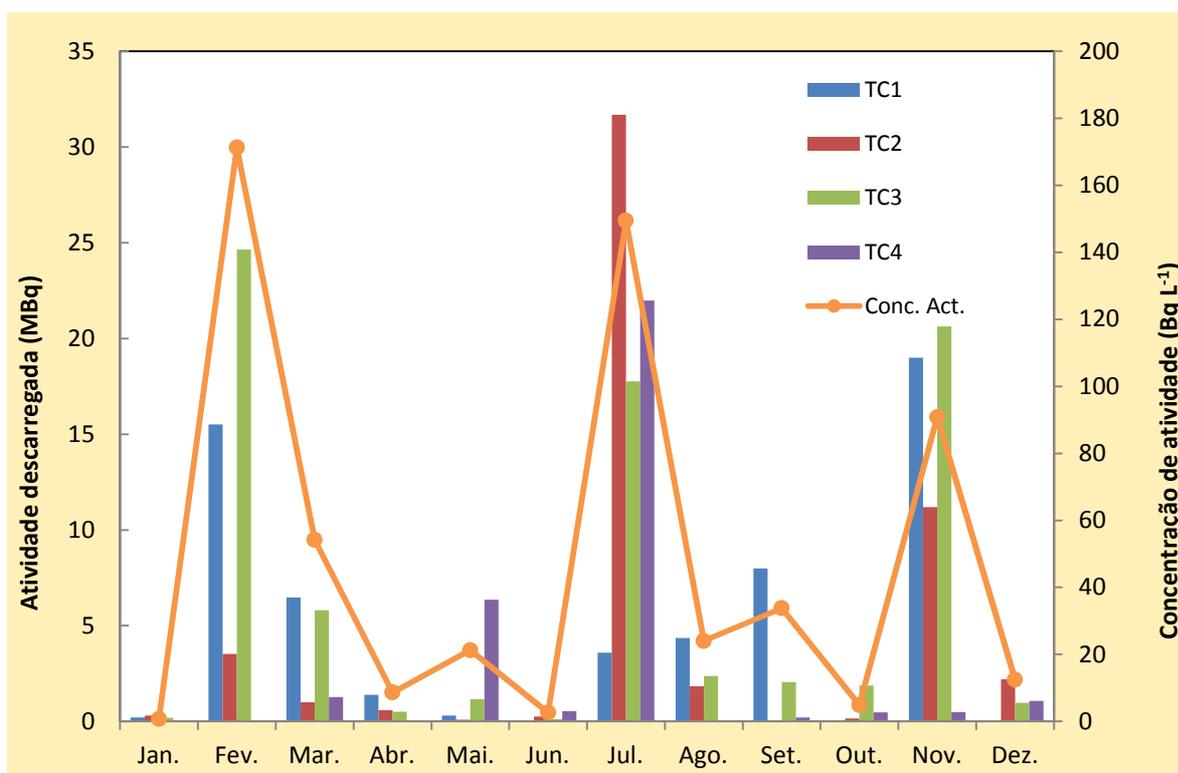


Figura II.6 – Variação mensal da atividade descarregada por tanque durante o ano de 2013 e variação mensal da concentração de atividade total para o mesmo período.

A atividade total descarregada ao longo do ano de 2013 foi 222 MBq, inferior à atividade total descarregada em anos anteriores (384 MBq em 2012 e 316 MBq em 2011). A maior contribuição para a atividade total descarregada proveio do tanque TC3 (78 MBq), à semelhança do ocorrido em 2012. Como se pode observar através da Figura II.6, a concentração de atividade variou entre 0,7 Bq L⁻¹ (no mês de janeiro) e 171 Bq L⁻¹ (no mês de fevereiro), 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 2013 mostram que os níveis de radioatividade de origem antrópica no ambiente exterior do CTN são baixos. As concentrações de ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I e ^3H mantiveram-se, na maior parte dos casos, abaixo da atividade mínima detetável ou em níveis sem significado do ponto de vista da proteção radiológica.

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

As concentrações de atividade nos efluentes líquidos descarregados para a ETAR, situaram-se, ao longo de todo o ano, 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., Novais L., Rangel S., Calado A., (2006). Testes para a implementação da dosimetria ambiental com detetores termoluminescentes individuais. Relatório Interno.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., (2006). Environmental gamma radiation monitoring at ITN. In Atas do 10th International Symposium on Radiation Physics, Coimbra (Portugal).
- 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.
- 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., Oliveira M., Saraiva M., Rangel S., Alves J.G., (2012). Avaliação da dose de radiação gama ambiental em Portugal com detetores TLD. 18ª Conferência Nacional de Física, Aveiro.

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

Investigador

Fernando P. Carvalho

Técnicos Superiores

João Maria Oliveira
Margarida Malta

III.1. OBJETIVOS

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 Batista, 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). 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).

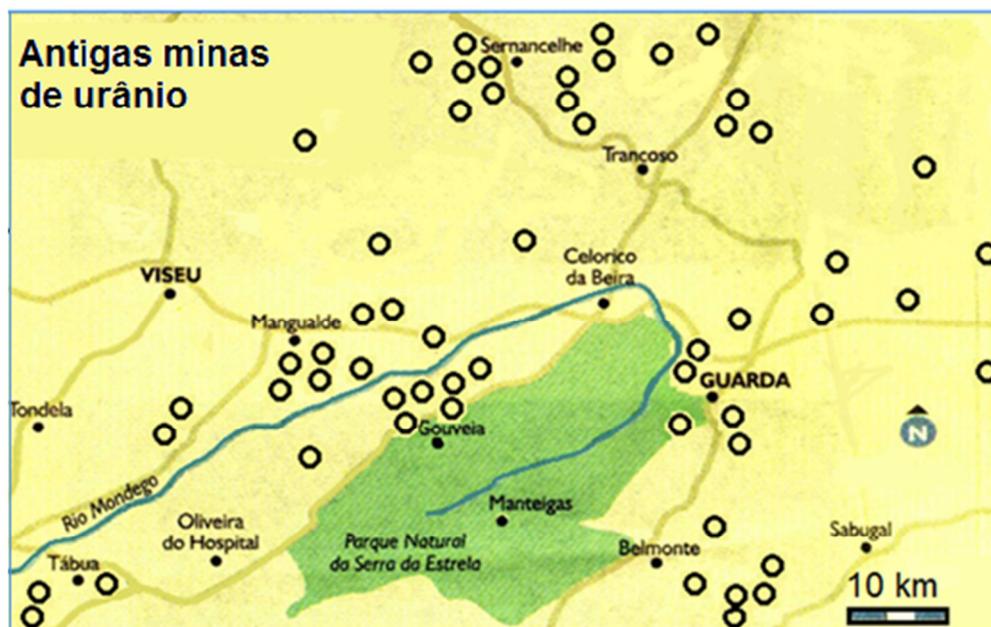


Figura III. 1 - Mapa da região centro e localização das antigas minas de urânio (círculos).

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 Projeto “MinUrar” incluíram a realização de trabalhos de remediação ambiental, a monitorização periódica da radioatividade no ambiente das áreas mais afetadas pelos resíduos da extração e do tratamento do minério de urânio, bem como o acompanhamento do impacto radiológico das obras de remediação e, após conclusão dos trabalhos de remediação ambiental, a monitorização eventualmente mais espaçada para assegurar o controlo da exposição radiológica das populações a longo termo (Marinho Falcão et al., 2005, 2006, 2007).

A 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

escombreliras 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 escombrelira, 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 (Carvalho 2010a, 2010b).

III.1.2 Plano de monitorização executado em 2013

Em 2013 foi dada continuação à monitorização de áreas em que foram efetuados trabalhos de remediação ambiental, como Canas de Senhorim-Urgeiriça e Cunha Baixa, e outras áreas onde não foram iniciados trabalhos de remediação. Deu-se particular atenção à bacia hidrográfica do Rio Mondego (Figura III.2, Figura III.3). A bacia do Mondego tem grande importância para o país em virtude das albufeiras para abastecimento de água e de barragens para produção de eletricidade, para além das atividades de agricultura, produção vinícola, floresta e turismo que ali se realizam. Nesta bacia situam-se quase duas dezenas de sítios de minas de urânio, antigas instalações de tratamento do minério de urânio e escombreliras de resíduos. Outros rios da região centro, como o Rio Távora, afluente do rio Douro, têm também sítios de antigas minas de urânio e escombros localizados na respetiva bacia (Figura III.4).

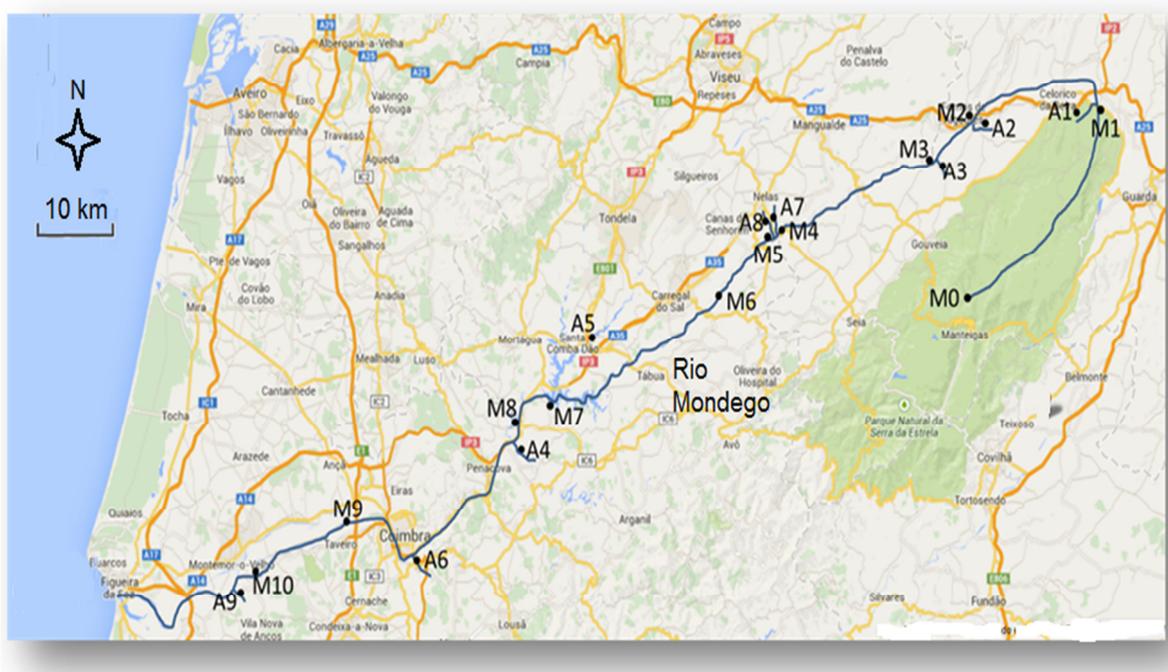


Figura III. 2- Mapa da região centro do país e bacia hidrográfica do Rio Mondego desde a nascente até à foz, com indicação das estações de amostragem.

Assim, incluíram-se no plano de monitorização de 2013:

- A) A bacia hidrográfica do Rio Mondego desde a nascente até perto da foz, incluindo vários afluentes com e sem minas e escombrelras de uranio nas proximidades,
- B) A bacia hidrográfica do Rio Távora, que recebe drenagem da zona das antigas minas de uranio do Reboleiro (Concelho de Trancoso),
- C) Produtos hortícolas
- D) Gado ovino, pastagens e águas de rega na zona de Vila Cortês da Serra (Concelho de Gouveia)
- E) Água para consumo humano, aerossóis e radão na atmosfera em vários locais
- F) Avaliação da exposição a radiações ionizantes.



Figura III. 3 - Alguns sítios de antigas minas de urânio situados na bacia do Rio Mondego.

- A. Mina e aldeia da Cunha-Baixa em 2010.
- B. Início da desmatação na Mina da Cunha-Baixa para trabalhos de remediação ambiental, em 2011.
- C. Cratera da Mina do Boco
- D. Rebanho a caminho da pastagem na zona das minas.
- E. Cratera da Mina da Quinta do Bispo.



Figura III. 4 - Bacia do Rio Távora e estações de amostragem.

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.

Na bacia hidrográfica do Rio Mondego e do Rio Távora procedeu-se à recolha de sedimentos do leito e água dos ribeiros e rios (Figuras III.2 e III.4). Nalgumas 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 de taxa de dose (Thermo Scientific FH-40). Recolheram-se amostras de solos agrícolas e de pasto nas zonas de pastagem dos rebanhos de ovinos. Procedeu-se ainda à monitorização de aerossóis e de radão atmosférico nas zonas da Urgeiriça e da Cunha Baixa bem como à análise de águas das redes públicas amostradas em várias localidades destas regiões. Foram analisadas amostras de tecidos e órgãos internos de ovelhas de rebanhos de Vila Cortês da Serra que usam como campo de pastagem a zona da antiga Mina do Castelejo.

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 multiparamétrica (HoribaU-1) e a filtração da amostra.

A amostragem na totalidade dos locais aqui descritos foi efetuada em duas missões de campo, com a duração de uma semana cada, realizadas em março e outubro 2013.

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 determinação 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 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, a fim de permitir a comparação dos resultados.

As poeiras em suspensão no ar de superfície foram recolhidas (1,5 m acima do solo) 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, tais como couves e tomates recolhidos nas hortas nas zonas das minas foram lavadas como se faria para consumo e, seguidamente, liofilizadas para proceder à análise dos radionuclidos.



Figura III. 5 - 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, foram usadas alíquotas das amostras para análise. Às alíquotas adicionaram-se traçadores isotópicos dos elementos a analisar (^{232}U , ^{229}Th , ^{224}Ra , ^{209}Po e Pb estável), antes de proceder à sua dissolução total em HNO_3 , HCl e HF , seguida de separação radioquímica e purificação dos radioelementos a determinar. Os radioelementos separados foram electrodepositados em discos metálicos, de aço ou prata, e a radioatividade determinada por espectrometria alfa com detetores de silício de barreira de superfície 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) (Figura III.5).

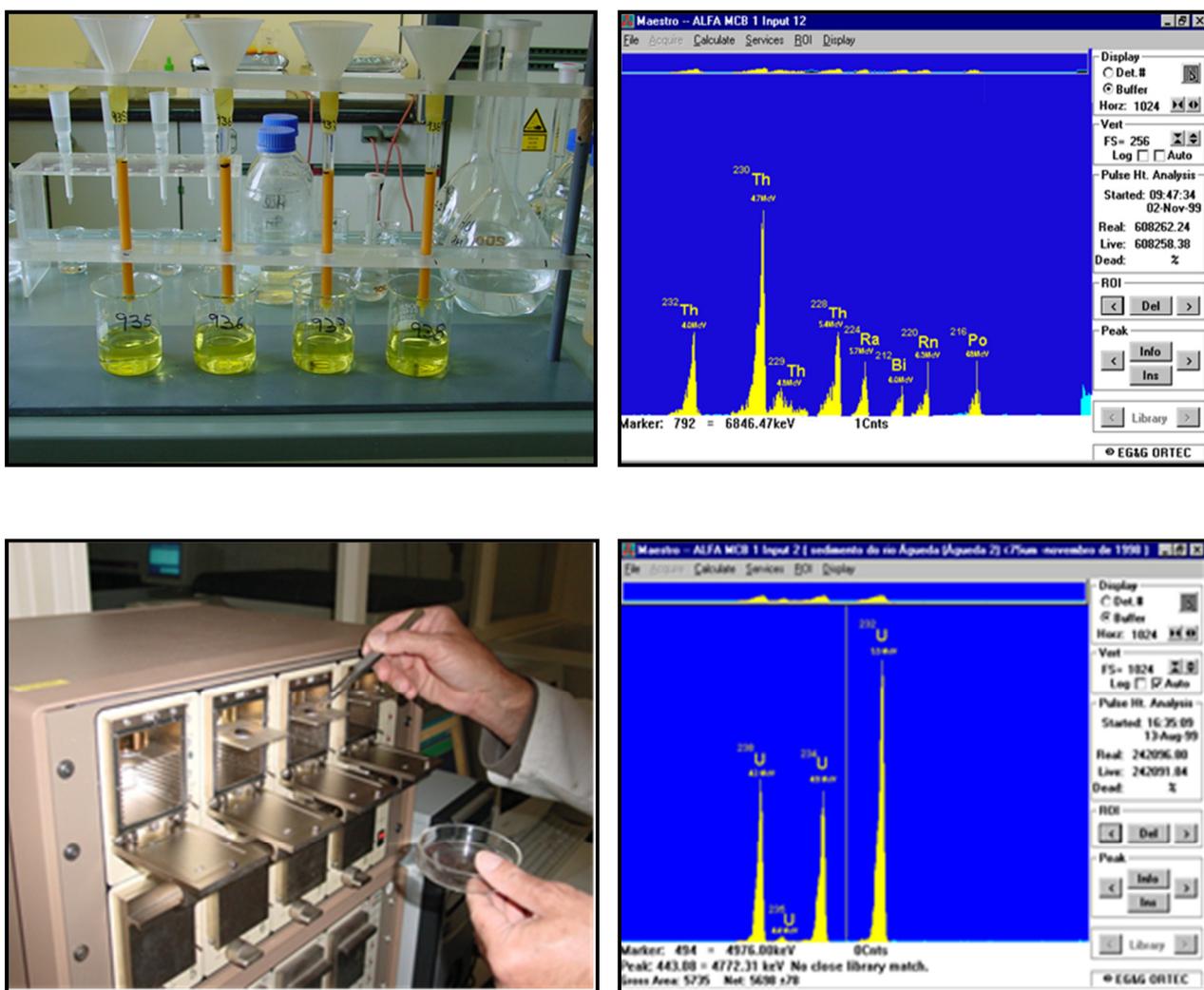


Figura III. 6 - Análise de radionuclídeos no laboratório. A, Separação radioquímica dos radioelementos. B, espectrómetro alfa. C, espectro de radiação alfa dos isótopos do tório. D, espectro da radiação alfa dos isótopos de urânio.

A determinação em contínuo da concentração de radão (^{222}Rn) no ar de superfície foi efetuada com detetores de silício (SARAD, GmbH) colocados a cerca de 1,5 m acima do solo,

sob alpendres no exterior de casas de habitação nas povoações de Cunha-Baixa e Urgeiriça, nas proximidades das minas e escombrelas com o mesmo nome. A amostragem de aerossóis foi efetuada nas mesmas povoações.

O controlo de qualidade analítica das análises efetuadas foi regularmente efetuado através de análise de Materiais de Referência com concentrações conhecidas e através da participação em exercícios de intercomparação laboratorial («blind samples») periodicamente organizados pela Agência 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).

III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

III.3.a. bacia hidrográfica do Rio Mondego

Na bacia do rio Mondego foram recolhidas amostras de águas e de sedimentos nas crateras a céu aberto das minas de Mondego Sul, Mina do Boco e Mina do Castelejo. As tabelas 1a, b, c apresentam as concentrações em atividade dos radionuclidos na fase solúvel, na matéria em suspensão e no sedimento das crateras mineiras, respetivamente.

Em todas as crateras mineiras as concentrações de urânio dissolvido foram de uma a duas ordens de grandeza mais elevadas que na água do Rio Mondego (Tabela III.1a, Tabela III.2a). No período da amostragem as concentrações de urânio dissolvido foram particularmente elevadas na água da cratera mineira de Mondego Sul e mais elevadas do que qualquer dos radionuclidos descendentes. As concentrações dos radionuclidos na matéria em suspensão nas crateras mineiras foram geralmente elevadas para todos os radionuclidos da série do urânio, refletindo o teor mais elevado do depósito uranífero (Tabela III.1b). As atividades específicas nos sedimentos das crateras mineiras foram, sem surpresa, também muito elevadas e atingindo valores de cerca de 12 kBq/kg na mina do Castelejo e na Mina de Mondego Sul (Tabela III.1c). Valores mais baixos foram determinados nos sedimentos das outras crateras mineiras. As concentrações de radionuclidos nas águas e nos sedimentos das crateras apresentaram valores consistentes com determinações dos anos anteriores e foram sistematicamente mais elevados que as concentrações determinadas em sedimentos dos rios e solos da região.

As águas presentes nas crateras mineiras têm origem no lençol freático e na acumulação da precipitação atmosférica e apresentam variações sazonais de volume. Na altura da amostragem os níveis de água nas crateras eram relativamente baixos, e o pH foi de 5,6 a 6,9, sendo a acidez resultante da oxidação dos sulfuretos das rochas e originando a produção in-situ de ácido sulfúrico, que por sua vez facilita a dissolução do urânio existente nas rochas.

Nos períodos de ocorrência de precipitação elevada estas crateras descarregam para linhas de água e ribeiras que escoam para o rio Mondego, funcionando como fonte persistente de contaminação radioativa das bacias hidrográficas.

A amostragem do rio Mondego foi efetuada desde a nascente até ao Baixo-Mondego perto do estuário (estações designadas por M). Foram analisadas, também, amostras colhidas em vários afluentes do Mondego, designadamente na Ribeira Alta, Ribeira de Seia, Ribeira de S. Paio, rios Alva, Dão, Ceira, Ribeira do Castelo, Ribeira da Pantanha e rio Anços (estações designadas por A). A Tabela III.2a apresenta as concentrações em atividade dos radionuclídeos na fase solúvel, a Tabela III.2b na matéria em suspensão e a Tabela III.2c no sedimento do leito dos rios e ribeiras. De um modo geral, os radionuclídeos com concentrações mais elevadas na fase solúvel foram os isótopos de urânio, seguidos do ^{226}Ra , ^{210}Po e ^{210}Pb , sendo o ^{230}Th o menos solúvel. O ^{232}Th , progenitor da família do tório, apresentou concentrações uma ordem de grandeza mais baixas que as do ^{230}Th da família do urânio, confirmando a menor abundância de tório em comparação com o urânio nas rochas do maciço granítico central, de onde em última instância provêm os radionuclídeos das famílias do urânio e do tório presentes na bacia do Mondego.

A concentração de urânio dissolvido na água do Mondego na nascente (M0) foi de $7,7 \pm 0,4$ mBq/L e pouco variou até à estação M2, correspondendo a um troço do rio sem minas e sem escombros mineiros de urânio (Figura III.2). A partir de M3, Póvoa de Cervães, as concentrações de urânio foram mais elevadas, e resultaram possivelmente da influência do leito granítico mas certamente também das escorrências das antigas minas de urânio em Póvoa de Cervães. A descarga da Ribeira da Pantanha, proveniente da zona da mina da Urgeiriça, tem lugar em Caldas de Felgueira, entre as estações M4 e M5, contribuindo para elevar as concentrações de urânio e rádio no Mondego. A jusante, na barragem da Aguieira a concentração do urânio na água voltou a ser praticamente idêntica à da nascente do Mondego, e no baixo Mondego decresceu ainda mais com a contribuição da água do rio Alva e de outros afluentes que proveem de regiões calcárias e com menos radioatividade. A concentração de urânio dissolvido foi de novo elevada em M10, mais próximo da foz do Mondego, onde não houve extração de urânio. Os resultados sugerem a provável existência de depósitos sedimentares com algum teor de urânio nas terras baixas do Mondego, e a concentração determinada na água do rio Anços, afluente do Mondego nessa região (A9), reforça essa interpretação (Tabela III.2a).

A concentração dos radionuclídeos na matéria em suspensão (Tabela III.2b) forneceu idêntica indicação de elevadas concentrações no troço do rio Mondego que recebe as descargas das ribeiras provenientes das antigas minas de urânio, especialmente no troço do Mondego

entre Póvoa de Cervães e Caldas de Felgueira. A Ribeira da Pantanha, que drena a zona da Urgeiriça, destaca-se entre os afluentes do Mondego pelas concentrações mais elevadas de radionuclídeos na matéria em suspensão, sobretudo urânio e rádio.

As concentrações de radionuclídeos nos sedimentos depositados no leito dos cursos de água (Tabela III.2c) indicam uma deposição mais acentuada dos resíduos a jusante de Caldas da Felgueira, isto é, após a confluência da Ribeira da Pantanha onde, por exemplo, o ^{238}U apresentou concentrações cerca de 4 vezes mais elevadas que no troço a montante de Caldas (M1 a M9) o que também se verificou para a generalidade dos descendentes do ^{238}U . Em concordância com os resultados para radionuclídeos na fração solúvel e na matéria em suspensão, os sedimentos do leito da Ribeira da Pantanha apresentaram também os valores mais elevados das concentrações de urânio e seus descendentes na bacia do Mondego (Tabela III.2c). Recorde-se que a contaminação da Ribeira da Pantanha resultou da descarga direta das águas da instalação do tratamento do minério de urânio que funcionou na Urgeiriça durante várias décadas e das escorrências das escombrelas de resíduos existentes nessa área (Carvalho, 2014).

III.3.b. Bacia hidrográfica do rio Távora

As águas de minas da zona da aldeia do Reboleiro (Trancoso) correm para a Ribeira de Palhais, afluente do rio Távora (Figura III.4). A mina mais a montante no vale da Ribeira de Palhais, Mina da Fonte Velha, origina um fio de água permanente com elevada concentração de ^{226}Ra e baixo teor em urânio (Tabelas III.1a e III.1b). Essa escorrência contribui para um ligeiro aumento de ^{226}Ra no rio Távora, mas sem aumento significativo das concentrações de urânio. As análises efetuadas não indicam, atualmente, a existência de contaminação radioativa significativa no rio Távora proveniente das antigas minas do vale do Reboleiro e as concentrações de urânio e seus descendentes neste rio podem considerar-se típicas da região granítica (Tabelas III.2 a, b, c).

III.3.c Produtos hortícolas

Os resultados das análises de produtos hortícolas recolhidos em vários locais são apresentados na Tabela III.3. Os solos das hortas onde foram recolhidas as amostras foram analisados em anos anteriores (Carvalho et al., 2014). Nesses solos, os radionuclídeos da série do urânio estão perto do equilíbrio radioativo secular, embora as concentrações em atividade variem de local para local. Por exemplo, no solo da horta de Urgeiriça as concentrações de ^{238}U e ^{234}U foram idênticas ($^{238}\text{U}/^{234}\text{U}=1$), a razão das concentrações $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}=1,63$ e a razão $^{230}\text{Th}/^{238}\text{U}=1,78$. Já a razão das concentrações em atividade dos progenitores das duas séries naturais do urânio (^{238}U) e do tório (^{232}Th) foi $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}=0,42$.

Em contraste com as razões das concentrações de radionuclídeos nos solos, na generalidade das amostras de produtos hortícolas o ^{226}Ra apresentou-se sempre em concentrações muito mais elevadas que todos os demais radionuclídeos, com valores da razão $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ alcançando cerca de 2×10^2 . Por exemplo, nas couves das hortas da Cunha Baixa, situadas perto da antiga mina de urânio, as concentrações de ^{226}Ra atingiram 9150 ± 764 mBq/kg, e o urânio apenas 226 ± 8 mBq/kg (Tabela III.3). Nas amostras da aldeia do Reboleiro colhidas numa horta dentro da aldeia e situada junto das escombrelas da antiga mina de rádio do Reboleiro, a concentração de ^{226}Ra foi de 4000 ± 248 mBq/kg peso fresco, enquanto o ^{238}U foi apenas de $18 \pm 1,9$ mBq/kg (Tabela III.3). Na generalidade, as plantas concentraram sempre mais ^{226}Ra , seguido, por ordem decrescente, de ^{210}Pb , ^{210}Po e ^{238}U o que se verificou estar relacionado com a biodisponibilidade e a solubilidade dos radionuclídeos e não apenas com a concentração no solo (Carvalho et al., 2009). As amostras de produtos da horta da Urgeiriça apresentaram geralmente valores mais baixos que os produtos da Cunha Baixa, em virtude de na rega não ser utilizada água contaminada, o que ainda sucedia nas hortas da Cunha Baixa no período da amostragem.

As produções hortícolas destas aldeias são geralmente para consumo familiar e a sua ingestão pode constituir uma via de transferência significativa dos radionuclídeos dos escombros e das águas de mina quando as hortas são situadas perto dos antigos sítios mineiros.

III.3.d Gado ovino, pastagens e águas de rega

Foram analisados três ovinos adultos de um rebanho da zona de Vila Cortês da Serra, adquiridos ao proprietário e abatidos para as análises de radioatividade. Esse rebanho utilizava como zona de pastagem a área da Mina do Castelejo. As concentrações de radionuclídeos nos órgãos e tecidos dos ovinos constam da Tabela III.4. Cada radioelemento tem o seu padrão próprio de distribuição nos órgãos e tecidos internos, em consequência das propriedades químicas e do metabolismo celular (Figura III.7). Assim, de um modo geral as atividades específicas mais elevadas de ^{226}Ra , que tem comportamento químico semelhante ao cálcio, corresponderam ao tecido ósseo atingindo cerca de 250 Bq/kg, enquanto as mais baixas foram encontradas no tecido muscular.

Ao rádio (^{226}Ra) seguiram-se, em concentração decrescente, o ^{210}Po e ^{210}Pb , e todos eles em concentrações mais elevadas que o ^{238}U e ^{230}Th . Para além do tecido ósseo, os órgãos internos com concentrações mais elevadas de radionuclídeos foram os rins e o fígado para todos os radionuclídeos.

Os radionuclídeos acumulados nos tecidos e órgãos internos dos caprinos têm origem nos solos que devido à existência de depósitos uraníferos e escombrelas de antigas minas de urânio nesta região, apresentam concentrações relativamente mais elevadas que noutras

regiões. Os radionuclídeos passam dos solos para a água e para o pasto consumido pelos animais. As concentrações de radionuclídeos no pasto consumido pelo rebanho de Vila Cortês constam da Tabela III.4. Os valores aproximam-se de concentrações determinadas em couves e produtos hortícolas recolhidos perto de minas de urânio (Tabela III.3).

As concentrações dos radionuclídeos nos tecidos e órgãos destes ovinos alimentados na área da Mina do Castelejo, foram significativamente mais elevadas que as concentrações determinadas nos órgãos e tecidos de um outro rebanho da região, em Vila Nova de Tazem, pastando fora da zona das minas de urânio. Esses resultados foram apresentados no relatório de 2012. Os resultados da Tabela III.4 indicam que a utilização de pastagens situadas nas escombrelas ou nas áreas de antigas minas de urânio pode conduzir a um aumento da concentração de radionuclídeos nos tecidos e órgãos internos do gado. A acumulação destes radionuclídeos na carne e vísceras dos ovinos permite a transferência da radioatividade para os consumidores humanos. No entanto, as concentrações determinadas nestas amostras são, ainda assim, relativamente baixas e o consumo regular da carne e vísceras de ovino, mesmo que intensivo, não conduzirá à exposição de membros do público a doses de radiação efetiva que possam atingir o limite de dose, 1 mSv/ano. Por outro lado, as concentrações em atividade determinadas nos animais também ficam muito aquém dos níveis a que poderiam causar efeitos biológicos na saúde animal. Ainda assim, e adotando o princípio da precaução, o apascentamento de gado na vegetação espontânea ou cultivada perto de escombrelas e minas de urânio deve ser desencorajada.

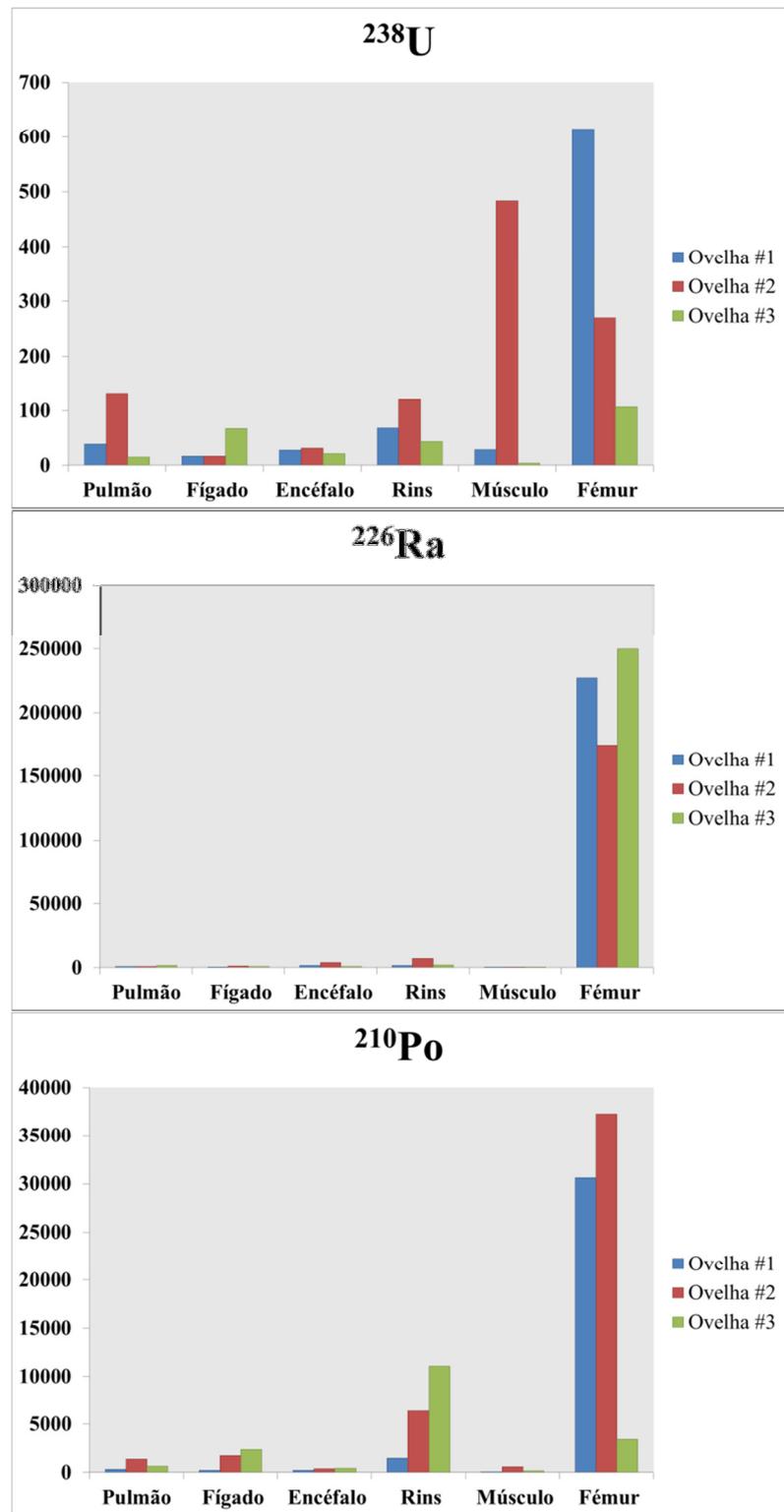


Figura III. 7 - Concentrações médias de vários radionuclidos por órgão e tecido interno de ovinos.

A acumulação destes radionuclidos na carne e vísceras dos ovinos permite a transferência da radioatividade para os consumidores humanos. No entanto, as concentrações determinadas nestas amostras são, ainda assim, relativamente baixas e o consumo regular da carne e vísceras de ovino, mesmo que intensivo, não conduzirá à exposição de membros do público a doses de radiação efetiva que possam atingir o limite de dose, 1 mSv/ano. Por outro lado, as concentrações em atividade determinadas nos animais também ficam muito aquém dos níveis a que poderiam causar efeitos biológicos na saúde animal. Ainda assim, e adotando o princípio da precaução, o apascentamento de gado na vegetação espontânea ou cultivada perto de escombrelas e minas de urânio deve ser desencorajada.

III.3. e. Águas de consumo, aerossóis e radão em vários locais

A água de consumo de várias localidades foi analisada e os resultados são apresentados na Tabela III.5. É de salientar que não são águas de poço ou de furos privados, mas águas da torneira da rede pública e proveniente de reservatórios de superfície como a barragem de Fagilde no Rio Dão.

Estas águas foram analisadas sem filtração, isto é, tal como são consumidas. Apresentaram concentrações geralmente baixas de todos os radionuclidos da família do urânio e de ^{232}Th . A radioatividade alfa e beta total destas águas da torneira não excedem os limites recomendados pela diretiva europeia da água destinada ao consumo humano e portanto não conduzem a uma exposição interna a radiações que possa exceder o limite de referência de dose absorvida, 0,1 mSv/ano.

As concentrações de radionuclidos foram determinadas em amostras de aerossóis coletados na aldeia da Cunha Baixa e na Urgeiriça. Os resultados constam da Tabela III.6.

Nos aerossóis as concentrações de ^{210}Pb foram as mais elevadas e seguidas pelas de ^{210}Po (3-4 vezes inferiores), sendo ambas muito mais elevadas do que as concentrações de urânio, rádio e tório. Enquanto os isótopos de U, Th e Ra estão associados com partículas ressuspensas na atmosfera (solo, material vegetal, partículas de fumo, etc), os radionuclidos ^{210}Pb e ^{210}Po , para além de estarem presentes nas partículas de solo ressuspensas, são também formados na atmosfera por desintegração do radão atmosférico e coletados pelas partículas dos aerossóis. Assim, através desta fonte adicional de ^{210}Pb e ^{210}Po , as partículas dos aerossóis enriquecem-se em ^{210}Pb e ^{210}Po e a razão das concentrações destes radionuclidos nos aerossóis desvia-se significativamente da razão das concentrações de ^{210}Pb e ^{210}Po em amostras dos solos. Note-se que o enriquecimento dos aerossóis em ^{210}Pb e ^{210}Po deve-se ao radão atmosférico e adicionalmente a uma contribuição proveniente da queima de madeiras e fogos de vegetação (Carvalho et al., 2014).

As concentrações específicas de ^{238}U e ^{230}Th determinadas nos aerossóis variaram com o local, de 160 Bq/kg a 620 Bq/kg, indicando ressuspensão de poeiras mais radioativas na zona da Cunha Baixa (Tabela III.6). Os valores determinados nos aerossóis da Cunha Baixa foram mais elevados que os dos solos da região e dos aerossóis da zona da Urgeiriça, e correspondem a um período de trabalhos de arranjo e recobertura das escombreyras da Cunha Baixa. As concentrações de radionuclidos por unidade de volume de ar (Tabela III.6) foram, como seria de esperar, mais elevadas em média que as concentrações determinadas em regiões de baixa radioatividade natural, como Lisboa, por exemplo, onde se registaram em média $180 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ de ^{210}Pb (Carvalho 1995).

As partículas de aerossóis no ar de superfície são inaladas e podem contribuir para a exposição à radiação. No entanto os valores registados foram geralmente baixos ou moderados e não representaram um risco radiológico significativo.

As concentrações de radão foram determinadas em vários locais sempre no exterior de habitações e sob abrigo de alpendres (Tabela III.7). As concentrações médias mais elevadas foram medidas na aldeia da Cunha Baixa perto das primeiras casas junto da antiga mina, $138 \text{Bq}/\text{m}^3$, enquanto no lado oposto da povoação, a maior distância da mina, a concentração média de radão caiu para menos de metade, $48 \text{Bq}/\text{m}^3$.

Na povoação da Urgeiriça as concentrações médias de radão no exterior de diversas habitações situadas a sul, este e oeste das escombreyras recobertas oscilaram entre $56 \text{Bq}/\text{m}^3$ e $73 \text{Bq}/\text{m}^3$, enquanto no centro da povoação de Canas de Senhorim, no pátio do quartel dos bombeiros o valor registado foi de $19 \text{Bq}/\text{m}^3$. Estes valores são significativamente inferiores aos medidos antes da colocação da cobertura nas escombreyras de resíduos de uranio da Urgeiriça (Barragem Velha), que excediam por diversos períodos os $200 \text{Bq}/\text{m}^3$.

III.3. f. Avaliação da exposição às radiações ionizantes

A exposição das populações locais às radiações ionizantes ocorre pela via de exposição à radiação externa e pela via de inalação e ingestão de radionuclidos. As concentrações determinadas em produtos de vários locais não alteram as determinações de dose de exposição efetuada anteriormente, sendo a via de ingestão 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 médio, os elementos do publico habitando perto das antigas minas e consumindo produtos de locais contaminados pelas escombreyras, como na Cunha Baixa, poderão receber doses de radiação internas mais elevadas e que nalguns casos poderão exceder o limite de $1 \text{mSv}/\text{ano}$ 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 nos casos extremos atingir os 4 mSv/ano sem medidas de remediação ambiental (Carvalho et al., 2014).

Enquanto na zona da mina e escombreliras da Urgeiriça a situação se apresenta em conformidade com os padrões de segurança europeus de proteção contra as radiações ionizantes, nalguns locais como na zona da antiga mina e escombrelira 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.

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

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

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Mina Mondego Sul-16.10.1013	627±17	29,7±1,1	579±16	1,4±0,2		81,4±4,5	12,7±0,6	0,24±0,09
Mina do Boco-17.10.2013	180±5	8,1±0,4	184±5	0,50±0,13	4,6±0,3	2,4±0,2	6,3±0,3	0,06±0,05
Mina do Castelejo-17.10.2013	51,8±1,8	2,2±0,2	50,8±1,7	5,3±0,4	14,2±2,7	7,4±0,4	15,4±0,8	0,09±0,03
Mina da Fonte Velha-17.10.2013	83,4±3,1	3,9±0,3	80,8±3,1	5,6±0,3	458±32	42,6±2,2	51,1±2,6	0,07±0,02

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

Designação	mg/L	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Mina Mondego Sul-16.10.1013	2,0	99,0±3,1	4,6±0,3	93,1±3,0	1,6±0,1	16,2±1,3	55,0±4,0	74,2±3,6	0,30±0,05
Mina do Boco-17.10.2013	11,7	16,1±0,7	0,80±0,08	16,1±0,7	2,5±0,1	13,6±0,6	9,1±0,6	14,7±0,7	0,55±0,04
Mina do Castelejo-17.10.2013	7,0	25,1±0,9	1,1±0,1	24,9±0,9	8,6±0,5	89,5±4,8	39,5±3,1	52,5±2,1	0,59±0,05
Mina da Fonte Velha-17.10.2013	9,4	44,5±1,4	2,0±0,1	43,2±1,3	12,6±0,8	149±6	146,0±10	165±9	0,42±0,05

c) Concentração em atividade (Bq/kg) dos radionuclidos no sedimento das crateras mineiras (fração <63µm).

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Mina Mondego Sul-16.10.1013	10534±518	450±31	9740±480	3584±300	2763±293	4387±228	66,4±6,9
Mina do Boco-17.10.2013	1374±45	63,3±2,8	1334±44	1176±62	1184±86	1391±81	452±24
Mina do Castelejo-17.10.2013	11739±506	580±33	11721±506	10303±624	6620±533	6933±344	183±12
Mina da Fonte Velha-17.10.2013	3871±108	188±8	3868±108	1613±106	3719±336	6956±690	68,6±5,2

Tabela III.2 - Água e sedimento de rios.

a) Concentração em atividade (mBq/L) dos radionuclidos na fase solúvel da água dos rios.

Designação	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
M#0, nascente do Mondego-15.10.2013	7,7±0,4	0,35±0,07	8,6±0,4	1,8±0,2	4,2±0,3	0,88±0,08	1,17±0,07	0,51±0,09
M#1, Rio Mondego, Porto da Carne-15.10.2013	8,0±0,3	0,40±0,05	7,7±0,3	0,33±0,09	6,4±0,8	1,32±0,08	1,48±0,08	0,06±0,05
M#2, Rio Mondego, Ribamondego- 15.10.2013	9,2±0,3	0,34±0,05	8,9±0,3	0,51±0,09	5,8±0,5	2,5±0,2	9,4±0,5	0,10±0,04
M#3, Rio Mondego, Póvoa de Cervães-14.10.2013	20,9±0,7	0,96±0,08	21,0±0,7	1,1±0,1	8,4±0,6	2,2±0,1	7,6±0,4	1,00±0,03
M#4, Rio Mondego, mont. C. Felgueira-14.10.2013	15,5±0,6	0,61±0,06	15,2±0,6	0,70±0,10	20,7±1,1	4,3±0,3	6,4±0,4	0,008±0,004
M#5, Rio Mondego, jus. C. Felgueira- 14.10.2013	58,7±1,5	2,8±1,6	58,6±1,5	1,7±0,2	8,8±1,1	2,9±0,2	6,8±0,4	0,23±0,09
M#6, Rio Mondego, Póvoa de Midões-16.10.2013	21,6±0,7	0,82±0,09	21,6±0,7	1,0±0,1	8,7±0,9	2,5±0,2	4,8±0,3	0,19±0,04
M#7, Rio Mondego, B. Agueira- 16.10.2013	10,8±0,5	0,54±0,08	10,6±0,5	0,36±0,04	5,1±0,5	1,22±0,08	2,9±0,2	0,05±0,01
M#8, Rio Mondego, Raiva-16.10.2013	6,2±0,2	0,36±0,04	6,2±0,2	0,32±0,05	2,0±0,4	0,17±0,01	12,8±0,6	0,11±0,03
M#9, Rio Mondego, Coimbra- 16.10.2013	7,2±0,3	0,28±0,06	7,4±0,3	0,40±0,05	2,9±0,4	0,56±0,04	2,8±0,2	0,03±0,01
M#10, Rio Mondego, Formoselhe - 18.10.2013	32,9±1,4	1,6±0,2	33,2±1,4	0,63±0,09	17,5±1,1	8,6±0,6	7,6±0,4	0,02±0,01
A#1, Ribeira Alta, Lageosa-15.10.2013	11,0±0,4	0,62±0,06	11,1±0,4	0,33±0,04	4,6±0,4	1,33±0,08	4,9±0,3	0,15±0,03
A#2, Ribeira Seia- 15.10.2013	10,0±0,5	0,68±0,10	10,7±0,5	0,83±0,10	8,7±0,8	2,3±0,1	3,5±0,2	0,009±0,005
A#3, Ribeira S. Paio- 15.10.2013	6,7±0,3	0,23±0,05	6,5±0,2	1,2±0,8	11,7±2,8	1,9±0,1	5,0±0,3	0,55±0,50
A#4, Rio Alva- 16.10.2013	4,0±0,2	0,20±0,05	4,4±0,2	0,58±0,20	5,2±0,9	0,42±0,02	4,1±0,3	0,30±0,14

b) Concentração em atividade (mBq/L) dos radionuclidos na fase solúvel da água dos rios (continuação).

Designação	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
A#5, Rio Dão- 16.10.2013	16,8±0,6	0,70±0,07	16,1±0,6	0,28±0,10	8,7±0,8	2,8±0,2	7,9±0,4	0,07±0,05
A#6, Rio Ceira-16.10.2013	9,9±0,4	0,35±0,05	8,8±0,3	0,66±0,11	5,2±1,1	2,2±0,1	22,4±1,2	0,38±0,08
A#7, Ribeira Castelo-17.10.2013	32,2±0,9	1,5±0,1	31,7±0,9	1,5±0,3	17,1±1,4	<0,07	5,2±0,3	0,20±0,16
A#8, Ribeira Pantanha-17.10.2013	6771±398	334±21	6707±394	2,3±0,4	13,1±1,5	<0,06	9,7±0,5	0,39±0,21
A#9, Rio Anços-18.10.2013	73,9±2,6	3,2±0,2	70,4±2,5	0,36±0,06	17,3±3,0	4,3±0,2	5,3±0,3	0,16±0,04
T#1, Rio Távora	74,5±2,0	3,7±0,2	74,9±2,0	0,87±0,19	7,4±0,7	2,1±0,1	12,4±0,6	< 0,4
T#2,Rio Távora, Peroferreira	11,6±0,4	0,46±0,04	12,1±0,4	1,4±0,2	15,7±1,8	4,5±0,3	14,4±0,7	0,22±0,08
T#3,Rio Távora, Ponte da Abade-17.10.2013	47,0±1,3	1,9±0,1	46,3±1,3	1,0±0,1	12,1±1,6	4,5±0,3	11,8±0,6	0,06±0,02
AT#1, Ribeira Paúl, Palhais-17.10.2013	9,7±0,3	0,49±0,05	10,2±0,3	1,3±0,2	11,9±1,2	4,8±0,3	9,6±0,5	0,14±0,06

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

Designação	mg/L	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
M#0-Mondeguinho	0,15	5,9±0,2	0,36±0,04	5,6±0,2	1,6±0,1	5,1±0,5	1,5±0,1	2,4±0,1	0,34±0,03
M#1- Porto da carne	2,6	5,9±0,2	0,30±0,02	5,7±0,2	1,6±0,1	4,1±0,2	4,2±0,2	4,4±0,2	0,27±0,03
M#2- Ribamondego	4,8	8,0±0,2	0,36±0,02	8,0±0,2	2,6±0,2	5,5±0,2	5,9±0,3	10,5±0,4	0,49±0,05
M#3- Póvoa de Cervães	6,8	28,3±1,0	1,3±0,1	27,2±0,9	6,1±0,3	22,4±0,9	19,8±1,0	22,0±1,0	0,86±0,05
M#4- Montante Caldas	6,2	20,4±0,7	0,99±0,07	20,4±0,7	3,8±0,2	11,2±0,7	14,9±0,7	18,1±0,9	0,54±0,04
M#5- Jusante Caldas	11,6	58,1±1,8	3,0±0,2	57,7±1,7	12,5±0,7	19,8±0,9	25,2±1,4	29,1±1,6	1,4±0,1
M#6- Póvoa de Midões	4,9	7,5±0,3	0,37±0,03	7,6±0,3	2,4±0,2	4,8±0,3	2,2±0,2	7,3±0,4	0,57±0,1
M#7- B. Agueira	4,5	11,5±0,3	0,50±0,03	10,9±0,3	1,8±0,1	4,1±0,3	10,4±0,6	12,3±0,5	0,41±0,05
M#8- Raiva	3,7	4,7±0,1	0,21±0,02	4,7±0,1	1,4±0,1	3,5±0,5	2,5±0,2	10,8±0,5	0,34±0,05
M#9- Choupal, Coimbra	5,2	4,4±0,2	0,17±0,02	4,2±0,1	1,4±0,2	12,0±1,6	0,78±0,06	13,5±0,6	0,60±0,08
M#10- Formoselhe	8,2	4,4±0,2	0,20±0,02	4,5±0,2	1,7±0,1	14,0±1,7	6,6±0,4	11,9±0,6	0,40±0,06
A#1- Ribeira Alta, Lageosa	1,4	9,5±0,3	0,46±0,04	9,1±0,3	3,0±0,4	10,4±1,6	2,3±0,1	9,0±0,5	0,63±0,10
A#2- Ribeira Seia	1,6	4,2±0,1	0,21±0,02	4,0±0,1	1,6±0,1	3,8±0,2	2,6±0,2	4,0±0,2	0,36±0,04
A#3- Ribeira S. Paio	1,4	5,6±0,2	0,25±0,02	5,5±0,2	1,35±0,08	3,0±0,2	2,5±0,2	5,1±0,2	0,36±0,03
A#4- Rio Alva	1,5	3,4±0,1	0,16±0,02	3,3±0,1	1,42±0,08	3,3±0,3	2,7±0,2	5,0±0,2	0,40±0,03
A#5- Rio Dão	15,3	6,9±0,2	0,33±0,02	6,8±0,2	2,1±0,1	5,5±0,2	6,3±0,4	12,9±0,6	0,62±0,05

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

Designação	mg/L	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
A#6- Rio Ceira	3,0	4,6±0,1	0,22±0,02	4,6±0,1	1,3±0,1	1,8±0,2	3,9±0,2	19,7±0,9	0,39±0,05
A#7- Ribeira Castelo	1,5	3,1±0,1	0,12±0,02	3,3±0,1	1,16±0,09	2,4±0,2	2,1±0,2	4,1±0,2	0,44±0,04
A#8- Ribeira Pantanha	6,8	34,7±1,2	1,75±0,09	34,0±1,1	4,0±0,2	7,2±0,6	1,5±0,1	11,1±0,4	0,30±0,04
A#9- Rio Anços	13,8	2,35±0,07	0,11±0,01	2,39±0,08	1,50±0,1	5,0±0,3	4,1±0,3	5,4±0,2	0,70±0,07
T#1- Rio Távora	4,4	4,7±0,2	0,23±0,03	4,9±0,2	1,3±0,1	4,1±0,4	4,7±0,3	9,00,3	0,39±0,04
T#2- Rio Távora	2,6	4,1±0,1	0,19±0,02	3,9±0,1	1,15±0,09	2,6±0,5	4,0±0,3	6,4±0,3	0,29±0,03
T#3- Rio Távora	3,0	4,1±0,1	0,21±0,02	4,1±0,1	1,16±0,14	3,8±0,4	5,0±0,4	6,6±0,3	0,37±0,07
AT#1- Ribeira Paúl	3,9	5,8±0,2	0,26±0,02	5,9±0,2	1,8±0,1	3,8±0,4	6,3±0,3	10,7±0,5	0,58±0,05

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

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
M#1, Rio Mondego, Porto da Carne	223±8	10,0±1,1	229±8	200±15	214±23	251±13	157±12
M#2, Rio Mondego, Ribamondego	567±20	23,5±1,6	562±20	536±47	561±55	501±22	676±59
M#3, Rio Mondego, P. Cervães	490±14	21,5±1,5	498±14	304±20	332±55	554±23	274±18
M#4, Rio Mondego, M. C. Felgueira	449±13	12,1±1,7	459±13	374±22	527±61	441±18	318±19
M#5, Rio Mondego, J. C. Felgueira	1623±50	73,1±4,0	1644±51	1385±208	754±40	1257±48	247±39
M#6, Rio Mondego, P. Midões	711±30	27,4±2,9	748±32	538±47	409±86	568±22	475±41
M#7, Rio Mondego, B. Agueira	146±5	7,8±0,9	145±5,4	135±9	145±19	123±8	81,7±5,5
M#8, Rio Mondego, Raiva	272±7	13,1±1,0	264±7	209±13	203±20	229±11	287±18
M#9, Rio Mondego, Choupal, Coimbra	188±5	9,2±0,6	187±5	164±12	166±24	187±9	211±16
M#10, Rio Mondego, Formeselhe	139±5	7,0±0,6	131±5	97,4±6,3	127±13	137±7	110±7
A#1, Ribeira Alta, Lageosa	314±8	15,4±0,8	320±8	255±16	356±40	358±15	236±15
A#2, Ribeira Seia	494±14	23,9±1,2	494±14	337±20	374±29	441±18	254±15
A#3, Ribeira S.Paio	455±12	22,0±1,2	467±12	407±26	366±28	469±23	233±15
A#4, Rio Alva	260±8	12,0±0,8	260±8	224±12	196±15	257±13	373±19
A#5, Rio Dão	480±16	19,3±1,3	489±17	355±26	356±36	420±19	384±28
A#6, Rio Ceira	100±3	3,9±0,6	97,3±3,3	82,6±5,1	122±18	99±6	103±6

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

Designação	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
A#7, Ribeira Castelo	963±25	48,52,1	971±26	479±32	586±53	557±24	185±13
A#8, Ribeira Pantanha	5057±186	244±12	5208±192	6984±445	1922±172	2842±145	172±12
A#9, Rio Anços	143±4	5,8±0,5	138±4	150±11	104±32	130±7	96,7±7,6
T#1, Rio Távora	546±18	26,9±1,9	554±18	361±29	427±45	599±38	296±24
T#2, Rio Távora	556±16	23,8±1,6	564±16	336±23	364±35	567±36	281±20
T#3, Rio Távora	587±19	27,5±1,9	655±22	295±19	472±45	765±47	139±10
AT#1, Ribeira Palhais	601±22	26,4±1,9	624±22	201±26	433±40	598±36	81,0±11,0
Solo horta, Sr. Abel, C. Felgueira	830±20	39,5±2,0	854±20	747±53	1067±312	913±53	222±17
Solo horta Sr. Virgílio, C Baixa	1485±35	67,1±2,6	1542±36	1789±111	1474±142	1469±82	163±11

Tabela III.3 - Concentração em atividade (mBq/kg peso fresco) dos radionuclídeos em amostras de produtos hortícolas.

Designação	PS/P H	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Batatas #1, Reboleiro	0,181	8,8±0,9	0,41±0,34	8,2±0,9	2,1±0,4	254±13	28,7±3, 2	6,3±0,4	2,1±0,6
Couves #9, Reboleiro	0,099	18,0±1,9	2,0±1,1	14,4±1,6	1,4±0,3	4000±248	536±22	86,2±3, 6	< 8,1
Couves #11, Virgílio, Cunha Baixa	0,089	226±8	10,4±1,7	222±8	110±11	9150±764	489±18	99±4	5,8±2,7
Alfaces #14, Virgílio, Cunha Baixa	0,028	840±29	40,8±3,1	869±29	594±40	2343±160	855±27	811±35	21,4±3,0
Pimentos #7, Virgílio, Cunha Baixa	0,074	14,3±0,9	0,4±0,2	16,0±1,0	16,8±2,2	713±41	67,0±6, 5	52,9±3, 7	0,7±0,4
Tomate #8, Virgílio, Cunha Baixa	0,052	8,2±1,1	<3,2	5,2±0,8	2,8±0,7	1282±58	46,5±3, 4	85,2±9, 7	0,48±0,22
Maçã #2, branca, Pisão Cunha Baixa	0,154	8,2±0,6	0,36±0,23	8,6±0,6	7,9±1,1	326±18	35,8±5, 0	49,9±5, 0	1,4±0,5
Maçã #3, vermelha, Pisão Cunha Baixa	0,122	5,2±0,4	0,22±0,14	4,5±0,4	6,5±0,7	342±26	46,6±3, 1	168±19	1,8±0,3
Couves #12, L. Bento, Urgeiriça	0,090	64,1±4,2	2,2±0,9	70,7±4,4	19,0±7,2	4894±287	252±41	116±9	7,6±5,4
Grelos nabo, L. Bento, Urgeiriça	0,048	200±8	9,8±1,4	195±7	94,6±7,7	571±41	700±15	217±7	37,6±4,1
Pimentos #4, L. Bento, Urgeiriça	0,062	5,7±0,7	0,2±0,2	4,6±0,7	2,3±0,6	42,9±4,9	17,2±2, 2	13,9±2, 5	1,6±0,7
Tomate #6, L. Bento, Urgeiriça	0,051	12,6±1,6	< 3,7	7,7±1,4	10,6±1,7	59,8±5,1	23,3±1, 6	57,4±3, 4	2,2±0,7
Feijão-verde #5, L. Bento, Urgeiriça	0,073	6,6±0,8	< 1,7	8,4±0,9	11,0±2,2	96,9±6,9	28,0±2, 3	22,1±2, 7	< 5,6

Tabela III.4 - Concentração em atividade (mBq/kg peso fresco) dos radionuclídeos em tecidos e órgãos de ovinos de Vila Cortês da Serra.

Designação	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Pulmão ovelha #1, PTF889989	0,340	38,6±3,5	1,9±1,4	28,4±3,0		743±57	230±26	323±37	
Fígado ovelha #1, PTF889989	0,307	16,6±1,9	< 3,3	9,3±1,4	3,4±0,70	196±12,0	341±52	206±36	< 5,3
Encéfalo ovelha #1, PTF889989	0,224	28,1±2,3	3,0±1,0	29,7±2,5	11,1±4,0	1664±65	334±37	223±13	2,3±1,5
Rins ovelha #1, PTF889989	0,206	68,0±6,2	3,0±1,8	52,4±5,5	29,7±2,4	1615±110	1922±83	1491±238	0,9±0,2
Musculo ovelha #1, PTF889989	0,265	28,3±2,8	1,7±1,1	40,2±3,4	7,2±1,0	130±13	140±11	45±7	0,60±0,21
Osso ovelha #1, PTF889989	0,770	614±48	28,9±16,5	633±50	349±100	227068±13613	40004±1081	30614±643	298±104
Pulmão ovelha #2, PT42618541	0,229	130±8	5,1±2,0	129±8	52,9±6,1	754±43	1658±90	1369±97	2,3±1,0
Fígado ovelha #2, PT42618541	0,284	17,2±1,4	0,79±0,52	21,2±1,6		1448±98	1691±162	1764±118	
Encéfalo ovelha #2, PT42618541	0,245	31,8±2,3	2,5±1,0	26,6±2,1	25,8±9,3	3989±272	417±28	375±30	6,3±4,5
Rins ovelha #2, PT42618541	0,183	120±6	5,6±1,3	129±7		7248±382	4555±264	6339±200	
Musculo ovelha #2, PT42618541	0,227	483±17	22,4±2,2	438±15		125±8	633±25	579±57	
Osso ovelha #2, PT42618541	0,690	270±26	10,6±1,0	254±24	248±119	174570±8090	49534±1494	37276±850	47,0±4,9
Pulmão ovelha #3, PT914040743	0,162	15,1±1,5	< 3	12,4±1,3		1619±82	188±17	655±92	
Fígado ovelha #3, PT914040743	0,253	67,6±5,9	1,8±1,6	68,5±5,8	23,1±8,6	744±36	649±45	2356±134	11,0±6,5
Encéfalo ovelha #3, PT914040743	0,214	21,7±2,3	0,98±0,78	23,1±2,2	92,3±45,6	940±48	157±20	414±26	44,5±24,8
Rins ovelha #3, PT914040743	0,159	43,0±2,6	3,4±0,8	39,1±2,5		2111±99	964±92	11082±1006	

Tabela III.4 - Concentração em atividade (mBq/kg peso fresco) dos radionuclídeos em tecidos e órgãos de ovinos de Vila Cortês da Serra (continuação).

Designação	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Musculo ovelha #3, PT914040743	0,202	3,6±0,5	0,4±0,4	1,0±0,2		121±7	87±11	158±14	
Osso ovelha #3, PT914040743	0,478	107±25	28,3±24,2	144±26		249870±10972	13039±751	3414±213	
Pasto VC#1, Vila Cortês da Serra		3584±109	167±12	3292±101	672±35	5117±451	10205±415	6823±206	91,6±6,2

Tabela III.5 - 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
Água de consumo Cunha Baixa - 18.10.2013	4,5±0,2	0,25±0,03	5,7±0,2	0,45±0,09	11,3±0,8	47,8±2,3	3,8±0,3	0,19±0,06
Água de consumo Reboleiro - 17.10.2013	24,6±0,6	1,24±0,08	24,8±0,6	0,41±0,07	11,0±0,6	51,8±3,9	3,6±0,2	0,07±0,06
Água de consumo de C. Felgueira - 18.10.2013	34,6±0,9	1,7±0,1	33,3±0,9	1,4±0,2	62,6±3,8	397±25	27,1±1,8	0,50±0,13
Água de consumo Canas de Senhorim - 18.10.2013	5,4±0,2	0,28±0,04	5,3±0,2	0,47±0,13	9,8±0,7	6,2±0,4	10,5±0,5	0,50±0,13

Tabela III. 6 - Concentração em atividade (mBq/kg e $\mu\text{Bq/m}^3$) dos radionuclídeos em aerossóis do ar de superfície.

Designação	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Bq/kg								
Casal S. José, Urgeiriça 14-17.10.2013	178 \pm 5	7,6 \pm 0,7	175 \pm 5	79,6 \pm 7,1	117 \pm 25	19016 \pm 123 4	4814 \pm 336	71,3 \pm 6,4
Casal S. José, Urgeiriça 17-18.10.2013	333 \pm 12	13,1 \pm 1,6	355 \pm 13	146 \pm 20	666 \pm 111	26214 \pm 168 5	6234 \pm 278	129 \pm 17
Mina da Cunha Baixa 14-17.10.2013	264 \pm 9	13,4 \pm 1,0	262 \pm 9	191 \pm 15	110 \pm 16	13226 \pm 676	3541 \pm 328	93,8 \pm 8,3
Mina da Cunha Baixa 17-18.10.2013	620 \pm 22	26,7 \pm 2,6	665 \pm 24	436 \pm 30	457 \pm 80	19815 \pm 115 4	5143 \pm 284	133 \pm 10
C. Paroquial, C.Baixa 17-18.10.2013	161 \pm 7	8,0 \pm 1,2	161 \pm 7	108 \pm 10	769 \pm 62	24649 \pm 159 8	2211 \pm 203	54,2 \pm 6,8
$\mu\text{Bq/m}^3$								
Casal S. José, Urgeiriça 14-17.10.2013	4,2 \pm 0,1	0,17 \pm 0,02	4,1 \pm 0,1	1,9 \pm 0,2	2,7 \pm 0,6	446 \pm 29	112 \pm 8	1,7 \pm 0,2
Casal S. José, Urgeiriça 17-18.10.2013	8,8 \pm 0,3	0,34 \pm 0,04	9,4 \pm 0,3	3,9 \pm 0,5	17,6 \pm 2,9	694 \pm 45	165 \pm 7	3,4 \pm 0,4
Mina da Cunha Baixa 14-17.10.2013	7,4 \pm 0,3	0,37 \pm 0,03	7,4 \pm 0,3	5,4 \pm 0,4	3,1 \pm 0,4	372 \pm 19	99,2 \pm 9	2,6 \pm 0,2
Mina da Cunha Baixa 17-18.10.2013	32,4 \pm 1,2	1,4 \pm 0,1	34,7 \pm 1,2	22,7 \pm 1,6	23,8 \pm 4,2	1034 \pm 60	269 \pm 15	6,9 \pm 0,5
C. Paroquial, C.Baixa 17-18.10.2013	6,2 \pm 0,2	0,30 \pm 0,04	6,2 \pm 0,2	4,2 \pm 0,4	29,7 \pm 2,4	951 \pm 62	85 \pm 8	2,1 \pm 0,3

Tabela III. 7 - Concentrações de radão (Bq/m³) no ar de superfície, registo contínuo.

Local	Período	²²² Rn
Cunha-Baixa (exterior, sob alpendre, perto da mina)	14 - 18 outubro	138±3,6
Vivenda Pereira Cunha-Baixa (exterior, sob alpendre)	14 - 18 outubro	48±1,0
Centro de dia Paroquial Urgeiriça (exterior, sob alpendre)	14 - 18 outubro	56±1,4
Vale Escuro Urgeiriça (exterior, sob alpendre)	14 - 18 outubro	63±2,5
Casal de São José Urgeiriça (exterior, sob alpendre)	14 - 18 outubro	19±0,9
Bombeiros de Canas de Senhorim Urgeiriça (exterior, sob alpendre)	14 - 18 outubro	73±2,9
Casa no bairro da Urgeiriça		

III.4 CONCLUSÕES

Os resultados da monitorização ambiental efetuada em 2013, em algumas das antigas zonas mineiras de urânio, indicaram concentrações de radionuclidos consistentes com resultados obtidos e relatados nos anos anteriores.

As concentrações de radionuclidos na água do rio Mondego colhida na albufeira da barragem da Aguieira, onde se situa a tomada de água para abastecimento público da região de Coimbra, apresentaram valores baixos que não excedem os limites legais da diretiva da União Europeia COUNCIL DIRECTIVE 98/83/EC. Noutras estações de amostragem na bacia do Mondego, e em especial nas ribeiras que recebem escorrências dos sítios das antigas minas de urânio, determinaram-se concentrações significativamente mais elevadas. O caso mais saliente foi o da Ribeira da Pantanha, que atravessa a zona mineira da Urgeiriça. No entanto, as concentrações dos radionuclidos na água e matéria em suspensão desta ribeira têm diminuído em comparação com anos anteriores, em virtude dos trabalhos de remediação ambiental e, em particular, do confinamento dos resíduos do tratamento do minério e do tratamento de águas contaminadas efetuado nessa área.

As águas do abastecimento público de diversas povoações da região mineira (águas da torneira) apresentaram-se potáveis no plano radiológico e em conformidade com a lei da água e a Diretiva Europeia sobre a radioatividade na água destinada a consumo humano.

Subsistem ainda várias zonas mineiras não remediadas que geram águas ácidas e contaminadas que não são potáveis e não deverão servir para consumo humano ou irrigação, como é o caso da água de crateras mineiras, tais como as da Mina do Castelejo e Mina Mondego Sul.

As análises de produtos hortícolas mostraram concentrações geralmente normais para a região, embora alguns produtos da zona da Mina da Cunha Baixa tenham apresentado valores mais elevados. Estas concentrações elevadas foram devidas sobretudo à utilização de águas contaminadas com origem na antiga mina da Cunha Baixa para a irrigação das hortas locais (Carvalho et al., 2007, 2014).

As análises de carne e vísceras de ovinos apascentados na zona de uma antiga mina de urânio, Mina do Castelejo, mostraram concentrações de radionuclidos mais elevadas que ovinos de um rebanho de área de comparação. Apesar disso, as concentrações não foram elevadas a ponto de poder originar uma dose de radiação significativamente elevada para os animais, e suscetível de originar efeitos biológicos. Para os consumidores de carne de ovino, admitindo um consumo muito elevado da carne de produção local, a dose efetiva não excederia o limite de 1 mSv/ano estabelecido para os membros do público.

As concentrações de radionuclídeos nas poeiras e o radão no ar de superfície apresentaram geralmente valores aceitáveis, isto é, em média inferiores ao limite de 300 Bq/m³ recomendado pela União Europeia (Diretiva 2013/59 EURATOM). Os valores mais elevados de U e Th detetados nos aerossóis na área da aldeia da Cunha Baixa corresponderam a um período de trabalhos de remediação ambiental com remexida de terras.

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. Essa redução é necessária para assegurar que a exposição da população às radiações ionizantes não excede o limite aprovado para membros do público (Diretiva 2013/59 EURATOM). A monitorização radiológica de solos, águas e produtos hortícolas deverá prosseguir até à remediação dos sítios contaminados e confirmação da redução das doses de radiação a valores inferiores aos limites legais.

REFERÊNCIAS

- 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.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2014). Exposure to radionuclides in smoke from vegetation fires. *Science of the Total Environment* 472:421–424. (<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.073>)
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2014). 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. (2014). 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. (2014). Radioactivity in Soils and Vegetables from Uranium Mining Regions. *Procedia Earth and Planetary Science* 8:38–42.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M., LEMOS, M. E. (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. P., EDGE, R. (2013). Uranium mining and milling: the need for reference materials in environmental radioactivity monitoring programmes. *International Journal of Environmental Studies* 70:4, 603-610. <http://dx.doi.org/10.1080/00207233.2013.798492>
- CARVALHO, F. P. (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. (2010a). Environmental remediation and the legacy of uranium mining waste in Portugal and Europe-Lessons to retain. *Advanced Materials Research* 107: 157-161.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., MALTA, M. (2010b). Radiation Safety of Old Uranium Mining Waste Dumps in Portugal. *Advanced Materials Research* 107: 147-156.
- CARVALHO, F.C., OLIVEIRA, J.M., NEVES, M.O., ABREU, M. M., VICENTE, E. M. (2009). Soil to plant (*Solanum tuberosum* L.) radionuclide transfer in the vicinity of an old uranium mine. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 9: 275-278.
- CARVALHO, F.P., J.M. OLIVEIRA (2007). Alpha emitters from uranium mining in the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 274: 167-174.
- CARVALHO, F.P., J.M. OLIVEIRA, A. LIBÂNIO, I. LOPES, G. FERRADOR, M.J. MADRUGA (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. (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.
- EDM (2011). The Legacy of Abandoned Mines. Empresa de Desenvolvimento Mineiro, Lisboa, 2011. (ISBN: 978-972-95226-2-8).

- FERNANDO P. CARVALHO, JOÃO M. OLIVEIRA, M. MALTA, M. EUGÉNIA LEMOS (2013). Radioanalytical assessment of environmental contamination around non-remediated uranium mining legacy site and radium mobility. *J Radioanal Nucl Chem* DOI 10.1007/s10967-013-2734-1
- MARINHO FALCÃO J., F.P. CARVALHO, M.M. LEITE, M. ALARCÃO, E. CORDEIRO, J.RIBEIRO, et al. (2007). MinUrar-Minas de Uranio e seus Resíduos. Efeitos na Saúde da População. Relatório Científico II (fevereiro 2007). Publ. INSA, INETI, ITN. (available from WWW.ITN.pt).
- MARINHO FALCÃO J., F.P. CARVALHO, M.M. LEITE, M. ALARCÃO, E.CORDEIRO, J. RIBEIRO, et al. (2005). MinUrar-Minas de Uranio e seus Resíduos. Efeitos na Saúde da População. Relatório Científico I (julho de 2005). Publ. INSA, INETI, ITN. (available from WWW.ITN.pt).
- MARINHO FALCÃO J., FERNANDO P. CARVALHO, MÁRIO MACHADO LEITE, MADALENA ALARCÃO, EUGÉNIO CORDEIRO, JOÃO RIBEIRO, E. MACEDO PINTO, N. FERREIRA (2006). MINURAR – Minas de Urânio e seus Resíduos: efeitos na Saúde da População. Estudo da distribuição dos Metais e outros Contaminantes Químicos no Ambiente. (MINURAR- Uranium mines and their residues: health effects in a Portuguese Population. Metals and other chemical contaminants distributions). Atas do VII Congresso Nacional de Geologia, Vol II, 347-350. Universidade de Évora, Portugal (ISBN:972-778-093-8).
- NERO, J.M., J.M. DIAS, A.J. TORRINHA, L.J. NEVES, J.A. TORRINHA (2005). Environmental evaluation and remediation methodologies of abandoned radioactive mines in Portugal. In: Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures, held in Lisbon 11-13 Feb 2004, pp.145-158. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- OLIVEIRA, J.M., F.P. CARVALHO (2006). A Sequential Extraction Procedure for Determination of Uranium, Thorium, Radium, Lead and Polonium Radionuclides by Alpha Spectrometry in Environmental Samples. (Proceedings of the 15th Radiochemical Conference). *Czechoslovak Journal of Physics* 56 (Suppl. D): 545-555.
- PEREIRA, R., BARBOSA, S., CARVALHO, F. P. (2014). Uranium mining in Portugal: a review of the environmental legacies of the largest mines and environmental and human health impacts. *Environ Geochem Health* 36:285–301 (DOI 10.1007/s10653-013-9563-6).
- PHAM M.K., SANCHEZ-CABEZA J.A., POVINEC P.P., ARNOLD D., BENMANSOUR M., BOJANOWSKI RIO, CARVALHO F.P., KIM C.K., ESPOSITO M., GASTAUD J., GASCÓ C.L., HAM G.J., HEDGE A.G., HOLM E., JASKIEROWICZ D., KANISCH G., LLAURADO M., LA ROSA, J., LEE S. H., LIONG WEE KWONG L., LE PETIT G., MARUO Y., NIELSEN S.P., OH J.S., OREGIONI B., PALOMARES J., PETTERSON H.B.L., RULIK P., RYAN T.P., SATO K., SCHIKOWSKI J., SKWARZEC B., SMEDLEY P.A., TAJAÁN S., VAJDA N., WYSE E. (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 BATISTA 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

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, etc.

Em 2013, no âmbito da vigilância radiológica ambiental o LPSR participou nos seguintes exercícios:

- *Determinação de radionuclídeos emissores gama e alfa em solo, vegetal e águas (IAEA-TEL2012-03), Áustria;*
- *Determinação de radionuclídeos emissores gama em filtros (CSN-C-SRA13-48, Consejo de Seguridad Nuclear) Espanha;*
- *Proficiency test for cesium and strontium determination in sea Mediterranean water (RCA RAS/7/021 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. Meresova, U. Watjen. Evaluation of EC Comparison on the Determination of ^{40}K , ^{90}Sr and ^{137}Cs in Bilberry Powder. JRC/IRMM, ISBN 978-92-79-25111-2, 2013 (draft).
- C. Gásco, J.A. Trinidad, M. Llauredó. Intercomparación Analítica entre Laboratorios da Radioactividad Ambiental, 2012-2013. Evaluación de la Intercomparación Analítica de Radionucleidos en Muestras Ambientales, Campaña 2012-2013 (Solo). CSN/CIEMAT, Espanha, Novembro 2013.
- J.A. Trinidad, C. Gásco, M. Llauredó. Intercomparación Analítica entre Laboratorios da Radioactividad Ambiental, 2013 (Aire). Evaluación de la Intercomparación CSN/CIEMAT-2013 entre Laboratorios Nacionales de Radioactividad Ambiental (Aire). CSN, Espanha, Novembro 2014.
- IAEA-TEL2012-03 Determination of anthropogenic and natural radionuclides in water, hay and soil samples. Preliminary Results (April 2014).
- IAEA-RCA RAS/7/021 Proficiency Test for Sr-90, Cs-134 and Cs-137 Determination in Seawater, IAEA, VIENNA, 2014, IAEA/AQ/XXX (draft).