



MEC - Ministério da Educação e Ciência

INSTITUTO TECNOLÓGICO E NUCLEAR, I.P.

Unidade de Protecção e Segurança Radiológica

Relatório UPSR-A, nº38/11

Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2010)

Investigadores:

Maria José Madruga
Fernando Carvalho
Mário Reis
João Alves
José Corisco
Romão Trindade

Técnicos Superiores:

Irene Lopes
João Abrantes
João Maria Oliveira
Lídia Silva
Luís Portugal
Margarida Malta

Bolseiros:

Alfredo Batista
Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Gonçalo Carvalhal
João Melo
Miguel Pereira

Técnicos:

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva
Luís Santos

Novembro 2011

Unidade de Protecção e Segurança Radiológica

Coordenador: Pedro Vaz

Endereço: Estrada Nacional 10, 2686-953 Sacavém, Portugal

Telefone: +351 - 21 9946292

Fax: +351 - 21 9941995

e-mail: dprsn.secretariado@itn.pt

Pág. web <http://www.itn.pt>

Ficha Técnica

Título	Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2010)
Autoria	<i>M.J. Madruga, F. Carvalho, M. Reis, J. Alves, J. Corisco, R. Trindade I. Lopes, J. Abrantes, J.M. Oliveira, L. Silva, L. Portugal, M. Malta A. Libânio, A. Mourato, G. Silva, L. Santos A. Batista, A.R. Gomes, E. Andrade, G. Carvalhal, J. Melo, M. Pereira</i>
Edição	Instituto Tecnológico e Nuclear, I.P. Unidade de Protecção e Segurança Radiológica
Tiragem	60 exemplares
ISBN	978-989-96542-6-6
Depósito Legal	194022/03
Data da Edição	Novembro 2011
	© Copyright 2011, ITN

ÍNDICE

<i>Resumo</i>	3
<i>Abstract</i>	3
PREÂMBULO	5
I. PROGRAMA A NÍVEL NACIONAL	
I.1 INTRODUÇÃO	9
I.2 RADIOACTIVIDADE 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	17
I.2.2.1 <i>Material e Métodos</i>	17
I.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	18
I.3 RADIOACTIVIDADE NO MEIO AQUÁTICO	25
I.3.1 Rios	25
I.3.1.1 <i>Material e Métodos</i>	25
Águas	26
Sedimentos	26
Peixes	26
I.3.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	26
Águas	26
Sedimentos	40
Peixes	43
I.3.2 Mar	44
I.3.2.1 <i>Material e Métodos</i>	44
I.3.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	44
I.4 RADIOACTIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO	46
I.4.1 <i>Material e Métodos</i>	46
I.4.2 <i>Resultados e Discussão</i>	46
I.5 RADIOACTIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR	50
I.5.1 <i>Material e Métodos</i>	50
Componentes Individuais e Refeição Completa	50
Leite	51
I.5.2 <i>Resultados e Discussão</i>	51
Componentes Individuais e Refeição Completa	51
Leite	56
I.6 RADIOACTIVIDADE EM SOLOS	60
I.6.1 <i>Material e Métodos</i>	60
I.6.2 <i>Resultados e Discussão</i>	60
I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	62
I.7.1 <i>Material e Métodos</i>	62
I.7.2 <i>Resultados e Discussão</i>	62
I.8 CONCLUSÕES	65
AGRADECIMENTOS	66
REFERÊNCIAS	67

II. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA O CAMPUS DO ITN (SACAVÉM)

II.1 INTRODUÇÃO	73
II.2 RADIOACTIVIDADE NA ATMOSFERA	75
II.2.1 Aerossóis	75
II.2.1.1 <i>Material e Métodos</i>	75
II.2.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	75
II.2.2 Deposição Atmosférica	76
II.2.2.1 <i>Material e Métodos</i>	76
II.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	76
II.3 RADIOACTIVIDADE EM SOLOS	80
II.3.1 <i>Material e Métodos</i>	80
II.3.2 <i>Resultados e Discussão</i>	80
II.4 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	83
II.4.1 <i>Detectores Activos</i>	83
II.4.1.1 <i>Material e Métodos</i>	83
II.4.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	84
II.4.2 <i>Detectores Passivos</i>	85
II.4.2.1 <i>Material e Métodos</i>	85
II.4.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	86
II.5 MONITORIZAÇÃO NA FONTE	88
II.5.1 <i>Descargas líquidas</i>	88
II.6 CONCLUSÕES	89
AGRADECIMENTOS	89
REFERÊNCIAS	90

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

III.1 OBJECTIVOS	93
III.1.1 <i>Introdução</i>	93
III.1.2 <i>Plano de monitorização de 2010</i>	94
III.2 MATERIAIS E MÉTODOS	95
III.2.1 <i>Amostragem</i>	95
III.2.2 <i>Preparação e análise de amostras</i>	95
III.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	98
A) <i>Sub-bacia hidrográfica do conjunto Ribeira da Pantanha, Ribeira do Castelo e Rio Mondego</i>	98
B) <i>Sub-bacia hidrográfica das Ribeiras de Valverdinho e Quarta-Feira, Ribeira das Inguias e Rio Zêzere</i>	102
C) <i>Zona das minas de Urgeiriça e Valinhos (Concelho de Nelas)</i>	105
D) <i>Zona e das Minas da Quinta do Bispo e da Cunha-baixa (Concelho de Mangualde)</i>	106
E) <i>Zona das minas da Bica, Vale de Arca, Carrasca e Pedreiros (Concelho do Sabugal)</i>	107
F) <i>Refeições das aldeias nas zonas mineiras</i>	108
III.4 CONCLUSÕES	131
REFERÊNCIAS	132
ANEXO (Avaliação da Qualidade Analítica)	135

PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO RADIOLÓGICA AMBIENTAL (ANO 2010)

Resumo

A vigilância radiológica do ambiente em Portugal é uma das obrigações legais do Instituto Tecnológico e Nuclear, I.P. (ITN) e dá cumprimento às recomendações estipuladas no Artigo 35 do Tratado EURATOM. A vigilância radiológica ambiental, definida de acordo com as especificidades do país, foi realizada através de três programas de monitorização, um a nível nacional, e dois mais específicos sendo um direccionado para o *Campus* do ITN (Sacavém) e outro para as regiões envolventes às minas de urânio. O objectivo destes programas consiste na determinação de radionuclídeos artificiais e naturais em compartimentos ambientais (atmosférico, aquático e terrestre) considerados vias directas 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 peixes provenientes das principais bacias hidrográficas, amostras de águas de consumo, produtos alimentares, refeições completas, leite e solos. Realizaram-se também medições continuadas da dose de radiação gama ambiental usando sondas gama (detectores activos) e dosímetros integradores termoluminescentes (detectores passivos). A actividade 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 actividade mínima detectável, com excepção do rio Tejo onde os valores em ^3H são superiores ao valor normal do fundo radioactivo 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 radioactivas do Urânio e Tório) são da ordem de grandeza do fundo radioactivo natural. Pode concluir-se que a população portuguesa residente não esteve exposta a níveis de radioactividade significativamente mais elevados do que o do fundo radioactivo natural, não sendo necessário recomendar qualquer medida de protecção radiológica.

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

Abstract

Surveillance of environmental radioactivity in Portugal is one of the legal obligations of the Nuclear and Technological Institute I. P. (ITN) in fulfilment of the recommendations in the framework of the Article 35 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 ITN *Campus* (Sacavém) 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 fish, drinking water, mixed diet, complete meals, milk and soils were analyzed. Automatic dose rate monitoring (active detectors) and integrated measurements of the ambient dose equivalent 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 conclude that the Portuguese population has not been exposed to radioactivity levels significantly higher than the natural radioactive background. Therefore, there is no need to recommend any radiological protection measure.

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

PREÂMBULO

O Artigo 35 do Tratado EURATOM estabelece que os Estados-Membros “...*deverão providenciar pela criação das instalações necessárias para o controlo permanente do grau de radioactividade 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 radioactividade susceptível 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. Essa comunicação é efectuada para o Joint Research Centre (JRC) em Ispra (Itália), onde está sediada a base de dados europeia “Radioactivity Environmental Monitoring (REM)” 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 Tecnológico e Nuclear (ITN), através da Unidade de Protecção e Segurança Radiológica (UPSR) procedeu, ao longo dos anos, à monitorização radiológica ambiental dando cumprimento ao estipulado nos Artigos 35 e 36 do Tratado EURATOM. Após a publicação do Decreto-Lei (138/2005 de 17 de Agosto), que estabelece o sistema de monitorização ambiental do grau de radioactividade em Portugal, a responsabilidade da sua execução foi legalmente atribuída ao ITN.

Neste relatório apresentam-se os resultados dos três programas (o programa a nível nacional, e os programas específicos para o Campus do ITN e para as regiões envolventes às antigas minas de urânio) de monitorização radiológica ambiental em Portugal Continental e nas regiões autónomas referentes ao ano de 2010.

O principal objectivo destes programas consiste na medição contínua e periódica de radionuclídeos críticos, existentes nos componentes ambientais (ar, água, solos, etc.) e em produtos da cadeia alimentar. Estes componentes são considerados as vias directas de transferência nos vários meios, atmosférico, aquático e terrestre e em última análise, na transferência da contaminação radioactiva para o Homem. Estes programas foram delineados de modo a assegurar o acompanhamento da exposição efectiva da população portuguesa à radioactividade.

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

Bolseiros

Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Gonçalo Carvalhal
Heloísa Fonseca
João Melo
Miguel Pereira

Técnicos

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva
Luis Santos

I. 1 INTRODUÇÃO

O sistema de monitorização radiológica ambiental a nível nacional, em curso no ITN/UPSR, consiste de duas redes complementares, a rede dispersa e a rede densa. Para a rede dispersa seleccionou-se um número limitado de locais de amostragem, os quais são constantes ao longo dos anos, onde as medições são normalmente realizadas com maior grau de sensibilidade e a frequência da amostragem é mensal permitindo seguir a evolução da concentração dos radionuclidos ao longo dos meses e dos anos. A rede densa é composta por um maior número de locais de amostragem, que podem variar ao longo dos anos, cobrindo todo o território sendo a frequência de amostragem trimestral, semestral ou anual. A selecção dos pontos de amostragem foi efectuada 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 (sedimentos e peixes) e de análises. Na rede dispersa seleccionou-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 seleccionaram-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, seleccionou-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 seleccionados de modo a abrangerem todo o país, com alguns locais específicos, em pontos mais críticos, designadamente junto à fronteira com Espanha.

A avaliação da radioactividade em água para consumo humano é muito importante por esta constituir um bem vital para o Homem, podendo a ingestão de água vir a tornar-se uma via crítica, após um acidente nuclear e/ou em regiões de elevado fundo radiológico. Para a água para consumo humano seleccionaram-se como pontos de amostragem representativos, na rede

dispersa, a barragem de Castelo de Bode (Rio Zêzere), uma das maiores captações de água em Portugal, e Lisboa, devido ao elevado número de consumidores.

A avaliação da radioactividade no meio marinho é efectuada através da análise de radionuclidos de origem natural (séries radioactivas 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 radioactiva, recolhidos anualmente em vários locais (rede densa) ao longo da costa portuguesa.

Relativamente à radioactividade na atmosfera, determinada através das partículas em suspensão no ar (aerossóis), seleccionou-se o *Campus* do ITN em Sacavém como o local de amostragem na rede dispersa. A deposição atmosférica foi controlada através da medição da radioactividade em água da chuva, com dois locais de amostragem o *Campus* do ITN em Sacavém e 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 (detectores passivos) ao longo do país. Os locais de amostragem foram seleccionados de forma a ser possível monitorizar as regiões mais densamente habitadas como Lisboa 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, respectivamente.

Nas Figuras I.1 e I.2 estão representados os locais de amostragem e o tipo de amostras para as redes dispersa e densa respectivamente.

Nas Figuras I.3 e I.4 estão representados graficamente o tipo de amostras e de análises e as respectivas percentagens referentes ao ano de 2010.

Nota 1: Quando os valores obtidos para um dado radionuclido ou para as contagens totais (alfa/beta) são suficientemente baixos em comparação com o valor do fundo, de forma a não permitirem uma identificação inequívoca (i.e. com um grau de confiança de 95%), é indicado como seu majorante o valor da actividade mínima detectável (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.

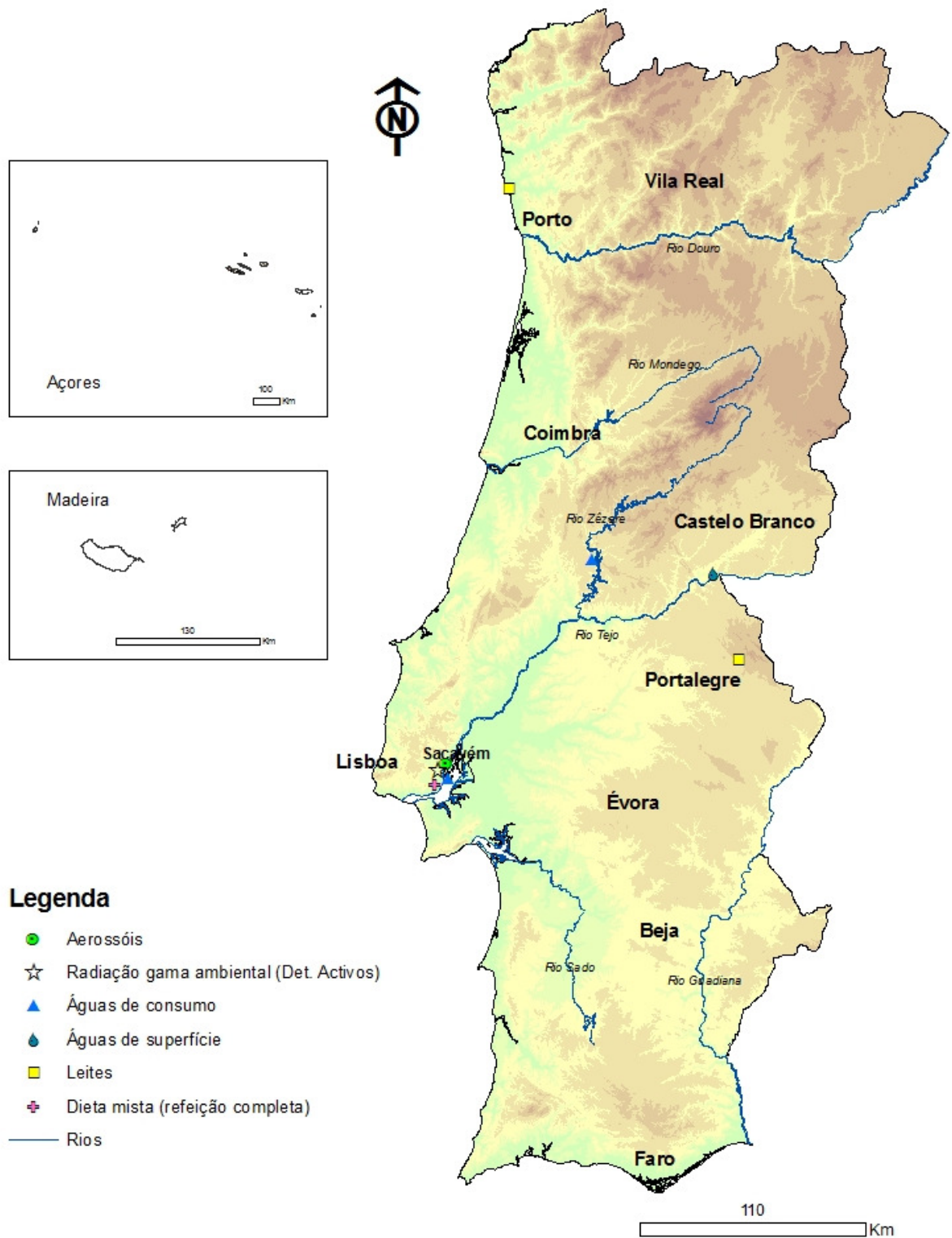


Figura I.1- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede dispersa

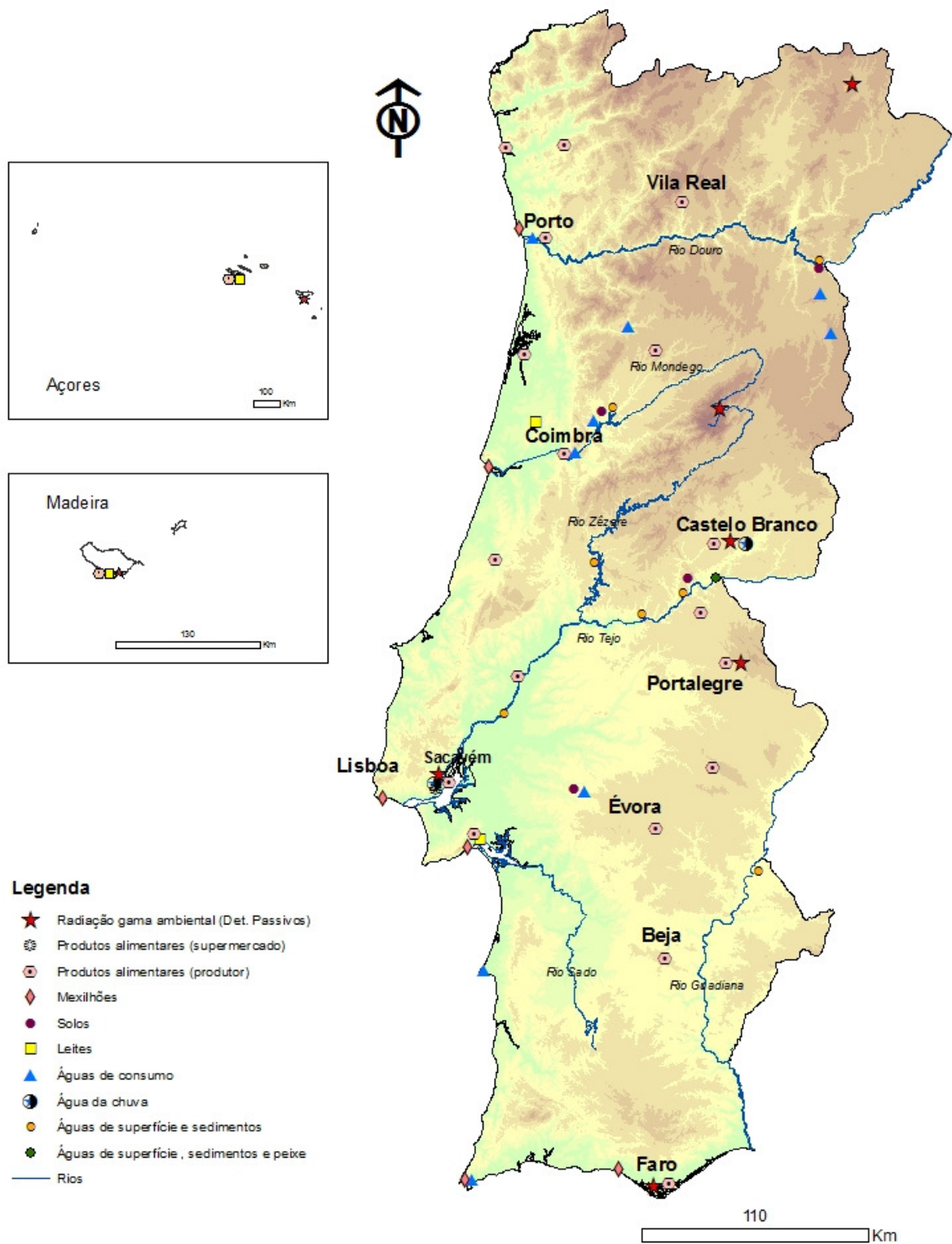


Figura I.2- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede densa

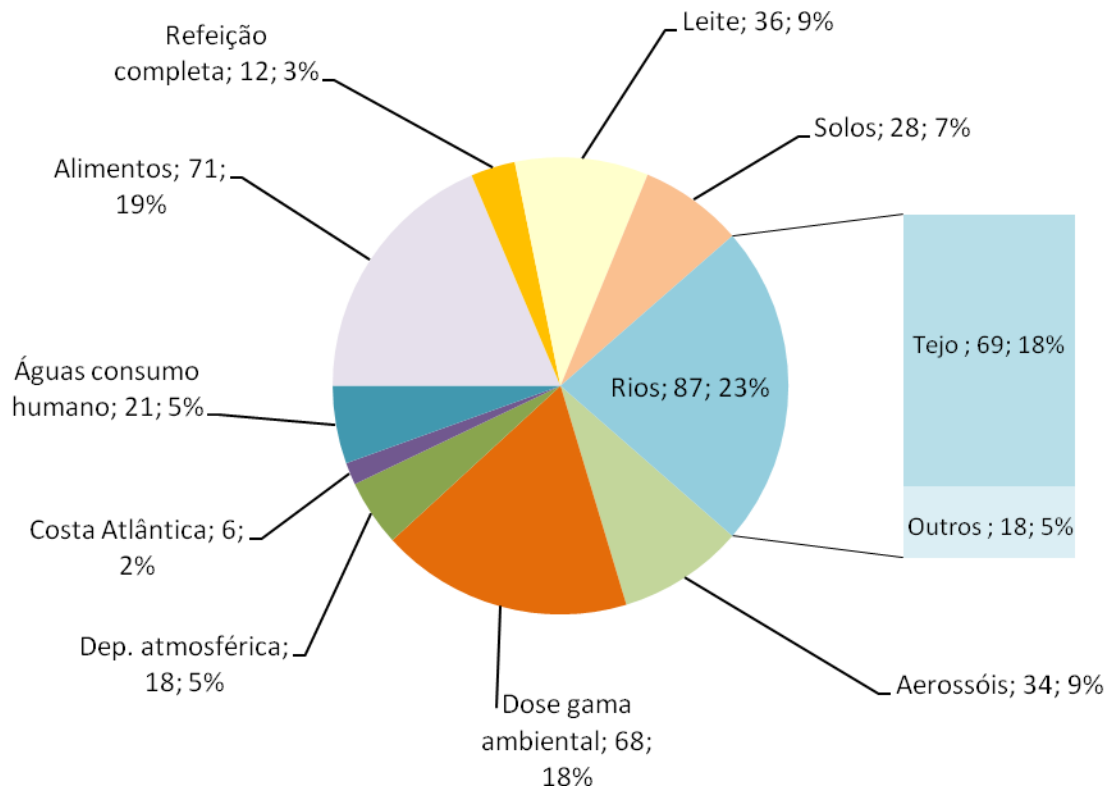


Figura I.3-Tipo, número de amostras analisadas e respectiva percentagem

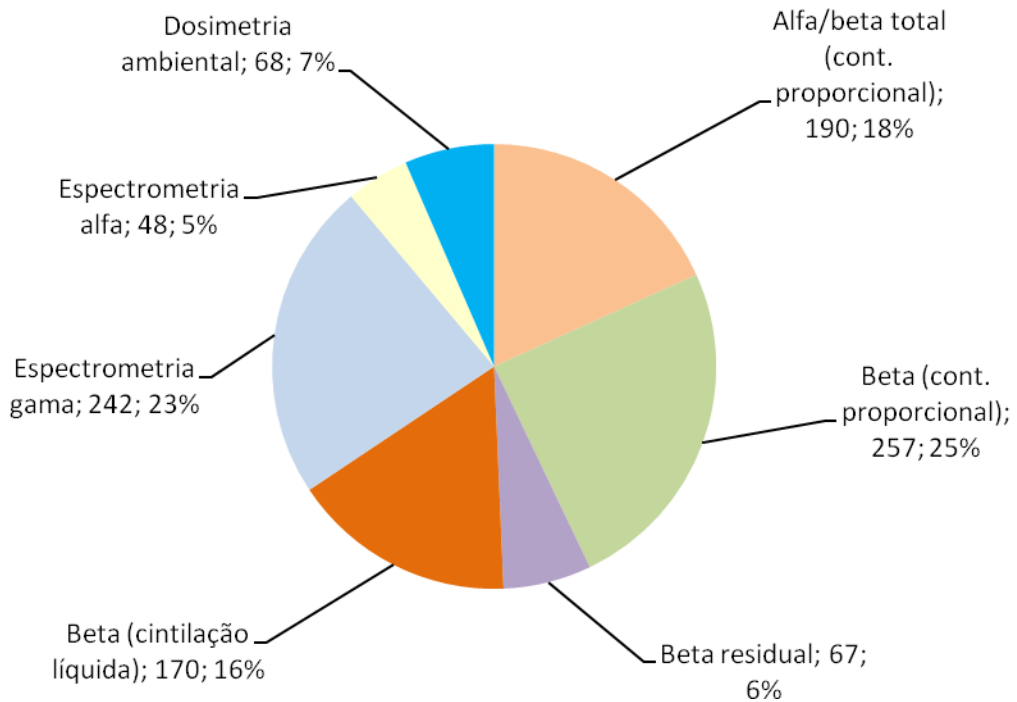


Figura I.4- Número de análises e respectiva percentagem por técnica de medição

I. 2 RADIOACTIVIDADE NA ATMOSFERA

I.2.1 Aerossóis

A radioactividade 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 radioactiva do ^{226}Ra e do ^{224}Ra (constituintes naturais de solos e rochas) pertencentes às séries radioactivas naturais do Urânio e do Tório, respectivamente. Um bom exemplo é o da ocorrência do ^{210}Pb , descendente de longo período de semi-desintegração do ^{222}Rn ; ii) formação de radionuclídeos cosmogénicos, como por exemplo o ^7Be , através da interacção da radiação cósmica com gases atmosféricos como o carbono, o azoto e o oxigénio; iii) radionuclídeos artificiais, produtos de cisão e activação, resultantes de actividades antropogénicas (testes nucleares, produção de energia eléctrica por via nuclear, produção de radioisótopos e acidentes). O radionuclídeo artificial ^{137}Cs , devido ao seu longo período de semi-desintegração, constitui um bom indicador de eventual contaminação radioactiva.

Independentemente da sua origem, os isótopos radioactivos 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 radioactividade atmosférica no ar de superfície em Portugal foi efectuada através da amostragem contínua de aerossóis, recorrendo a uma estação fixa do tipo ASS-500, instalada no Campus do ITN em Sacavém (Figura I.1). 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 detector de Ge hiperpuro (BEGE, com 50% de eficiência relativa em 1332 keV). 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.

I.2.1.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.1 apresentam-se os valores de concentração médios mensais e anuais para os radionuclídeos detectados em aerossóis e ainda as concentrações médias mensais de partículas totais em suspensão (PTS). Na Figura I.5 representam-se graficamente esses valores.

A concentração média mensal de partículas totais em suspensão variou entre $13 \mu\text{g m}^{-3}$ (em Janeiro) e $44 \mu\text{g m}^{-3}$ (em Julho).

A concentração de actividade média mensal em ${}^7\text{Be}$ variou entre $1,36 \pm 0,04$ e $4,8 \pm 0,1$ mBq m^{-3} , apresentando um valor médio anual de $3,0 \pm 1,0$ 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). A concentração média mais elevada de ${}^7\text{Be}$ ($4,8 \pm 0,1$ mBq m^{-3}) ocorreu no mês de Maio (Figura I.5), durante a Primavera, período do ano em que, nas latitudes médias, existe uma maior probabilidade de ocorrência de intrusões, na troposfera, de massas de ar de origem estratosférica portadoras de aerossóis enriquecidos em ${}^7\text{Be}$. Esta tendência sazonal é também referida por outros autores (H. Muramatsu *et al.*, 2008; N. Lazarevic *et al.*, 2009; J. Pan *et al.*, 2011), tendo já sido verificada em anos anteriores (Reis *et al.*, 2006; Fonseca & Reis, 2006), à excepção do ano de 2008.

No caso do ${}^{210}\text{Pb}$, a concentração da sua actividade média mensal variou entre $0,061 \pm 0,003$ mBq m^{-3} e $0,46 \pm 0,02$ mBq m^{-3} , com um valor médio anual de $0,25 \pm 0,11$ mBq m^{-3} , valores consistentes com os registados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009d & 2010) e que se situam dentro da gama de valores reportados por outros autores (T. Abe *et al.*, 2010; M. Baskaran, 2011).

Relativamente à actividade de ${}^{137}\text{Cs}$ em partículas de aerossol, o seu valor foi sempre inferior à actividade mínima detectável (Tabela I.1), à excepção dos meses de Julho e Agosto ($0,3 \pm 0,1$ $\mu\text{Bq m}^{-3}$ e $0,5 \pm 0,1$ $\mu\text{Bq m}^{-3}$, respectivamente). Sendo assim, a dose de radiação devida à eventual inalação deste radionuclídeo não deverá exceder $0,02$ nSv ano^{-1} . A estimativa deste valor de dose teve por base as recomendações da Comissão Internacional de Protecção Radiológica (ICRP, 1996), aplicáveis a membros do público cujo modo de vida e metabolismo correspondem a uma população média. Numa perspectiva conservativa, considerou-se para o cálculo da dose efectiva o valor máximo registado para o ${}^{137}\text{Cs}$ ao longo do ano.

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

Data de colheita	^7Be (mBq m^{-3})	^{137}Cs ($\square\text{Bq m}^{-3}$)	^{210}Pb (mBq m^{-3})	PTS ($\square\text{g m}^{-3}$)
Janeiro	$1,36 \pm 0,04$	<0,1 (a)	$0,061 \pm 0,003$	13
Fevereiro	$2,0 \pm 0,1$	<0,2 (a)	$0,13 \pm 0,01$	22
Março	$2,4 \pm 0,1$	<0,2 (a)	$0,19 \pm 0,01$	26
Abril	$3,7 \pm 0,1$	<0,2 (a)	$0,24 \pm 0,01$	28
Maio	$4,8 \pm 0,1$	<0,2 (a)	$0,26 \pm 0,01$	41
Junho	$3,7 \pm 0,1$	<0,1 (a)	$0,32 \pm 0,01$	36
Julho	$3,8 \pm 0,1$	$0,3 \pm 0,1$	$0,31 \pm 0,01$	44
Agosto	$3,4 \pm 0,1$	$0,5 \pm 0,1$	$0,32 \pm 0,01$	34
Setembro	$3,8 \pm 0,1$	<0,2 (a)	$0,46 \pm 0,02$	34
Outubro	$3,1 \pm 0,1$	<0,2 (a)	$0,35 \pm 0,01$	23
Novembro	$2,1 \pm 0,1$	<0,2 (a)	$0,27 \pm 0,01$	25
Dezembro	$1,8 \pm 0,1$	<0,2 (a)	$0,14 \pm 0,01$	19
Média $\pm \sigma$ (n=12)	$3,0 \pm 1,0$	-	$0,25 \pm 0,11$	29 ± 9

Actividade mínima detectável em ^{137}Cs (a);

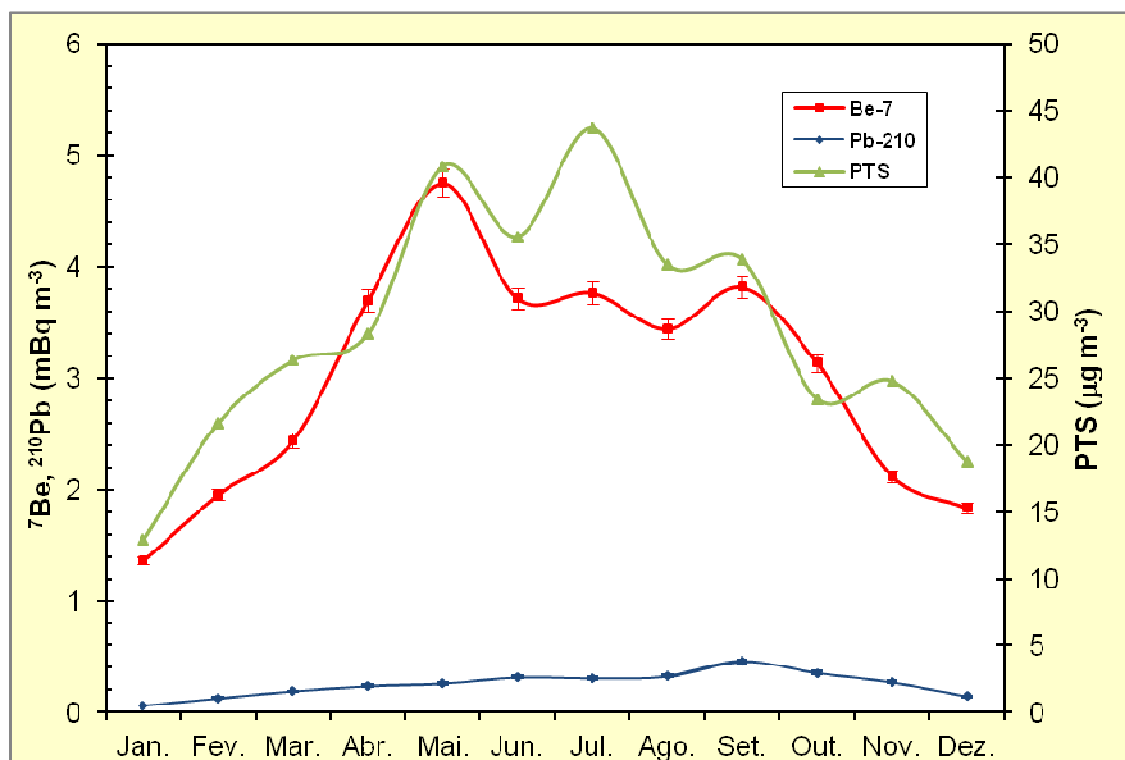


Figura I.5 - Evolução da concentração de actividade em ^7Be e ^{210}Pb (mBq m^{-3}) e da concentração de partículas em suspensão ($\mu\text{g m}^{-3}$) em aerossóis recolhidos no Campus do ITN em Sacavém

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 Campus do ITN, em Sacavém (Figura I.2). O dispositivo de recolha da amostra é constituído por um colector 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 actividade beta total na matéria em suspensão ($\varnothing > 0,45\mu\text{m}$), 3 a 5 litros para a determinação da actividade 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 eléctrica) 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 detectores 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 actividades alfa total e beta total (GRA_PT_01) baseam-se nas Normas ISO 9696 (2007) e ISO 9697 (2008) respectivamente. A medição de radioactividade alfa total e beta total é feita em simultâneo num sistema de contagem α/β munido de um detector proporcional de fluxo gasoso (TENNELEC, Canberra), previamente calibrado com padrões alfa (²⁴¹Am) e beta (⁴⁰K).

A determinação da radioactividade em ³H, ⁹⁰Sr e ¹³⁷Cs foi efectuada recorrendo a análises específicas.

A metodologia seguida para a determinação da radioactividade devida ao ³H esteve 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 electrólise 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 detecção de baixo fundo utilizando um detector 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 actividade específica, A , dos diferentes radionuclidos analisados em amostras de água da chuva recolhidas em Sacavém (*campus* do ITN) 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, respectivamente. 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 *campus* do ITN, no caso de Sacavém.

Os fluxos mensais foram obtidos multiplicando a actividade específica, 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 colectores se encontram expostos durante a totalidade do período de amostragem, mesmo na ausência de precipitação. Nas Figuras I.6 e I.7 representam-se graficamente os valores dos fluxos mensais de deposição em actividade alfa e beta totais, ${}^7\text{Be}$ e ${}^3\text{H}$, bem como os valores de precipitação em Sacavém e Castelo Branco, respectivamente.

A precipitação acumulada ao longo do ano de 2010 em Sacavém (2307 mm) é cerca do dobro da precipitação acumulada na estação de Castelo Branco (1124 mm).

Os fluxos de deposição de ${}^7\text{Be}$ (1148 Bq m^{-2}), actividade beta total (30 Bq m^{-2}) e actividade alfa total (17 Bq m^{-2}) são superiores em Sacavém, comparativamente aos valores obtidos para Castelo Branco (616 Bq m^{-2} , 18 Bq m^{-2} e 10 Bq m^{-2} , respectivamente) o que se deve aos valores mais elevados de precipitação registados ao longo do ano na estação de Sacavém. No caso do ${}^3\text{H}$, o fluxo de deposição anual é mais elevado em Castelo Branco (593 Bq m^{-2}) do que em Sacavém (338 Bq m^{-2}), apesar da menor precipitação acumulada durante o ano, o que pode ser atribuído ao facto de que, em Sacavém, apenas se registaram valores acima da actividade mínima detectável nos meses de Março e Maio, enquanto em Castelo Branco quatro meses (de Janeiro a Abril) contribuíram para o fluxo de deposição anual em ${}^3\text{H}$. Relativamente ao ${}^7\text{Be}$, os fluxos de deposição anuais obtidos são da mesma ordem de grandeza dos 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). Para o caso do ${}^{137}\text{Cs}$, a sua actividade específica é sempre inferior à actividade mínima

detectável (à excepção do mês de Outubro para Sacavém, e do mês de Dezembro para Castelo Branco), o que implica fluxos de deposição anual muito baixos.

Em relação à actividade alfa total, os fluxos de deposição obtidos para ambas as estações (17 e 10 Bq m⁻², para Sacavém e Castelo Branco respectivamente) são comparáveis aos reportados na bibliografia (12 Bq m⁻² em Málaga, Dueñas et al., 2009). No caso da actividade beta total, os fluxos de deposição anuais obtidos (30 e 18 Bq m⁻², para Sacavém e Castelo Branco respectivamente) são inferiores aos reportados pelos mesmos autores (Dueñas et al., 2009). Em geral, os fluxos de deposição são consistentes com os registados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009d & 2010)

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

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)	$0,39 \pm 0,06$	$(1,18 \pm 0,45) \times 10^{-3}$	$<1,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,007 \pm 0,003$	$0,007 \pm 0,003$	<0,015 (g)
Fevereiro	<0,80 (a)	$0,65 \pm 0,07$	$<0,71 \times 10^{-3}$ (b)	$<1,7 \times 10^{-3}$ (c)	$0,023 \pm 0,005$	$0,010 \pm 0,005$	$0,009 \pm 0,005$
Março	$0,83 \pm 0,28$	$1,22 \pm 0,17$	$<0,82 \times 10^{-3}$ (b)	$<1,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,014 \pm 0,003$	<0,003	$0,013 \pm 0,006$
Abril	<0,80 (a)	$0,27 \pm 0,07$	$<0,76 \times 10^{-3}$ (b)	(e)	$0,026 \pm 0,005$	$0,016 \pm 0,005$	$0,017 \pm 0,011$
Maió	$1,24 \pm 0,28$	<0,27 (f)	$<3,8 \times 10^{-3}$ (b)	$<1,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,017 \pm 0,003$	$0,004 \pm 0,003$	$0,028 \pm 0,011$
Junho	<0,80 (a)	<0,13 (f)	$<2,0 \times 10^{-3}$ (b)	$<4,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,015 \pm 0,003$	$0,011 \pm 0,004$	$0,044 \pm 0,030$
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	<0,80 (a)	$0,50 \pm 0,08$	$<0,87 \times 10^{-3}$ (b)	$(4,5 \pm 1,2) \times 10^{-3}$	$0,011 \pm 0,003$	$0,011 \pm 0,004$	$0,044 \pm 0,012$
Novembro	<0,80 (a)	$0,46 \pm 0,09$	$<0,68 \times 10^{-3}$ (b)	$<1,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,010 \pm 0,003$	<0,003	$0,015 \pm 0,010$
Dezembro	<0,80 (a)	$0,21 \pm 0,05$	$<0,75 \times 10^{-3}$ (b)	$<1,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,008 \pm 0,002$	$0,007 \pm 0,003$	<0,017 (g)

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

Tabela I.3 - Valores de actividade 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)	$0,83 \pm 0,12$	$<0,79 \times 10^{-3}$ (b)	$<1,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,008 \pm 0,002$	$0,007 \pm 0,003$	$0,010 \pm 0,004$
Fevereiro	$0,84 \pm 0,28$	$0,88 \pm 0,11$	$<0,75 \times 10^{-3}$ (b)	$<1,7 \times 10^{-3}$ (c)	$0,014 \pm 0,003$	$0,006 \pm 0,003$	$0,011 \pm 0,005$
Março	<0,80 (a)	$1,53 \pm 0,22$	$<1,4 \times 10^{-3}$ (b)	$<13 \times 10^{-3}$ (c)	$0,020 \pm 0,003$	$0,008 \pm 0,003$	$0,011 \pm 0,002$
Abril	$3,00 \pm 0,31$	$0,90 \pm 0,21$	$<1,0 \times 10^{-3}$ (b)	(e)	$0,029 \pm 0,004$	$0,011 \pm 0,004$	$0,035 \pm 0,020$
Maió	$3,25 \pm 0,73$	$0,52 \pm 0,11$	$<1,2 \times 10^{-3}$ (b)	$<2,3 \times 10^{-3}$ (c)	$0,010 \pm 0,002$	$0,004 \pm 0,002$	$0,027 \pm 0,011$
Junho	$1,28 \pm 0,57$	(d)	(d)	(d)	$0,047 \pm 0,005$	$0,005 \pm 0,003$	<0,021 (g)
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	<0,80 (a)	$0,18 \pm 0,08$	$<0,89 \times 10^{-3}$ (b)	$<1,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,011 \pm 0,004$	$0,007 \pm 0,004$	$0,051 \pm 0,031$
Novembro	<0,80 (a)	<0,13 (f)	$<1,2 \times 10^{-3}$ (b)	$<2,5 \times 10^{-3}$ (c)	$0,018 \pm 0,005$	$0,013 \pm 0,005$	$0,040 \pm 0,017$
Dezembro	<0,80 (a)	<0,16 (f)	$<0,78 \times 10^{-3}$ (b)	$(13,9 \pm 1,9) \times 10^{-3}$	$0,017 \pm 0,003$	$0,012 \pm 0,003$	$0,032 \pm 0,011$

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

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

Data de colheita	Precipitação* (mm)	^3H	Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$					Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$
			^7Be	^{90}Sr	^{137}Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	293,6	(a)	115 ± 19	$0,35 \pm 0,13$	(a)	$2,1 \pm 0,9$	$2,1 \pm 0,9$	(a)
Fevereiro	354,0	(a)	230 ± 26	(a)	(a)	$8,1 \pm 1,8$	$3,5 \pm 1,8$	$3,3 \pm 1,9$
Março	275,6	229 ± 77	336 ± 47	(a)	(a)	$3,9 \pm 0,8$	(a)	$3,6 \pm 1,5$
Abril	129,6	(a)	35 ± 9	(a)	(c)	$3,4 \pm 0,6$	$2,1 \pm 0,6$	$2,2 \pm 1,4$
Maiο	88,4	110 ± 25	(a)	(a)	(a)	$1,5 \pm 0,3$	$0,35 \pm 0,27$	$2,5 \pm 1,0$
Junho	42,4	(a)	(a)	(a)	(a)	$0,64 \pm 0,13$	$0,47 \pm 0,17$	$1,9 \pm 1,3$
Julho	0,0	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Agosto	1,6	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Setembro	8,0	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Outubro	477,8	(a)	241 ± 37	(a)	$2,2 \pm 0,6$	$5,3 \pm 1,4$	$5,3 \pm 1,9$	21 ± 6
Novembro	226,2	(a)	105 ± 19	(a)	(a)	$2,3 \pm 0,7$	(a)	$3,4 \pm 2,3$
Dezembro	410,0	(a)	87 ± 22	(a)	(a)	$3,3 \pm 0,8$	$2,9 \pm 1,2$	(a)

Actividade medida na água da chuva inferior à actividade mínima detectável (a); volume de amostra insuficiente para análise (b); amostra danificada durante a análise (c).

* Dados obtidos através da estação meteorológica EMA, instalada no *campus* do ITN.

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	133,1	(a)	111 ± 16	(a)	(a)	$1,1 \pm 0,3$	$0,93 \pm 0,40$	$1,3 \pm 0,5$
Fevereiro	212,2	178 ± 59	187 ± 23	(a)	(a)	$3,0 \pm 0,6$	$1,3 \pm 0,6$	$2,4 \pm 1,2$
Março	131,1	(a)	201 ± 29	(a)	(a)	$2,6 \pm 0,4$	$1,0 \pm 0,4$	$1,5 \pm 0,3$
Abril	77,4	232 ± 24	69 ± 16	(a)	(c)	$2,2 \pm 0,3$	$0,85 \pm 0,31$	$2,7 \pm 1,5$
Mai	45,6	148 ± 33	24 ± 5	(a)	(a)	$0,46 \pm 0,09$	$0,18 \pm 0,09$	$1,2 \pm 0,5$
Junho	26,7	34 ± 15	(b)	(b)	(b)	$1,3 \pm 0,1$	$0,13 \pm 0,08$	(a)
Julho	1,9	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Agosto	1,6	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Setembro	8,7	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Outubro	133,5	(a)	24 ± 11	(a)	(a)	$1,5 \pm 0,5$	$0,93 \pm 0,53$	$6,8 \pm 4,1$
Novembro	59,6	(a)	(a)	(a)	(a)	$1,1 \pm 0,3$	$0,77 \pm 0,30$	$2,4 \pm 1,0$
Dezembro	292,8	(a)	(a)	(a)	$4,1 \pm 0,6$	$5,0 \pm 0,9$	$3,5 \pm 0,9$	$9,4 \pm 3,2$

Actividade medida na água da chuva inferior à actividade mínima detectável (a); Volume de amostra insuficiente para análise (b); amostra danificada durante a análise (c).

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

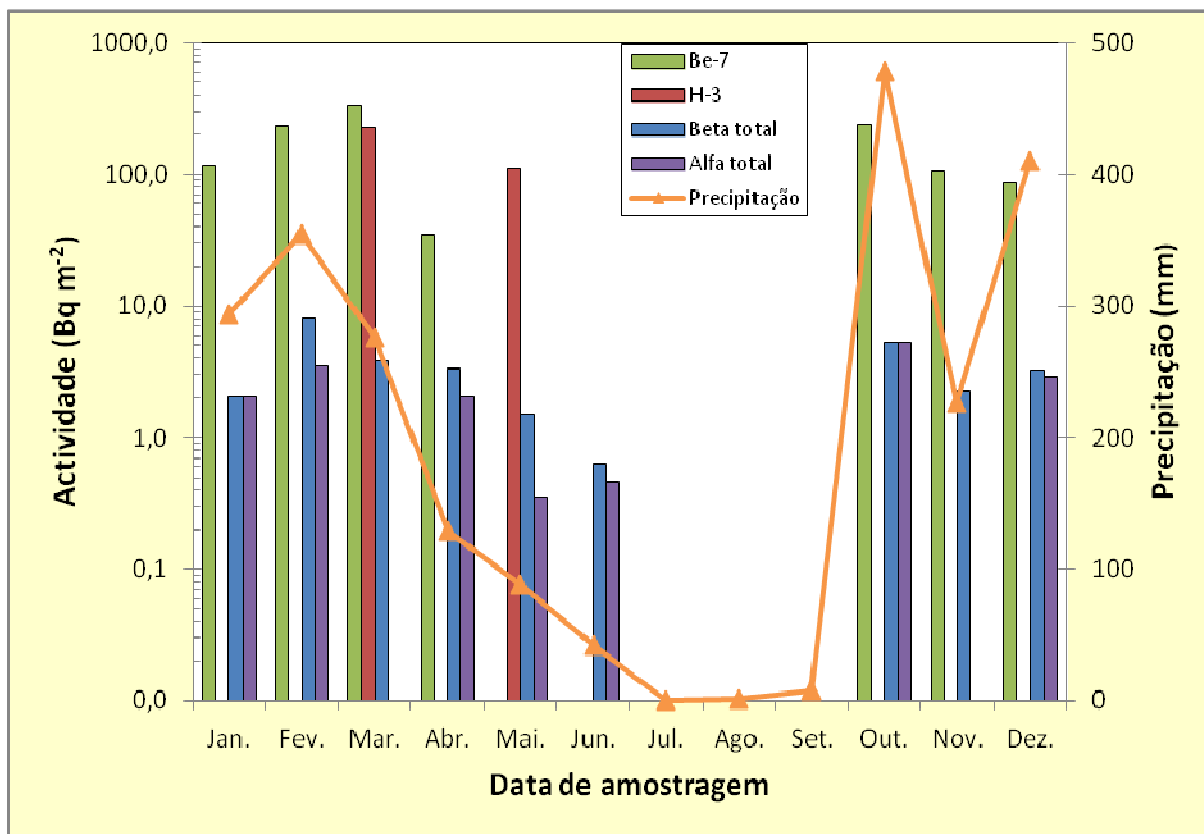


Figura I.6 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, ⁹⁰Sr, actividade beta total e actividade alfa total em Sacavém (Campus do ITN)

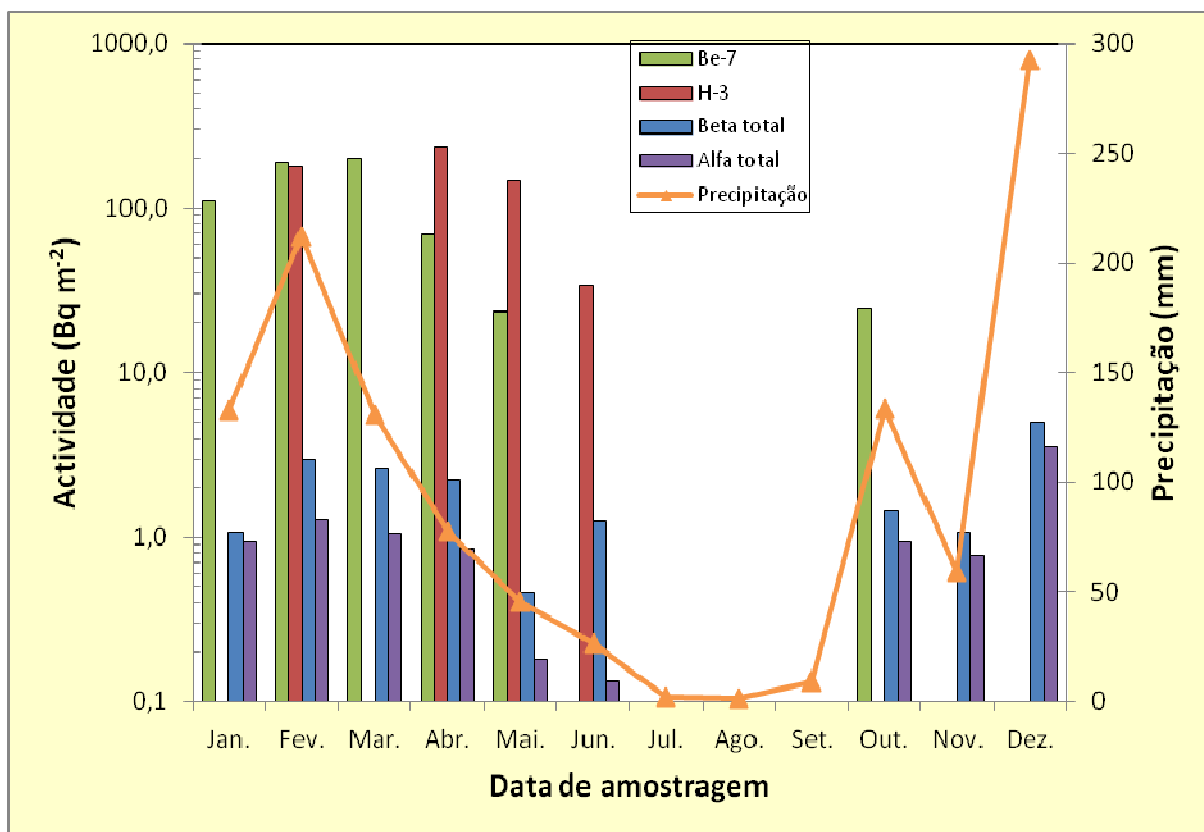


Figura I.7 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, ⁹⁰Sr, actividade beta total e actividade alfa total em Castelo Branco (estação meteorológica)

I. 3 RADIOACTIVIDADE NO MEIO AQUÁTICO

I.3.1 Rios

A radioactividade em águas superficiais pode ser devida aos radionuclidos dissolvidos na fase aquosa e/ou aos radionuclidos adsorvidos nas partículas em suspensão podendo eventualmente ser incorporada nos sedimentos e nos organismos vivos. Além dos radionuclidos de origem natural, tais como, ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra , o ^{222}Rn e descendentes, podem ainda ser detectados o ^3H (sendo o ^3H normalmente de origem antropogénica) e os radionuclidos de origem artificial ^{137}Cs e ^{90}Sr . Estes radionuclidos são produtos de cisão formados durante o funcionamento de uma central nuclear 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 efectuadas na margem, mas sempre nos mesmos locais. As amostras de água foram recolhidas de acordo com as Normas ISO 5667-5 (1996). A amostragem dos sedimentos foi efectuada com o auxílio de um colhedor de sedimentos (cone de Berthois). As amostras de peixe foram adquiridas a pescadores locais.

No rio Tejo recolheram-se amostras mensais, em V. Velha de Ródão e Valada, e amostras trimestrais nas Albufeiras de Fratel e Belver. No âmbito do Artigo 35 do Tratado EURATOM, a Comissão recomenda que se proceda à medição do caudal do rio durante a colheita da água, principalmente no local de amostragem correspondente à rede dispersa (Vila Velha de Ródão). Para dar resposta a essa recomendação e, uma vez que, não foi possível tecnicamente a medição do caudal “*in loco*” registou-se mensalmente a hora da amostragem em V. Velha de Ródão. Como este local de colheita se situa a montante de Fratel e 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) do Instituto da Água, foi possível a obtenção desses dados que se apresentam na Tabela I.6. No rio Zezêre (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 efectuou-se a respectiva medição de radioactividade beta total, para a qual contribuem todos os radionuclidos emissores beta presentes na água. O ^{40}K , radionuclido de origem natural, contribui enormemente para a actividade beta total, pelo que se deve subtrair a sua concentração à actividade beta total, obtendo-se assim a actividade beta residual. Nas amostras de água filtrada, determinou-se a concentração em potássio por ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry), a qual após conversão em ^{40}K , permitiu calcular a actividade beta residual (Gomes *et al.*, 2005).

Nas amostras de água, efectuaram-se ainda as determinações de actividade em ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^3H , por métodos radioquímicos, seguidos de medição beta. Na água do rio Zêzere procedeu-se também à determinação da actividade alfa total. As metodologias utilizadas estão descritas em I.2.2.1.

Sedimentos

No laboratório, os sedimentos foram secos a 110°C , desagregados e tamisados tendo-se recolhido para análise a fracção de sedimento inferior a $63\mu\text{m}$ (silte/argila). Foram preparadas amostras representativas desta fracção e, posteriormente, determinada a concentração dos radionuclidos por espectrometria gama (LM_PT_01).

Peixes

No laboratório, os peixes (Barbo, *Barbus bocagei* Steind. e Carpa, *Cyprinus carpio* L.) foram dissecados e a parte comestível (músculo) retirada para análise. O músculo foi seco a 110°C e incinerado a 450°C , sendo determinado previamente o peso fresco e posteriormente os pesos seco e de cinzas. O total ou uma alíquota da amostra incinerada (cinzas) foi medido por espectrometria gama (LM_PT_01).

I.3.1.2 Resultados e Discussão

Águas

Os valores da actividade 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, respectivamente.

Verifica-se que os valores médios anuais, no rio Tejo, para a actividade beta total na água (matéria dissolvida) são $0,134 \pm 0,034 \text{ Bq L}^{-1}$ em Vila Velha de Ródão (Tabela I.7a) e $0,113 \pm 0,053 \text{ Bq L}^{-1}$ em Valada (Tabela I.8a). Observa-se que na água do rio Tejo a contribuição da actividade em ^{40}K para a actividade beta total é elevada (em média cerca de 80 a 90%) originando valores de actividade beta residual baixos e, em alguns casos, não quantificáveis. Os valores da actividade beta residual são da mesma ordem de grandeza dos

obtidos em anos anteriores (Rodrigues *et al.*, 2007; Madruga *et al.*, 2008, 2009d & 2010) e dos valores observados em águas de superfície colhidas em rios espanhóis (Heredia *et al.*, 2009).

Os valores de actividade 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 actividade específica em ^{90}Sr são de $1,46 \pm 0,34 \text{ mBq L}^{-1}$ e de $1,65 \pm 0,40 \text{ mBq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e Valada respectivamente. No que se refere aos valores em ^{137}Cs situam-se abaixo da actividade mínima detectável, com valores médios inferiores a $1,3 \text{ mBq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e $1,6 \text{ mBq L}^{-1}$ em Valada. Resultados semelhantes foram observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009a, 2009d & 2010).

Os valores de actividade específica média anual, A , em ^3H no rio Tejo são $4,4 \pm 2,5 \text{ Bq L}^{-1}$ e $2,5 \pm 1,9 \text{ Bq L}^{-1}$ em V. Velha de Ródão e Valada respectivamente (Tabelas I.7 e I.8). Na Barragem de Fratel, os valores em ^3H variam entre $2,91 \pm 0,30 \text{ Bq L}^{-1}$ (Maio) e $5,10 \pm 0,29 \text{ Bq L}^{-1}$ (Novembro) (Tabela I.9) e na Barragem de Belver entre $1,69 \pm 0,30 \text{ Bq L}^{-1}$ (Maio) e $6,36 \pm 0,30 \text{ Bq L}^{-1}$ (Novembro) (Tabela I.10). Estes valores são inferiores aos observados em 2009, principalmente em V. Velha de Ródão (Madruga *et al.*, 2010), podendo atribuir-se a uma maior diluição do radionuclido devido ao maior caudal do rio durante o ano de 2010 (Tabela I.7). Na Figura I.8 estão representados os valores mensais das concentrações de actividade em ^3H nos diferentes locais de amostragem no rio Tejo. Verifica-se que a actividade em ^3H varia ligeiramente ao longo do ano sendo essa variação mais acentuada em V. Velha de Ródão com dois valores máximos nos meses de Setembro e Novembro. Este comportamento é semelhante ao observado em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007, 2008, 2009b, 2009d & 2010) onde é notória a variação de concentração de actividade em ^3H ao longo dos meses principalmente em Vila Velha de Ródão. Esta variação deve estar relacionada com a gestão das descargas de efluentes no rio Tejo, da Central Nuclear de Almaraz localizada em Espanha.

Nas Tabelas I.11 e I.11a estão expressos os valores da actividade específica, A , em águas de superfície colhidas no rio Zêzere (Barragem de Castelo de Bode). Pode observar-se que o valor médio anual da actividade beta total para a matéria dissolvida ($0,059 \pm 0,048 \text{ Bq L}^{-1}$) é cerca de metade do valor medido no rio Tejo (Tabelas I.7a e I.8a). Este resultado está relacionado com a concentração dos radionuclidos em solução, como p.ex. o ^{40}K , que, no caso do rio Zêzere, é também inferior ao valor observado para o rio Tejo (Tabelas I.7a e I.8a) (Gomes *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2007). Os valores quantificáveis de actividade beta residual variam entre $0,012 \pm 0,008 \text{ Bq L}^{-1}$ e $0,161 \pm 0,028 \text{ Bq L}^{-1}$ (Tabela I.11a). Tal como seria espectável este valor é inferior aos valores observados para o rio Tejo (Tabelas I.7a a I.10a). O valor médio anual da actividade alfa total na matéria dissolvida é inferior a $0,031 \text{ Bq L}^{-1}$. Verifica-se que os valores obtidos para o ^{137}Cs e ^{90}Sr (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 é devida principalmente ao “fallout”. Relativamente ao ^3H (Tabela I.11) os valores são, em geral, inferiores à actividade mínima detectável ($0,80 \text{ Bq L}^{-1}$), com excepção dos valores medidos nos meses de Abril e Agosto. Estes valores são inferiores aos observados para o rio Tejo (Figura I.8).

Nas Tabelas I.12 e I.12a estão expressos os valores de actividade 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 a actividade beta total, beta residual, ^{137}Cs e ^{90}Sr são da mesma ordem de grandeza dos observados para o rio Tejo. Os valores de concentração de actividade em ^3H são da ordem de grandeza dos observados no rio Zêzere e inferiores aos medidos no rio Tejo, o que denota a influência, neste rio, da Central Nuclear de Almaraz (Espanha).

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

Data de colheita	Hora da colheita	Caudal afluyente $m^3 s^{-1}$
21/01/2010	12h00	944,3
24/02/2010	12h00	2506
19/03/2010	12h00	629,4
15/04/2010	12h00	632,6
25/05/2010	15h00	232,3
24/06/2010	12h00	253,5
27/07/2010	12h00	328,6
12/08/2010	12h00	394,6
23/09/2010	11h00	73,8
19/10/2010	12h00	199,4
17/11/2010	15h00	131,9
15/12/2010	12h00	0

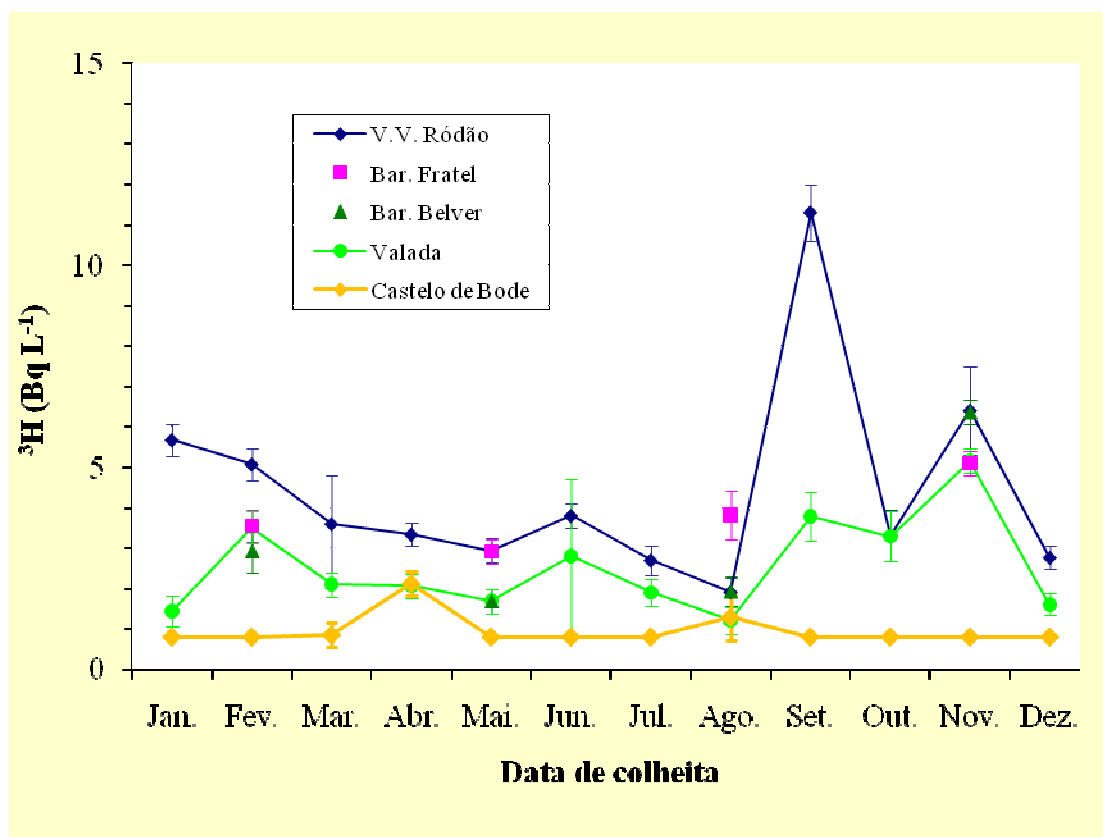


Figura I.8- Variação da concentração de actividade em 3H ($Bq L^{-1}$) nos rios Tejo e Zêzere

Tabela I.7 - Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e actividade 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	$5,67 \pm 0,40$	$4,5 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Fevereiro	$5,07 \pm 0,40$	$21,6 \pm 0,1$	$0,035 \pm 0,016$
Março	$3,6 \pm 1,2$	$6,3 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Abril	$3,34 \pm 0,30$	$2,3 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Maió	$2,94 \pm 0,31$	$2,7 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Junho	$3,80 \pm 0,30$	$2,6 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Julho	$2,70 \pm 0,36$	$9,5 \pm 0,1$	$0,023 \pm 0,011$
Agosto	$1,92 \pm 0,35$	$2,0 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Setembro	$11,29 \pm 0,69$	$1,6 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Outubro	$3,30 \pm 0,63$	$1,7 \pm 0,1$	$0,021 \pm 0,011$
Novembro	$6,4 \pm 1,1$	$2,9 \pm 0,1$	$0,029 \pm 0,011$
Dezembro	$2,77 \pm 0,27$	$8,0 \pm 0,1$	$0,020 \pm 0,011$
Média $\pm \sigma$ (n=12)	$4,4 \pm 2,5$	$5,5 \pm 5,7$	$<0,021$

Actividade mínima detectável na actividade beta total (a);

Tabela I.7a - Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , 3H , ^{40}K , beta total 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	Beta total	^{40}K	Beta residual
Janeiro	140,5 ± 0,1	4,50 ± 0,68	<0,54×10 ⁻³ (a)	(0,97 ± 0,52)×10 ⁻³	0,142 ± 0,022	0,125 ± 0,019	(b)
Fevereiro	101,4 ± 0,1	3,50 ± 0,53	<0,60×10 ⁻³ (a)	(1,13 ± 0,55)×10 ⁻³	0,147 ± 0,023	0,097 ± 0,015	0,050 ± 0,022
Março	110,9 ± 0,1	3,50 ± 0,53	<0,44×10 ⁻³ (a)	(1,66 ± 0,51)×10 ⁻³	0,109 ± 0,018	0,097 ± 0,015	(b)
Abril	207,4 ± 0,1	4,10 ± 0,62	<0,54×10 ⁻³ (a)	(1,54 ± 0,49)×10 ⁻³	0,085 ± 0,014	0,114 ± 0,017	(b)
Mai	100,2 ± 0,1	3,80 ± 0,57	<1,9×10 ⁻³ (a)	(1,69 ± 0,62)×10 ⁻³	0,144 ± 0,025	0,105 ± 0,016	0,039 ± 0,019
Junho	121,0 ± 0,1	3,20 ± 0,48	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,31 ± 0,52)×10 ⁻³	0,147 ± 0,021	0,089 ± 0,013	0,058 ± 0,017
Julho	115,4 ± 0,1	3,90 ± 0,59	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,78 ± 0,50)×10 ⁻³	0,104 ± 0,018	0,108 ± 0,016	(b)
Agosto	107,4 ± 0,1	4,20 ± 0,63	<1,7×10 ⁻³ (a)	(1,55 ± 0,62)×10 ⁻³	0,105 ± 0,022	0,116 ± 0,017	(b)
Setembro	119,7 ± 0,1	4,00 ± 0,60	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,11 ± 0,50)×10 ⁻³	0,118 ± 0,020	0,111 ± 0,017	(b)
Outubro	116,8 ± 0,1	4,20 ± 0,63	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,33 ± 0,49)×10 ⁻³	0,167 ± 0,027	0,116 ± 0,017	0,051 ± 0,021
Novembro	112,8 ± 0,1	5,10 ± 0,77	<1,5×10 ⁻³ (a)	(1,25 ± 0,56)×10 ⁻³	0,212 ± 0,036	0,141 ± 0,021	0,071 ± 0,024
Dezembro	102,4 ± 0,1	3,80 ± 0,57	<1,6×10 ⁻³ (a)	(2,16 ± 0,55)×10 ⁻³	0,124 ± 0,022	0,105 ± 0,016	(b)
Média ± σ	121 ± 29 (n=12)	4,0 ± 0,5 (n=12)	<1,3×10⁻³ (n=12)	(1,46 ± 0,34)×10⁻³ (n=12)	0,134 ± 0,034 (n=12)	0,109 ± 0,014 (n=12)	0,054 ± 0,012 (n=5)

Actividade mínima detectável em ^{137}Cs (a); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (b);

Tabela I.8 - Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e actividade 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	$1,44 \pm 0,38$	$3,1 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Fevereiro	$3,51 \pm 0,39$	$27,1 \pm 0,1$	$0,039 \pm 0,020$
Março	$2,10 \pm 0,30$	$13,6 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Abril	$2,06 \pm 0,29$	$8,8 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Maiο	$1,69 \pm 0,30$	$10,4 \pm 0,1$	$0,019 \pm 0,011$
Junho	$2,8 \pm 1,9$	$4,9 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Julho	$1,90 \pm 0,34$	$1,9 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Agosto	$1,21 \pm 0,34$	$6,2 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Setembro	$3,78 \pm 0,60$	$3,9 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Outubro	$3,29 \pm 0,63$	$4,3 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Novembro	$5,16 \pm 0,29$	$4,6 \pm 0,1$	$0,018 \pm 0,011$
Dezembro	$1,60 \pm 0,27$	$9,3 \pm 0,1$	$0,038 \pm 0,012$
Média $\pm \sigma$ (n=12)	$2,5 \pm 1,2$	$8,2 \pm 6,9$	$<0,021$

Actividade mínima detectável na actividade beta total (a)

Tabela I.8a - Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K , beta total 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	Beta total	^{40}K	Beta residual
Janeiro	111,3 ± 0,1	2,60 ± 0,39	<1,7×10 ⁻³ (a)	(2,25 ± 0,56)×10 ⁻³	0,096 ± 0,016	0,072 ± 0,011	0,024 ± 0,015
Fevereiro	107,5 ± 0,1	2,90 ± 0,44	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,83 ± 0,59)×10 ⁻³	0,120 ± 0,019	0,080 ± 0,012	0,040 ± 0,023
Março	58,6 ± 0,1	3,30 ± 0,50	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,93 ± 0,56)×10 ⁻³	0,044 ± 0,011	0,091 ± 0,014	(b)
Abril	15,9 ± 0,1	3,80 ± 0,57	<1,6×10 ⁻³ (a)	(0,92 ± 0,43)×10 ⁻³	0,072 ± 0,012	0,105 ± 0,016	(b)
Maió	101,2 ± 0,1	3,20 ± 0,48	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,80 ± 0,62)×10 ⁻³	0,114 ± 0,021	0,089 ± 0,013	0,025 ± 0,017
Junho	113,8 ± 0,1	3,50 ± 0,53	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,38 ± 0,57)×10 ⁻³	0,113 ± 0,017	0,097 ± 0,015	(b)
Julho	116,3 ± 0,1	3,60 ± 0,54	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,79 ± 0,52)×10 ⁻³	0,138 ± 0,022	0,100 ± 0,015	0,038 ± 0,015
Agosto	108,1 ± 0,1	3,50 ± 0,53	<1,5×10 ⁻³ (a)	(1,28 ± 0,49)×10 ⁻³	0,088 ± 0,019	0,097 ± 0,015	(b)
Setembro	129,7 ± 0,1	4,10 ± 0,62	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,42 ± 0,47)×10 ⁻³	0,149 ± 0,023	0,114 ± 0,017	0,035 ± 0,017
Outubro	113,3 ± 0,1	4,60 ± 0,69	<1,6×10 ⁻³ (a)	(2,13 ± 0,59)×10 ⁻³	0,164 ± 0,030	0,127 ± 0,019	0,037 ± 0,019
Novembro	105,4 ± 0,1	4,60 ± 0,69	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,23 ± 0,48)×10 ⁻³	0,190 ± 0,034	0,127 ± 0,019	0,063 ± 0,022
Dezembro	96,3 ± 0,1	2,70 ± 0,41	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,87 ± 0,54)×10 ⁻³	0,091 ± 0,020	0,075 ± 0,011	(b)
Média ± σ	98 ± 31 (n=12)	3,53 ± 0,66 (n=12)	<1,6×10⁻³ (n=12)	(1,65 ± 0,40)×10⁻³ (n=12)	0,113 ± 0,053 (n=12)	0,098 ± 0,018 (n=12)	0,037 ± 0,013 (n=7)

Actividade mínima detectável em ^{137}Cs (a); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (b);

Tabela I.9 - Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e actividade 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	$3,54 \pm 0,39$	$15,4 \pm 0,1$	$0,026 \pm 0,016$
Mai	$2,91 \pm 0,30$	$1,4 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Agosto	$3,81 \pm 0,60$	$2,9 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Novembro	$5,10 \pm 0,29$	$1,1 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)

Tabela I.10 - Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e actividade 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	$2,93 \pm 0,55$	$42,2 \pm 0,1$	$0,050 \pm 0,022$
Mai	$1,69 \pm 0,30$	$2,4 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Agosto	$1,93 \pm 0,35$	$3,2 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)
Novembro	$6,36 \pm 0,30$	$2,5 \pm 0,1$	$<0,017$ (a)

Actividade mínima detectável em beta total (a);

Tabela I.9a - Valores de actividade específica, $A \pm U$ (k=2), (Bq L⁻¹), em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ⁴⁰K, beta total 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	Beta total	⁴⁰ K	Beta residual
Fevereiro	111,9 ± 0,1	3,40 ± 0,51	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,93 ± 0,70)×10 ⁻³	0,130 ± 0,020	0,094 ± 0,014	0,036 ± 0,021
Mai	101,1 ± 0,1	3,50 ± 0,53	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,80 ± 0,57)×10 ⁻³	0,146 ± 0,025	0,097 ± 0,015	0,049 ± 0,018
Agosto	106,9 ± 0,1	3,80 ± 0,57	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,81 ± 0,63)×10 ⁻³	0,109 ± 0,023	0,105 ± 0,016	(b)
Novembro	105,5 ± 0,1	4,80 ± 0,72	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,03 ± 0,48)×10 ⁻³	0,201 ± 0,035	0,133 ± 0,020	0,068 ± 0,020

Tabela I.10a - Valores de actividade específica, $A \pm U$ (k=2), (Bq L⁻¹), em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ⁴⁰K, beta total 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	Beta total	⁴⁰ K	Beta residual
Fevereiro	108,3 ± 0,1	3,10 ± 0,47	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,44 ± 0,60)×10 ⁻³	0,139 ± 0,020	0,086 ± 0,013	0,053 ± 0,026
Mai	99,1 ± 0,1	3,50 ± 0,53	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,77 ± 0,63)×10 ⁻³	0,171 ± 0,027	0,097 ± 0,015	0,074 ± 0,018
Agosto	107,2 ± 0,1	3,60 ± 0,54	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,41 ± 0,58)×10 ⁻³	0,101 ± 0,021	0,100 ± 0,015	(b)
Novembro	101,7 ± 0,1	5,10 ± 0,77	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,42 ± 0,51)×10 ⁻³	0,187 ± 0,035	0,141 ± 0,021	0,046 ± 0,024

Actividade mínima detectável em ¹³⁷Cs (a); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (b);

Tabela I.11 - Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e actividade 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)	$0,3 \pm 0,1$	<0,015 (b)
Fevereiro	<0,80 (a)	$3,8 \pm 0,1$	<0,015 (b)
Março	$0,85 \pm 0,29$	$1,7 \pm 0,1$	<0,015 (b)
Abril	$2,12 \pm 0,30$	$0,9 \pm 0,1$	<0,015 (b)
Mai	<0,80 (a)	$1,8 \pm 0,1$	<0,015 (b)
Junho	<0,80 (a)	$3,9 \pm 0,1$	<0,015 (b)
Julho	<0,80 (a)	$1,4 \pm 0,1$	<0,015 (b)
Agosto	$1,29 \pm 0,58$	$1,2 \pm 0,1$	<0,017 (b)
Setembro	<0,80 (a)	$0,7 \pm 0,1$	<0,015 (b)
Outubro	<0,80 (a)	$8,0 \pm 0,1$	<0,015 (b)
Novembro	<0,80 (a)	$4,4 \pm 0,1$	$0,021 \pm 0,010$
Dezembro	<0,80 (a)	$2,8 \pm 0,1$	$0,028 \pm 0,011$
Média $\pm \sigma$ (n=12)	<1,0	$2,6 \pm 2,2$	<0,017

Actividade mínima detectável em 3H (a); Actividade mínima detectável em beta total (b);

Tabela I.11a - Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K , alfa/beta total 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	211,2 ± 0,1	1,60 ± 0,24	(3,24 ± 0,42)×10 ⁻³	(2,95 ± 0,57)×10 ⁻³	0,161 ± 0,041	0,205 ± 0,027	0,044 ± 0,007	0,161 ± 0,028
Fevereiro	237,2 ± 0,1	1,30 ± 0,20	<1,9×10 ⁻³ (a)	(1,51 ± 0,54)×10 ⁻³	0,093 ± 0,033	0,082 ± 0,019	0,036 ± 0,005	0,046 ± 0,020
Março	59,2 ± 0,1	1,40 ± 0,21	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,50 ± 0,46)×10 ⁻³	<0,010 (b)	0,034 ± 0,008	0,039 ± 0,006	(c)
Abril	57,3 ± 0,1	1,10 ± 0,17	<1,6×10 ⁻³ (a)	(2,04 ± 0,53)×10 ⁻³	0,007± 0,005	0,042 ± 0,006	0,030 ± 0,005	0,012 ± 0,008
Maio	66,1 ± 0,1	1,10 ± 0,17	<1,7×10 ⁻³ (a)	(1,19 ± 0,48)×10 ⁻³	0,010 ± 0,007	0,048 ± 0,007	0,030 ± 0,005	0,018 ± 0,008
Junho	52,2 ± 0,1	1,10 ± 0,17	<1,7×10 ⁻³ (a)	(2,26 ± 0,55)×10 ⁻³	<0,007 (b)	0,042 ± 0,007	0,030 ± 0,005	0,012 ± 0,008
Julho	60,4 ± 0,1	1,10 ± 0,17	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,64 ± 0,53)×10 ⁻³	0,008 ± 0,006	0,043 ± 0,007	0,030 ± 0,005	0,013 ± 0,008
Agosto	56,1 ± 0,1	1,20 ± 0,18	<1,7×10 ⁻³ (a)	(1,47 ± 0,55)×10 ⁻³	0,015 ± 0,007	0,033 ± 0,006	0,033 ± 0,005	(c)
Setembro	61,4 ± 0,1	1,20 ± 0,18	(d)	(1,95 ± 0,63)×10 ⁻³	<0,008 (b)	0,066 ± 0,009	0,033 ± 0,005	0,033 ± 0,010
Outubro	57,2 ± 0,1	1,00 ± 0,15	<1,6×10 ⁻³ (a)	(1,53 ± 0,64)×10 ⁻³	0,017 ± 0,008	0,042 ± 0,009	0,028 ± 0,004	0,014 ± 0,010
Novembro	49,8 ± 0,1	1,70 ± 0,26	<1,5×10 ⁻³ (a)	(1,28 ± 0,71)×10 ⁻³	0,013 ± 0,007	0,035 ± 0,006	0,047 ± 0,007	(c)
Dezembro	52,8 ± 0,1	1,50 ± 0,23	<1,5×10 ⁻³ (a)	(1,18 ± 0,49)×10 ⁻³	0,024 ± 0,009	0,032 ± 0,007	0,042 ± 0,006	(c)
Média ± σ	85,1 ± 65,4 (n=12)	1,28 ± 0,23 (n=12)	<1,8×10⁻³ (n=11)	(1,71 ± 0,52)×10⁻³ (n=12)	<0,031 (n=12)	0,059 ± 0,048 (n=12)	0,035 ± 0,006 (n=12)	<0,039 (n=8)

Actividade mínima detectável em ^{137}Cs (a) e actividade alfa total (b); não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100% (c); resultado não considerado devido ao uso de reagente inapropriado durante a análise (d)

Tabela I.12 - Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), em 3H e actividade 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 <i>(Bar. de Alqueva)</i>	$<0,80$ (a)	$6,7 \pm 0,1$	$<0,017$ (b)
Rio Mondego <i>(Bar. da Aguieira)</i>	$1,25 \pm 0,28$	$4,4 \pm 0,1$	$<0,017$ (b)
Rio Douro <i>(Bar. do Pocinho)</i>	$<0,80$ (a)	$2,3 \pm 0,1$	$<0,017$ (b)

Actividade mínima detectável em 3H (a) e actividade beta total (b);

Tabela I.12a - Valores de actividade específica, $A \pm U$ (k=2), (Bq L^{-1}), em ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K , beta total 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 Amostragem	Concentração em sais dissolvidos mg L^{-1}	Concentração em K^+ mg L^{-1}	^{137}Cs	^{90}Sr	Beta total	^{40}K	Beta residual
Rio Guadiana (Bar. de Alqueva)	$116,0 \pm 0,1$	$4,1 \pm 0,62$	$<1,6 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,71 \pm 0,68) \times 10^{-3}$	$0,136 \pm 0,018$	$0,114 \pm 0,017$	$0,022 \pm 0,020$
Rio Mondego (Bar. da Aguieira)	$44,7 \pm 0,1$	$1,5 \pm 0,23$	$<1,6 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,27 \pm 0,59) \times 10^{-3}$	$0,056 \pm 0,009$	$0,042 \pm 0,006$	$0,014 \pm 0,012$
Rio Douro (Bar. do Pocinho)	$116,1 \pm 0,1$	$2,4 \pm 0,36$	$<1,6 \times 10^{-3}$ (a)	$<0,82 \times 10^{-3}$ (b)	$0,105 \pm 0,018$	$0,066 \pm 0,010$	$0,039 \pm 0,014$

Actividade mínima detectável em ^{137}Cs (a) e ^{90}Sr (b);

Sedimentos

Nas Tabelas I.13 a I.15 estão expressos os valores de actividade específica, A , (Bq kg^{-1}), dos radionuclidos detectados na fracção silte/argila ($\varnothing \leq 63\mu\text{m}$) colhidos no rio Tejo, em V. Velha de Ródão, Valada e Barragem de Belver.

Relativamente às famílias radioactivas naturais do ^{232}Th (medido através do ^{228}Ra e descendentes) e do ^{238}U (medido através do ^{226}Ra e descendentes) pode observar-se que a actividade específica média apresenta valores com um elevado desvio padrão, devido às variações mensais. Em V. Velha de Ródão os valores das concentrações médias anuais para o ^{228}Ra e ^{226}Ra são de $252 \pm 91 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $174 \pm 58 \text{ Bq kg}^{-1}$ respectivamente. Relativamente a Valada os valores são, em média, ligeiramente inferiores aos observados em V. Velha de Ródão. O ^{235}U apresenta valores, na grande maioria dos casos, inferiores à actividade mínima detectável para ambas as estações de amostragem. As concentrações de actividade em ^{137}Cs são da mesma ordem de grandeza em V. Velha de Ródão e Valada. As concentrações em ^7Be situam-se abaixo da actividade mínima detectável. Os valores em ^{40}K são relativamente constantes, apresentando contudo uma maior variação em V. Velha de Ródão.

Os valores das concentrações de actividade em ^{235}U , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{137}Cs , ^{40}K e ^7Be medidos em sedimentos colhidos na barragem de Belver (Tabela I.15) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em V. Velha de Ródão e Valada.

A razão entre as concentrações $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ é superior à unidade, em termos de valores médios anuais, para todos os sedimentos do rio Tejo. Sendo o ^{228}Ra e o ^{226}Ra descendentes das séries radioactivas do ^{232}Th e ^{238}U respectivamente, 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 . Além disso, poder-se-á considerar a hipótese de um teor mais elevado em Tório do que em Urânio nas rochas de onde os sedimentos são originários.

Na Tabelas I.16 estão expressos os valores de actividade específica, A , (Bq kg^{-1}), dos radionuclidos (naturais e artificiais) detectados em sedimentos ($\varnothing \leq 63\mu\text{m}$) colhidos nos rios Guadiana, Douro e Mondego. Nos rios Guadiana e Douro os valores da concentração em ^{228}Ra e ^{226}Ra são inferiores aos obtidos para os rios Mondego e Tejo possivelmente devido à diferente composição mineralógica dos sedimentos.

Constata-se que os valores obtidos para os radionuclidos analisados em sedimentos dos rios Tejo, Douro, Mondego e Guadiana são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009a, 2009d & 2010).

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

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K	7Be
Janeiro	<27 (a)	248 ± 12	170 ± 10	<3,7 (a)	737 ± 82	<94 (a)
Fevereiro	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Março	<25 (a)	188,9 ± 7,9	127 ± 23	<5,4 (a)	644 ± 76	<81 (a)
Abril	<22 (a)	262 ± 22	177 ± 27	<5,5 (a)	689 ± 69	<108 (a)
Maió	<19 (a)	244 ± 17	136 ± 40	<3,4 (a)	611 ± 64	<57 (a)
Junho	<19 (a)	365 ± 22	237 ± 20	<5,6 (a)	708 ± 87	<110 (a)
Julho	<24 (a)	191 ± 12	151 ± 10	5,8 ± 2,6	500 ± 89	<84 (a)
Agosto	<29 (a)	295 ± 16	193 ± 15	<6,3 (a)	647 ± 91	<100 (a)
Setembro	<24 (a)	196,9 ± 7,2	168 ± 14	6,2 ± 1,6	701 ± 64	<110 (a)
Outubro	<25 (a)	454 ± 25	305 ± 38	<4,5 (a)	654 ± 70	<126 (a)
Novembro	<10 (a)	147 ± 12	86 ± 17	<3,5 (a)	918 ± 83	<40 (a)
Dezembro	<28 (a)	182 ± 21	161 ± 27	<7,0 (a)	687 ± 99	<266 (a)
Média ± σ (n=11)	<23	252 ± 91	174 ± 58	<5,2	681 ± 101	<108

Tabela I.14 – Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$), de radionuclidos 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	7Be
Janeiro	<25 (a)	174,4 ± 7,8	117 ± 14	<4,9 (a)	777 ± 82	<84 (a)
Fevereiro	<12 (a)	249,5 ± 9,0	147 ± 11	4,0 ± 1,3	683 ± 61	<47 (a)
Março	<18 (a)	112,1 ± 4,9	79,3 ± 8,4	2,8 ± 1,6	718 ± 61	<67 (a)
Abril	<19 (a)	118 ± 14	94 ± 13	<3,2 (a)	719 ± 85	<105 (a)
Maió	<23 (a)	161 ± 12	118,7 ± 6,8	<3,8 (a)	756 ± 79	<108 (a)
Junho	<24 (a)	122,7 ± 8,6	94,1 ± 8,8	5,2 ± 1,4	787 ± 65	<59 (a)
Julho	<15 (a)	162 ± 10	99,1 ± 7,0	3,1 ± 1,8	758 ± 66	<40 (a)
Agosto	<19 (a)	199,0 ± 8,0	133 ± 12	<3,9 (a)	758 ± 78	<86 (a)
Setembro	24,7 ± 5,6	166,7 ± 6,8	112 ± 14	<3,6 (a)	757 ± 74	<102 (a)
Outubro	<25 (a)	180,7 ± 9,0	129 ± 16	<4,1 (a)	774 ± 76	<79 (a)
Novembro	30 ± 16	291 ± 12	179 ± 13	<4,4 (a)	786 ± 79	<96 (a)
Dezembro	<20 (a)	207,4 ± 7,4	131 ± 18	<3,5 (a)	678 ± 64	<146 (a)
Média ± σ (n=12)	<21	179 ± 53	119 ± 27	<3,9	747 ± 37	<85

Actividade mínima detectável (a); não foi possível a colheita da amostra (b);

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

Data de colheita	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K	7Be
Fevereiro	11,1 ± 3,1	223 ± 12	150,8 ± 7,4	3,2 ± 1,9	856 ± 81	<39 (a)
Maio	<14 (a)	338 ± 30	217,3 ± 9,5	<3,4 (a)	642 ± 55	<51 (a)
Agosto	55 ± 11	705 ± 20	438 ± 12	<5,2 (a)	707 ± 84	<126 (a)
Novembro	<17 (a)	171 ± 14	114 ± 11	<2,3 (a)	898 ± 66	<45 (a)

Actividade mínima detectável (a);

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

Data de colheita	Local de amostragem	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{137}Cs	^{40}K	7Be
Abril	Rio Guadiana (Bar. Alqueva)	12,2 ± 6,9	58,3 ± 3,5	40,4 ± 3,2	2,5 ± 1,5	392 ± 44	<86 (a)
Junho	Rio Douro (Bar. Pocinho)	<25 (a)	96,2 ± 8,3	99 ± 12	4,4 ± 2,2	616 ± 66	<36 (a)
Junho	Rio Mondego (Bar. Aguieira)	<32 (a)	135,7 ± 8,9	157 ± 28	<4,6 (a)	798 ± 96	<126 (a)

Actividade mínima detectável (a);

Peixes

Na Tabela I.17 estão expressos os valores de actividade específica, A , (Bq kg^{-1} , peso de músculo fresco) de radionuclidos naturais e artificiais em peixes capturados nos rios Tejo (V. Velha de Ródão). Observa-se que as concentrações dos radionuclidos detectados (^{137}Cs , ^{226}Ra e ^{228}Ra) são inferiores à actividade mínima detectável. Os valores em ^{40}K variam entre $97,2 \pm 8,9 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $134,0 \pm 6,7 \text{ Bq kg}^{-1}$. Estes valores são da mesma ordem de grandeza dos observados em anos anteriores em peixes capturados no rio Tejo (Madruga *et al.*, 2008, 2009d & 2010).

Tabela I.17 – Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), (Bq kg^{-1} , músculo fresco), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em peixe capturado no rio Tejo, em Vila Velha de Ródão

Data de colheita	Espécie	^{137}Cs	^{226}Ra	^{228}Ra	^{40}K
Janeiro	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,081 (a)	<0,19 (a)	<0,14 (a)	$111,5 \pm 5,9$
Fevereiro	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,12 (a)	<0,29 (a)	<0,21 (a)	$118,7 \pm 6,5$
Março	<i>Cyprinus carpio</i>	<0,099 (a)	<0,29 (a)	<0,33 (a)	$97,2 \pm 8,9$
Abril	(b)	-	-	-	-
Maió	(b)	-	-	-	-
Junho	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,060 (a)	<0,17 (a)	<0,068 (a)	$133,1 \pm 7,6$
Julho	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,088 (a)	<0,21 (a)	<0,13 (a)	$134,0 \pm 6,7$
Agosto	(c)	-	-	-	-
Setembro	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,099 (a)	<0,31 (a)	<0,24 (a)	$114,3 \pm 6,1$
Outubro	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,11 (a)	<0,30 (a)	<0,20 (a)	$116,6 \pm 9,7$
Novembro	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,10 (a)	<0,26 (a)	<0,19 (a)	$114,4 \pm 6,4$
Dezembro	<i>Barbus bocagei</i> L.	<0,17 (a)	<0,49 (a)	<0,38 (a)	$128,3 \pm 7,9$

(a) - Actividade mínima detectável; (b) Período de defeso; (c) Não foi possível a recolha da amostra pelo pescador.

I.3.2 Mar

I.3.2.1 Material e Métodos

Procedeu-se a uma colheita anual de amostras de mexilhões em 4 locais de amostragem na Costa Atlântica e em 1 local de amostragem 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 actividade 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 10g. 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 electrodepositados 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 actividade 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 respectivamente.

Verifica-se que os valores da actividade específica em $^{239+240}\text{Pu}$ variam entre $2,1 \pm 1,5$ mBq kg^{-1} e $98,0 \pm 66,1$ mBq kg^{-1} em mexilhões colhidos em Quarteira e Matosinhos, respectivamente. Os valores em ^{137}Cs situam-se abaixo da actividade mínima detectável (0,1 ou 0,2 Bq kg^{-1}). As concentrações em actividade para os isótopos do Urânio (^{238}U , ^{235}U e ^{234}U) são, em geral, relativamente constantes. O valor da razão entre as concentrações dos isótopos ^{234}U e ^{238}U é aproximadamente 1, o que indica a existência de equilíbrio radioactivo 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 24 (Figueira da Foz) e 307 (Estuário do Sado). Os valores mais elevados obtidos para as concentrações em ^{210}Po (variando entre 101 ± 6 Bq kg^{-1} e 186 ± 10 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) 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 actividade específica, $A \pm U$ (k=2), (Bq kg⁻¹, peso fresco), de radionuclidos de origem artificial em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e nos estuários do Tejo e Sado

Local de amostragem	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²³⁸ Pu	¹³⁷ Cs
Matosinhos	(98,0 ± 66,1)x10 ⁻³	n.d.	< 0,1
Figueira da Foz	(3,1 ± 1,6)x10 ⁻³	n.d.	< 0,1
Cascais	(24,5 ± 18,3)x10 ⁻³	n.d.	<0,1
Cabo de S. Vicente	(3,1 ± 0,8)x10 ⁻³	n.d.	<0,2
Quarteira	(2,1 ± 1,5)x10 ⁻³	n.d.	<0,1
Estuário do Sado	(13,6 ± 7,0)x10 ⁻³	n.d.	<0,1

n.d.- não detectado

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

Local de amostragem	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th	⁴⁰ K
Matosinhos	0,30 ± 0,02	0,011 ± 0,002	0,37 ± 0,02	0,086 ± 0,010	0,094 ± 0,021	2,4 ± 0,2	107 ± 6	0,067 ± 0,008	31 ± 3
Figueira da Foz	0,31 ± 0,02	0,011 ± 0,004	0,31 ± 0,02	0,13 ± 0,03	0,10 ± 0,03	2,4 ± 0,2	141 ± 8	0,078 ± 0,003	40 ± 3
Cascais	0,30 ± 0,02	0,013 ± 0,002	0,34 ± 0,02	0,099 ± 0,010	0,038 ± 0,010	3,8 ± 0,4	140 ± 10	0,083 ± 0,010	31 ± 3
Cabo de S. Vicente	0,42 ± 0,03	0,020 ± 0,003	0,47 ± 0,03	0,043 ± 0,005	0,090 ± 0,012	8,9 ± 0,9	186 ± 10	0,042 ± 0,006	30 ± 3
Quarteira	0,15 ± 0,01	0,005 ± 0,002	0,15 ± 0,01	0,030 ± 0,007	0,035 ± 0,009	2,1 ± 0,2	101 ± 6	0,034 ± 0,008	31 ± 3
Estuário do Sado	0,26 ± 0,01	0,012 ± 0,003	0,30 ± 0,02	0,038 ± 0,006	0,028 ± 0,008	8,6 ± 0,8	124 ± 8	0,031 ± 0,005	37 ± 4

I. 4 RADIOACTIVIDADE 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 actividades bastante variáveis. Ocasionalmente, a presença de ^3H , ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^{226}Ra poderá ser devida à actividade humana (centros nucleares, actividade mineira, etc.). A determinação da radioactividade em água para consumo humano pode ser efectuada através das medições alfa e beta totais, as quais dão uma indicação dos níveis globais de actividade 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.1) com uma periodicidade mensal. Recolheram-se também amostras de água em localidades seleccionadas aleatoriamente ao longo do país (Figura I.2). As amostras de água foram recolhidas em torneiras de distribuição ao público tendo-se determinado posteriormente as actividades alfa e beta totais e a concentração em ^3H .

As metodologias utilizadas para a determinação das actividades alfa total e beta total e da concentração em ^3H estão expressas em I.2.2.1. Nas amostras de água colhidas em Lisboa procedeu-se também à determinação das actividades em ^{137}Cs e ^{90}Sr por medição beta conforme procedimento descrito em I.2.2.1.

I.4.2 Resultados e Discussão

Nas Tabelas I.20 e I.21 estão expressos os valores da actividade específica, A , (Bq L^{-1}) em ^3H e das actividades alfa e beta totais em águas para consumo humano recolhidas mensalmente em Lisboa e aleatoriamente em vários locais do país, respectivamente. Na Tabela I.20 apresentam-se ainda os valores de actividade específica em ^{137}Cs e ^{90}Sr . Como se pode observar, os valores de actividade específica em ^{137}Cs , situam-se abaixo do valor de actividade mínima detectável, sendo o valor médio anual inferior a $1,6 \text{ mBq L}^{-1}$. Relativamente ao ^{90}Sr apesar de se verificar uma maior dispersão de valores, o valor médio anual ($<1,75 \text{ mBq L}^{-1}$) 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). Valores médios anuais de actividade específica, variando entre $0,015$ e $0,15 \text{ mBq L}^{-1}$ e entre $1,4$ e $9,9 \text{ mBq L}^{-1}$ para o ^{137}Cs e ^{90}Sr respectivamente, foram reportados para Espanha durante o ano 2008 (Heredia *et al.*, 2009).

Constata-se que, os valores das actividades alfa e beta totais são relativamente constantes, com valores médios anuais inferiores a $0,022 \text{ Bq L}^{-1}$ para a actividade alfa total e de $0,073 \pm 0,028 \text{ Bq L}^{-1}$ para a actividade beta total em Lisboa. Os valores de actividade alfa e beta total observados nas amostras de água recolhidas em vários locais do país são da mesma

ordem de grandeza e inferiores aos valores paramétricos estipulados no Decreto-Lei n.º 306/2007 de 27 de Agosto (alfa total: $0,5 \text{ Bq L}^{-1}$; beta total: 1 Bq L^{-1}).

Os valores de actividade em ^3H nas amostras de água recolhidas em Lisboa (Tabela I.20) e ao longo do país (Tabela I.21) situam-se, na maioria dos casos, abaixo do valor da actividade mínima detectável ($0,8 \text{ Bq L}^{-1}$). Estes valores são da ordem de grandeza dos observados em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009b, 2009d & 2010) 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).

Com base nas médias anuais das actividades em ^{90}Sr , ^{137}Cs e ^3H determinadas na água de consumo colhida em Lisboa (Tabela I.20), considerando os respectivos factores de dose de $2,8 \times 10^{-8}$, $1,3 \times 10^{-8}$ e $1,8 \times 10^{-11} \text{ Sv Bq}^{-1}$ (Basic Safety Standards, 1996; ICRP, 1996) respectivamente e um consumo anual *per capita* de 730 litros (WHO, 2011) obteve-se o valor de $0,064 \mu\text{Sv a}^{-1}$ para a dose efectiva de radiação devida à ingestão desta água. A maior contribuição para a dose foi devida ao ^{90}Sr (56%) seguido do ^{137}Cs (24%) e do ^3H (20%). Os valores de dose efectiva são idênticos aos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009d & 2010). Na Finlândia, a dose de radiação devida à ingestão dos radionuclídeos ^{90}Sr , ^{137}Cs e ^3H através da água de consumo variou, no ano de 2009, entre $0,02$ e $0,2 \mu\text{Sv a}^{-1}$ (STUK-B 117, 2010).

Tabela I.20 – Valores de actividade 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	$<1,6 \times 10^{-3}$ (a)	$(4,08 \pm 0,88) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$<0,014$ (d)	$0,045 \pm 0,010$
Fevereiro	$<1,7 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,15 \pm 0,54) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$<0,024$ (d)	$0,092 \pm 0,018$
Março	$<1,7 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,30 \pm 0,32) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$0,018 \pm 0,010$	$0,042 \pm 0,009$
Abril	$<1,7 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,47 \pm 0,76) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$0,037 \pm 0,019$	$0,072 \pm 0,015$
Maiο	$<1,7 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,04 \pm 0,67) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$0,028 \pm 0,016$	$0,084 \pm 0,015$
Junho	$<1,6 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,74 \pm 0,83) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$<0,018$ (d)	$0,088 \pm 0,015$
Julho	$<1,6 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,39 \pm 0,43) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$<0,031$ (d)	$0,132 \pm 0,025$
Agosto	$<1,6 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,00 \pm 0,42) \times 10^{-3}$	$2,52 \pm 0,58$	$<0,020$ (d)	$0,056 \pm 0,014$
Setembro	$<1,6 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,18 \pm 0,49) \times 10^{-3}$	$1,25 \pm 0,56$	$0,018 \pm 0,013$	$0,108 \pm 0,015$
Outubro	$<1,6 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,75 \pm 0,51) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$<0,014$ (d)	$0,043 \pm 0,010$
Novembro	$<1,5 \times 10^{-3}$ (a)	$<0,82 \times 10^{-3}$ (b)	$0,83 \pm 0,60$	$<0,020$ (d)	$0,061 \pm 0,015$
Dezembro	$<1,5 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,13 \pm 0,45) \times 10^{-3}$	$<0,80$ (c)	$0,018 \pm 0,011$	$0,056 \pm 0,011$
Média $\pm \sigma$ (n=12)	$<1,6 \times 10^{-3}$	$<1,75 \times 10^{-3}$	$<0,98$	$<0,022$	$0,073 \pm 0,028$

Actividade mínima detectável em ^{137}Cs (a), ^{90}Sr (b), 3H (c), e actividade alfa total (d);

Tabela I.21 – Valores de actividade 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
Abril	Vendas Novas	<0,80 (a)	$0,321 \pm 0,063$	$0,239 \pm 0,031$
Junho	Almeida	$1,23 \pm 0,28$	<0,009 (b)	$0,034 \pm 0,007$
Junho	F.C. Rodrigo	$1,22 \pm 0,27$	< 0,010 (b)	$0,032 \pm 0,007$
Junho	Sra. da Ribeira	<0,80 (a)	$0,016 \pm 0,011$	$0,070 \pm 0,012$
Setembro	S. Pedro do Sul	<0,80 (a)	<0,013 (b)	$0,067 \pm 0,014$
Setembro	Sines	<0,80 (a)	<0,035 (b)	$0,045 \pm 0,020$
Setembro	Sagres	<0,80 (a)	<0,099 (b)	<0,085 (c)
Outubro	Coimbra	<0,80 (a)	<0,012 (b)	$0,065 \pm 0,010$
Outubro	Porto	<0,80 (a)	<0,024 (b)	$0,164 \pm 0,023$

Actividade mínima detectável em 3H (a), actividade alfa total (b) e actividade beta total (c);

I.5 RADIOACTIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR

A avaliação do nível de radioactividade na dieta mista dá uma indicação da potencial contaminação radioactiva 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 radionuclidos do ambiente para o Homem. O seu controlo dá uma indicação imediata da contaminação radioactiva das pastagens, originada pela deposição atmosférica. Em caso de contaminação os radionuclidos artificiais normalmente detectados são o ^{131}I , ^{137}Cs e ^{90}Sr . O ^{40}K sendo um radionuclido de origem natural está também presente no leite. O ^{131}I é um radionuclido 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 efectuada no Continente, pela Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE), e nas Ilhas, pela Inspeção Regional das Actividades Económicas dos Açores e pela Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Madeira (Figura I.2); *ii*) uma amostra anual de carne, fruta, vegetal e tubérculo adquiridos em Nisa, na região de V. Velha de Ródão (Figura I.2); e, *iii*) uma amostra anual (carne, fruta, vegetal, farinha, peixe, marisco) adquirida em supermercados da área de Lisboa (Figura I.2). Com este plano, procurou-se que as amostragens dos diferentes componentes fossem as mais representativas possíveis 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 radioactividade em ^{137}Cs , ^{40}K e ^7Be foram efectuadas por espectrometria gama. Para a determinação do ^{90}Sr , procedeu-se à separação deste radionuclido de outros elementos interferentes fazendo-se passar a amostra, após a incineração e diluição em meio ácido, através de uma resina específica para o estrôncio (Eichrom). A medição beta na solução foi efectuada por cintilação líquida usando um espectrómetro Packard Tri-Carb 3170

TR/SL. A actividade em ^{90}Sr foi determinada após o equilíbrio radioactivo entre o ^{90}Sr e o seu descendente ^{90}Y (Lopes and 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 uma e de duas amostras anuais de leite adquiridas directamente ao produtor, provenientes dos Açores e da Madeira respectivamente (Figura I.2). Estas amostras foram recolhidas pelas entidades referidas anteriormente para a colheita de alimentos.

Determinou-se a actividade específica em ^{137}Cs , ^{131}I , ^{40}K e ^{90}Sr nestas amostras. Para a determinação das actividades em ^{137}Cs , ^{131}I e ^{40}K , foi utilizada como metodologia, a análise por espectrometria gama (geometria “Marinelli”) efectuada directamente numa amostra de 1 litro de leite. Para a determinação do ^{90}Sr seguiu-se o procedimento descrito anteriormente para os componentes da cadeia alimentar e para a refeição completa.

1.5.2 Resultados e Discussão

Componentes Individuais e Refeição Completa

Na Tabela I.22 estão expressos os valores das actividades específicas, A (Bq kg^{-1}), dos radionuclidos artificiais (^{137}Cs e ^{90}Sr) e naturais (^{40}K e ^7Be) detectados em produtos da cadeia alimentar recolhidos em várias regiões de Portugal Continental, na Madeira e nos Açores. A análise de ^{90}Sr foi efectuada só em alguns dos alimentos, carne e couve, por serem os mais representativos. A carne dá uma indicação da contaminação animal através das pastagens e a couve da contaminação devida à deposição atmosférica.

Da análise dos resultados constata-se que a actividade específica em ^{137}Cs se situa abaixo dos valores da actividade mínima detectável ($0,1\text{-}0,2 \text{ Bq kg}^{-1}$, dependendo das condições de medição). Detectaram-se vestígios de ^{137}Cs em três amostras de couve (variando entre $0,3\pm 0,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,6\pm 0,2 \text{ Bq kg}^{-1}$) em uma amostra de carne proveniente dos Açores ($3,2\pm 0,2 \text{ Bq kg}^{-1}$). Relativamente à actividade em ^{90}Sr a maioria dos resultados é inferior à actividade mínima detectável que se situa entre $0,015 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,044 \text{ Bq kg}^{-1}$. Valores quantificáveis variando entre $0,037\pm 0,018 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,509\pm 0,047 \text{ Bq kg}^{-1}$ foram obtidos em amostras de couve. A actividade em ^{40}K apresenta valores mais elevados, que variam entre $26\pm 3 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $149\pm 7 \text{ Bq kg}^{-1}$. Detectou-se a ocorrência de vestígios de ^7Be em algumas amostras de couve o que está relacionada com a sua proveniência. Sendo o ^7Be um

radionuclido de origem cósmica ao ser transportado pela água da chuva deposita-se na biosfera, principalmente nos vegetais.

Os resultados em ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K e ^7Be são consistentes com as medições efectuadas em anos anteriores em produtos da cadeia alimentar (Madruga *et al.*, 2008, 2009c & 2010).

Os valores da actividade específica, $A \pm U$ (Bq kg^{-1}) em refeições completas estão expressos na Tabela I.23.

Da análise dos resultados pode constatar-se que os valores de actividade específica dos radionuclidos medidos são inferiores à actividade mínima detectável, com excepção dos valores obtidos para o ^{40}K , os quais variam entre 28 ± 3 e $64 \pm 3 \text{ Bq kg}^{-1}$. 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).

No Reino Unido foram reportados para o ano de 2008 (RIFE-14, 2009) valores inferiores a $0,06 \text{ Bq kg}^{-1}$ e a $0,04 \text{ Bq kg}^{-1}$ para o ^{137}Cs e ^{90}Sr respectivamente em amostras de refeições completas adquiridas em cantinas. Os mesmos autores reportam para o ^{40}K valores que variam entre 90 e 95 Bq kg^{-1} .

Partindo do pressuposto que as amostras de refeição completa são representativas da dieta portuguesa pode fazer-se uma estimativa da actividade ingerida por dia por pessoa. Considerando que uma pessoa ingere normalmente duas refeições completas por dia (almoço e jantar) calculou-se, a partir da actividade medida (Bq kg^{-1}) e da massa (kg) correspondente às duas refeições, a actividade dos radionuclidos ingeridos por dia por pessoa ($\text{Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$). Esses resultados (*em itálico*) estão presentes na Tabela I.23. Estes valores são da mesma ordem de grandeza dos reportados para outros países europeus (Alemanha, Espanha, Finlândia, Inglaterra e Suécia). Para os anos de 2002-2003 (EUR 23555 EN, 2009) foram reportados valores médios trimestrais variando entre $< 0,2 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ e $3,1 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ e entre $< 0,1 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ e $4,9 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ para o ^{137}Cs e ^{90}Sr respectivamente. Em 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009) os valores médios trimestrais situaram-se entre $< 0,2 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ e $11 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ para o ^{137}Cs e entre $< 0,1 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ e $0,45 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ para o ^{90}Sr . Relativamente ao ^{40}K o valor típico em ambos os casos é de $100 \text{ Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$.

Relativamente à contribuição para a dose de radiação devida à ingestão da dieta mista (refeição completa), tendo em consideração que a radioactividade referente aos radionuclidos artificiais é inferior à actividade mínima detectável (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 $2 \mu\text{Sv a}^{-1}$, sendo a maior contribuição devida ao ^{90}Sr (cerca de 70%). Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c, 2009d & 2010).

Tabela I.22 – Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq\ kg^{-1}$, peso fresco), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K e 7Be em produtos da cadeia alimentar

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K	7Be
ASAE (Região Alentejo)	Janeiro	Setúbal	Couve	<0,2 (a)	(d)	64 ± 5	<1,5 (c)
			Batata	<0,1 (a)		115 ± 5	<0,9 (c)
		Évora Beja	Maçã	<0,1 (a)		32 ± 3	<1,2 (c)
			Carne (Suíno)	<0,1 (a)	<0,023 (b)	110 ± 6	<1,2 (c)
ASAE (Região Centro)	Janeiro	Coimbra Aveiro	Couve	<0,2 (a)	<0,015 (b)	81 ± 5	5,9 ± 1,1
			Batata	<0,1 (a)		123 ± 6	<1,3 (c)
			Laranja	<0,1 (a)		45 ± 4	<1,1 (c)
			Kiwi	<0,1 (a)		72 ± 4	<1,0 (c)
		Castelo Branco	Carne (Bovino)	<0,1 (a)	<0,015 (b)	117 ± 6	<1,0 (c)
Direcção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Fevereiro	Funchal	Couve	<0,2 (a)	<0,044 (b)	51 ± 5	<1,4 (c)
			Batata	<0,2 (a)		149 ± 7	<1,3 (c)
			Maçã	<0,2 (a)		26 ± 3	<1,4 (c)
			Carne (Suíno)	<0,2 (a)	<0,025 (b)	101 ± 6	<1,4 (c)
ASAE (Região Norte)	Fevereiro	Porto	Couve	<0,1 (a)	(d)	84 ± 5	<1,2 (c)
			Cebola	<0,1 (a)		59 ± 4	<0,9 (c)
		Aveiro Porto	Laranja	<0,1 (a)		59 ± 4	<0,8 (c)
			Carne (Bovino)	<0,1 (a)	<0,018 (b)	89 ± 4	<1,4 (c)
ASAE (Região Algarve)	Março	Faro	Couve	<0,2 (a)	<0,034 (b)	143 ± 7	9,2 ± 1,5
			Batata	<0,2 (a)		149 ± 7	<1,3 (c)
			Laranja	<0,2 (a)		44 ± 4	<1,3 (c)
			Carne (Bovino)	<0,1 (a)	<0,022 (b)	113 ± 5	<0,9 (c)
Inspecção Regional das Actividades Económicas dos Açores	Abril	Pico	Couve	0,6 ± 0,2	0,367±0,046	146 ± 8	20 ± 2
			Batata	<0,1 (a)		125 ± 5	<1,0 (c)
			Laranja	<0,2 (a)		51 ± 4	<1,8 (c)
			Carne (Bovino)	3,2 ± 0,2	0,049±0,012	94 ± 5	<1,4 (c)
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Abril	Lisboa	Couve	<0,1 (a)	<0,031 (b)	137 ± 7	<1,2 (c)
			Cebola	<0,1 (a)		36 ± 3	<1,2 (c)
			Maçã	<0,2 (a)		38 ± 2	<1,0 (c)
		Santarém	Carne (Suíno)	<0,1 (a)	<0,025 (b)	99 ± 5	<1,2 (c)
ASAE (Região Centro)	Maio	Lisboa Leiria	Couve	<0,1 (a)	0,046±0,021	70 ± 51	<1,3 (c)
			Batata	<0,2 (a)		101 ± 5	<1,3 (c)
		Viseu Leiria	Maçã	<0,1 (a)		30 ± 2	<0,8 (c)
			Carne (Bovino)	<0,1 (a)	(d)	85 ± 4	<0,7 (c)
ASAE (Região Alentejo)	Junho	Portalegre Estremoz	Couve	0,3 ± 0,1	0,037±0,018	69 ± 5	<1,9 (c)
			Batata	<0,1 (a)		127 ± 7	<1,2 (c)
		Portalegre Évora	Laranja	<0,1 (a)		38 ± 3	<0,9 (c)
			Carne (Bovino)	<0,1 (a)	<0,029 (b)	104 ± 5	<0,9 (c)

Actividade mínima detectável em ^{137}Cs (a) ^{90}Sr (b) e 7Be (c); quantidade de amostra insuficiente para a realização da análise (d);

Tabela I.22: continuação

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K	^7Be
ASAE (Região Norte)	Junho	Braga	Alface	<0,1 (a)	(d)	71 ± 4	<1,1 (c)
		Esposende Porto	Batata	<0,1 (a)		97 ± 6	<1,9 (c)
			Maçã	<0,1 (a)		32 ± 3	<0,7 (c)
			Carne (Bovino)	<0,1 (a)	<0,026 (b)	80 ± 5	<1,2 (c)
Instituto Tecnológico e Nuclear	Julho	Supermercado da região de Lisboa	Tomate	<3,8 (a)		87 ± 5	<1,2 (c)
			Melão	<0,1 (a)		69 ± 4	<1,0 (c)
			Farinha trigo	<0,1 (a)		50 ± 4	<1,0 (c)
			Mexilhão	<0,1 (a)		40 ± 3	<1,6 (c)
			Sardinha	<0,2 (a)		86 ± 5	<1,2 (c)
			Carne (Peru)	<0,1 (a)	(d)	111 ± 5	<0,7 (c)
Direcção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Agosto	Funchal	Couve	0,4 ± 0,1	<0,017 (b)	76 ± 4	<0,8 (c)
			Batata	<0,1 (a)		126 ± 6	<1,0 (c)
			Kiwi	<0,1 (a)		100 ± 5	<1,0 (c)
			Carne (Suíno)	<0,1 (a)	<0,023 (b)	109 ± 5	<1,8 (c)
ASAE (Região de Lisboa e Vale do Tejo)	Setembro	Lisboa	Alface	<0,1 (a)	(d)	98 ± 8	2,9 ± 0,8
		Leiria	Maçã	<0,1 (a)		36 ± 3	<1,2 (c)
		Lisboa	Cebola	<0,1 (a)		37 ± 2	<1,0 (c)
		Santarém	Carne (Suíno)	<0,2 (a)	<0,022 (b)	115 ± 9	<1,2 (c)
ASAE (Região Centro)	Outubro	Coimbra Aveiro	Couve	<0,1 (a)	<0,025 (b)	94 ± 7	<0,9 (c)
			Maçã	<0,1 (a)		40 ± 3	<1,0 (c)
			Batata	<0,1 (a)		117 ± 9	<1,2 (c)
			Carne (Bovino)	<0,1 (a)	<0,027 (b)	106 ± 8	<1,8 (c)
ASAE (Região Norte)	Novembro	Porto	Couve	<0,2 (a)	0,098±0,024	100 ± 8	7,9 ± 1,7
		Braga Vila Real	Batata	<0,2 (a)		120 ± 9	<1,2 (c)
			Maçã	<0,2 (a)		40 ± 4	<1,7 (c)
			Carne (Bovino)	<0,2 (a)	0,098±0,024	106 ± 8	<1,5 (c)
Instituto Tecnológico e Nuclear	Novembro	Nisa	Couve	<0,1 (a)	0,509±0,047	70 ± 6	1,5 ± 0,7
			Dióspiro	<0,1 (a)		66 ± 5	<1,2 (c)
			Cebola	<0,2 (a)		35 ± 4	<1,2 (c)
			Carne (Suíno)	<0,2 (a)	<0,019 (b)	117 ± 9	<1,7 (c)
ASAE (Região Algarve)	Novembro	Faro	Couve	<0,2 (a)	(d)	64 ± 6	<1,1 (c)
			Laranja	<0,1 (a)		53 ± 5	<1,1 (c)
			Batata	<0,1 (a)		146 ± 1	<0,7 (c)
			Carne (Bovino)	<0,1 (a)	<0,017 (b)	64 ± 6	<1,1 (c)

Actividade mínima detectável em ^{137}Cs (a), ^{90}Sr (b) e ^7Be (c); quantidade de amostra insuficiente para a realização da análise (d)

Tabela I.23 – Valores de actividade, $A_{\text{H}}(k=2)$ em Bq kg^{-1} (peso fresco) e em $\text{Bq d}^{-1}\text{p}^{-1}$ (valores em itálico) para os radionuclídeos ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K e ^7Be 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 legumes, peru assado com arroz branco, peixe estufado com batata cozida, maçã e pão.	<0,08 (a) <0,11	<0,029 (b) <0,041	64 ± 3 92 ± 10
Fevereiro	Creme de cenoura, bifes de peru com arroz branco, raia frita com arroz branco, pão de ló, maçã e pão.	<0,06 (a) <0,08	<0,025 (b) <0,034	37 ± 2 50 ± 6
Março	Sopa de legumes, borrego estufado com arroz branco, solha frita com arroz de ervilha e cenoura, pão de ló, maçã e pão.	<0,06 (a) <0,1	<0,027 (b) <0,045	32 ± 2 53 ± 5
Abril	Caldo verde, perna de frango assada com arroz branco, peixe frito com açorda, tarte de maçã, maçã e pão.	<0,08 (a) <0,11	<0,028 (b) <0,037	34 ± 2 46 ± 5
Mai	Sopa de legumes, carne de vaca com arroz branco, filetes de pescada com arroz branco, pudim, pêra e pão.	<0,08 (a) <0,13	<0,077 (b) <0,126	29 ± 2 48 ± 5
Junho	Caldo verde, filetes com arroz branco, arroz de carne, bolo de chocolate, maçã e pão.	<0,06 (a) <0,08	(c)	37 ± 2 50 ± 6
Julho	Creme de legumes, peixe espada frito com arroz branco, carne de vaca estufada com arroz branco, maçã e pão.	<0,05 (a) <0,05	<0,035 (b) <0,037	33 ± 2 35 ± 5
Agosto	Sopa de legumes, carapaus grelhados com batata cozida, carne de vaca cozida com arroz branco, bolo, maçã e pão.	<0,06 (a) <0,08	(c)	46 ± 2 62 ± 7
Setembro	Canja, salada russa com atum, carne de vaca estufada com arroz branco, pão de ló, maçã e pão.	<0,06 (a) <0,1	<0,027 (b) <0,044	28 ± 3 47 ± 5
Outubro	Sopa Juliana, arroz de peixe, arroz de aves, pudim flân, maçã e pão.	<0,07 (a) <0,13	<0,019 (b) <0,035	30 ± 3 54 ± 5
Novembro	Sopa de grão, peixe frito com arroz branco, carne de porco frita com arroz branco, pão de ló, maçã e pão.	0,04 (a) <0,06	<0,019 (b) <0,030	35 ± 3 55 ± 6
Dezembro	Sopa de espinafres, salsichas com lombardo, arroz de peixe, bolo de chocolate, maçã e pão.	0,04 (a) <0,06	<0,030 (b) <0,030	38 ± 3 57 ± 6

Actividade mínima detectável em ^{137}Cs (a), ^{90}Sr (b); (c) amostra insuficiente para a realização da análise.

Leite

Nas Tabelas I.24 a I.28 estão presentes os valores de actividade 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 actividade específica dos radionuclídeos artificiais, ^{137}Cs e ^{131}I são inferiores ao valor da actividade mínima detectável, 0,1-0,2 Bq L^{-1} (dependendo das condições de medição) com excepção do resultado obtido para uma amostra de leite proveniente dos Açores ($0,4 \pm 0,08 \text{ Bq L}^{-1}$). Relativamente ao ^{90}Sr os valores da actividade mínima detectável, que dependem do fundo radioactivo e do rendimento químico da análise, variam entre 0,012 e 0,055 Bq L^{-1} . Valores mensuráveis, mas da ordem de grandeza da actividade mínima detectável, foram detectados em algumas amostras. No relatório da Comissão Europeia referente aos anos 2004-2006 (EUR 23950 EN, 2009) foram reportados valores médios trimestrais variando entre valores inferiores a 0,5 Bq L^{-1} e 1,2 Bq L^{-1} para o ^{137}Cs e valores inferiores a 0,2 Bq L^{-1} e 0,37 Bq L^{-1} para o ^{90}Sr respectivamente.

Os valores de actividade específica em ^{40}K , radionuclídeo de origem natural, são mais elevados do que os obtidos para o ^{137}Cs e ^{90}Sr e relativamente constantes variando entre $36 \pm 2 \text{ Bq L}^{-1}$ e $58 \pm 5 \text{ Bq L}^{-1}$. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008, 2009c & 2010).

Procedeu-se ao cálculo da dose devida à ingestão de leite, com base na taxa anual de consumo de 200 litros *per capita* (EUR 23950 EN, 2009), nos valores de actividade mínima e máxima em ^{90}Sr e ^{137}Cs e nos factores de dose para o ^{90}Sr e ^{137}Cs (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 para o conjunto dos dois radionuclídeos que variam entre 0,3 e 1,6 $\mu\text{Sv a}^{-1}$. Cerca de 70% da dose de radiação é devida ao céσιο. Os valores de dose de radiação são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007a, 2008, 2009c, 2009d & 2010).

A Finlândia reportou (STUK-B-117, 2010) valores de dose de radiação devida à ingestão de leite entre 0,5 e 1,8 μSv , considerando um consumo *per capita* de 140 litros.

Tabela I.24 – Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), 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	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,043 (c)	49 ± 3
Fevereiro	<0,1 (a)	<0,2 (b)	<0,055 (c)	46 ± 4
Março	<0,2 (a)	<0,2 (b)	0,027 ± 0,015	49 ± 4
Abril	<0,1 (a)	<0,2 (b)	0,031 ± 0,017	49 ± 4
Maió	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,018 (c)	51 ± 3
Junho	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,016 (c)	36 ± 2
Julho	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,032 (c)	53 ± 3
Agosto	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,022 (c)	46 ± 2
Setembro	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,015 (c)	53 ± 3
Outubro	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,017 (c)	50 ± 5
Novembro	<0,1 (a)	<0,2 (b)	<0,018 (c)	48 ± 5
Dezembro	<0,1 (a)	<0,2 (b)	<0,021 (c)	46 ± 4

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

Tabela I.25 – Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclidos ^{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	<0,2 (a)	<0,2 (b)	<0,047 (c)	46 ± 4
Fevereiro	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,052 (c)	49 ± 3
Março	<0,1 (a)	<0,2 (b)	<0,047 (c)	43 ± 4
Abril	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,017 (c)	47 ± 4
Mai	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,019 (c)	53 ± 3
Junho	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,026 (c)	55 ± 3
Julho	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,018 (c)	53 ± 3
Agosto	<0,2 (a)	<0,1 (a)	<0,018 (c)	49 ± 4
Setembro	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,012 (c)	46 ± 3
Outubro	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,016 (c)	42 ± 4
Novembro	<0,1 (a)	<0,2 (b)	<0,017 (c)	58 ± 5
Dezembro	(d)	(d)	(d)	(d)

Actividade mínima detectável em ^{137}Cs (a), ^{131}I (b) e ^{90}Sr (c); não houve recolha de amostra (d)

Tabela I.26 – Valores de actividade específica, $A \pm U$ ($k=2$), ($Bq L^{-1}$), dos radionuclidos ^{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	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,039 (c)	46 ± 4
Abril	<0,1 (a)	<0,1 (b)	0,032 ± 0,017	53 ± 3
Julho	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,032 (c)	52 ± 3
Outubro	<0,2 (a)	<0,1 (b)	<0,014 (c)	48 ± 5
Novembro	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,016 (c)	51 ± 4

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

Data de colheita	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Março	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,031 (c)	52 ± 3
Junho	<0,1 (a)	<0,1 (b)	<0,018 (c)	55 ± 4
Novembro	<0,2 (a)	<0,2 (b)	<0,022 (c)	51 ± 5

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

Data de colheita	Local de colheita	^{137}Cs	^{131}I	^{90}Sr	^{40}K
Março	Madeira (Funchal)	<0,1 (a)	<0,1 (b)	0,056 ± 0,014	45 ± 3
Agosto	Madeira (Funchal)	<0,2 (a)	<0,2 (b)	<0,020 (c)	45 ± 3
Abril	Açores (Pico)	0,4 ± 0,08	<0,1 (b)	0,098 ± 0,017	54 ± 3

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

I.6 RADIOACTIVIDADE 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 1000µm de diâmetro, tendo-se retido para análise a fracção 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 radioactivo entre o Rádío (^{226}Ra e ^{228}Ra) e os seus descendentes.

I.6.2 Resultados e Discussão

Na Tabela I.29 estão presentes os valores de actividade específica, A (Bq kg^{-1}), dos radionuclidos naturais e artificiais detectados em solos colhidos em várias regiões do país.

Como se pode observar os valores da actividade específica para o ^{235}U situam-se abaixo dos valores da actividade mínima detectável, com excepção do valor medido no solo da Aguieira. O ^{228}Ra , radionuclido da família radioactiva do ^{232}Th , apresenta valores relativamente constantes variando entre 25 ± 1 Bq kg^{-1} e 81 ± 4 Bq kg^{-1} . Os valores de actividade específica em ^{226}Ra e ^{210}Pb (radionuclidos da família natural do ^{238}U) são da mesma ordem de grandeza. A razão entre as actividades $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ é aproximadamente 1, com excepção do valor obtido em V. V. Ródão, indicando a existência de equilíbrio radioactivo secular entre estes radionuclidos. A actividade em ^{40}K varia entre 503 ± 38 Bq kg^{-1} e 842 ± 61 Bq kg^{-1} . Os valores de actividade específica em ^{137}Cs , radionuclido de origem artificial situam-se entre um valor inferior a 0,8 (actividade mínima detectável) e $9,4\pm 0,8$ Bq kg^{-1} . 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).

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

Local de amostragem	^{235}U	^{228}Ra	^{226}Ra	^{210}Pb	^{137}Cs	^{40}K	7Be
<i>Vendas Novas</i>	<2,6 (a)	25 ± 1	18 ± 1	23 ± 6	3,2 ± 0,5	842 ± 61	<7,1 (a)
<i>Barca D'Alva</i>	<3,2 (a)	59 ± 3	48 ± 2	49 ± 9	<0,8 (a)	693 ± 53	<9,8 (a)
<i>Aguieira</i>	6,4 ± 1,2	81 ± 4	81 ± 3	80 ± 12	4,7 ± 0,6	539 ± 41	<11 (a)
<i>V. V. Rodão</i>	<3,2 (a)	41 ± 2	43 ± 2	67 ± 11	9,4 ± 0,8	503 ± 38	<16,9 (a)

Actividade mínima detectável (a)

I.7 DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

I.7.1 Material e Métodos

Durante o ano de 2010, deu-se continuidade à avaliação da dose de radiação gama ambiental com detectores passivos termoluminescentes nos pontos de medida localizados em Bragança, Castelo Branco, Faro, Funchal, Lisboa, Penhas Douradas, Ponta Delgada e Portalegre. Os valores reportados para Lisboa foram obtidos a partir da média de três pontos de medida localizados no campus do ITN (Cap. II.4.2.2), e a partir de um novo ponto de medida localizado no Instituto Geofísico Infante D. Luís da Universidade de Lisboa com início no último trimestre de 2010. A escolha deste ponto de medida torna-o mais representativo do valor para a cidade de Lisboa do que os valores até agora reportados, obtidos a partir dos resultados medidos no campus do ITN.

Com o objectivo 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 ITN para avaliação, e ainda, tendo em consideração o carácter contínuo da monitorização ambiental, escolheram-se pontos de medida localizados no interior dos parques das estações meteorológicas do Instituto de Meteorologia, em cada uma das localidades acima mencionadas. No caso de Faro, os dosímetros são colocados no Campus de Gambelas da Universidade do Algarve e em Lisboa, no Instituto Geofísico Infante D. Luís.

Durante o ano de 2010, 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 ITN) 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 trajectos. 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 cartão Harshaw 8814 contendo dois detectores de LiF:Mg,Ti (TLD-100) inserido no respectivo portadosímetro, adequado à medida do equivalente de dose individual $H_p(10)$, posteriormente corrigido para a grandeza equivalente de dose ambiente $H^*(10)$. Os dosímetros foram lidos nos leitores semi-automáticos Harshaw 6600 calibrados mensalmente, sendo a eficiência de cada dosímetro corrigida através da aplicação do respectivo factor de correcção individual, de acordo com metodologia anteriormente descrita (Alves *et al.*, 2004 & 2006c). Em cada ponto de medida foram colocados doze dosímetros, agrupados em três

conjuntos de quatro, todos expostos durante o mesmo intervalo de tempo. O primeiro conjunto de quatro dosímetros foi irradiado a uma dose de referência antes da colocação no ponto de medida; o segundo conjunto de quatro 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 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 respectivo factor de correcção de *fading*, que foi aplicado ao valor de dose avaliado com os quatro dosímetros não irradiados.

Atendendo a que a grandeza adequada para exprimir as medidas de dose de radiação ambiental é o equivalente de dose ambiente, $H^*(10)$, expresso em sievert, os leitores foram calibrados em termos desta grandeza. 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 $\text{nSv}\cdot\text{h}^{-1}$ (ou seja, nanosievert por hora).

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 2010, bem como a respectiva incerteza, obtida a partir do desvio padrão das leituras. O valor apresentado para Lisboa* em cada trimestre foi obtido através do valor médio das medidas realizadas nos pontos Oficinas, Administração e LMRI com períodos de integração superiores a 60 dias (Madruga *et al.*, 2006, 2007, 2008, 2009). O valor apresentado para Lisboa foi obtido através do um único valor correspondente ao último trimestre de 2010, medido no Instituto Geofísico Infante D. Luís. Na referida tabela apresentam-se também os valores médios anuais para 2010 medidos nos vários pontos do País, bem como a respectiva incerteza, calculada considerando todas as leituras individuais efectuadas nos quatro trimestres. Os mesmos valores estão graficamente representados na Figura I.9.

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 2010 se encontram no intervalo de variação constituído pelos valores reportados em anos anteriores, de 2006 a 2009. Os valores medidos em 2010 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 2010
Bragança	72±11	66±16	64±13	71±14	69±4
Castelo Branco	138±9	126±26	121±6	137±11	130±8
Faro	59±4	47±7	40±8	48±3	49±8
Funchal	75±11	54±8	55±6	58±9	61±10
Lisboa*	84±7	83±11	87±8	85±15	85±9
Lisboa	n.a.	n.a.	n.a.	84±4	84±4
Penhas Douradas	188±8	178±6	188±14	208±14	190±13
Ponta Delgada	117±7	93±13	142±8	130±8	113±19
Portalegre	134±13	124±9	121±10	131±9	128±6

(*) média dos pontos Oficinas, Administração e LMRI, medidos no campus do ITN (Cap. II.4.2.2)

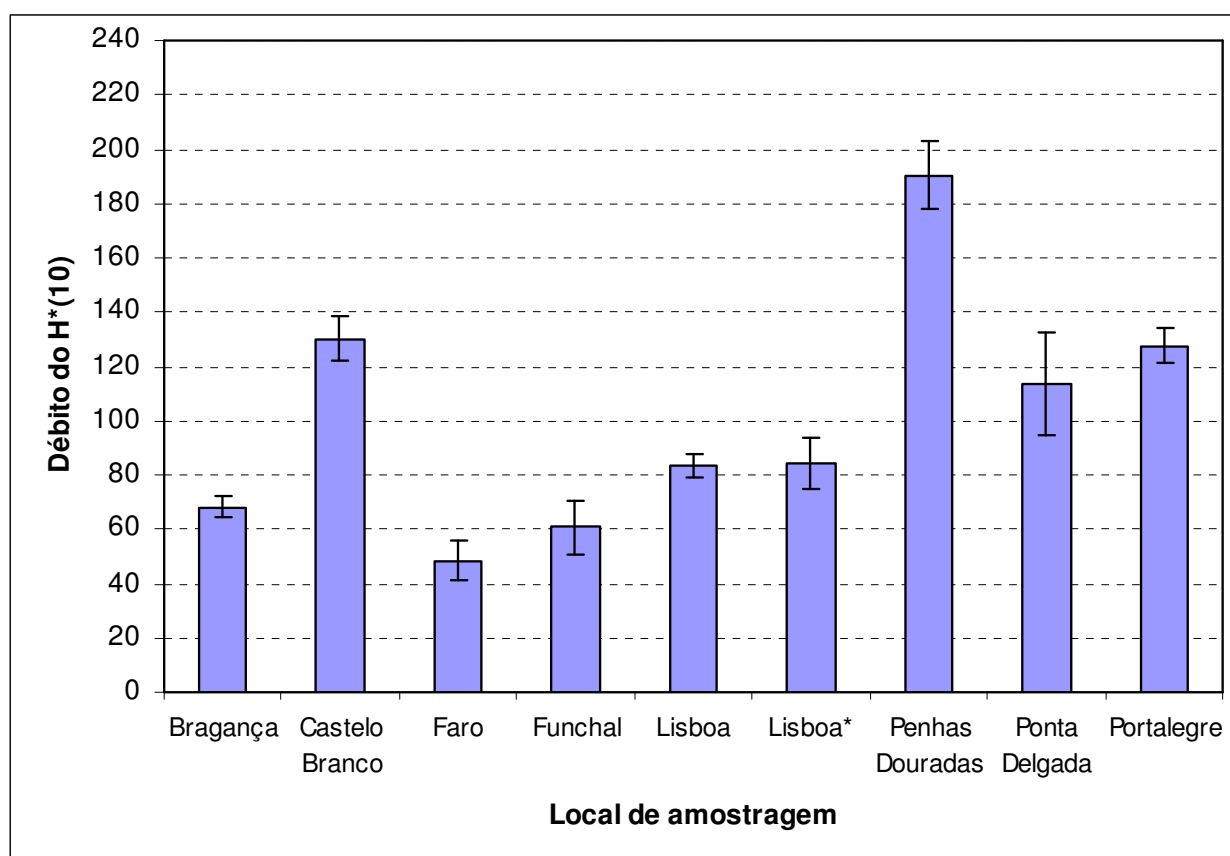


Figura I.9 – Valor médio anual para 2010 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos vários pontos do País (valores expressos em nSv.h⁻¹)

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 radioactividade 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 radioactivo natural, isto é, não alterado pela acção humana. As concentrações dos radionuclidos de origem artificial, designadamente em ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^3H , são muito baixas e, frequentemente, abaixo dos valores da actividade mínima detectável.

A dose de radiação devida à inalação e ingestão dos radionuclidos artificiais por um elemento médio da população Portuguesa é de cerca de $4 \mu\text{Sv a}^{-1}$. Este valor representa cerca de 0,4% do limite de dose para membros do público (1 mSv a^{-1}) (Directiva 96/29 EURATOM).

Os resultados do ano de 2010 mostraram que, tal como em anos precedentes, não foram detectadas substâncias radioactivas de origem artificial no ambiente em concentrações susceptíveis de causar efeitos nocivos na saúde humana. Deve assinalar-se, no entanto, como excepção o rio Tejo, onde os valores em ^3H na água são superiores ao valor do fundo radioactivo mas, apesar disso, sem significado, sob o ponto de vista dos efeitos radiológicos na população Portuguesa.

AGRADECIMENTOS

- À Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE), à Inspeção Regional das Actividades 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, Serraleite e Parmalat pela disponibilidade na cedência das amostras de leite;
- Aos Serviços de Acção 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 pelo fornecimento das amostras;
- À Petrogal por permitir a colheita de solos nas suas instalações no Parque de Sacavém;
- À Direcção Municipal de Actividades Económicas da Câmara Municipal de Lisboa por ter autorizado a colheita de amostras de água para consumo humano no Laboratório de Bromatologia em Lisboa;
- Ao Instituto de Meteorologia, por ter permitido a colocação e substituição periódica dos detectores 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) e à Universidade de Lisboa (Instituto Geofísico Infante D. Luís), por terem permitido a colocação e substituição periódica dos detectores TLD nos respectivos 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., Muñoz 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 Actas do 10th International Symposium on Radiation Physics, Coimbra (Portugal), Setembro 2006.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., Calado A. (2006b). Testes para a implementação da dosimetria ambiental com detectores termoluminescentes individuais. *Relatório Interno*, Novembro 2006.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., Flores E. (2006c). Quality assurance and quality control programme in use at the individual monitoring service of ITN-DPRSN. In Actas 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.
- Decreto-Lei n° 306/2007 de 27 de Agosto (D.R. n°164, 1ª 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 transpõe para o ordenamento jurídico interno a Directiva 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.
- 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.
- Fonseca H., Reis M., (2006). Evaluating the temporal evolution of ^7Be and ^{210}Pb atmospheric concentrations by using chronological series analysis techniques. *Proc. 11th International*

- Congress of the Int. Assoc. for Mathematical Geology (IAMG2006), Pirard E., Dassargues A., Havenith H.S. (Eds.), Paper S11-18.
- Gomes A.R., Rodrigues F., Machado L., Sequeira M.M., Madruga M.J. (2005). Aplicação da Técnica de Troca Iónica à Determinação de Actividade 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 actividade alfa total e beta total em águas não salinas. Método por fonte concentrada. Publicação 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.
- 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 Nº 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.
- Lazarevic N., Rajic D., Jevremovic M., Nouri A., Jamhour A. (2009). Temporal variation of Be-7 concentration in the surface air at the Belgrade – Kumodraz location, *Scientific Technical Review*, 3-4, 65-68.
- LM_PT_01 (2009). Espectrometria gama com detectors HPGe. Publicação 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 Actividade 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* DPRSN, Série A, nº37/2010, ISBN 978-989-96542-5-9, Depósito Legal 194022/03, pp. 146.
- Muramatsu H., Yoshizawa S., Abe T., Ishii T., Wada M., Horiuchi Y., Kanekatsu R. (2008). Variation of ⁷Be concentration in surface air at Nagano, Japan. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2, 299-307.
- NP 4362 (1997). Determinação da Concentração da Actividade 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.

- Reis M., Fonseca H., Silva L. (2006). Temporal variation of ^7Be and ^{210}Pb activity concentrations in aerosol particles in ground level air at Sacavém (Portugal), *Proc. 2nd European IRPA Congress on Radiation Protection*, Paris.
- RIFE-14 (2009). Radioactivity in Food and the Environment, 2008. Environmental Agency, Environment and Heritage Service, Food Standards Agency, Scottish Environment Protection Agency, ISSN 1365-6414, 2009.
- Rodrigues F., Gomes A. R., Sequeira, M. M., Madruga M.J., Machado L. (2007). Medidas de Actividade 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 117 (2010). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2009, R. Mustonen ed. ISBN 978-952-478-572-3.
- 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 DO ITN (SACAVÉM)

Investigadores

Mário Reis
Maria José Madruga
João Alves
Romão Trindade

Bolseiros

Alfredo Batista
Ana Rita Gomes
Eva Andrade
Gonçalo Carvalhal
Heloísa Fonseca
João Melo
Miguel Pereira

Técnicos Superiores

João Abrantes
Lídia Silva
Luís Portugal

Técnicos

Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

II.1. INTRODUÇÃO

O Programa de Monitorização Radiológica Ambiental específico para o *campus* do ITN (Sacavém) tem como principais objectivos: avaliar os níveis de radioactividade no ambiente exterior do *campus* do ITN, bem como a sua tendência de variação e detecção 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 radioactividade 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.

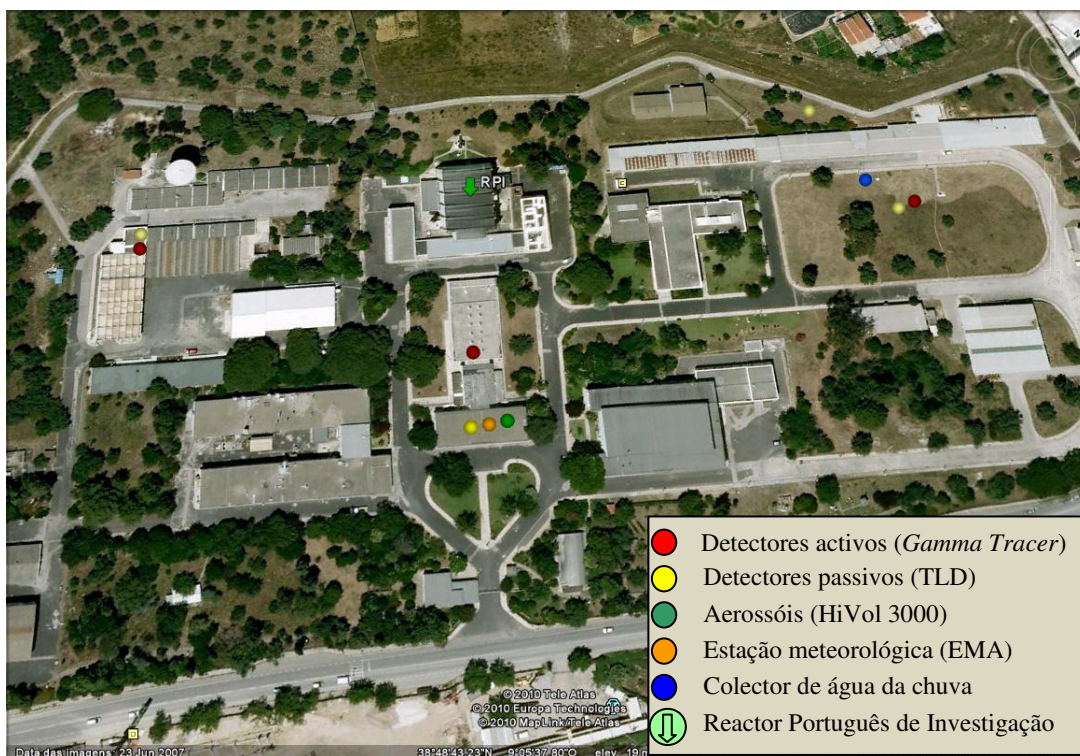


Fig. II.1 – Vista geral do *campus* do ITN, indicando a localização dos pontos de amostragem



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

II.2. RADIOACTIVIDADE NA ATMOSFERA

II.2.1 Aerossóis

II.2.1.1. Material e Métodos

Devido a consecutivas avarias no amostrador de partículas HiVol-3000, optou-se por utilizar, neste relatório, os dados obtidos através do outro amostrador de partículas de alto volume instalado no *campus* do ITN (estação ASS-500). As especificações relativas a este equipamento encontram-se descritas no Capítulo I.

II.2.1.2. Resultados e Discussão

Na Tabela II.1 apresentam-se os valores de concentração médios mensais e anuais para os radionuclidos de origem antropogénica detectados em aerossóis e ainda as concentrações médias mensais de partículas totais em suspensão.

A concentração média mensal de partículas totais em suspensão (PTS) variou entre $13 \mu\text{g m}^{-3}$ e $44 \mu\text{g m}^{-3}$.

Durante o ano de 2010, apenas foi detectado ^{137}Cs em partículas de aerossol nos meses de Julho e Agosto, com actividades específicas de $0,3 \pm 0,1 \mu\text{Bq m}^{-3}$ e $0,5 \pm 0,1 \mu\text{Bq m}^{-3}$, respectivamente, próximas da actividade mínima detectável e consistentes com a ocorrência de fenómenos de ressuspensão.

Não foram detectados quaisquer outros radionuclidos indicadores de possíveis contaminações de origem antropogénica.

Tabela II.1- Valores de concentração de actividade (médias mensais $\pm 2\sigma$) em aerossóis recolhidos no Campus do ITN em Sacavém. PTS é a concentração média mensal das partículas totais em suspensão

Data de colheita	^{137}Cs ($\mu\text{Bq m}^{-3}$)	PTS ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Janeiro	< 0,1 (a)	13
Fevereiro	< 0,2 (a)	22
Março	< 0,2 (a)	26
Abril	< 0,2 (a)	28
Mai	< 0,2 (a)	41
Junho	< 0,1 (a)	36
Julho	$0,3 \pm 0,1$	44
Agosto	$0,5 \pm 0,1$	34
Setembro	< 0,2 (a)	34
Outubro	< 0,2 (a)	23
Novembro	< 0,2 (a)	25
Dezembro	< 0,2 (a)	19
Média $\pm \sigma$ (n=12)	-	29 ± 9

(a) Actividade mínima detectável em ^{137}Cs

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

Na Tabela II.2 apresentam-se os valores de actividade específica, A , dos diferentes radionuclídeos analisados em amostras de água da chuva recolhidas em Sacavém (*campus* do ITN). Na Tabela II.3 apresentam-se os respectivos fluxos mensais de deposição atmosférica. Os fluxos mensais foram obtidos multiplicando a actividade específica, 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 colectores se encontram expostos durante a totalidade do período de amostragem, mesmo na ausência de precipitação. Na Figura II.3 estão representados graficamente os valores dos fluxos mensais de deposição em actividade alfa e beta totais, ^7Be , ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs e os valores de precipitação acumulada mensalmente em Sacavém. Os valores de precipitação foram obtidos através de uma estação meteorológica (EMA), instalada no telhado do edifício da Administração.

Os valores de actividade específica em radionuclídeos naturais e artificiais medidos em amostras de água da chuva colhidas no campus do ITN foram baixos ao longo de todo o ano, com a maior parte dos resultados a situar-se abaixo dos valores da actividade mínima detectável. No caso do ^3H , apenas se registaram actividades mensuráveis em Março e Maio. Para o ^{90}Sr todos os valores foram inferiores à actividade mínima detectável, à excepção do registado no mês de Janeiro, enquanto para o ^{137}Cs apenas se obteve um valor superior à actividade mínima detectável em Outubro. Consequentemente, os fluxos de deposição de radionuclídeos artificiais foram extremamente baixos em 2010. No caso do ^{137}Cs , o fluxo de deposição anual obtido ($2,2 \pm 0,6 \text{ Bq m}^{-2}$) é considerado baixo quando comparado com os valores reportados para outros locais (Ioannidou & Papastefanou, 2006).

Os fluxos de deposição anuais obtidos para a actividade alfa total e actividade beta total (17 Bq m^{-2} e 30 Bq m^{-2} , respectivamente) são ligeiramente superiores aos registados no ano anterior (Madruga *et al.*, 2010) em resultado da precipitação acumulada ao longo do ano de 2010 (2307 mm) ser significativamente superior à registada em 2009 (1337 mm). No entanto, os fluxos de deposição obtidos são comparáveis aos reportados por outros autores (Dueñas *et al.*, 2009).

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

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)	$0,39 \pm 0,06$	$(1,18 \pm 0,45) \times 10^{-3}$	$< 1,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,007 \pm 0,003$	$0,007 \pm 0,003$	< 0,015 (g)
Fevereiro	< 0,80 (a)	$0,65 \pm 0,07$	$< 0,71 \times 10^{-3}$ (b)	$< 1,7 \times 10^{-3}$ (c)	$0,023 \pm 0,005$	$0,010 \pm 0,005$	$0,009 \pm 0,005$
Março	$0,83 \pm 0,28$	$1,22 \pm 0,17$	$< 0,82 \times 10^{-3}$ (b)	$< 1,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,014 \pm 0,003$	< 0,003	$0,013 \pm 0,006$
Abril	< 0,80 (a)	$0,27 \pm 0,07$	$< 0,76 \times 10^{-3}$ (b)	(e)	$0,026 \pm 0,005$	$0,016 \pm 0,005$	$0,017 \pm 0,011$
Maió	$1,24 \pm 0,28$	< 0,27 (f)	$< 3,8 \times 10^{-3}$ (b)	$< 1,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,017 \pm 0,003$	$0,004 \pm 0,003$	$0,028 \pm 0,011$
Junho	< 0,80 (a)	< 0,13 (f)	$< 2,0 \times 10^{-3}$ (b)	$< 4,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,015 \pm 0,003$	$0,011 \pm 0,004$	$0,044 \pm 0,030$
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	< 0,80 (a)	$0,50 \pm 0,08$	$< 0,87 \times 10^{-3}$ (b)	$(4,5 \pm 1,2) \times 10^{-3}$	$0,011 \pm 0,003$	$0,011 \pm 0,004$	$0,044 \pm 0,012$
Novembro	< 0,80 (a)	$0,46 \pm 0,09$	$< 0,68 \times 10^{-3}$ (b)	$< 1,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,010 \pm 0,003$	< 0,003	$0,015 \pm 0,010$
Dezembro	< 0,80 (a)	$0,21 \pm 0,05$	$< 0,75 \times 10^{-3}$ (b)	$< 1,6 \times 10^{-3}$ (c)	$0,008 \pm 0,002$	$0,007 \pm 0,003$	< 0,017 (g)

Actividade mínima detectável em 3H (a), ^{90}Sr (b), ^{137}Cs (c), 7Be (f) e beta total (partículas em suspensão) (g); volume de amostra insuficiente para análise (d); Resultado não considerado devido ao uso de reagente inadequado durante a análise (e).

Tabela II.3 – Fluxos mensais de deposição atmosférica, Bq m⁻²±H (k=2) em Sacavém (ITN)

Data de colheita	Precipitação* (mm)	³ H	Água filtrada Ø ≤ 0,45 µm					Partículas em suspensão Ø > 0,45 µm
			⁷ Be	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	293,6	(a)	115 ± 19	0,35 ± 0,13	(a)	2,1 ± 0,9	2,1 ± 0,9	(a)
Fevereiro	354,0	(a)	230 ± 26	(a)	(a)	8,1 ± 1,8	3,5 ± 1,8	3,3 ± 1,9
Março	275,6	229 ± 77	336 ± 47	(a)	(a)	3,9 ± 0,8	(a)	3,6 ± 1,5
Abril	129,6	(a)	35 ± 9	(a)	(c)	3,4 ± 0,6	2,1 ± 0,6	2,2 ± 1,4
Maió	88,4	110 ± 25	(a)	(a)	(a)	1,5 ± 0,3	0,35 ± 0,27	2,5 ± 1,0
Junho	42,4	(a)	(a)	(a)	(a)	0,64 ± 0,13	0,47 ± 0,17	1,9 ± 1,3
Julho	0,0	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Agosto	1,6	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Setembro	8,0	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Outubro	477,8	(a)	241 ± 37	(a)	2,2 ± 0,6	5,3 ± 1,4	5,3 ± 1,9	21 ± 6
Novembro	226,2	(a)	105 ± 19	(a)	(a)	2,3 ± 0,7	(a)	3,4 ± 2,3
Dezembro	410,0	(a)	87 ± 22	(a)	(a)	3,3 ± 0,8	2,9 ± 1,2	(a)

Actividade medida na água da chuva inferior à actividade mínima detectável (a); volume de amostra insuficiente para análise (b); Resultado não considerado devido ao uso de reagente inadequado durante a análise (c).

* Dados obtidos através da estação meteorológica EMA, instalada no *campus* do ITN.

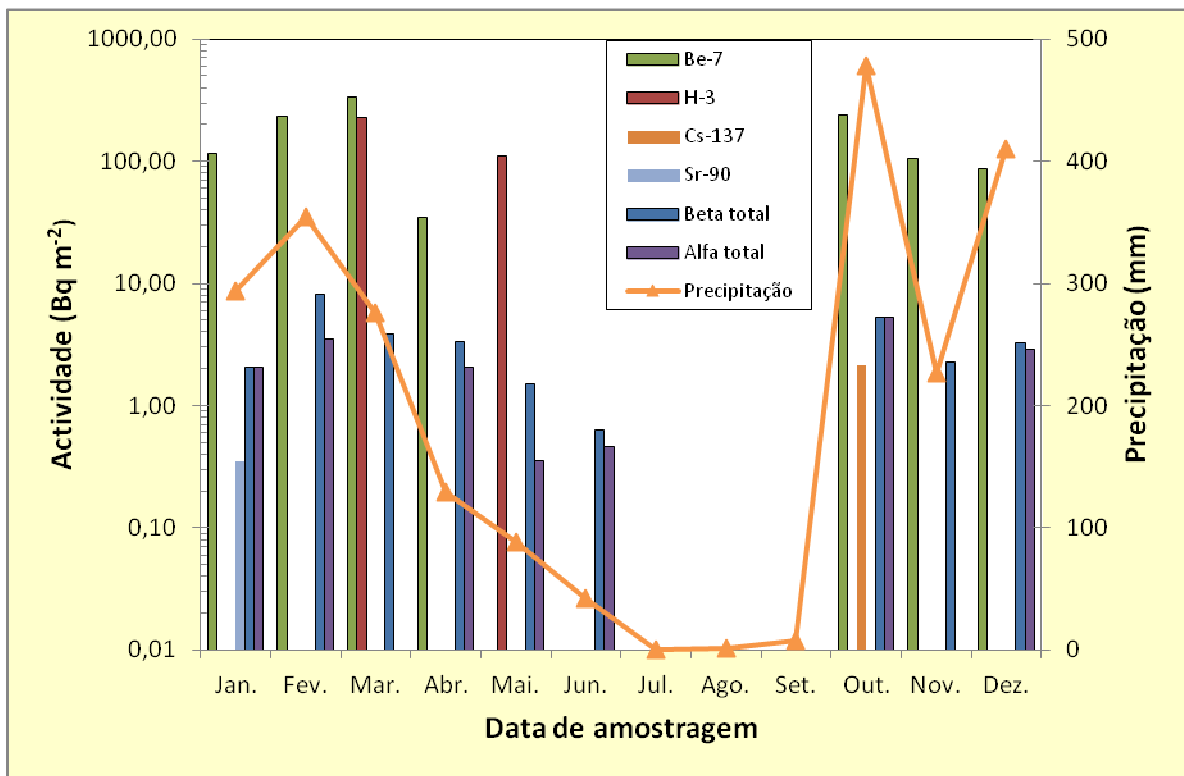


Figura II.3 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ³H, actividade beta total e actividade alfa total em Sacavém (Campus do ITN)

II.3. RADIOACTIVIDADE EM SOLOS

II.3.1 Material e Métodos

No âmbito do programa de monitorização específico do *campus* do ITN, foram efectuadas 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* do ITN, 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.4 apresentam-se os valores de actividade específica (em Bq kg⁻¹) de emissores gama naturais e artificiais detectados em amostras de solos colhidas em frente ao edifício da Química, no *campus* do ITN.

Como se pode observar na Tabela, os valores de actividade específica em ¹³⁷Cs variaram entre 2,3±0,4 e 9,4±0,9 Bq kg⁻¹, correspondendo a valores vestigiais, da mesma ordem de grandeza dos obtidos em diferentes regiões do país (Capítulo I) e não evidenciando qualquer indício de contaminação com origem em instalações existentes no *campus* do ITN.

Os valores de actividade específica em ¹³¹I situaram-se, ao longo de todo o ano, abaixo da actividade mínima detectável.

Quanto aos elementos das séries radioactivas naturais, os valores de actividade específica não apresentam diferenças significativas nos dois pontos de amostragem sendo, aliás, da mesma ordem de grandeza dos valores obtidos para outras regiões do país (ver Tabela I.29).

Na Tabela II.5, onde se apresentam os resultados obtidos para as amostras recolhidas nas instalações da Petrogal (fora do perímetro do *campus* do ITN), verifica-se que os valores de actividade específica em ¹³⁷Cs para o ano de 2010 variaram entre 0,9±0,2 e 8,3±1,1 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 ITN, os valores da actividade específica em ¹³¹I foram sempre inferiores à actividade mínima detectável.

Tabela II.4 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de emissores gama naturais e artificiais em solos do *campus* do ITN (recolhidos em frente ao edifício de Química)

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be	¹³¹ I
Janeiro	<2,6 (a)	50 ± 2	33 ± 2	58 ± 10	<1,7 (a)	590 ± 47	<7,4 (a)	<1,1 (a)
Fevereiro	<3,1 (a)	53 ± 3	35 ± 2	63 ± 10	4,3 ± 1,2	512 ± 43	<9,1 (a)	<1,1 (a)
Março	<3,1 (a)	49 ± 2	35 ± 2	73 ± 11	4,1 ± 0,8	562 ± 44	<7,8 (a)	<0,8 (a)
Abril	<2,4 (a)	54 ± 3	36 ± 2	66 ± 10	4,1 ± 0,7	547 ± 42	<5,9 (a)	<0,8 (a)
Maiο	6 ± 2	49 ± 2	40 ± 2	70 ± 11	6 ± 0,9	556 ± 44	<6,3 (a)	<0,7 (a)
Junho	<3,5 (a)	52 ± 3	37 ± 2	72 ± 11	2,3 ± 0,4	606 ± 45	<4,8 (a)	<0,6 (a)
Julho	15 ± 2	61 ± 3	44 ± 2	81 ± 13	8 ± 1,3	677 ± 53	<8,9 (a)	<1,2 (a)
Agosto	14 ± 3	65 ± 3	49 ± 2	71 ± 12	<1,3 (a)	628 ± 49	<12,1 (a)	<1,5 (a)
Setembro	15 ± 2	60 ± 3	44 ± 3	69 ± 11	9,4 ± 0,9	691 ± 51	<4,4 (a)	<0,6 (a)
Outubro	10 ± 2	51 ± 2	41 ± 2	65 ± 11	5,4 ± 1,2	596 ± 47	<10,5 (a)	<1,7 (a)
Novembro	<3,4 (a)	38 ± 2	31 ± 2	37 ± 8	2,4 ± 0,8	683 ± 53	<8,6 (a)	<2,4 (a)
Dezembro	7,7 ± 2	46 ± 2	37 ± 2	85 ± 13	6,3 ± 1,4	595 ± 48	<11,6 (a)	<2,4 (a)
Média ± σ (n=12)	< 7	52 ± 7	39 ± 5	68 ± 12	< 5	604 ± 57	< 8	< 1,2

(a) Actividade mínima detectável;

Tabela II.5 – Valores de actividade 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	⁴⁰ K	⁷ Be	¹³¹ I
Janeiro	<1,9 (a)	27 ± 2	23 ± 1	39 ± 7	<0,6 (a)	524 ± 39	<3,7 (a)	<0,6 (a)
Fevereiro	<2,8 (a)	32 ± 2	23 ± 1	42 ± 7	1,2 ± 0,3	517 ± 38	<2,6 (a)	<2,7 (a)
Março	<2,6 (a)	31 ± 2	25 ± 1	40 ± 7	<0,9 (a)	556 ± 44	<4,7 (a)	<0,8 (a)
Abril	<2,9 (a)	36 ± 2	30 ± 1	53 ± 9	2,2 ± 0,4	524 ± 39	<5,8 (a)	<0,8 (a)
Mai	<2,3 (a)	37 ± 2	25 ± 1	27 ± 7	1 ± 0,3	607 ± 46	<5,8 (a)	<0,7 (a)
Junho	<2,1 (a)	27 ± 1	19 ± 1	40 ± 7	1,1 ± 0,3	602 ± 45	<5,5 (a)	<0,6 (a)
Julho	<2,5 (a)	53 ± 2	41 ± 2	62 ± 10	1,5 ± 0,3	580 ± 43	<5,6 (a)	<0,6 (a)
Agosto	<2,2 (a)	53 ± 3	44 ± 2	69 ± 11	8,3 ± 1,1	639 ± 50	<5,8 (a)	<0,7 (a)
Setembro	<3,1 (a)	47 ± 3	35 ± 2	56 ± 9	1,4 ± 0,3	541 ± 41	<6,4 (a)	<0,5 (a)
Outubro	<2,4 (a)	27 ± 2	25 ± 1	85 ± 12	0,9 ± 0,2	532 ± 40	28 ± 4	<0,9 (a)
Novembro	8,6 ± 2	41 ± 2	37 ± 2	73 ± 11	5,7 ± 0,7	491 ± 37	<5,9 (a)	<0,5 (a)
Dezembro	<2,8 (a)	30 ± 2	26 ± 1	37 ± 7	2,1 ± 0,5	630 ± 47	<4,3 (a)	<0,7 (a)
Média ± σ (n=12)	< 3	37 ± 10	29 ± 8	52 ± 17	< 3	562 ± 48	< 7	< 0,8

(a) Actividade mínima detectável;

II.4. DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

II.4.1. Detectores Activos

II.4.1.1. Material e Métodos

O controlo contínuo da radiação gama ambiental, no interior do perímetro do *campus* do ITN, é efectuado 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 direcção 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 (433,5 MHz) que permite o envio de dados para a central em ciclos de tempo ajustáveis. Possuem, ainda, uma memória interna que possibilita o armazenamento de dados, permitindo salvar a informação caso ocorram falhas na comunicação via rádio. O sistema *Shortlink* é baseado no princípio de rádio unidireccional, 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 detectores de radiação Geiger-Müller, cada um deles com um canal independente, tendo um maior sensibilidade para baixas doses e outro maior sensibilidade para altas doses, funcionando em simultâneo para doses intermédias. As sondas são sensíveis para uma gama de energias entre 45 e 2000 keV e para débitos de dose ambiente na gama dos 10 nSv h⁻¹ aos 10 Sv h⁻¹. Os valores de débito de dose e parâmetros relacionados são registados minuto a minuto. Para prolongar a vida das baterias, as sondas encontram-se configuradas para, em situação normal, enviar dados para a central a cada 60 minutos. O primeiro nível de alarme encontra-se actualmente 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 efectuado 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 2010, entre 81 e 127 nSv h⁻¹ no ponto localizado no telhado do edifício Biblioteca, entre 92 e 157 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto às Oficinas, e entre 144 e 183 nSv h⁻¹ no ponto localizado frente à UPSR. Os valores médios anuais foram, respectivamente, 99±4 nSv h⁻¹, 120±8 nSv h⁻¹ e 164±6 nSv h⁻¹. Na Figura II.4 apresenta-se a variação dos valores médios mensais ao longo do ano de 2010.

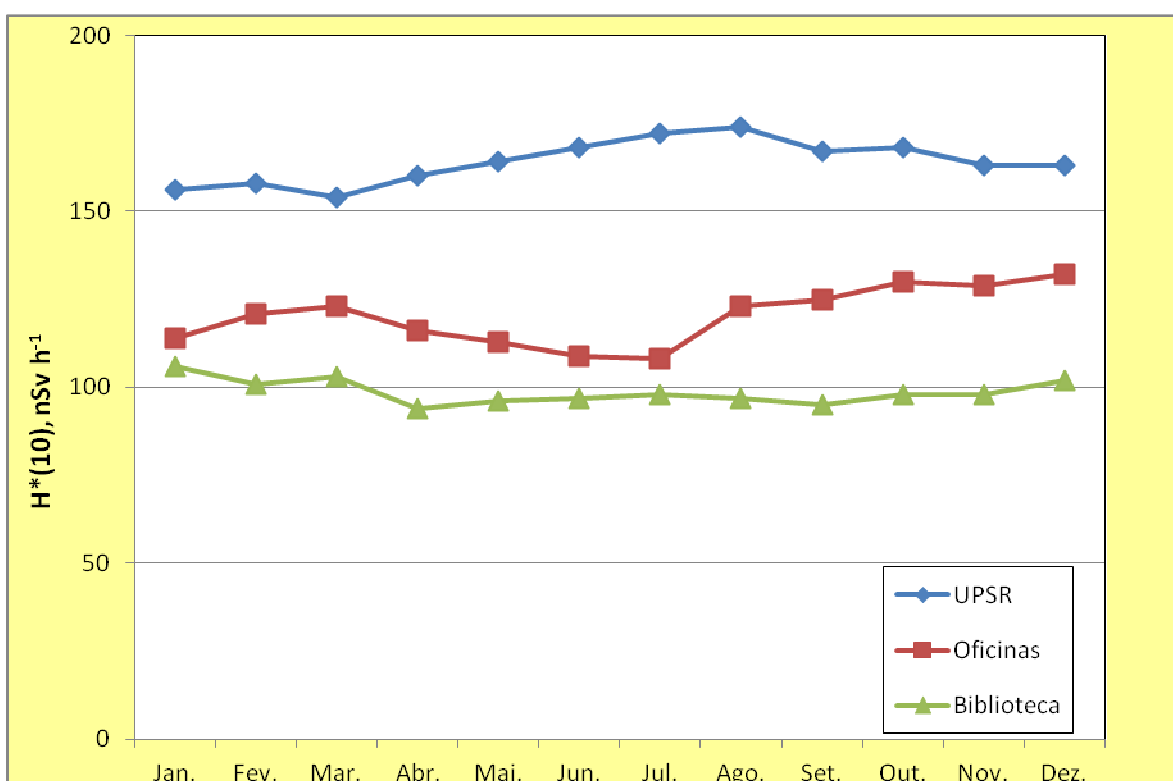


Figura II.4 – Variação dos valores médios mensais do débito de equivalente de dose ambiente nos três locais de medição do campus do ITN (valores expressos em nSv h⁻¹)

Pode-se observar através do gráfico que, tal como ocorreu em 2009 e em anos anteriores, os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente registados pelas sondas localizadas na Biblioteca e junto às Oficinas são muito semelhantes (na ordem dos 100 nSv h⁻¹), apresentando este último local maiores variações ao longo do ano. Por outro lado, os valores do débito de equivalente de dose ambiente no ponto localizado junto à UPSR são significativamente superiores aos registados nos outros locais (média anual de 164±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 radioactivos de média e baixa actividade do ITN.

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

II.4.2. Detectores Passivos

II.4.2.1. Material e Métodos

Durante o ano de 2010, a dose de radiação gama ambiental no *campus* do ITN em Sacavém, foi monitorizada em quatro pontos de medida, designados: Administração, Oficinas, LMRI e Anemómetro, com o mesmo tipo de dosímetros usados nas medidas realizadas no resto do País (Madruga *et al.*, 2005, 2006, 2007, 2008 e 2009). Os dosímetros foram colocados a um metro do solo, em suportes que não oferecem resistência ao vento, construídos para o efeito. Nestes suportes, colocaram-se vários conjuntos de dosímetros que permaneceram expostos durante intervalos de tempo correspondentes a períodos de integração sucessivamente crescentes, variando de 60 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. Os dosímetros identificados como LMRI e Anemómetro estão de facto posicionados a um metro do solo, enquanto que nos outros dois locais de medida, se encontram também a um metro, mas nos terraços dos edifícios da Administração e das Oficinas. Em média, durante cada trimestre do ano, realizaram-se cerca de quatro 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 optimizada aos requisitos das medidas ambientais (Alves *et al.*, 2006). O dosímetro termoluminescente utilizado consiste no cartão Harshaw 8814 contendo dois detectores de LiF:Mg,Ti (TLD-100) inserido no respectivo porta-dosímetro, adequado à medida do equivalente de dose individual $H_p(10)$, posteriormente corrigido para a grandeza equivalente de dose ambiente $H^*(10)$. Os dosímetros foram lidos nos leitores semi-automáticos Harshaw 6600 calibrados mensalmente, sendo a eficiência de cada dosímetro corrigida através da aplicação do respectivo factor de correcção 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 doze dosímetros, agrupados em três conjuntos de quatro, todos expostos durante o mesmo intervalo de tempo. O primeiro conjunto de quatro dosímetros foi irradiado a uma dose de referência antes da colocação no ponto de medida; o segundo conjunto de quatro 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 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 respectivo factor de correcção de *fading*, que foi aplicado ao valor de dose avaliado com os quatro dosímetros não irradiados. Os dosímetros foram todos distribuídos pelos respectivos pontos de medida no dia em que foram preparados (*reset*) e foram processados (lidos) também no mesmo dia em que foram removidos.

Atendendo a que a grandeza adequada para exprimir as medidas de dose de radiação ambiental é o equivalente de dose ambiente, $H^*(10)$, expresso em sievert, os leitores foram calibrados em termos desta grandeza. 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} (ou seja, nanosievert por hora).

II.4.2.2. Resultados e Discussão

Na Tabela II.6 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medido nos quatro pontos localizados no *campus* do ITN nos quatro trimestres de 2010, calculados a partir das medidas efectuadas com período de integração superior a 60 dias. A respectiva incerteza foi obtida a partir do desvio padrão das leituras. Na mesma tabela apresentam-se também os valores médios anuais para 2010, calculados a partir dos valores trimestrais, bem como a respectiva incerteza, determinada considerando todas as medidas efectuadas. Estes valores estão também representados na Figura II.5.

Tabela II.6 – Valores médios do débito do equivalente de dose ambiente medido em cada ponto de medida do *campus* do ITN em cada trimestre e respectivo valor médio anual (valores expressos em nSv.h^{-1})

Ponto de medida	I	II	III	IV	Ano 2010
Oficinas	85±4	79±4	82±5	84±7	82±3
Administração	77±8	74±8	82±9	70±10	76±10
LMRI	91±4	95±8	96±11	100±7	96±4
Anemómetro	130±9	131±9	114±11	129±12	126±8

Tal como em anos anteriores, observa-se que os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medidos nos pontos Oficinas e Administração são muito próximos entre si, e que os valores medidos no ponto Anemómetro são sistematicamente mais elevados. Apesar das medidas terem sido sempre realizadas a um metro do solo, nas duas primeiras localizações os dosímetros encontram-se no topo de edifícios, construídos

provavelmente com o mesmo tipo de materiais, dando origem a valores de dose semelhantes também. No caso dos pontos LMRI e Anemómetro, os dosímetros encontram-se a um metro do solo, mas tal como sugerido em relatórios anteriores, este último ponto de medida localiza-se próximo do pavilhão de armazenamento de resíduos radioactivos de média e baixa actividade do ITN, e provavelmente, por esta razão os valores medidos são sistematicamente mais elevados do que os registados nos outros locais (ponto LMRI e nos outros dois).

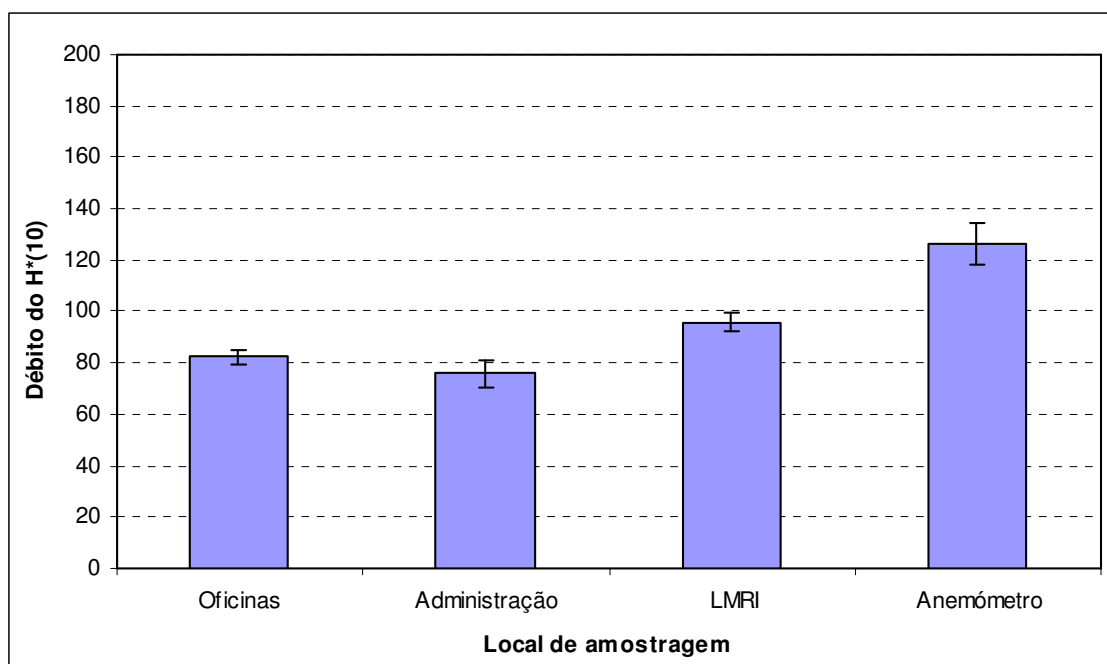


Figura II.5 – Valores médios anuais para 2010 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos quatro pontos de medida do *campus* do ITN (valores expressos em nSv.h⁻¹)

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 2009, e também, em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2005, 2006, 2007, 2008 e 2009). Os valores medidos em 2010 e apresentados na Tabela II.6 são valores considerados normais, compatíveis com valores anteriormente publicados (Amaral, 1995).

À semelhança de anos anteriores, tomou-se como valor representativo para a região de Lisboa o valor médio das medidas realizadas nos pontos Oficinas, Administração e LMRI, com períodos de integração superiores a 60 dias, em cada trimestre. No entanto, no ano de 2010 acrescentou-se mais um ponto de medida na cidade de Lisboa, localizado no Instituto Geofísico Infante D. Luís, da Universidade de Lisboa.

II.5. MONITORIZAÇÃO NA FONTE

II.5.1. Descargas Líquidas

Durante o ano de 2010, o controlo dos níveis de radioactividade nos efluentes líquidos recebidos na Estação de Controlo de Descargas dos Efluentes Líquidos Radioactivos (ECoDELiR) e descarregados para a ETAR foi efectuado através de amostragem discreta, uma vez que o sistema de monitorização através da medição em contínuo com detector de iodeto de sódio, encontra-se desactivado para remodelação integral da estação. As análises às amostras de efluentes foram realizadas no laboratório de medida do GRRR.

Na Figura II.6 são apresentadas as actividades totais descarregadas ao longo do ano, bem como a variação mensal da concentração de actividade total.

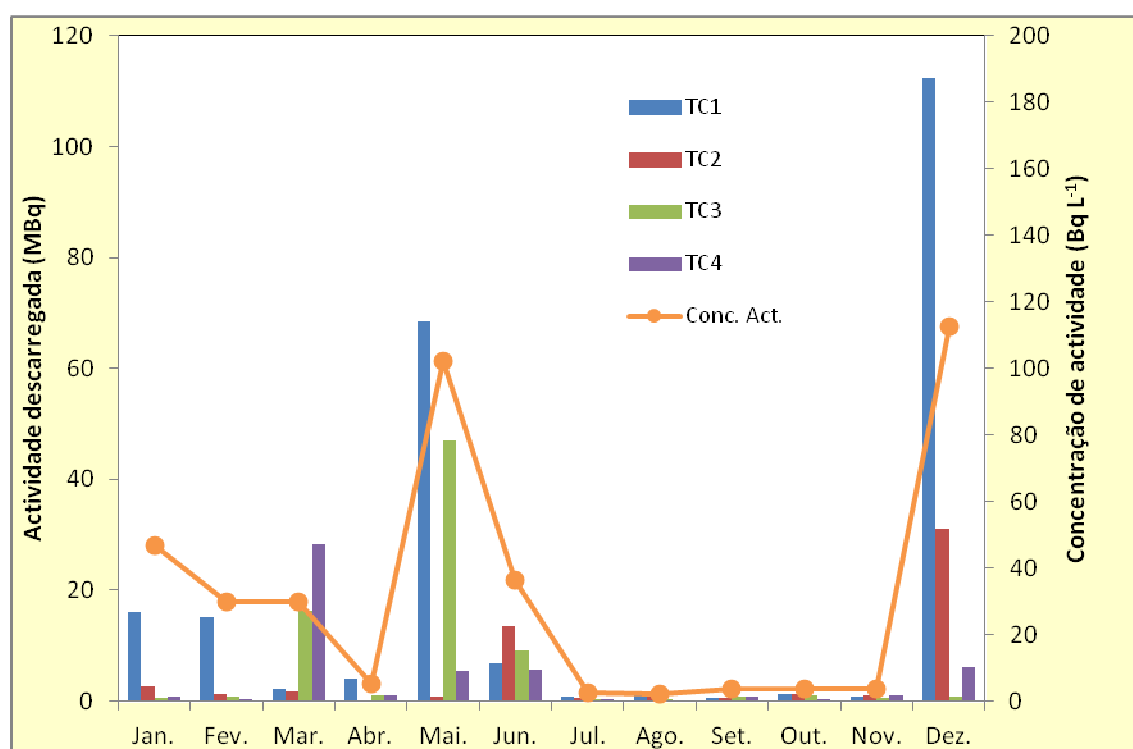


Figura II.6 – Variação mensal da actividade descarregada por tanque durante o ano de 2010 e variação mensal da concentração de actividade total para o mesmo período.

A actividade total descarregada ao longo do ano de 2010 foi 414 MBq, da mesma ordem de grandeza da actividade total descarregada durante 2009 (500 MBq). No entanto, o maior volume total descarregado em 2010 (12310 m³, comparativamente ao volume de 5141 m³ descarregado em 2009), deu origem a concentrações de actividade substancialmente inferiores às registadas para o ano anterior. Como se pode observar através da Figura II.6, a concentração de actividade variou entre 2,2 Bq L⁻¹ (no mês de Agosto) e 112,7 Bq L⁻¹ (no mês de Dezembro), tendo sido sempre inferior ao limite de descarga em vigor no ITN (740 Bq L⁻¹).

II.6. CONCLUSÕES

Os resultados do Programa de Monitorização relativo ao ano de 2010 mostram que os níveis de radioactividade de origem antropogénica no ambiente exterior do *campus* do ITN são baixos. As concentrações de ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I e ^3H mantiveram-se, na maior parte dos casos, abaixo da actividade mínima detectável ou em níveis sem significado do ponto de vista da protecção radiológica.

A dose de radiação gama ambiental, monitorizada através de detectores passivos e detectores activos (rede de detecção 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 actividade nos efluentes líquidos descarregados para a ETAR, situaram-se, ao longo de todo o ano, abaixo do limite de descarga em vigor no ITN.

AGRADECIMENTOS

Os autores manifestam o seu agradecimento ao Eng.º Carlos Cruz, da UFA/ITN, cuja colaboração tornou possível a recuperação dos dados referentes à rede de sondas *GammaTracer*.

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 detectores termoluminescentes individuais. Relatório Interno.
- Alves J.G., Novais L., Rangel S., (2006). Environmental gamma radiation monitoring at ITN. In *Actas 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.
- Ioannidou A., Papastefanou C., (2006). Precipitation scavenging of ^7Be and ^{137}Cs radionuclides in air, *Journal of Environmental Radioactivity*, 85, 121-136.
- Madruça 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., Baptista 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.
- Madruça M.J., Carvalho F.P, Reis M., Alves J., Corisco J., Trindade R., Pinhão N., Oliveira J.M, Libânio A., Mourato A., Silva G., Portugal L., Santos L., Lopes I., Silva L., Abrantes J., Torres L., Malta M., Gomes A.R., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Pereira M., Baptista A., (2009). Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2008). Relatório UPSR, Série A, nº33/09, ISBN 978-989-96542-0-4, Depósito Legal 194022/03.
- Madruça M.J., Carvalho F.P, Reis M., Alves J., Corisco J., Trindade R., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Torres L., Portugal L., Malta M., Libânio A., Mourato A., Silva G., Oliveira J.M, Santos L., Baptista 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.
- 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 Protecção Radiológica, IST.

III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO

Investigador

Fernando P. Carvalho

Técnicos Superiores

João Maria Oliveira
Margarida Malta

III.1. OBJECTIVOS

III.1.1 Introdução

Em Portugal entre 1908 e 2001 foram explorados 60 depósitos de minérios radioactivos para a produção de rádio e de urânio. Em 2001, com o encerramento das actividades 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 actividade de remediação ambiental dos antigos sítios mineiros transferida para a EDM (Nero et al., 2005; Santiago Baptista, 2005).

Ao ITN incumbe *«proceder à vigilância ambiental na área de influência de explorações mineiras de minério radioactivo, 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 na zona das antigas minas de urânio, procedendo-se à determinação das concentrações dos radionuclidos da família do urânio no ambiente. 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.

O Programa de Monitorização das Antigas Zonas Mineiras de Urânio, não constitui, no entanto, o início dos trabalhos do Departamento de Protecção Radiológica e Segurança Nuclear do ITN neste domínio (Bettencourt et al., 1988; Carvalho, in press). Na realidade foi precedido de trabalhos de monitorização ambiental efectuados no decurso das duas décadas anteriores e, em particular, do trabalho de identificação e caracterização dos sítios com resíduos mineiros (projecto POR/4/015 intitulado “Assessment of Environmental Contamination Around Abandoned Uranium Mines for Environmental Remediation” financiado pela IAEA, 2001-2003) (Carvalho 2003a; 2003b). Seguiu-se a investigação efectuada no âmbito do Projecto «Estudo dos efeitos dos resíduos das minas de urânio na saúde da população» (Projecto “MinUrar”, 2003-2006), financiado pelo Ministério da Saúde no seguimento da Recomendação da Assembleia da República nº 34/2001. O projecto “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 (Carvalho et al., 2006 a, b; 2007a, b; 2008; 2009 a, b; 2010) . Constatada a ocorrência de exposição a radiações ionizantes acima do fundo radioactivo natural, as recomendações efectuadas pelo Projecto “MinUrar” incluíram a monitorização ambiental periódica das áreas mais afectadas pelos resíduos da extracção 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 mais espaçada para assegurar o controlo da exposição radiológica das populações a longo termo (Falcão et al., 2005, 2006, 2007).

A execução do plano de remediação ambiental da zona da Urgeiriça foi iniciado em 2005 e concluído em 2007 pela EDM. Os trabalhos consistiram na transferência de várias escombrelas de menor volume existentes na área da Urgeiriça e sua colocação sobre os resíduos acumulados na Barragem Velha. Após redistribuição dos volumes para redução dos declives da escombrela, esta foi recoberta com camadas de diversos materiais, incluindo membrana geo-têxtil, argila, e cascalho, para reduzir a dose de radiação externa e a exalação de radão para a atmosfera (EDM, 2007).

O programa de monitorização radiológica das zonas das antigas minas de urânio realizado 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 actualizar o conhecimento da radioactividade no ambiente nessas zonas, detectar eventuais situações de exposição da população a doses elevadas de radiações ionizantes resultantes dos resíduos das minas, e detectar a dispersão ou transferência ambiental dos elementos radioactivos existentes naqueles resíduos, a fim de permitir a sua correcção.

III.1.2 Plano de monitorização de 2010

Para 2010 foram seleccionadas as áreas a monitorizar por forma a incluir áreas em que decorreram já trabalhos de remediação ambiental, outras áreas de antigas minas em que o legado mineiro ainda não foi alterado por trabalhos de remediação e manter, tal como em anos anteriores, a monitorização radiológica de importantes bacias hidrográficas da região centro do País que recebem águas de escorrência das zonas mineiras. Assim incluíram-se no plano de monitorização do corrente ano:

- A) A sub-bacia hidrográfica do conjunto Ribeira da Pantanha, Ribeira do Castelo e Rio Mondego,
- B) A sub-bacia hidrográfica das Ribeiras de Valverdinho e Quarta-Feira, Ribeira das Inguias e Rio Zêzere,
- C) Zona das Minas de Urgeiriça e Valinhos (Concelho de Nelas),
- D) Zona das Minas da Quinta do Bispo e da Cunha-Baixa (Concelho de Mangualde),

- E) Zona das Minas da Bica, Vale de Arca, Carrasca e Pedreiros (Concelho do Sabugal),
- F) Refeições das aldeias nas zonas mineiras.

Nas bacias hidrográficas procedeu-se à recolha de sedimentos e água dos ribeiros e rios, analisando-se separadamente a fase solúvel e a fase particulada (matéria em suspensão).

Nas zonas envolventes das minas procedeu-se à amostragem de hortas incluindo solos, produtos hortícolas e águas de rega. Procedeu-se ainda à monitorização de aerossóis e de radão na zona da Urgeiriça.

Em aldeias da região mineira foram ainda recolhidas amostras de refeições confeccionadas pela população, e sobretudo à base de vegetais e legumes das hortas locais.

III.2. MATERIAIS E MÉTODOS

III.2.1. Amostragem

A monitorização ambiental efectuada pelo ITN assenta na recolha de amostras para a determinação das concentrações dos radionuclídeos nas áreas seleccionadas. Esta amostragem incluiu a recolha em cada área de escombros mineiros, solos, água dos cursos de água superficiais e de poços ou furos, produtos hortícolas, e produtos de pecuária. Esta amostragem está sempre condicionada pela existência de actividades agrícolas ou pecuárias na zona, e que por vezes são inexistentes. A água das redes públicas de abastecimento para consumo humano foi sempre amostrada nas povoações próximas dos sítios mineiros.

Em cada ponto de amostragem foram registadas as coordenadas GPS do local, as características das amostras e, no caso das amostras de água, foram efectuadas no local as determinações dos principais parâmetros físicos-químicos e a filtração da amostra. A amostragem na totalidade dos locais aqui descritos foi efectuada em duas missões de campo, com a duração de uma semana cada, realizadas em Agosto.

III.2.2. Preparação e análise das amostras

As amostras de água de linhas de água e poços foram filtradas no local, através de filtros de membrana com 0,45 µm de poro para a análise separada das concentrações na fase solúvel e na fase particulada. As amostras de água filtradas foram acidificadas com HNO₃ até pH<2 e transportadas em bidões de polietileno para o laboratório (Figura III.1). 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 fracção inferior a 63 µm para a análise. As poeiras em suspensão no ar de superfície (1,5 m acima do solo) foram recolhidas com amostradores de ar de grande caudal (Andersen) e filtros de microfibras de vidro

Whatman, com registo do volume de ar filtrado e determinação da concentração de poeiras (Figura III.1). As amostras de produtos hortícolas, tais como cenoura, tomate, alface, e frutos, foram obtidas com a colaboração da população nas hortas de cada região, de acordo com os produtos cultivados (Figura III.1). Estas amostras de produtos hortícolas foram lavadas e descascadas como se faria para consumo e, seguidamente, liofilizadas.

Após homogeneização, das amostras foram retiradas alíquotas para análise às quais se adicionaram traçadores isotópicos dos elementos a analisar (^{232}U , ^{229}Th , ^{224}Ra , ^{209}Po e Pb estável). Procedeu-se à dissolução total das alíquotas em HNO_3 , HCl e HF , seguida de separação radioquímica e purificação dos radioelementos a determinar. Os radioelementos foram electrodepositados em discos metálicos, de aço ou prata, e a radioactividade determinada por espectrometria alfa com detectores de superfície de barreira e implantados, utilizando espectrómetros OctetePlus (ORTEC EG&G). As técnicas de separação radioquímica e de espectrometria alfa utilizadas foram testadas e descritas na literatura científica (Carvalho et al., 2005; Oliveira e Carvalho, 2006; Carvalho e Oliveira, 2007) (Figura III.1).

A determinação em contínuo da concentração de radão (^{222}Rn) no ar de superfície foi efectuada com analisadores de detector de barreira de silício (Sarad) colocados a 2 m acima do solo, sob alpendres de casas nas proximidades das escombreira da Barragem Velha da Urgeiriça e em Canas de Senhorim.

O controlo de qualidade analítica das análises efectuadas foi regularmente efectuado através de análise de Materiais de Referência com concentrações conhecidas e através da participação em exercício de intercomparação laboratorial organizados pela Agencia Internacional de Energia Atómica (IAEA) e pelo Institute of Reference Methods and Materials (IRRM) do Joint Research Centre da EU (Pham et al, 2006; Richter et al., 2006; Povinec et al, 2007).



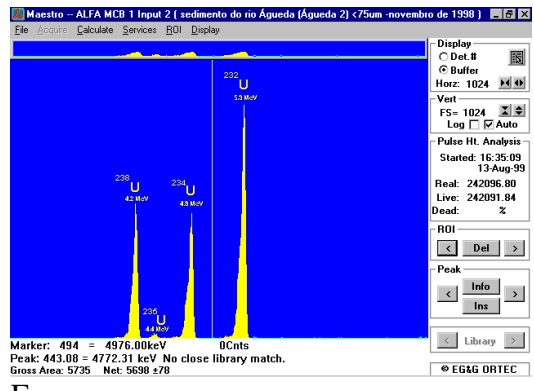
A



D



B



E



C

Figura III.1- Aspectos da amostragem e análise de radionuclídeos nas zonas mineiras. A, Recolha de produtos nas hortas das aldeias. B, Amostrador Andersen para aerossóis. C, Matéria particulada recolhida por filtração das águas. D, espectrómetro alfa. E, Espectro da emissão alfa do urânio numa amostra de ambiente.

III.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A) Sub-bacia hidrográfica do conjunto Ribeira da Pantanha, Ribeira do Castelo e Rio Mondego

As amostras destes cursos de água foram analisadas para a fracção solúvel, matéria particulada em suspensão e sedimentos do leito (Tabelas III.1,2,3,4).

As concentrações de referência dos radionuclídeos em solução na água da Ribeira da Pantanha foram determinadas em U1, a montante das duas minas e escombrelas existentes na zona, Minas de Valinhos e Urgeiriça (Figura III.2). Nas águas da Ribeira retidas na barragem de Valinhos, junto da antiga mina com o mesmo nome e situada a montante da Urgeiriça, ainda se observaram concentrações de urânio, rádio, chumbo e polónio acima do fundo natural, ainda que muito inferiores às de anos anteriores em virtude dos trabalhos de remediação efectuados (Tabela III.1). As concentrações de radionuclídeos apresentaram um aumento na zona da Urgeiriça e um decréscimo para jusante, com o aumento da distância ao ponto de descarga das águas residuais e escorrências das escombrelas da Urgeiriça. Foram especialmente elevadas as concentrações de radionuclídeos determinadas nas escorrências subterrâneas (infiltração) das águas da Barragem Velha, que atingem valores de cerca de 23752 mBq/L de ^{238}U , e de 148 mBq/L de ^{226}Ra . Estas escorrências são em boa parte recolhidas e enviadas para a ETAR da Barragem Nova onde são neutralizadas e os radionuclídeos precipitados antes da descarga para a Ribeira da Pantanha. Nas Caldas da Felgueira, perto da confluência da Pantanha com o Rio Mondego, as concentrações dos radionuclídeos foram no geral inferiores que na zona de descarga de águas residuais mas ainda mais elevadas que na estação de referência a montante da zona mineira (Tabela III.1).

A matéria particulada transportada pela água da Ribeira da Pantanha tem concentrações elevadas associadas às descargas de águas tratadas ou não tratadas (Tabela III.2). As actividades específicas de urânio, mas também dos descendentes do urânio, são no geral já elevadas pois trata-se de uma região com elevado fundo radioactivo natural, como se pode observar em U1 (Tabela III.3). Essas concentrações aumentaram após as descargas da ETAR da Urgeiriça, para jusante até ao Rio Mondego.

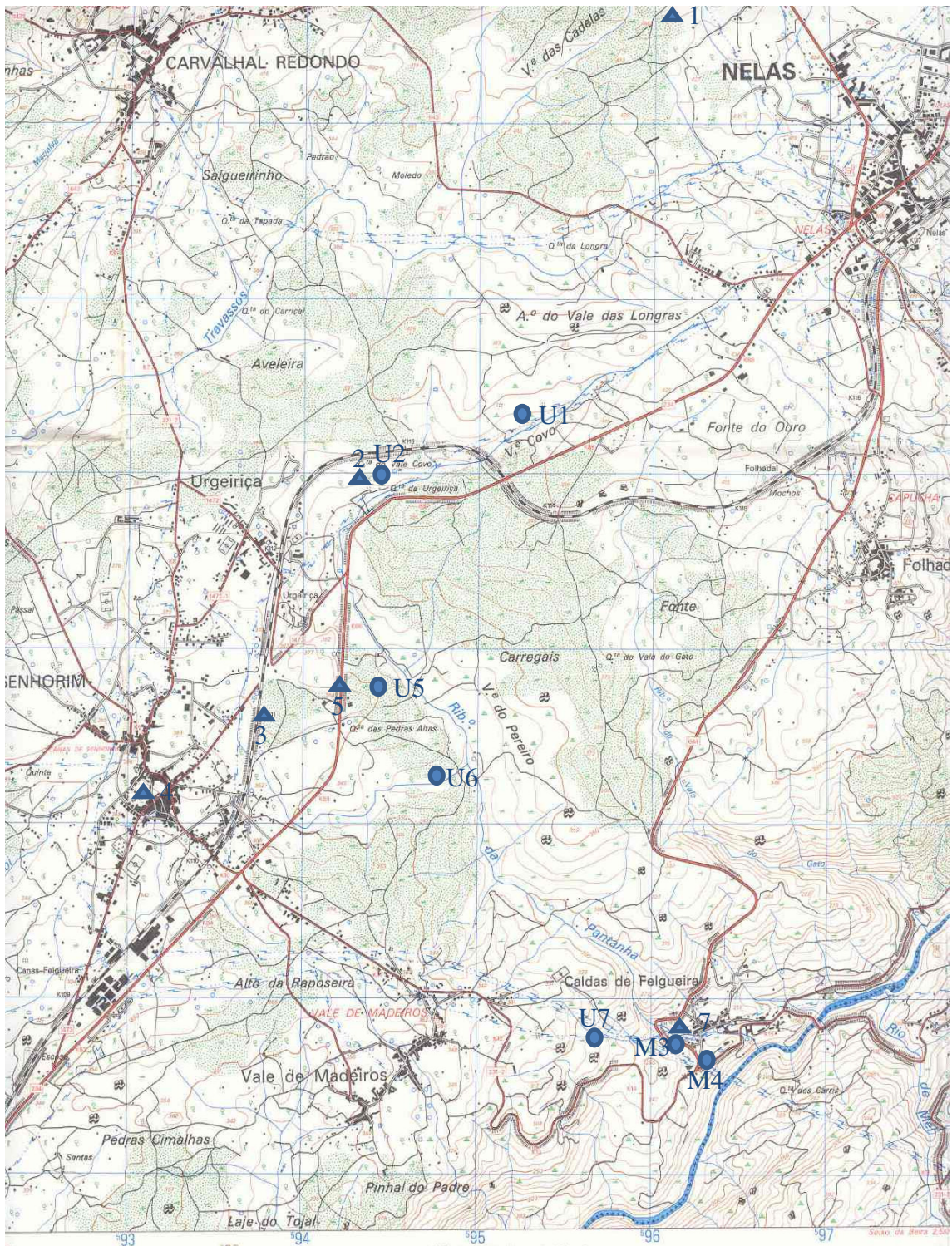


Figura III.2- Estações de amostragem na bacia do Rio Mondego.

(▲ Hortas; ● Ribeiras e Rios)

Os sedimentos do leito da Ribeira da Pantanha, por vezes com radioactividade elevada, reflectem o legado de descargas de águas residuais não tratadas e materiais rejeitados ocorridos durante o funcionamento das instalações da Mina da Urgeiriça. As concentrações mais elevadas em sedimentos foram determinadas a jusante da descarga, em particular nas bolsas de retenção de água no leito da Ribeira por altura das Caldas de Felgueira, e que foi especialmente visível nas concentrações dos isótopos de urânio, ^{230}Th e ^{210}Pb (Tabela III.4).

Foram recolhidas e analisadas várias plantas de crescimento espontâneo nas bacias de secagem das lamias da ETAR na Barragem Nova, bem como na Ribeira da Pantanha a jusante da descarga. Entre essa vegetação contam-se a erva-pessegueira (*Polygonum sp.*), canas (*Phragmites australis*) e erva rabo-de-gato (*Typha latifolia*). Estas plantas concentram vários radionuclídeos absorvidos das lamias e absorvidos da água da ribeira. A acumulação de radionuclídeos torna-as inadequadas para uso como pastagem (Carvalho et al., 2011a)

Na bacia da Ribeira do Castelo localizam-se as minas e escombreliras das minas da Quinta do Bispo e da Cunha-Baixa (Figura III.3). Na Ribeira do Castelo as concentrações de radionuclídeos na fase solúvel foram razoavelmente uniformes desde a estação de referência CB1 na Mesquitela, até à Póvoa de Luzianes, pouco antes da Ribeira confluir no Rio Mondego. Observou-se que a descarga da ETAR da Mina da Quinta do Bispo descarregou águas residuais neutralizadas e decantadas mas mesmo assim contendo elevadas concentrações de urânio dissolvido (na linha de água, em CB6), com 1769 mBq/L de ^{238}U , o que corresponde a cerca de 600 vezes mais elevado que a concentração natural em CB1, isto é, 26,8 mBq/L. O efeito desta descarga nota-se ainda na Ribeira do Castelo, em CB3, mas devido ao elevado caudal da Ribeira na altura da amostragem, o urânio dissolvido foi rapidamente diluído (Tabela III.1).

As concentrações dos radionuclídeos na matéria em suspensão reflectem a importância da descarga das águas residuais da Mina da Quinta do Bispo, sobretudo para os isótopos de urânio (Tabelas III.2 e III.3).

As concentrações específicas dos radionuclídeos nos sedimentos do leito das linhas de água e da Ribeira do Castelo reflectiram o mesmo padrão de distribuição topográfica, e mostram a influência das descargas das minas. Os valores foram contudo mais baixos que em anos anteriores (Tabela III.4).

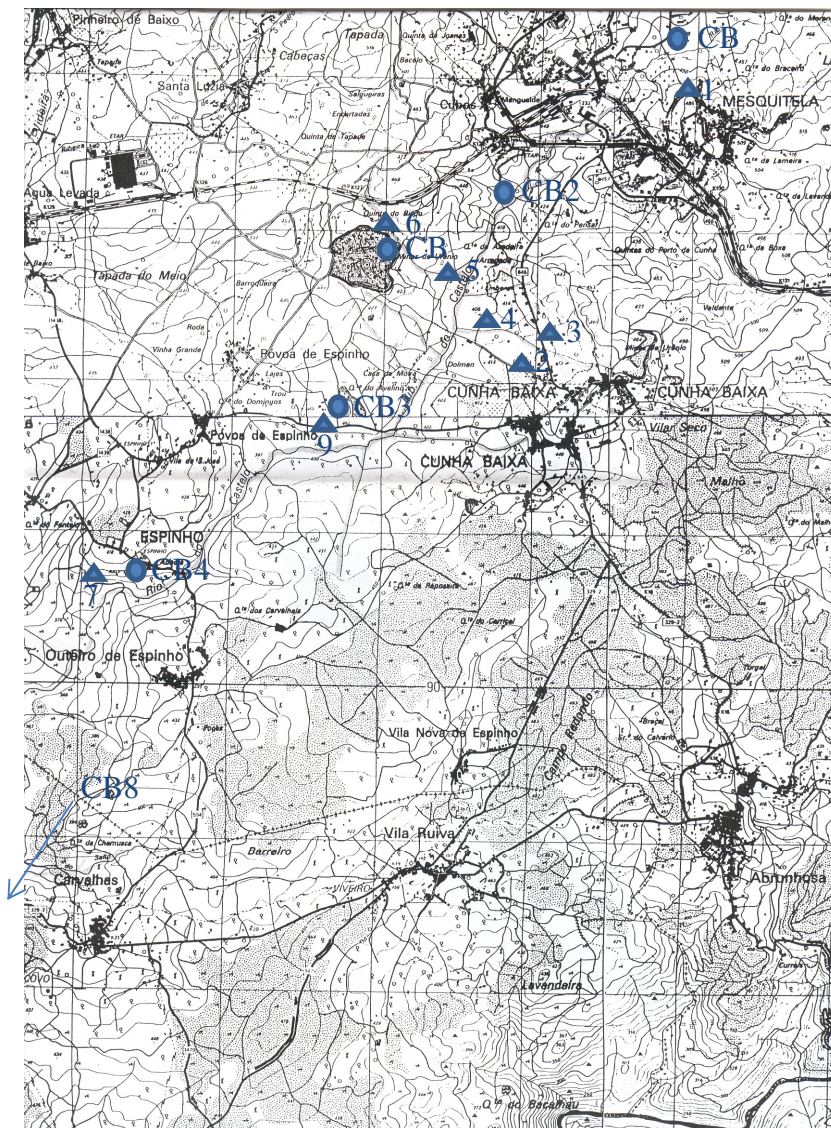


Figura III.3- Minas da Cunha Baixa e Quinta do Bispo e estações de amostragem.
(▲ Hortas; ■ Ribeiras e Rios)

O Rio Mondego foi amostrado a montante (M1) das confluências das Ribeiras do Castelo e da Pantanha e a jusante (M3, M4) delas, e num local mais afastado já na Barragem da Aguieira (M5). O aumento da radioactividade ao longo do Rio Mondego após as confluências das duas Ribeiras foi pequeno. Os valores determinados na Barragem da Aguieira, onde o Mondego forma um larga albufeira, correspondem a uma amostra colhida da margem, num recanto da albufeira e não reflectem forçosamente o transporte de radionuclidos provenientes de montante. As amostras M1 a M4, colhidas onde o rio é estreito, têm maior representatividade e são comparáveis entre si, enquanto M5 pode reflectir outras fontes ou dissolução de radionuclidos dos xistos argilosos da margem da albufeira (Tabela III.1).

A observação dos resultados para a análise da matéria particulada em suspensão mostrou, com mais clareza, o efeito das confluências da água das Ribeiras do Castelo e da Pantanha sobretudo para o urânio particulado (Tabela III.3).

Em comparação com os anos anteriores, no corrente ano não foi observado um aumento de radioactividade significativo na água, matéria particulada em suspensão, e sedimentos do leito das Ribeiras da Pantanha e do Castelo. As descargas destas duas ribeiras que drenam zonas de antigas minas de urânio não causaram no Rio Mondego, no período de observação, um aumento assinalável das concentrações de radionuclidos.

B) Sub-bacia hidrográfica das Ribeiras de Valverdinho e Quarta-Feira, Ribeira das Inguias e Rio Zêzere

As Ribeiras de Valverdinho e de Quarta-Feira reúnem-se com a Ribeira das Inguias drenando as águas superficiais do vale de Quarta-Feira e Sortelha, acabando por confluir mais a Sul com o Rio Zêzere, a montante da aldeia de Boidobra (Figura III.4). Como as escombreyas das minas de Vale de Arca, Carrasca, Pedreiros e da Bica ficam nas margens daquelas ribeiras, as escorrências superficiais e lixiviação dos radionuclidos das escombreyas acabam por ser colectadas por estes cursos de água e podem ser transportadas a maior ou menor distancia, conforme a precipitação e o caudal das ribeiras. Simultaneamente, as águas destas ribeiras são usadas directa ou indirectamente através de poços de rega situados nas suas margens, para a irrigação de hortas.

Foi tomada como estação de referência para a água das ribeiras o local QF 1, a montante da mina de Vale de Arca, situado na área de captação de água na serra (altitude 792 m). A estação QF2, situada entre Vale de Arca e antes da aldeia de Quarta-Feira mostrou influencia da lixiviação de radionuclidos nas escombreyas da mina, sobretudo para o urânio dissolvido, e menor para outros radionuclidos menos solúveis (Tabela III.5).

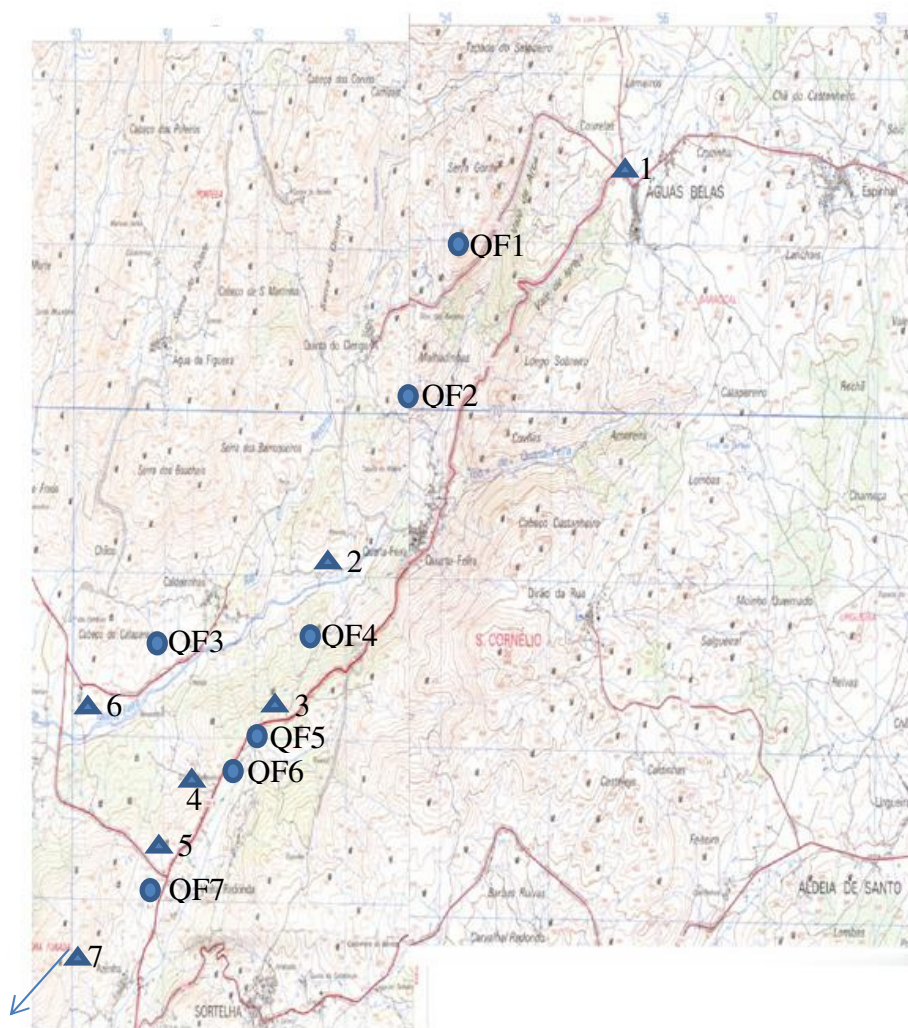


Figura III.4- Estações de amostragem na bacia do Rio Zêzere.
(▲ Hortas; ●Ribeiras e Rios)

As águas de drenagem das minas da Carrasca e da Bica são ácidas e estão carregadas de substâncias radioativas em solução, e, tal como em anos anteriores, mostraram elevados teores de urânio, ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po . As águas da Mina da Carrasca correm livremente para a linha de água e as da Mina da Bica são neutralizadas numa ETAR onde é realizada a precipitação parcial dos radionuclídeos com cloreto de bário e hidróxido de cálcio, sendo as águas residuais tratadas descarregadas para a Ribeira de Valverdinho. Na água desta Ribeira, perto das hortas da aldeia das Azenhas ainda se observaram concentrações elevadas de urânio e

rádio na fase solúvel proveniente das descargas das minas. Na Ribeira das Inguias, mais a sul foi observado o sinal da descarga das minas. No Rio Zêzere, perto de Boidobra e após a confluência da Ribeira das Inguias ainda foi perceptível um pequeno incremento (cerca de duas vezes) nas concentrações de urânio, radio e polónio em solução, em comparação com a água colhida em Belmonte, a montante da confluência (Tabela III.5).

A determinação da actividade específica na matéria particulada em suspensão confirma as elevadas actividades de urânio, ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{210}Po e ^{210}Pb nas águas das minas da Carrasca e da Bica, justificando-se o tratamento destas águas ácidas e radioactivas antes da descarga nas linhas de água da região (Tabelas III.6 e III.7). Aliás, apesar de vários anos de tratamento periódico das águas da Mina da Bica, e acentuada remoção de radioactividade e de ácido sulfúrico, uma avaliação recente das águas dos poços da zona confirmou a infiltração da água ácida da mina subterrânea da Bica no aquífero da zona, pelo que o tratamento deverá ser mantido para prevenir a expansão da auréola de contaminação (Carvalho et al., 2011 b)

A análise do sedimento do leito das ribeiras é particularmente interessante porque o sedimento integra a contaminação ocorrida durante períodos de tempo mais largos que a matéria em suspensão, embora possa também sofrer perturbações episódicas que alterem o registo sedimentar (enxurradas, trabalhos agrícolas, etc). O sedimento na estação de referencia (QF1) apresentou concentrações típicas para sedimentos e solos graníticos, por exemplo 727 ± 21 Bq/kg de ^{238}U , e um pouco inferiores, entre 500 e 600 Bq/kg, de ^{230}Th , ^{226}Ra , e de ^{210}Po e ^{210}Pb que resultam possivelmente da dissolução do ^{234}U e impedindo a formação de equilíbrio radioactivo secular. As concentrações de urânio e descendentes no sedimento da ribeira a jusante de Vale de Arca (QF2) mostraram um claro aumento em relação a QF1 (por um factor de 4 a 5 vezes) devido aos materiais transportados pelas escorrências das escombrelas. Essas concentrações decresceram de novo no vale.

O material recolhido na drenagem da mina da Carrasca foi o precipitado naturalmente formado e acumulado no tanque de retenção de água na saída da galeria da mina (QF4). O sedimento da ribeira junto à aldeia de Azenha (QF7) comprova a dispersão de escombros da mina da Bica (Tabela III.8).

A radioactividade nos sedimentos decresceu para jusante das descargas das minas na Ribeira das Inguias (QF8 e QF9). No Rio Zêzere a estação a jusante (QF11) perto da aldeia de Boidobra, comparada com o sedimento colhido perto de Belmonte (QF10) mostrou que os materiais transportados para fora do vale de Quarta-feira / Sortelha possivelmente ao longo de décadas, chegaram ao curso do Zêzere, elevando para cerca do dobro as concentrações destes radionuclidos nos sedimentos do rio (Tabela III.8).

C) Zona das minas de Urgeiriça e Valinhos (Concelho de Nelas)

A antiga mina da Urgeiriça e as antigas instalações de tratamento do minério da ENUS-SA estão situadas na freguesia de Canas de Senhorim. A Oficina de Tratamento Químico encerrou a actividade em 2001 e, depois da extinção da ENUS-SA, a responsabilidade do património foi transferida para a Empresa de Desenvolvimento Mineiro (EP), Ministério da Economia, “holding” do Estado para o sector mineiro. Depois da elaboração inicial de projectos de remediação ambiental, avaliados pela comissão inter ministerial “Comissão para o Acompanhamento da Concessão” (CAC), e efectuados os respectivos estudos de Avaliação de Impacto Ambiental, os projectos para esta zona foram efectuados entre 2005 e 2007. Os escombros de tratamento do minério, minério não processado, lamas radioactivas resultantes do tratamento das águas da mina, e materiais contaminados resultantes das demolições de estruturas da OTQ foram concentrados num único local, a Barragem Velha, e recobertos com membrana geo têxtil, terra compactada e solo orgânico. A topografia da área foi refeita e os residuos confinados. O aterro assim criado, com uma superfície de 10 ha, está vedado e o acesso do público interdito.

Na Barragem Nova mantem-se o tratamento das águas da mina e escorrências de águas ácidas e radioactivas da Mina da Urgeiriça. As escorrências e águas de infiltação nas rochas sob a Barragem Velha drenam para a linha de água da Ribeira da Pantanha. Parte das escorrências são interceptadas e captadas para o tanque que recebe também as águas da mina para neutralização. A ETAR foi modernizada e automatizada e as águas residuais tratadas são lançadas na Ribeira da Pantanha.

As águas da Ribeira da Pantanha são represadas a montante da Urgeiriça, na Barragem de Valinhos onde foi explorada a mina de uranio de Valinhos. A área foi limpa, solos contaminados e escombros removidos, e a represa usada para a formação de uma lagoa artificial, dotada com passadeiras, estrada de acesso e instalações de apoio, preparada para funcionar como área de lazer para barcos de recreio e pesca desportiva. A montante de Valinhos a linha de água recebe efluentes industriais fortemente poluídos que repetidamente causam mortalidade dos peixes e degradam a água da lagoa.

Ao longo da Pantanha, a água da ribeira ou de poços de rega situados na margem, é usada para rega de hortas, pastagens semeadas para forragem ou alimentação de gado incluindo rebanhos de ovelhas e bovinos estabulados.

A amostragem das hortas foi efectuada e, sendo a escolha dos produtos dependente das disponibilidades das hortas. No mapa da Figura III.2 estão assinaladas as estações de colheita. A estação U1, no lugar de Algeraz, Nelas, situado a Norte e a montante das antigas minas, foi escolhida como zona de referencia. Em todos os vegetais analisados, mas sobretudo

nas alfaces, há um gradiente de aumento de radionuclídeos nas hortas ao longo da Pantanha, com valores mais elevados nas hortas de Caldas da Felgueira regadas com água da ribeira. Por exemplo a concentração de ^{238}U nas alfaces da estação de referência Algeraz (U1) foi de $51,6 \pm 2,0$ mBq/kg (peso fresco) enquanto em Caldas de Felgueira (U7) foi de 771 ± 22 mBq/kg (peso fresco) (Tabela III.9).

Este aumento está relacionado com a presença de níveis mais elevados de radioactividade no sedimentos do leito da ribeira e com a radioactividade na água de irrigação.

Nesta zona da Urgeiriça procedeu-se à amostragem de aerossóis no ar de superfície nos terrenos próximos da Barragem Velha, tendo sido um amostrador colocado a Norte e outro a Sul da barragem. Os resultados constam da Tabela III.10.

Foram efectuadas medições contínuas de radão no ar de superfície, a Norte, a Sul da Barragem Velha e no centro da povoação de Canas de Senhorim, no quartel dos Bombeiros. Em cada local registaram-se as concentrações de radão no ar exterior e no ar interior das construções. Os resultados mostraram, como é frequente, uma maior concentração de radão no ar interior devido ao efeito de emanção do solo sob a casa e acumulação de radão no interior (Tabela III.11). As medições de radão no ar exterior nas proximidades da Barragem Velha mostram concentrações idênticas a valores regionais determinados noutros lugares a maior distância. A selagem dos resíduos permitiu reduzir o radão no ar exterior.

D) Zona e das Minas da Quinta do Bispo e da Cunha-baixa (Concelho de Mangualde)

As minas de Quinta do Bispo e da Cunha Baixa não foram ainda objecto de trabalhos de remediação ambiental. Existem e estiveram em funcionamento as estações de tratamento das águas ácidas das duas minas e a libertação das águas residuais tratadas para a linha de água foi controlada pela empresa. Ao longo das linhas de água existem vários poços de rega usados para irrigação de hortas, pomares e pastagens para rebanhos de gado ovino.

As amostragens de hortas foram efectuadas nos pontos assinalados no mapa da Figura III.3. As hortas da Mesquitela (estação CB1) a norte do caminho de ferro e das zonas mineiras serviram como área de referência. A maioria das restantes hortas amostradas situa-se ao longo das linhas de água que recebem as águas residuais das minas da Cunha Baixa e da Quinta do Bispo (CB2, CB3, CB4, CB5, CB6) e algumas (estações CB7, CB8, CB9) correspondem a hortas situadas nas margens da Ribeira do Castelo que recebe essas linhas de água, e situam-se a jusante das áreas mineiras. As hortas situadas junto às linhas de água das duas minas são regadas com águas de poços que apresentam valores elevados de radionuclídeos da família do urânio, resultantes de infiltrações de águas ácidas das minas no aquífero, enquanto as hortas CB7, CB8, CB9, mais afastadas são regadas com águas com níveis de radioactividade muito mais baixos.

Os vegetais das hortas situadas ao longo da linha de água da Cunha Baixa para a Ribeira do Castelo apresentaram concentrações de radionuclídeos sistematicamente mais elevadas que as da zona de referência (Tabela III.9). As hortas mais próximas da mina da Cunha Baixa são as que tiveram produtos mais contaminados, mas observou-se que um pomar de macieiras situado perto da ribeira do Castelo (CB5) apresentou uma produção com valores muito baixos de radioactividade. Por exemplo as concentrações de ^{226}Ra na polpa de maçã de duas variedades diferentes cultivadas neste pomar foram de 287 e 419 mBq/kg (peso fresco) enquanto em CB2 e CB3 as concentrações de rádio alcançaram 1627 e 1305 mBq/kg (peso fresco) (Tabela III.9). As concentrações de ^{226}Ra nas alfaces e cenouras apresentaram também valores mais elevados nas hortas situadas mais perto das minas que na zona de referência e a jusante das zonas mineiras (Tabela III.9). Já na monitorização efectuada em anos anteriores e em trabalho experimental na área se concluíra que o principal veículo de contaminação radioactiva é a água da mina da Cunha Baixa (Carvalho et al., 2010).

E) Zona das minas da Bica, Vale de Arca, Carrasca e Pedreiros (Concelho do Sabugal)

Estas antigas minas ficam situadas no vale da aldeia de Quarta-feira, encaixado na serra de São Cornélio, e balizado pelas povoações de Águas Belas e a aldeia histórica de Sortelha. As antigas minas e estações de colheita estão assinaladas no mapa da Figura III.4. As minas exploraram mineralizações de urânio situadas nas fracturas dos granitos com a orientação geral NNE-SSO, que corresponde também à orientação geral do vale e das ribeiras que o drenam. As escombrelas mais antigas são as de Vale de Arca, situadas na margem da ribeira de Águas Belas, a montante da aldeia de Quarta-feira. A Mina da Bica tem o maior volume de escombrelas de rejeitados e as lamas do recente tratamento de águas ácidas e radioactivas da mina da Bica. Nesta concessão mineira é mantida em funcionamento e foi melhorada uma ETA para tratamento das águas ácidas. As águas depois de neutralizadas e decantadas são descarregadas na Ribeira de Valverdinho. As linhas de água e ribeiras deste Vale convergem na Ribeira de Inguias, afluente do Rio Zêzere.

A horta de referência escolhida localiza-se em Águas Belas, a maior altitude e a montante das várias minas e escombrelas, e as concentrações de radionuclídeos determinadas nesses produtos hortícolas podem ser comparadas com as concentrações dos produtos das hortas do vale (Tabela III.12). Os produtos hortícolas de QF2, hortas da aldeia de Quarta-feira localizadas na margem do ribeiro, apresentam valores mais elevados de rádio, proveniente das escorrências das escombrelas de Vale da Arca. As hortas da aldeia da Azenha (QF7), situadas na margem Ribeira de Valverdinho a jusante da Mina da Bica, apresentam já valores mais baixos até que a horta de referência. De um modo geral, as concentrações de radionuclídeos nos produtos hortícolas da área de influência das escombrelas foram até um máximo de três vezes

mais elevadas que nos produtos de referência. O produto com concentrações mais elevadas, os agriões, são de crescimento espontâneo na Ribeira de Quarta-feira (QF2).

F) Refeições das aldeias nas zonas mineiras

No sentido de estimar a ingestão actual dos radionuclidos provenientes das escombreyas e outras fontes relacionadas com a prática mineira passada, distribuimos caixas plásticas estanques solicitando a várias famílias de habitantes da Cunha Baixa e de Caldas da Felgueira, ambas a jusante de minas e escombreyas de urânio, para recolher refeições de preparação caseira e na confecção das quais (sopas de vegetais e legumes) utilizaram os produtos das suas hortas. Para termo de comparação adquiriu-se num restaurante da região uma sopa de legumes e uma refeição de carne, confeccionados com produtos adquiridos no supermercado (Tabela III.13).

Os radionuclidos presentes em concentrações mais elevadas foram o ^{226}Ra seguido do ^{210}Po e dos isótopos de urânio. Comparando as duas localidades, as refeições da Cunha-Baixa apresentam uma concentração média de ^{226}Ra mais elevada que as Caldas de Felgueira. A média de todas elas, radionuclido a radionuclido, pode ser comparada com as refeições de referência, uma sopa de legumes e um prato de carne e arroz de um restaurante da zona, mas confeccionados com produtos do supermercado, constatando-se que são significativamente mais elevadas as concentrações de radionuclidos nas sopas de hortas locais.

Admitindo um consumo de 1 kg de sopa das hortas locais por dia durante um ano, adoptando pois um cenário conservativo, e utilizando os factores de conversão de dose em vigor na União Europeia (Directiva 96/29 do Conselho) e recomendados pelos organismos internacionais como a OMS e a IAEA, as doses calculadas para os membros do público deste grupo crítico, e apenas para o conjunto dos radionuclidos analisados, alcançou-se uma dose máxima de 6.9 mSv/ano. Em média, um adulto (>17 anos) poderá receber uma dose de 0,7 mSv/ano e uma criança (2-7 anos) poderá receber 1,75 mSv/ano devido á ingestão dos principais radionuclidos provenientes dos resíduos mineiros. A maior contribuição para a dose provém sobretudo do ^{226}Ra acumulado nos vegetais (Figura III.5).

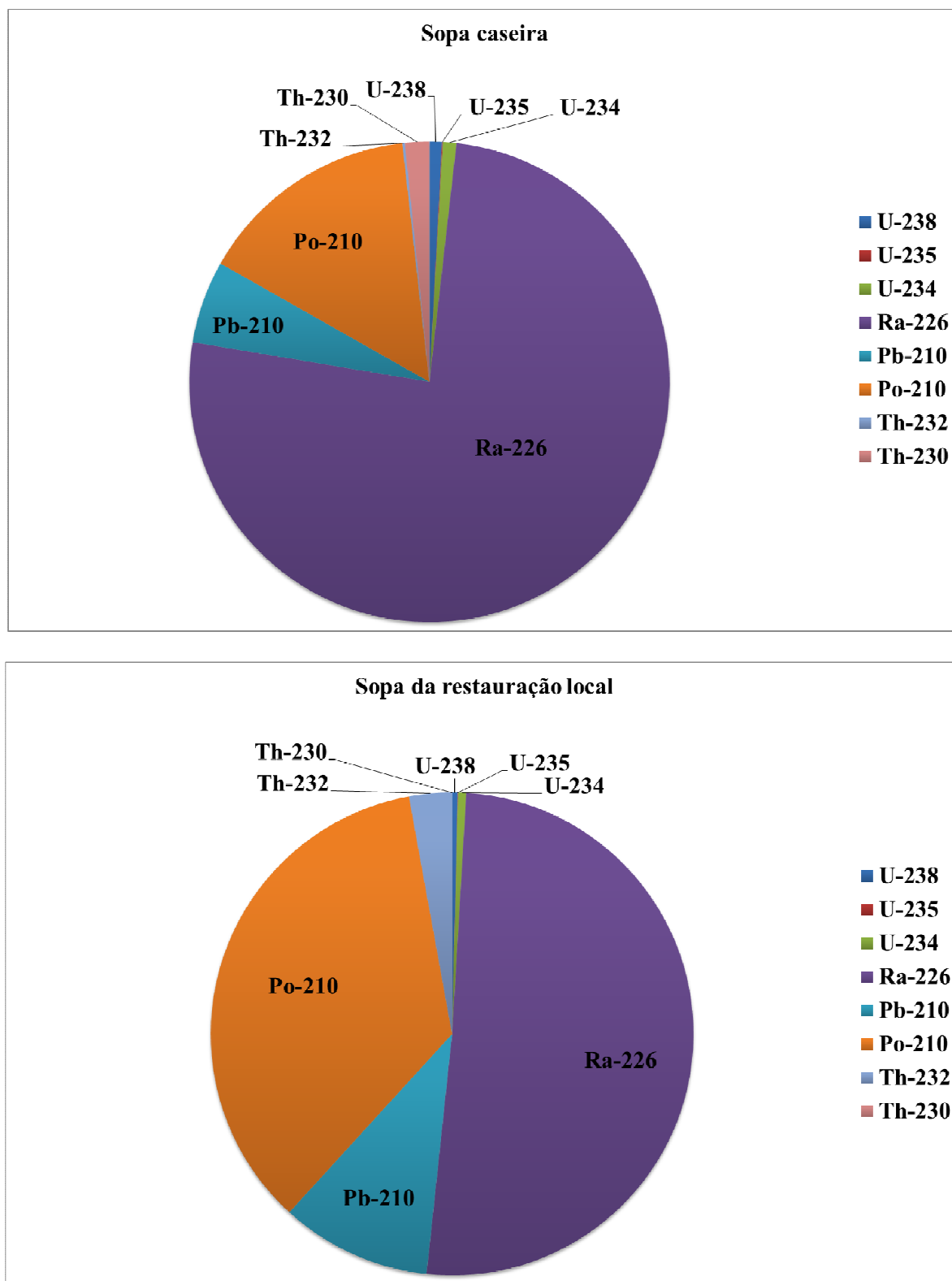


Figura III.5 - Distribuição percentual dos radionuclidos na média das sopas de legumes com produtos das hortas locais (em cima) e numa sopa de restaurante confeccionada com produtos de supermercado.

Tabela III.1 – Bacia do Rio Mondego: concentração dos radionuclídeos na fase solúvel (< 0.45 µm) na água de ribeiros e rios, poços e redes públicas de distribuição de água para consumo (mBq L⁻¹).

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
17 a 21 de Maio de 2010									
Ribeira da Pantanha	#1	62,3±2,0	2,9±0,2	63,3±2,0	1,20±0,07	12,4±0,7	15,0±0,5	8,9±0,4	0,13±0,02
Valinhos	#2	260±8	12,7±0,6	262±8	3,1±0,2	9,5±1,0	14,5±0,5	28,2±1,1	0,15±0,03
Barragem Nova, escorrências	#3	23752±1082	1013±67	22553±1029	167±7	148±12	231±10	123±7,0	8,7±0,9
Barragem Nova, neutralização	#4	238±8	12,0±0,7	229±8	< 0,08	20,9±2,8	2,8±0,1	2,1±0,1	0,10±0,02
Ribeira da Pantanha	#5	293±8	13,1±0,5	295±8	1,5±0,1	39,6±2,8	9,5±0,4	6,7±0,3	0,08±0,02
Ribeira da Pantanha	#6	250±7	10,9±0,4	252±7	0,84±0,07	38,3±2,7	8,5±0,4	6,3±0,3	0,05±0,01
Ribeira da Pantanha	#7	103±3	5,1±0,3	104±3	1,11±0,08	23,3±2,0	0,30±0,01	2,8±0,2	0,05±0,01
Ribeira do Castelo	#1	26,8±1,0	1,1±0,1	26,3±1,0	0,58±0,06	16,5±1,2	7,7±0,4	7,0±0,4	0,16±0,03
Ribeira do Castelo	#2	33,2±0,9	1,6±0,1	33,5±0,9	1,6±0,2	12,2±0,7	3,8±0,2	5,2±0,2	0,22±0,05
Ribeira do Castelo	#3	53,1±1,4	2,6±0,2	52,0±1,4	2,0±0,1	37,6±3,2	9,3±0,4	4,5±0,2	0,21±0,04
Ribeira do Castelo	#4	32,9±1,0	1,6±0,1	31,4±0,9	1,5±0,1	19,3±1,5	5,2±0,2	9,2±0,3	0,13±0,03
Ribeira do Castelo	#5	15,5±0,6	0,65±0,08	16,7±0,6	1,6±0,1	11,3±1,0	2,9±0,2	6,0±0,2	0,29±0,04
Quinta do Bispo, efluente mina	#6	1769±78	59,3±3,3	1652±73	0,079±0,008	6,0±1,4	0,99±0,06	3,6±0,2	0,11±0,02
Rio Mondego	#1	9,3±0,3	0,39±0,04	9,6±0,3	0,08±0,01	3,3±0,4	4,3±0,2	5,0±0,3	0,16±0,03
Rio Mondego	#2	10,0±0,3	0,46±0,05	10,1±0,3	0,44±0,04	4,0±0,4	4,7±0,3	4,3±0,2	0,20±0,04

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Rio Mondego	#3	9,3±0,3	0,39±0,04	9,6±0,3	0,46±0,05	3,3±0,4	2,6±0,2	4,3±0,2	0,20±0,04
Rio Mondego	#4	8,5±0,3	0,26±0,03	8,4±0,3	0,74±0,13	8,3±0,8	8,0±0,6	3,8±0,2	0,18±0,08
Rio Mondego, Barragem da Agueira	#5	22,4±0,6	1,0±0,09	22,2±0,6	0,96±0,09	5,4±0,9	5,7±0,4	13,7±0,6	0,19±0,04
2 a 6 de Agosto de 2010									
Vilar Seco, poço	#1	70,7±2,1	3,3±0,2	69,9±2,1	1,5±0,6	38,4±2,4	88,6±2,8	12,2±0,5	0,22±0,03
Urgeiriça, Valinhos, poço	#2	13,1±0,6	0,59±0,11	14,3±0,6	1,4±0,1	23,8±2,8	117±4	10,3±0,4	0,12±0,03
Urgeiriça, Vale escuro, poço	#3	41,9±1,5	1,8±0,2	51,6±1,8	2,6±0,3	46,1±5,4	82,3±3,2	2,7±0,1	0,85±0,20
Urgeiriça, Sr. Bento, poço	#4	71,5±2,2	2,7±0,2	79,8±2,4	4,8±0,2	72,2±10,1	106±4	2,1±0,1	0,24±0,04
Urgeiriça, charca	#5	30,8±0,8	1,3±0,1	29,8±0,8	0,85±0,03	21,7±1,2	7,6±0,5	5,9±0,3	0,31±0,03
Mesquitela, poço	#1	44,4±1,1	2,1±0,1	43,7±1,1	0,87±0,06	37,0±2,8	37,1±1,5	4,7±0,2	0,13±0,02
Cunha Baixa, Sr. M. Gomes, poço	#2	1265±66	62,4±4,3	1170±62	5,1±0,2	162±20	124±4	3,6±0,2	0,61±0,05
Cunha Baixa, poço	#3	5635±148	270±12	5240±138	15,2±1,1	975±63	1251±43	53,1±1,9	2,3±0,3
Cunha Baixa, Sr. Figueiredo, poço	#4	3384±135	149±7	3249±130	1,7±0,1	322±24	292±8	11,4±0,3	0,51±0,05
Cunha Baixa, Sr. Adelino, poço	#6	2485±91	111±5	2416±88	1,6±0,1	139±14	421±11	22,8±0,6	0,15±0,02
Consumo, Canas de Senhorim		5,4±0,2	0,25±0,03	6,3±0,2	0,28±0,02	47,9±8,1	3,4±0,2	1,8±0,1	0,027±0,005

Tabela III.2 – Bacia do Rio Mondego: contribuição da radioactividade nas partículas (> 0,45 µm) em suspensão na água de ribeiros e rios, e poços para a actividade total da água (mBq/L).

Designação	Id.	mg/L	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
17 a 21 de Maio de 2010										
Ribeira da Pantanha	#1	11,5	115±3	5,3±0,2	115±3	10,3±0,3	52,7±5,4	51,9±2,2	51,0±2,6	1,80±0,07
Valinhos	#2	4,5	45,2±1,2	2,2±0,1	45,4±1,2	8,1±0,3	8,8±0,8	33,7±1,3	50,2±2,5	0,32±0,02
Barragem Nova, escurências	#3	63,5	34,0±1,0	1,4±0,1	33,2±1,0	4,1±0,2	3,4±0,2	4,0±0,2	18,3±1,2	0,41±0,05
Barragem Nova, neutralização	#4	4,2	34,2±0,9	1,7±0,1	34,0±0,9	2,5±0,2	13,6±1,1	3,6±0,2	8,3±0,2	0,22±0,0
Ribeira da Pantanha	#5	29,7	717±37	34,8±2,2	702±37	58,7±2,7	17,6±1,0	30,7±1,3	50,8±1,3	1,9±0,1
Ribeira da Pantanha	#6	16,0	418±22	18,3±1,3	420±22	54,8±3,0	11,3±0,8	21,5±0,7	31,0±1,2	1,3±0,1
Ribeira da Pantanha	#7	1,8	52,5±1,2	2,5±0,1	53,5±1,2	12,4±0,5	37,8±5,5	4,4±0,2	7,8±0,4	0,46±0,04
Ribeira do Castelo	#1	10,5	42,9±1,0	1,98±0,09	43,1±1,0	9,3±0,4	14,2±1,3	8,0±0,4	14,3±0,5	1,17±0,08
Ribeira do Castelo	#2	5,3	34,8±1,0	1,6±0,1	35,5±1,0	7,7±0,4	18,0±3,5	9,1±0,4	11,8±0,4	1,07±0,09
Ribeira do Castelo	#3	3,3	25,4±0,7	1,23±0,08	25,0±0,7	5,1±0,2	9,2±0,8	6,4±0,3	10,0±0,4	0,73±0,04
Ribeira do Castelo	#4	4,6	15,2±0,4	0,70±0,05	14,8±0,4	3,7±0,1	7,1±0,5	4,5±0,3	7,5±0,3	0,43±0,03
Ribeira do Castelo	#5	3,4	10,3±0,2	0,46±0,02	10,1±0,2	3,0±0,1	4,0±0,3	4,9±0,3	5,6±0,2	0,36±0,02
Quinta do Bispo, efluente mina	#6	13,5	935±35	43,3±1,9	893±34	2,7±0,2	10,5±1,2	23,4±1,0	13,8±0,5	0,98±0,08
Rio Mondego	#1	2,8	5,3±0,1	0,26±0,02	5,2±0,1	2,1±0,1	21,6±1,7	2,3±0,2	5,0±0,2	0,36±0,03
Rio Mondego	#2	4,0	4,2±0,1	0,20±0,02	4,5±0,1	1,40±0,07	21,6±2,1	2,7±0,2	3,8±0,2	0,31±0,0

Designação	Id.	mg/L	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Rio Mondego	#3	2,6	5,8±0,20	0,30±0,02	5,7±0,2	1,8±0,1	13,7±0,9	3,1±0,2	5,9±0,2	0,40±0,04
Rio Mondego	#4	3,5	6,9±0,2	0,30±0,03	7,0±0,2	2,2±0,1	18,4±1,2	3,2±0,2	5,8±0,2	0,43±0,03
Rio Mondego, Barragem da Agueira	#5	6,7	6,7±0,2	0,32±0,03	6,7±0,2	2,2±0,1	15,1±1,4	3,3±0,2	6,8±0,2	0,31±0,03
2 a 6 de Agosto de 2010										
Vilar Seco, poço	#1	0,3	5,2±0,2	0,27±0,02	5,2±0,2	0,38±0,03	8,2±0,8	4,9±0,2	9,4±0,4	0,10±0,02
Urgeiriça, Sr. Bento, poço	#4	0,2	1,69±0,06	0,09±0,01	1,77±0,06	0,19±0,02	32,8±3,6	3,6±0,2	5,5±0,2	0,08±0,01
Urgeiriça, charca	#5	65,0	25,7±0,8	1,3±0,1	26,3±0,8	6,1±0,3	29,2±4,1	32,6±1,0	46,7±1,8	2,2±0,1
Mesquitela, poço	#1	1,3	6,1±0,2	0,22±0,02	6,3±0,2	1,2±0,2	20,6±2,8	69,0±1,9	33,6±0,9	0,20±0,04
Cunha Baixa, Sr. M. Gomes, poço	#2	28,0	28,4±0,8	1,43±0,09	27,6±0,8	5,2±0,2	14,4±1,8	7,8±0,3	23,1±0,6	0,19±0,02
Cunha Baixa, poço	#3	6,6	185±5	7,9±0,4	172±5	14,1±0,7	30,8±3,4	41,7±1,2	163±5	0,30±0,05
Cunha Baixa, Sr. Figueiredo, poço	#4	3,4	53,8±1,5	2,6±0,1	53,8±1,5	3,5±0,2	11,6±1,5	30,8±1,2	27,9±0,8	1,9±0,1
Cunha Baixa, Sr. Adelino, poço	#6	10,2	183±5	8,4±0,3	179±5	2,8±0,2	16,9±3,1	28,0±1,1	83,3±2,1	0,20±0,03

Tabela III.3 – Bacia do Rio Mondego: actividade específica de radionuclidos na matéria em suspensão (> 0,45 µm) na água de ribeiros e rios, e de poços (Bq kg⁻¹ peso seco).

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
17-21.5.2010									
Ribeira da Pantanha	#1	10007±262	461±19	9996±262	894±30	4569±472	4497±194	4416±228	156±6
Valinhos	#2	10106±275	490±26	10136±276	1800±60	1972±173	7521±294	11217±560	72,1±4,7
Barragem Nova, escorrências	#3	536±16	21,8±1,7	523±16	65,2±3,8	53,7±3,4	62,4±3,1	290±19	6,4±0,8
Barragem Nova, neutralização	#4	8163±210	397±25	8100±209	600±40	3251±263	862±40	1992±57	53,7±9,0
Ribeira da Pantanha	#5	24123±1261	1171±75	23639±1236	1976±92	593±34	1035±42	1710±44	63,8±4,0
Ribeira da Pantanha	#6	26004±1385	1139±80	26138±1392	3404±186	702±48	1335±43	1926±69	80,9±6,5
Ribeira da Pantanha	#7	29120±678	1371±55	29654±690	6845±279	20946±3029	2410±126	4310±177	252±20
Ribeira do Castelo	#1	4077±96	188±8	4093±97	885±40	1345±123	763±38	1426±53	111±7
Ribeira do Castelo	#2	6609±183	304±19	6723±185	1461±84	3419±671	1728±77	2231±84	202±16
Ribeira do Castelo	#3	7732±219	374±25	7625±217	1559±55	2780±243	1955±94	3046±124	222±12
Ribeira do Castelo	#4	3329±96	151±12	3243±94	814±31	1562±102	978±61	1637±67	93,3±6,0
Ribeira do Castelo	#5	2996±73	133±7	2938±72	885±35	1171±80	1417±78	1634±68	105±7
Quinta do Bispo, efluente mina	#6	69328±2626	3210±139	66155±2507	213±12	777±93	1735±72	1016±38	72,5±5,8
Rio Mondego	#1	1887±52	88,8±7,6	1837±51	727±37	7615±609	824±60	1769±78	129±12

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Rio Mondego	#2	1066±32	49,5±5,2	1133±34	349±18	5408±529	667±48	976±46	76,8±7,0
Rio Mondego	#3	2267±66	114±9	2222±65	707±40	5306±346	1204±76	2281±102	154±15
Rio Mondego	#4	1980±63	82,7±8,9	2000±64	628±26	5238±345	920±56	1656±74	123±8
Rio Mondego, Barragem da Agueira	#5	1013±31	47,8±4,7	1013±31	325±16	2258±215	490±29	1031±43	47,0±4,1
2 a 6 de Agosto de 2010									
Vilar Seco, poço	#1	17338±518	884±79	17312±517	1264±102	27382±2610	16222±705	31316±1434	328±51
Urgeiriça, Sr. Bento, poço	#4	8295±295	394±51	8644±303	917±94	159486±17632	17680±782	26638±1019	367±61
Urgeiriça, charca	#5	396±12	19,3±1,5	405±12	94,5±4,0	450±63	502±15	719±28	33,9±1,7
Mesquitela, poço	#1	4741±122	169±14	4856±124	961±185	15871±2160	53281±1496	25895±678	158±35
Cunha Baixa, Sr. M. Gomes, poço	#2	1014±30	50,8±3,2	988±30	186±9	516±64	278±9	828±23	6,9±0,9
Cunha Baixa, poço	#3	28061±792	1191±55	25951±735	2139±104	4661±520	6308±190	24646±860	45,8±7,2
Cunha Baixa, Sr. Figueiredo, poço	#4	15800±453	752±44	15792±453	1033±51	3418±437	9031±350	8194±227	564±31
Cunha Baixa, Sr. Adelino, poço	#6	17973±494	828±32	17590±484	279±17	1656±301	2746±108	8167±210	19,9±2,9

Tabela III.4 – Bacia do Rio Mondego: concentração dos radionuclídeos em sedimentos do leito de Ribeira da Pantanha, Ribeira do Castelo e Rio Mondego, fracção < 63 µm. (Bq kg⁻¹ peso seco).

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Ribeira da Pantanha	#1	3872±103	189±8	3882±103	2192±80	829±76	506±18	277±15
Valinhos	#2	4907±133	213±10	5212±141	2901±103	3696±276	2564±85	193±13
Barragem Nova, escorrências	#3	1876±53	89,4±5,2	1910±54	2549±89	3547±272	2471±79	123±9
Ribeira da Pantanha	#5	5563±144	250±10	5285±137	3026±117	2223±187	2021±65	466±24
Ribeira da Pantanha	#6	9118±242	395±15	9295±246	9523±324	2523±158	3425±127	693±30
Ribeira da Pantanha	#7	8132±212	376±14	8324±217	10546±664	4014±429	3933±136	560±52
Rio Mondego	#1	383±13	15,9±1,7	375±13	378±13	411±34	310±13	301±11
Rio Mondego	#2	539±16	23,4±1,8	558±16	412±14	273±31	446±17	317±12
Rio Mondego	#3	396±12	17,4±1,6	398±12	365±16	467±71	290±11	236±12
Rio Mondego	#4	1227±33	55,8±2,8	1237±34	1601±50	748±96	944±30	270±11
Ribeira do Castelo	#1	548±16	25,2±2,0	568±17	186±7	325±24	438±15	108±5
Ribeira do Castelo	#2	845±25	42,0±2,8	864±26	626±32	795±73	681±24	272±16
Ribeira do Castelo	#3	1149±32	56,2±3,1	1149±33	852±27	534±35	630±21	241±9
Ribeira do Castelo	#4	2946±82	126±6	2874±80	815±37	1544±151	728±25	203±13
Ribeira do Castelo	#5	1080±31	54,4±3,2	1072±31	629±36	596±46	569±20	390±25

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Quinta do Bispo, efluente mina	#6	3009±81	130±6	2908±78	2099±68	1086±106	1429±47	122±8

Tabela III.5 – Bacia do Rio Zêzere: concentração dos radionuclídeos na fase solúvel (< 0.45 µm) na água de ribeiros e rios, poços, e redes públicas de distribuição de água para consumo (mBq L⁻¹).

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
17 a 21 de Maio de 2010									
Ribeira de Quarta-Feira	#1	25,7±0,9	0,98±0,13	25,4±0,8	1,7±0,1	4,5±0,4	34,8±1,6	3,1±0,1	0,11±0,03
Ribeira de Quarta-Feira	#2	63,4±1,9	2,8±0,2	62,9±1,9	3,7±0,1	4,9±0,3	3,5±0,2	6,0±0,3	0,28±0,05
Ribeira de Quarta-Feira	#3	26,9±0,7	1,08±0,08	26,4±0,7	2,6±0,2	8,4±1,2	2,9±0,2	8,9±0,3	0,27±0,05
Mina da Carrasca	#4	133±3	6,0±0,2	136±3	7,1±0,4	175±12	30,5±1,1	61,8±1,8	0,08±0,02
Ribeira de Valverdinho	#5	13,2±0,4	0,58±0,06	12,7±0,4	0,52±0,04	4,6±0,4	0,41±0,02	3,0±0,1	0,09±0,01
Mina da Bica	#6	8106±181	342±13	7700±173	133±6	4335±117	2354±93	2415±92	1,6±0,3
Ribeira de Valverdinho	#7	48,9±1,1	2,5±0,1	47,8±1,1	0,90±0,08	19,4±1,8	2,9±0,2	5,9±0,3	0,14±0,03
Quarta-Feira	#8	23,2±0,6	1,19±0,08	22,0±0,6	1,09±0,09	16,8±1,0	2,8±0,2	10,8±0,4	0,13±0,003
Quarta-Feira	#9	14,2±0,4	0,65±0,05	14,2±0,4	1,06±0,09	11,8±1,3	2,7±0,1	8,7±0,4	0,18±0,04
Quarta-Feira	#10	5,0±0,2	0,24±0,03	5,0±0,2	0,22±0,03	26,8±5,1	<0,07	0,83±0,01	0,18±0,03
Quarta-Feira	#11	9,6±0,2	0,46±0,04	9,5±0,2	1,3±0,2	26,6±5,3	3,8±0,2	6,8±0,3	0,12±0,04
2 a 6 de Agosto de 2010									

Designação	Id.	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Água Belas, poço	#1	74,6±2,1	3,3±0,2	73,3±2,1	0,62±0,05	53,6±6,0	40,3±1,2	23,4±0,6	0,07±0,01
Quarta-Feira, poço	#2	62,3±1,8	2,5±0,2	60,4±1,8	8,3±0,4	26,2±2,9	33,7±1,0	68,5±1,7	0,66±0,08
Junto à mina da Bica	#3	148±4	6,3±0,3	143±4	0,82±0,08	53,3±3,9	98,5±2,7	8,5±0,4	0,11±0,02
Mina da Carrasca, drenagem	#4	401±11	19,4±0,8	394±11	0,73±0,08	99,8±17,6	49,4±1,5	0,66±0,04	0,11±0,03
Quarta-feira, poço	#5	44,0±1,4	1,9±0,2	42,6±1,3	1,7±0,1	16,6±1,3	20,6±0,7	3,9±1,6	0,18±0,04
Quarta-feira	#6	14,8±0,4	0,72±0,06	14,5±0,4	0,61±0,07	10,1±1,1	10,6±0,4	6,4±0,3	0,10±0,03
Caria, poço	#7	42,1±1,2	2,0±0,1	44,3±1,3	0,51±0,07	37,7±3,5	14,1±0,8	5,9±0,3	0,15±0,03

Tabela III.6 – Bacia do Rio Zêzere: contribuição da radioactividade nas partículas (> 0,45 µm) em suspensão na água de ribeiros e rios, e poços para a actividade total da água (mBq/L).

Designação	Id.	mg/L	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
17 a 21 de Maio de 2010										
Ribeira de Quarta-Feira	#1	5,7	9,9±0,3	0,47±0,04	10,3±0,3	2,4±0,1	31,9±3,3	9,6±0,4	8,0±0,4	0,43±0,03
Ribeira de Quarta-Feira	#2	1,3	5,8±0,2	0,28±0,03	5,8±0,2	1,30±0,06	10,0±0,7	2,9±0,2	3,8±0,2	0,26±0,02
Ribeira de Quarta-Feira	#3	0,9	4,3±0,1	0,20±0,02	4,2±0,1	0,98±0,05	38,1±4,7	4,8±0,3	3,3±0,2	0,12±0,01
Mina da Carrasca	#4	7,7	164±4	8,0±0,3	164±4	60,1±2,2	120±7	393±13	123±3	0,24±0,02
Ribeira de Valverdinho	#5	0,3	2,6±0,1	0,14±0,02	2,7±0,1	0,67±0,04	31,7±2,5	4,1±0,3	1,5±0,1	0,13±0,02
Mina da Bica	#6	0,6	27,5±0,8	1,19±0,09	26,9±0,8	-	32,1±3,5	461±18	70,3±3,0	-
Ribeira de Valverdinho	#7	0,6	6,6±0,2	0,31±0,02	6,5±0,2	1,63±0,08	48,3±5,9	7,7±0,4	3,8±0,1	0,24±0,02
Quarta-Feira	#8	2,0	4,6±0,1	0,22±0,02	4,7±0,1	1,51±0,07	39,2±4,5	5,4±0,3	8,8±0,4	0,23±0,02
Quarta-Feira	#9	2,9	7,6±0,2	0,37±0,03	7,2±0,2	2,1±0,1	11,0±1,0	5,2±0,2	12,8±0,5	0,29±0,02
Quarta-Feira	#10	1,3	2,78±0,09	0,11±0,01	2,77±0,09	0,91±0,09	10,2±1,6	3,1±0,1	1,53±0,07	0,18±0,04
Quarta-Feira	#11	3,4	7,0±0,2	0,30±0,02	7,0±0,2	3,0±0,1	6,5±0,4	5,8±0,2	9,3±0,4	0,54±0,04
2 a 6 de Agosto de 2010										
Água Belas, poço	#1	0,8	75,3±2,1	3,5±0,2	74,7±2,1	2,4±0,1	9,4±0,5	21,1±0,9	42,6±1,5	0,30±0,03
Quarta-Feira, poço	#2	0,5	23,9±0,6	1,08±0,06	23,2±0,6	2,16±0,09	13,0±1,0	13,6±0,6	52,0±2,2	0,19±0,02
Junto à mina da Bica	#3	5,3	22,2±0,6	1,04±0,06	21,1±0,5	1,89±0,09	10,4±0,8	8,0±0,4	33,2±0,8	0,24±0,02

Designação	Id.	mg/L	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Mina da Carrasca	#4	0,4	30,1±0,3	1,32±0,07	28,6±0,7	1,87±0,08	13,0±0,3	9,6±0,4	17,8±0,5	0,24±0,02
Quarta-feira, poço	#5	0,7	11,9±0,3	0,59±0,04	11,5±0,3	1,10±0,06	46,4±8,3	7,1±0,4	12,8±0,4	0,18±0,02
Quarta-feira	#6	1,0	6,1±0,1	0,29±0,02	5,9±0,1	1,2±0,1	36,9±3,6	7,5±0,4	14,8±0,4	0,24±0,05
Caria, poço	#7	23,3	69,1±3,3	2,8±0,3	70,8±3,4	4,7±0,2	14,8±1,6	65,2±2,4	87,2±2,1	0,90±0,06

Tabela III.7 – Bacia do Rio Zêzere: actividade específica de radionuclidos na matéria em suspensão (> 0,45 µm) na água de ribeiros e rios, e de poços (Bq kg⁻¹ peso seco).

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
17-21.5.2010									
Ribeira de Quarta-Feira	#1	1735±49	81,2±6,8	1809±51	424±19	5592±576	1686±79	1417±58	74,8±5,4
Ribeira de Quarta-Feira	#2	4613±143	218±21	4604±143	1026±49	7866±565	2275±143	3029±140	202±17
Ribeira de Quarta-Feira	#3	4818±167	218±26	4690±164	1092±52	42582±5301	5395±320	3702±169	134±13
Mina da Carrasca	#4	21255±574	1036±41	21342±577	7810±283	15610±932	51049±1698	15963±368	31,2±3,1
Ribeira de Valverdinho	#5	8649±362	439±75	8990±370	2190±129	104188±8303	13320±953	4821±325	428±52
Mina da Bica	#6	48815±1424	2097±153	47778±1399		56882±6244	817089±31325	125704±5493	
Ribeira de Valverdinho	#7	10996±274	497±36	10740±269	2701±130	80176±9845	12762±671	6373±278	392±37
Quarta-Feira	#8	2302±61	107±9	2338±62	757±35	19593±2239	2689±151	4410±177	117±10
Quarta-Feira	#9	2681±69	130±9	2535±66	747±34	3839±349	1838±70	4474±192	101±9
Quarta-Feira	#10	2119±71	76±10	2104±70	691±66	7750±1220	2351±100	1223±67	134±28
Quarta-Feira	#11	2053±53	87±7	2062±54	884±39	1915±134	1719±60	2744±122	158±11
2 a 6 de Agosto de 2010									
Água Belas, poço	#1	94762±2703	4418±231	94070±2686	2966±152	11776±633	26573±1096	53620±1972	382±38
Quarta-Feira, poço	#2	48470±1267	2188±127	46916±1232	4371±179	26348±2067	27579±1162	105294±4378	389±34
Junto à mina da Bica	#3	4199±105	194±11	3984±100	357±17	1956±161	1511±76	6278±159	46,1±4,7

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Mina da Carrasca	#4	74819±1838	3266±167	71114±1757	4650±208	32262±7863	23789±1097	44119±1119	600±54
Quarta-feira, poço	#5	17098±478	845±62	16579±466	1576±90	66707±11902	10145±513	18470±497	258±30
Quarta-feira	#6	6123±147	287±19	5992±143	1201±122	37108±3666	7514±393	14815±402	246±48
Caria, poço	#7	2966±143	119±13	3037±146	200±10	635±70	2797±101	3737±89	38,6±2,7

Tabela III.8 – Bacia do Rio Zêzere: Concentração dos radionuclídeos em sedimentos do leito de ribeiras e Rio Zêzere, fracção < 63 µm (Bq kg⁻¹ peso seco).

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Ribeira de Quarta-Feira	#1	727±21	33,2±2,4	724±21	530±20	582±38	599±20	130±7
Ribeira de Quarta-Feira	#2	3262±88	147±6	3274±88	1053±34	1022±50	1191±36	120±6
Ribeira de Quarta-Feira	#3	1142±34	51,4±3,6	1148±34	659±25	791±46	864±28	118±7
Mina da Carrasca	#4	20584±879	934±53	20961±895	4654±149	4707±171	13683±680	65,5±6,7
Ribeira de Valverdinho	#5	746±22	34,6±2,3	758±22	779±26	446±35	640±21	189±8
Ribeira de Valverdinho	#7	4255±114	208±8	4269±114	1688±66	671±62	870±28	195±11
Ribeira de Valverdinho	#8	836±23	37,7±2,4	835±23	611±21	443±45	612±21	167±8
Quarta-Feira	#9	556±16	27,4±1,9	569±16	677±27	579±61	487±17	448±19
Quarta-Feira	#10	254±9	10,8±1,1	252±9	282±14	160±31	237±8	143±8
Quarta-Feira	#11	441±13	22,2±1,6	441±13	344±11	282±22	377±12	276±9

Tabela III.9 – Concelho de Nelas e Mangualde: actividade específica dos radionuclidos em produtos hortícolas (peso fresco) (mBq kg⁻¹)

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Vilar Seco, Alfaces	#1	51,6±2,0	2,1±0,3	52,3±2,0	59,0±14,2	189±12	119,5±5,2	67,4±3,6	17,6±6,9
Vilar Seco, Tomate	#1	2,1±0,3	0,09±0,04	1,7±0,2	4,7±1,1	17,7±1,9	10,3±1,4	11,9±1,4	4,4±1,1
Vilar Seco, Cenouras	#1	76,5±4,3	4,4±0,9	77,1±4,3	61,2±4,8	668±103	272,8±42,2	97,9±4,3	20,2±2,5
Vilar Seco, Pepino	#1	2,6±0,2	0,07±0,02	2,7±0,2	2,0±0,2	18,0±2,2	14,9±1,3	5,5±0,4	1,1±0,2
Valinhos, Batatas	#2	29,8±1,7	0,70±0,19	32,0±1,8	24,4±1,6	175±12	17,3±2,0	22,3±1,9	42,8±2,5
Valinhos, Tomate	#2	5,5±0,5	0,11±0,03	5,2±0,5	4,7±3,4	34,6±2,7	11,6±1,6	14,3±2,1	4,0±2,6
Valinhos, Cebolas	#2	0,077±0,007	0,009±0,002	0,053±0,006	0,040±0,003	6,75±0,06	25±3	373±29	0,012±0,002
Valinhos, Pepino	#2	8,8±0,7	0,90±0,2	7,9±0,7	13,9±1,8	118±8	13,7±1,2	1,6±0,1	4,9±1,1
Vale Escuro, Alfaces	#3	87,4±4,5	4,6±0,9	90,5±4,6	48,7±2,5	718±114	171±5	183±5	24,3±1,6
Vale Escuro, Batatas	#3	5,9±0,5	0,22±0,06	5,4±0,5	0,54±0,08	58,4±8,2	44,1±3,5	53,7±5,0	1,6±0,4
Vale Escuro, Tomate	#3	2,7±0,4	0,4±0,2	1,8±0,3	21,6±20,5	22,5±3,2	3,53±0,62	0,66±0,07	< 55
Urgeiriça, Sr. Bento, Alfaces	#4	124±4	38,4±0,7	128±4	94,0±14,4	1754±194	156,3±6,6	53,0±2,6	30,4±7,1
Urgeiriça, Sr. Bento, Tomate	#4	4,8±0,4	0,23±0,06	5,7±0,4	1,7±0,2	36,3±3,5	16,8±1,3	4,5±0,2	2,3±0,2
Urgeiriça, Sr. Bento, Cenouras	#4	35,4±2,3	0,92±0,29	35,3±2,3	21,9±2,5	943±52	129,7±16,3	44,9±3,2	13,8±2,2
Urgeiriça, Sr. Bento, Pepino	#4	13,8±1,0	0,19±0,09	12,7±1,0	-	57,3±3,6	20,8±2,2	7,3±0,4	-
Urgeiriça, Pasto	#5	442±18	19,0±3,3	462±18	-	1811±89	217±8	209±10	-
Urgeiriça, Batatas	#6	64,1±5,1	3,3±1,0	67,8±5,2	23,9±1,7	231±17	18,8±1,9	93,6±5,6	4,5±0,6

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Urgeiriça, Abóbora	#6	17,1±1,2	0,56±0,19	17,0±1,2	11,5±0,7	229±15	-	-	0,75±0,14
Urgeiriça, Marmelos	#6	30,7±2,5	2,0±0,6	37,6±2,8	18,4±7,4	1573±65	-	-	19,0±8,8
Urgeiriça, Alfaces	#7	771±22	35,5±2,9	766±22	227±16	2963±419	706±22	197±9	39,6±4,7
Urgeiriça, Tomate	#7	9,1±0,7	0,36±0,13	9,8±0,8	21,5±1,6	71,1±5,0	8,6±1,2	1939±37	3,8±0,6
Urgeiriça, Cenouras	#7	834±33	27,7±4,3	849±34	160±10	1830±181	390±41	253±12	20,5±2,8
Caldas da Felgueira, Alfaces		67,4±3,6	2,7±0,6	73,1±3,8	83,2±4,8	724±47	252±18	73,9±3,8	14,2±1,8
Mesquitela, Alfaces	#1	437±12	21,4±1,6	462±12	253±17	683±35	527±13	122±4	80,0±6,5
Mesquitela, Tomate	#1	5,7±0,5	0,29±0,08	6,3±0,6	0,044±0,005	53,7±4,0	21,1±1,9	42,6±5,7	1,9±0,3
Mesquitela, Cenouras	#1	272±8	12,4±1,2	272±8	196±9	1942±162	443±43	176±5	33,1±3,8
Cunha Baixa, Sr. M. Gomes, Tomate	#2	18,5±1,0	0,71±0,15	14,9±0,9	12,0±0,8	342±13	28,7±2,9	36,1±3,1	1,8±0,3
Cunha Baixa, Sr. M. Gomes, Maçã	#2	45,4±1,8	1,8±0,3	47,1±1,9	24,6±1,4	1627±54	157±5	216±9	3,7±0,5
Cunha Baixa, D. Aida, Alfaces	#3	3231±136	147±10	2988±126	500±22	1205±178	9141±454	3162±150	28,9±1,7
Cunha Baixa, D. Aida, Tomate	#3	79,6±3,2	4,3±0,7	73,7±3,1	4,9±0,6	1165±64	26,8±1,3	5,6±0,3	3,0±0,6
Cunha Baixa, D. Aida, Cenouras	#3	14336±426	666±29	12986±388	4400±322	7526±239	4976±207	1869±70	228±21
Cunha Baixa, D. Aida, Cebolas	#3	57,3±2,1	2,1±0,3	54,9±2,0	16,1±1,4	928±37	64,5±2,3	38,0±1,8	3,4±0,6
Cunha Baixa, D. Aida, Maçã	#3	31,5±1,5	1,20±0,4	29,4±1,4	30,0±8,1	1305±70	115±5	668±25	5,2±3,5
Cunha Baixa, D. Aida, Melancia	#3	22,4±0,9	1,1±0,1	21,4±0,9	10,4±3,4	2653±376	19,7±1,4	30,3±1,4	3,5±2,7
Cunha Baixa, Sr. Figueiredo, Alfaces	#4	1142±31	50,5±3,8	1100±30	381±23	3359±248	1159±44	931±18	49,9±5,7

Designação	Id.	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Cunha Baixa, Sr. Figueiredo, Tomate	#4	22,0±1,9	0,10±0,7	20,3±1,8	40,2±4,3	298±14	16,4±1,3	9,8±1,0	2,0±0,7
Cunha Baixa, Sr. Figueiredo, Cenouras	#4	302±11	10,8±1,6	275±10	86,4±7,8	10188±978	1104±59	607±17	10,3±2,5
Pisão, Maçã	#5	5,2±0,5	0,26±0,11	6,6±0,6	7,2±0,7	287±16	16±2	107±9	3,6±0,5
Pisão, Maçã	#5	6,5±0,7	0,15±0,07	9,5±0,8	2,6±0,5	419±21	-	-	3,2±0,7
Cunha Baixa, Sr. Adelino, Alfaces	#6	193±8	6,6±1,2	197±8	153±10	3309±226	714±24	294±8	36,2±4,1
Cunha Baixa, Sr. Adelino, Tomate	#6	11,3±0,8	0,62±0,16	10,2±0,7	5,4±0,6	161±8	13,8±1,7	6,4±1,1	2,6±0,5
Cunha Baixa, Sr. Adelino, Cebolas	#6	8,2±0,6	0,17±0,05	8,4±0,6	73,0±50,1	292±28	21,3±2,1	18,2±1,5	< 6,6
Cunha Baixa, Sr. Adelino, Maçã	#6	3,2±0,3	0,14±0,06	4,8±0,4	4,6±0,4	555±30	63,7±6,8	63,9±2,6	1,8±0,3
Cunha Baixa, Alfaces	#7	803±23	34,6±3,2	758±22	624±34	6260±768	1752±67	2479±122	277±18
Cunha Baixa, Tomate	#7	4,5±0,4	0,06±0,02	3,5±0,4	0,031±0,003	95,8±6,9	16,6±1,4	15,6±1,6	1,5±0,2
Cunha Baixa, Leite (mBq L⁻¹)	#9	39,7±2,2	1,3±0,3	40,1±2,2	273±138	2710±283	44,6±5,8	31,9±1,9	47,0±40,0
Cunha Baixa, Pasto	#9	3310±93	157,00±13	3186±90	3118±123	9328±810	1927±61	1147±28	832±41
Cunha Baixa, Abóbora	#8	3,6±0,6	0,17±0,08	2,2±0,5	35,6±12,0	99,7±7,2	28,6±2,4	1,7±0,2	19,3±9,1

Tabela III.10 – Actividade dos radionuclídeos nas poeiras atmosféricas na zona da Urgeiriça.

Local	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Bq kg⁻¹								
17 a 21 de Maio de 2010								
Casal de São José	86,3±2,1	4,4±0,3	84,5±2,1	62,6±4,3	40,9±15,5	11239±390	1119±41	45,4±3,4
Quinta dos Abetos	70,5±1,7	3,3±0,2	68,6±1,6	50,1±3,6	183±46	9418±351	2515±161	25,0±2,0
2 a 6 Agosto de 2010								
Casal de São José	123±3	5,3±0,4	121±3	123±5	382±40	8781±303	1342±70	48,2±2,4
Quinta dos Abetos	192±5	8,0±0,6	191±5	174±8	691±87	8492±292	1109±61	45,1±2,5
µBq m⁻³								
17 a 21 de Maio de 2010								
Casal de São José	6,2±0,1	0,31±0,02	6,0±0,1	4,5±0,3	2,9±1,1	804±28	80,0±2,9	3,2±0,2
Quinta dos Abetos	6,0±0,1	0,29±0,02	5,9±0,1	4,3±0,3	15,6±3,9	802±30	214±14	2,1±0,2
2 a 6 Agosto de 2010								
Casal de São José	9,7±0,2	0,42±0,03	9,6±0,2	9,7±0,4	30,2±3,1	694±24	106±6	3,8±0,2
Quinta dos Abetos	11,0±0,3	0,47±0,04	10,9±0,3	10,0±0,5	39,7±5,0	488±17	63,7±3,5	2,6±0,1

Tabela III.11 – Concentrações de radão no ar de superfície, registo contínuo de 21.05.2010 a 6.08.2010.

Canas de Senhorim		Interior	Exterior
	Média	240±0,4%	41±1,1%
Quartel Bombeiros	Máximo	830	1409
	Mínimo	14	9
Perto da Barragem Velha (Quinta dos Abetos)	Média	51±0,9%	71±0,8%
	Máximo	210	1285
	Mínimo	3	6

Tabela III.12 – Concelho do Sabugal: actividade específica dos radionuclidos em produtos hortícolas (peso fresco) (mBq kg⁻¹).

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Águas Belas, Batatas	#1	3,4±0,4	0,016±0,06	4,3±0,5	2,8±0,4	99,4±6,4	32,4±2,4	36,1±4,1	0,52±0,17
Águas Belas, Cenouras	#1	24,1±1,4	1,5±0,3	21,3±1,3	11,7±1,2	1547±141	202,7±11,6	11,0±0,6	18,1±12,6
Águas Belas, Folhas de Beterraba	#1	140±6	6,5±1,1	139±6	117±14	2441±163	406±8	371±10	52,1±8,8
Águas Belas, Beterraba	#1	9,8±1,0	0,35±0,16	7,6±1,0	6,6±2,8	236±14	77,1±5,4	24,1±1,1	3,6±2,4
Quarta Feira, Alfaces	#2	158±6	6,1±0,9	154±6	1607±115	8300±1435	346±22	262±19	415±52
Quarta Feira, Tomate	#2	3,0±0,5	0,04±0,02	1,6±0,3	9,3±0,7	73,3±5,3	18,4±2,7	46,0±6,1	<1,2
Quarta Feira, Cebolas	#2	5,1±0,5	0,06±0,05	5,4±0,5	-	163±7	13,91±1,56	0,41±0,04	-
Quarta Feira, Agrião	#2	2842±62	133±5	2852±62	904±37	7312±832	2428±67	3734±131	135±7
Junto a Mina da Bica, Abóbora	#3	16,9±1,1	0,42±0,15	15,4±1,1	16,5±1,0	229±9	54,2±3,8	29,6±1,0	4,5±0,4
Junto a Mina da Bica, Alfaces	#4	369±9	17,7±1,0	366±9	60,6±4,3	614±106	41,2±1,8	97,0±10,0	25,3±2,2
Junto a Mina da Bica, Tomate	#4	7,5±0,5	0,44±0,10	6,8±0,4	2,8±0,2	49,7±4,4	17,6±1,8	7,2±1,0	2,4±0,2
Junto a Mina da Bica, Maçã	#4	6,3±0,4	0,16±0,06	5,3±0,4	3,4±0,4	217±10	45,8±4,4	120±8	2,0±0,3
Quarta-feira, Alfaces	#5	77,1±3,4	1,8±0,4	67,6±3,2	43,1±10,5	671±50	185±15	170±6	15,6±6,5
Quarta-feira, Maçã	#5	11,3±0,8	0,50±0,2	10,2±0,7	7,4±0,9	681±21	61,9±4,2	16,5±0,8	3,7±0,6
Caldeirinhas, Alfaces	#6	108±4	4,3±0,7	114±5	102±6	3578±415	51,7±2,4	17,8±0,8	35,9±2,6
Caldeirinhas, Cenouras	#6	71,1±3,2	2,5±0,5	71,2±3,3	67,0±4,3	3207±294	496±21	118±5	22,4±2,3
Caria, Alfaces	#7	112±5	4,8±0,9	121±5	83,4±5,0	2042±160	406±29	210±6	42,2±3,4

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Caria, Tomate	#7	6,2±0,7	0,52±0,21	3,9±0,6	29,3±14,4	20,9±2,0	22,0±2,1	39,1±5,1	13,0±9,1
Caria, Cebolas	#7	2,6±0,3	0,20±0,04	3,8±0,3	980±136	115±16	17,20±1,20	0,80±0,07	51,4±12,8
Caria, Folhas de Beterraba	#7	89,2±5,6	5,1±1,3	95,8±6,0	67,3±5,1	3889±404	279±17	221±7	38,8±3,8
Caria, Beterraba	#7	4,9±0,5	0,14±0,04	6,0±0,5	4,1±0,3	409±38	26,5±1,8	11,9±0,5	3,5±0,4

Tabela III.13 – Actividade específica dos radionuclidos em refeições (peso fresco) (mBq kg⁻¹).

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Cunha Baixa, Sopa#4	#3	223±7	10,2±1,1	212±7	53,8±6,6	6764±649	172±12	145±9	15,8±3,5
Cunha Baixa, Sopa#5	#3	340±11	15,7±1,8	330±11	290±16	4787±308	280±18	174±9	14,2±2,0
Cunha Baixa, Sopa #6	#2	266±10	12,4±1,6	285±10	140±22	2367±151	153±8	144±11	23,9±9,8
Cunha Baixa, Sopa #7	#2	189±7	8,5±1,2	186±7	63,3±12,5	5187±757	141±13	1255±25	2,4±0,3
Cunha Baixa, sopa #8	#4	10,6±0,7	0,25±0,07	11,7±0,7	88,5±27,1	1578±188	95,0±8,8	39,2±2,3	0,9±0,4
Cunha Baixa, Sopa #9	#4	6,8±0,3	0,16±0,04	6,9±0,3	8,1±0,9	136±6	210±16	4,1±0,2	0,16±0,11
Caldas da Felgueira, Sopa #10		1624±48	78,5±6,3	1577±47	428±92	1282±64	185±13	170±9	44,8±18,9
Caldas da Felgueira, Sopa #11		310±13	21,9±3,3	289±12	138±10	19966±3353	15,2±1,1	7,9±0,6	8,8±2,4
Caldas da Felgueira, Sopa couve		12,3±1,0	0,51±0,16	16,2±1,1	255±202	262±24	20,6±1,7	4,1±0,4	<18
Caldas da Felgueira, Refeição completa		7,4±0,9	0,32±0,09	14,8±1,4	8,0±1,5	38,3±4,6	39,2±5,5	48,1±8,5	1,2±0,5

III.4 CONCLUSÕES

A monitorização das sub-bacia hidrográfica da bacia do Rio Mondego, englobando as zonas das antigas minas da Urgeiriça, Valinhos e Quinta do Bispo, Cunha-Baixa, nos concelhos de Nelas e Mangualde, mostrou uma diminuição das descargas radioactivas provenientes da área da Urgeiriça. Essa diminuição está relacionada com a cobertura e selagem dos resíduos do tratamento de minério na Urgeiriça e com o tratamento continuado das escorrências contaminadas. Na zona da Cunha-Baixa e Quinta do Bispo esse decréscimo de radioactividade ainda não foi tão acentuado, sobretudo devido à utilização de águas de poços de rega contaminados para irrigação das hortas.

A monitorização da sub-bacia hidrográfica da bacia do Rio Zêzere, no concelho do Sabugal, mostra uma dispersão radioactiva moderada em superfície, mas mais assinalável e potencialmente mais preocupante na zona de influência da mina da Bica. Justifica-se a continuação do tratamento das águas ácidas da Mina da Bica e medidas de confinamento das escombrelas existentes na zona.

A água para consumo humana distribuída pela rede pública tem valores de radioactividade baixos e dentro dos limites de qualidade da água, como se verificou com novas determinações em Canas de Senhorim. Esta água tem origem em albufeiras construídas fora da região mineira.

As concentrações de radionuclidos nos aerossóis amostrados em Canas de Senhorim no corrente ano foram baixas. As concentrações de radão no ar, medidas nas proximidades da Barragem Velha foram também baixas, e até inferiores às que se mediram no centro de Canas de Senhorim.

A utilização de águas contaminadas na irrigação de hortas locais, nas cercanias das minas, sobretudo na Cunha Baixa e Quinta do Bispo, mas ainda também ao longo da Ribeira da Pantanha na zona da Urgeiriça, continuam a ser a principal fonte de radionuclidos para os elementos da população.

Através da análise de sopas confeccionadas com vegetais e legumes das hortas locais concluiu-se, usando um cenário pessimista mas conservativo, que poderá ocorrer uma exposição de elementos da população nas zonas mais expostas (grupo crítico) que exceda o limite máximo de dose permitido para elementos do público, isto é, 1 mSv ano. Esta avaliação da dose por ingestão deverá ser de novo efectuada e alargada através de inclusão de uma amostragem maior, para confirmação dos resultados da exposição.

REFERÊNCIAS

- BETTENCOURT, A.O., TEIXEIRA, M.M.G.R., MADRUGA, M.J., FAÍSCA, M.C., (1988). Dispersion of ^{226}Ra in a contaminated environment. *Radiation Protection Dosimetry* 24:101-108.
- CARVALHO F. P. (2010). Environmental remediation and the legacy of uranium mining waste in Portugal and Europe-Lessons to retain. *Advanced Materials Research* 107: 157-161.
- CARVALHO F. P., OLIVEIRA J. M., FARIA I. (2009 a). Alpha Emitting Radionuclides in Drainage from Quinta do Bispo and Cunha Baixa Uranium Mines (Portugal) and Associated Radiotoxicological Risk, *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology* 83:668-673.
- CARVALHO F. P., OLIVEIRA J. M., MALTA M. (2010). Radiation Safety of Old Uranium Mining Waste Dumps in Portugal. *Advanced Materials Research* 107: 147-156.
- CARVALHO F. P., OLIVEIRA J. M., NEVES M.O., ABREU M. M., VICENTE E. M. (2009 b). 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., OLIVEIRA, J. M. (2008). Radioactivity in Marine Organisms from Northeast Atlantic Ocean. In: *The Natural Radiation Environment (NRE VIII)*. A. S. Paschoa and F. Steinhäusler (Eds.) AIP Conference Proceedings 1034, pp 387-392. American Institute of Physics, Melville, New York, USA.
- CARVALHO F.P., OLIVEIRA J.M., MALTA M. (2011 a). Radionuclides in plants growing on sludge and water from uranium mine water treatment. *Ecological Engineering* 37:1058-1063.
- 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., J. M. OLIVEIRA, I. LOPES, A. BATISTA (2007 c). Radioactividade nos Principais Rios da Beira-Alta. *Recursos Hídricos Vol. 28 (1): 43-51*.
- CARVALHO, F. P., J. M. OLIVEIRA, O. NEVES, M. M. ABREU, E. M. VICENTE (2008). 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., JOÃO M. OLIVEIRA, IRENE LOPES (2006 c). O complexo mineiro da Urgeiriça: 2. Radioactividade no sistema hidrogeológico sub-superficial. (The mining complex of Urgeiriça: 2. Radioactivity in the sub superficial hydro-geological system). *Actas do VII Congresso Nacional de Geologia, Vol II, 459-462*. Universidade de Évora, Portugal (ISBN:972-778-093-8).
- CARVALHO, F.P. (2003 b) Environmental remediation of old uranium mining sites and radioprotection goals. *Radioproteção, vol II-III, 159-165*.
- CARVALHO, F.P. (in press). Past Uranium Mining In Portugal: Legacy, Environmental Remediation and Radioactivity Monitoring. Uranium Mining Regulatory Exchange Group, UMREG Monograph. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- CARVALHO, F.P., J. M. OLIVEIRA, I. LOPES (2006 b) O complexo mineiro da Urgeiriça: 1- Radioactividade na Ribeira da Pantanha. (The mining complex of Urgeiriça:1- Radioactivity in the stream “Ribeira da Pantanha”). *Actas do VII Congresso Nacional de Geologia, Vol II, 455-458*. Universidade de Évora, Portugal (ISBN:972-778-093-8).

- CARVALHO, F.P., J. M. OLIVEIRA, I. LOPES, A. BATISTA (2007 a). Radionuclides from past uranium mining in rivers of Portugal. *Journal of Environmental Radioactivity* 98:298-314.
- 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., J.M., OLIVEIRA, M.J. MADRUGA, I.LOPES, A.LIBANIO, L. MACHADO (2006 a). Contamination of hydrographical basins in uranium mining areas of Portugal. In: *Uranium in the Environment: Mining Impacts and Consequences*. B.J. Merkel and A. Hasche-Berger Editors, pp 691-702. Springer-Verlag Berlin Heidelberg Publ.
- CARVALHO, F.P., M.J. MADRUGA, M.C. REIS, J.G. ALVES, J.M. OLIVEIRA, J. GOUVEIA AND L. SILVA (2007 b). Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal. *Journal of Environmental Radioactivity* 96: 39-46.
- EDM (2007). *Relatório e Contas 2006*. EDM, Empresa de Desenvolvimento Mineiro. Lisboa.
- FALCÃO J.M., F.P. CARVALHO, M.M. LEITE, M. ALARCÃO, E.CORDEIRO, J. RIBEIRO, et al. (2005). *MinUrar-Minas de Urânio e seus Resíduos.Efeitos na Saúde da População. Relatório Científico I (Julho de 2005)*. Publ. INSA, INETI, ITN.(available from WWW.ITN.pt).
- FALCÃO, J.M., F.P. CARVALHO, M.M. LEITE, M. ALARCÃO, E. CORDEIRO, J. RIBEIRO, et al. (2007). *MinUrar-Minas de Urânio e seus Resíduos.Efeitos na Saúde da População. Relatório Científico II (Fevereiro 2007)*. Publ. INSA, INETI, ITN(available from WWW.ITN.pt).
- FALCÃO,J.M., FERNANDO P. CARVALHO, MÁRIO MACHADO LEITE, MADALENA ALARCÃO, EUGÉNIO CORDEIRO, JOÃO RIBEIRO, E. MACEDO PINTO, N. FERREIRA (2006). *MINURAR – Minas de Urânio e seus Resíduos: efeitos na Saúde da População. Estudo da distribuição dos Metais e outros Contaminantes Químicos no Ambiente.(MINURAR- Uranium mines and their residues: health effects in a Portuguese Population. Metals and other chemical contaminants distributions)*. *Actas do VII Congresso Nacional de Geologia, Vol II, 347-350*. Universidade de Évora, Portugal (ISBN:972-778-093-8).
- IAEA (1996). *International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources*. Safety Series N° 115. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- 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.

- PHAM M.K., SANCHEZ-CABEZA J.A., POVINEC P.P., ARNOLD D., BENMANSOUR M., BOJANOWSKI R., 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, R. 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.
- RELATORIO DA VIGILÂNCIA RADIOLÓGICA DAS ZONAS DAS ANTIGAS MINAS DE URANIO (2007). In: Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano de 2007). Relatório UPSR Série A Nº32/2008. Instituto Tecnológico e Nuclear; Sacavém.
- RICHTER, S, ALONSO, A., TRUYENS, J., KUHN, H., VERBRUGGEN, A., WELLUN, R. (2006). REIMEP18: Inter Laboratory Comparison for the Measurement of Uranium Isotopic Ratios in Nitric Acid Solution. European Commission, Joint Research Centre, EUR Report 22529, 28 pp.
- SANTIAGO BAPTISTA A. (2005). The programme for remediation of contaminated sites: its regulation and follow-up in Portugal. *Proceed. of an International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and Remediation Measures, held in Lisbon 11-13 Feb 2004*, pp.223-232. International Atomic Energy Agency, Vienna.

ANEXO

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ANALÍTICA

A UPSR 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 2010, no âmbito da vigilância radiológica ambiental a UPSR participou nos seguintes exercícios:

- *Determinação de iodo em leite e de radionuclídeos emissores gama em bebida de fruta (Food and Drug Administration, US Department of Agriculture);*
- *Determinação de emissores gama (desconhecidos) (Nuclear Physical Laboratory), UK;*
- *Determinação de radionuclídeos emissores alfa e gama em solos (Comissão Europeia, IRMM, Geel), Bélgica;*
- *Determinação de radionuclídeos emissores gama e alfa e da actividade em ⁹⁰Sr em matriz biológica (Consejo de Seguridad Nuclear) Espanha;*

Os resultados da participação da UPSR nestes exercícios de intercomparação, comunicados informalmente (resultados preliminares) ou já publicados em relatórios foram em geral aceitáveis e podem ser consultados nos seguintes documentos:

IAEA/AQ/3. ALMERA Proficiency Test on the Determination of Radionuclides in Spinach, Soil and Water, IAEA-CU-2007-04, ISBN 2074-7659, Vienna, October 2009.

IAEA/AQ/7. Worldwide Open Proficiency Test on the Determination of Po-210 in Water, IAEA-CU-2007-09/A, ISBN 2074-7659, Vienna, November 2009.

IAEA/AQ/8. Worldwide Open Proficiency Test on the Determination of Radionuclides in Spinach, Soil and Water, IAEA-CU-2007-03, ISBN 2074-7659, Vienna, November 2009.

IAEA/AQ/10. Interlaboratory Comparison Radionuclides in Irish Sea Water, ISBN 2074-7659, Vienna, 2009.

IAEA/AQ/16. ALMERA Proficiency Test on the Determination of Gamma Emitting Radionuclides in Simulated Air Filters, IAEA-CU-2009-04, ISBN 2074-7659, Vienna, July 2010.

Intercomparación Analítica entre Laboratorios da Radioactividad Ambiental, 2008-2009. Evaluación de la Intercomparación Analítica de Radionucleidos en Muestras Ambientales, Campaña 2008-2009. CSN, Espanha, 2009.

Ejercicio Interlaboratorios-2009. Informe de Evaluation de Resultados, Laboratorio de Medidas de Baja Actividad, Departamento de Ingenieria Nuclear y Mecánica de Fluidos, Universidad del País Vasco, Espanha, Marzo 2010.

A. Harms, C. Gilligan. Environmental Radioactivity Proficiency Test Exercise 2009, NPL Report IR21, ISSN 1754-2952, August 2010.

C. Gásco, J.A. Trinidad, J.A. Suarez, M. Llauradó, F. Valino. Intercomparación Analítica entre Laboratorios da Radioactividad Ambiental, 2010-2011. Evaluación de la Intercomparación Analítica de Radionucleidos en Muestras Ambientales, Campaña 2010-2011 (cenizas de alimentos). CSN, Espanha, 2011.