



Unidade de Protecção e Segurança Radiológica

Relatório UPSR-A, nº32/08

Programas de Monitorização Radiológica Ambiental (Ano 2007)

Investigadores:

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

Bolseiros:

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

Técnicos:

João Maria Oliveira
Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva
Luís Portugal

Avençados:

Irene Lopes
João Abrantes
Lídia Silva
Lubélia Torres
Margarida Malta

Dezembro 2008

Unidade de Protecção e Segurança Radiológica

Coordenador: Pedro Vaz

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

Telefone: +351 - 21 9946000

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 2007)
Autoria	<i>M.J. Madruga, F. Carvalho, M. Reis, N. Pinhão, J. Alves, J. Corisco, R. Trindade J.M. Oliveira, A. Libânio, A. Mourato, G. Silva, L. Portugal I. Lopes, L. Silva, J. Abrantes, L. Torres, M. Malta A.R. Gomes, G. Carvalhal, H. Fonseca, J. Melo, M. Pereira, A. Batista</i>
Edição	Instituto Tecnológico e Nuclear Unidade de Protecção e Segurança Radiológica
Tiragem	60 exemplares
ISBN	978-972-8660-33-8
Depósito Legal	194022/03
Data da Edição	Dezembro 2008

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	24
I.3.1 Rios	24
I.3.1.1 <i>Material e Métodos</i>	24
Águas	24
Sedimentos	25
Peixes	25
Plantas Aquáticas	25
I.3.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	25
Águas	25
Sedimentos	39
Peixes	47
Plantas Aquáticas	47
I.3.2 Mar	49
I.3.2.1 <i>Material e Métodos</i>	49
I.3.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	49
I.4. RADIOACTIVIDADE EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO	52
I.4.1 <i>Material e Métodos</i>	52
I.4.2 <i>Resultados e Discussão</i>	53
I.5. RADIOACTIVIDADE EM COMPONENTES DA CADEIA ALIMENTAR	59
I.5.1 <i>Material e Métodos</i>	59
Componentes Individuais e Refeição Completa	59
Leite	59
I.5.2 <i>Resultados e Discussão</i>	60
Componentes Individuais e Refeição Completa	60
Leite	65
I.6. RADIOACTIVIDADE EM SOLOS	69
I.6.1 <i>Material e Métodos</i>	69
I.6.2 <i>Resultados e Discussão</i>	69
I.7. AVALIAÇÃO DA DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	73
I.7.1 <i>Material e Métodos</i>	73
I.7.2 <i>Resultados e Discussão</i>	74
I.8. CONCLUSÕES	76
AGRADECIMENTOS	77
REFERÊNCIAS	78

II. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA O CAMPUS DO ITN (SACAVÉM)	
II.1. INTRODUÇÃO	85
II.2. RADIOACTIVIDADE NA ATMOSFERA	87
II.2.1 Aerossóis	87
II.2.1.1 <i>Material e Métodos</i>	87
II.2.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	87
II.2.2 Deposição Atmosférica	90
II.2.2.1 <i>Material e Métodos</i>	90
II.2.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	90
II.3. RADIOACTIVIDADE EM SOLOS	94
II.3.1 <i>Material e Métodos</i>	94
II.3.2 <i>Resultados e Discussão</i>	94
II.4. AVALIAÇÃO DA DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL	97
II.4.1 <i>Detectores Activos</i>	97
II.4.1.1 <i>Material e Métodos</i>	97
II.4.1.2 <i>Resultados e Discussão</i>	97
II.4.2 <i>Detectores Passivos</i>	99
II.4.2.1 <i>Material e Métodos</i>	99
II.4.2.2 <i>Resultados e Discussão</i>	100
II.5. MONITORIZAÇÃO NA FONTE	102
II.5.2 <i>Descargas líquidas</i>	102
II.6. CONCLUSÕES	103
REFERÊNCIAS	104
III. PROGRAMA ESPECÍFICO PARA AS REGIÕES DAS MINAS DE URÂNIO	
III.1. INTRODUÇÃO	107
III.2. PLANO DE MONITORIZAÇÃO	108
III.3. MATERIAIS E MÉTODOS	109
III.3.1 Amostragem	109
III.3.2 Preparação e análise das amostras	109
III.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	110
III.4.1 Zona da Urgeiriça (Canas de Senhorim)	110
III.4.2 Zona das minas da Cunha-Baixa e Quinta do Bispo	114
III.4.3 Zona de Aguiar da Beira e Reboleiro (Trancoso)	116
III.4.4 Zonas do Castelejo-Gouveia e Prado Velho-Guarda	118
III.4.5 Zona do Sabugal	119
III.5 CONCLUSÕES	121
REFERÊNCIAS	143
CONCLUSÕES FINAIS	145
ANEXO (Avaliação da Qualidade Analítica)	146

PROGRAMAS DE MONITORIZAÇÃO RADIOLÓGICA AMBIENTAL (ANO 2007)

Resumo

A vigilância radiológica do ambiente em Portugal é uma das obrigações do Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN). Essa obrigação baseia-se em legislação nacional e comunitária dando cumprimento ao estipulado 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, de peixes e de plantas aquáticas, provenientes das principais bacias hidrográficas, amostras de águas de consumo, produtos alimentares, refeições completas, leite e solos. Realizaram-se também medições 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 exceptuando alguns solos e escombros das zonas mineiras. 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 official obligations of the Nuclear and Technological Institute (ITN). This obligation is based on national and European Community legislations 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 past 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, fish, aquatic plants, 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 measurement 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, with exception of soils and mining wastes from the mining regions. It can be concluded that the Portuguese population has not been exposed to radioactivity levels 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 da EURATOM estabelece que os Estados-Membros “...deverão providenciar pela criação das instalações necessárias para efectuar o controlo permanente do grau de radioactividade da atmosfera, das águas e do solo, bem como o controlo do cumprimento das normas de base...” e, nos termos do Artigo 36, “ as informações relativas aos controlos referidos no Artigo 35 serão comunicadas regularmente pelas autoridades competentes à Comissão, a fim de que esta seja mantida ao corrente do grau de radioactividade susceptível de exercer influência sobre a população”.

Assim sendo, cada Estado Membro deverá comunicar anualmente através do Sistema de Submissão de Dados (REM Data Submission) acessível on-line, para o Joint Research Centre (JRC) em Ispra (Itália), onde está sediada a base de dados europeia “Radioactivity Environmental Monitoring (REM)”, os resultados do seu programa de monitorização ambiental. Esses dados podem ser consultados no site do JRC utilizando o software GERDA.

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.

Em 2005, após a publicação do Dec-Lei 138/2005 de 17 de Agosto que estabelece o sistema de monitorização ambiental em Portugal a responsabilidade da sua execução foi legalmente atribuída ao ITN.

Em Novembro de 2006, durante a visita ao ITN da Comissão de Verificação do Artigo 35, foram apresentados e discutidos dois programas específicos de monitorização radiológica um, para o *Campus* do ITN (Sacavém) e, outro para as regiões envolventes às antigas minas de urânio. Em 2007, deu-se início a esses dois programas apesar do programa de monitorização do *Campus* do ITN já estar a decorrer embora integrado no programa a nível nacional.

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.

Neste relatório apresentam-se os resultados dos três programas de monitorização radiológica ambiental em Portugal Continental e nas regiões autónomas referentes ao ano de 2007.

I. PROGRAMA A NÍVEL NACIONAL

Investigadores

Maria José Madruga
Fernando Carvalho
Mário Reis
Nuno Pinhão
João Alves
José Corisco

Bolseiros

Ana Rita Gomes
Gonçalo Carvalhal
Heloísa Fonseca
João Melo
Miguel Pereira

Técnicos

João Maria Oliveira
Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

Avençados

Irene Lopes
João Abrantes
Lídia Silva
Lubélia Torres
Margarida Malta

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 teve 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, peixes, plantas aquáticas) 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 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) e plantas aquáticas (algas), considerados indicadores biológicos de contaminação radioactiva, recolhidos anualmente em vários locais (rede densa) ao longo da costa marítima 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, Lisboa (pontos do *Campus* do ITN) e Porto (Vila Nova de Gaia), bem como a região correspondente ao eixo Bragança, Penhas Douradas, Castelo Branco e Portalegre. Escolheram-se também o Funchal e Ponta Delgada como locais representativos das Regiões Autónomas da Madeira e dos Açores, respectivamente.

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

Nas Figuras 3 e 4 estão representados graficamente o tipo de amostras e de análises e as respectivas percentagens referentes ao ano de 2007.

Os resultados são apresentados com uma incerteza de 95% (2σ) para a medição de actividade por espectrometria gama e alfa e com uma incerteza de 68% (1σ) para a medição alfa/beta total com contadores proporcionais e medição beta por cintilação líquida. 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.

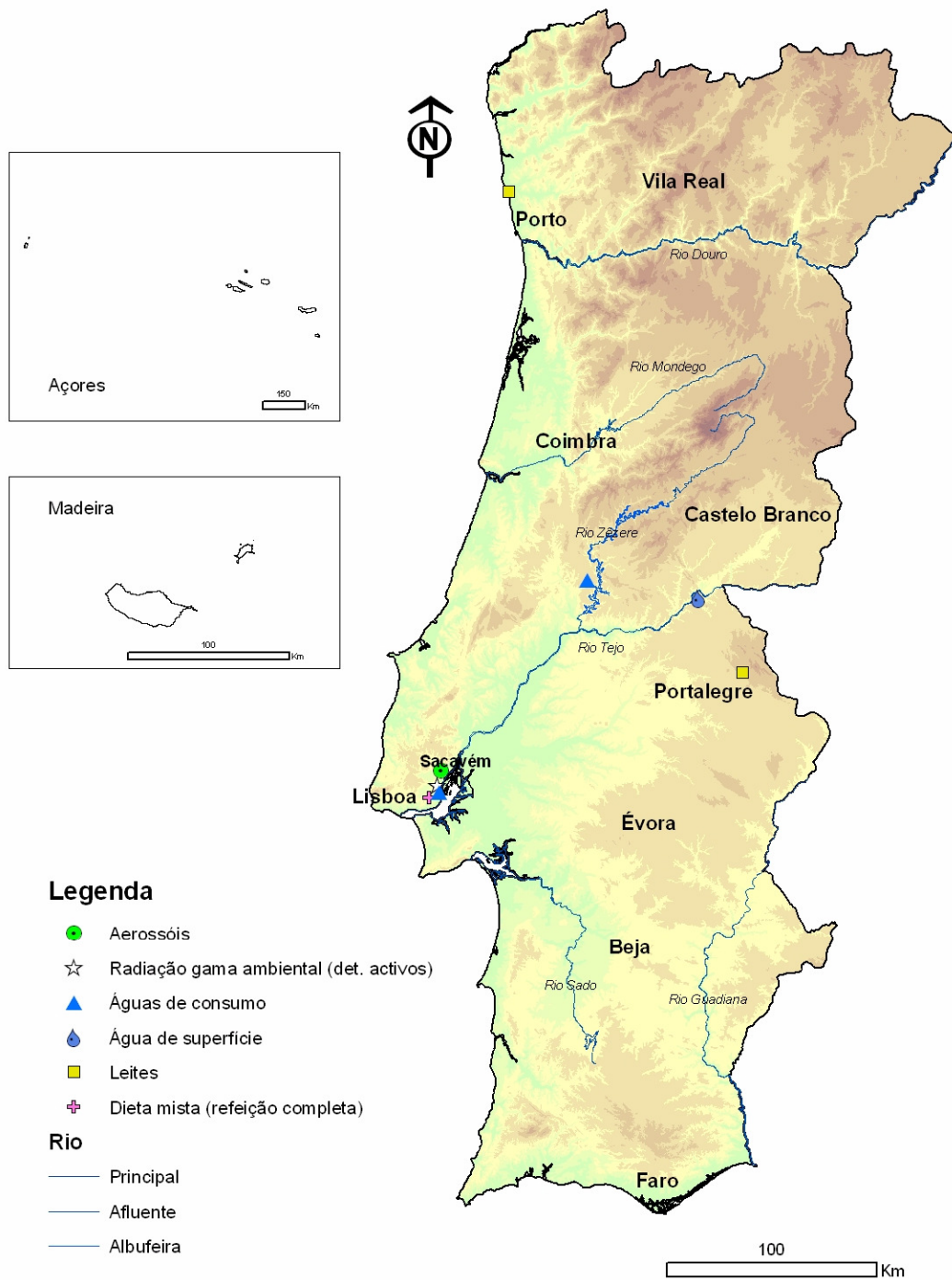


Figura 1- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede dispersa

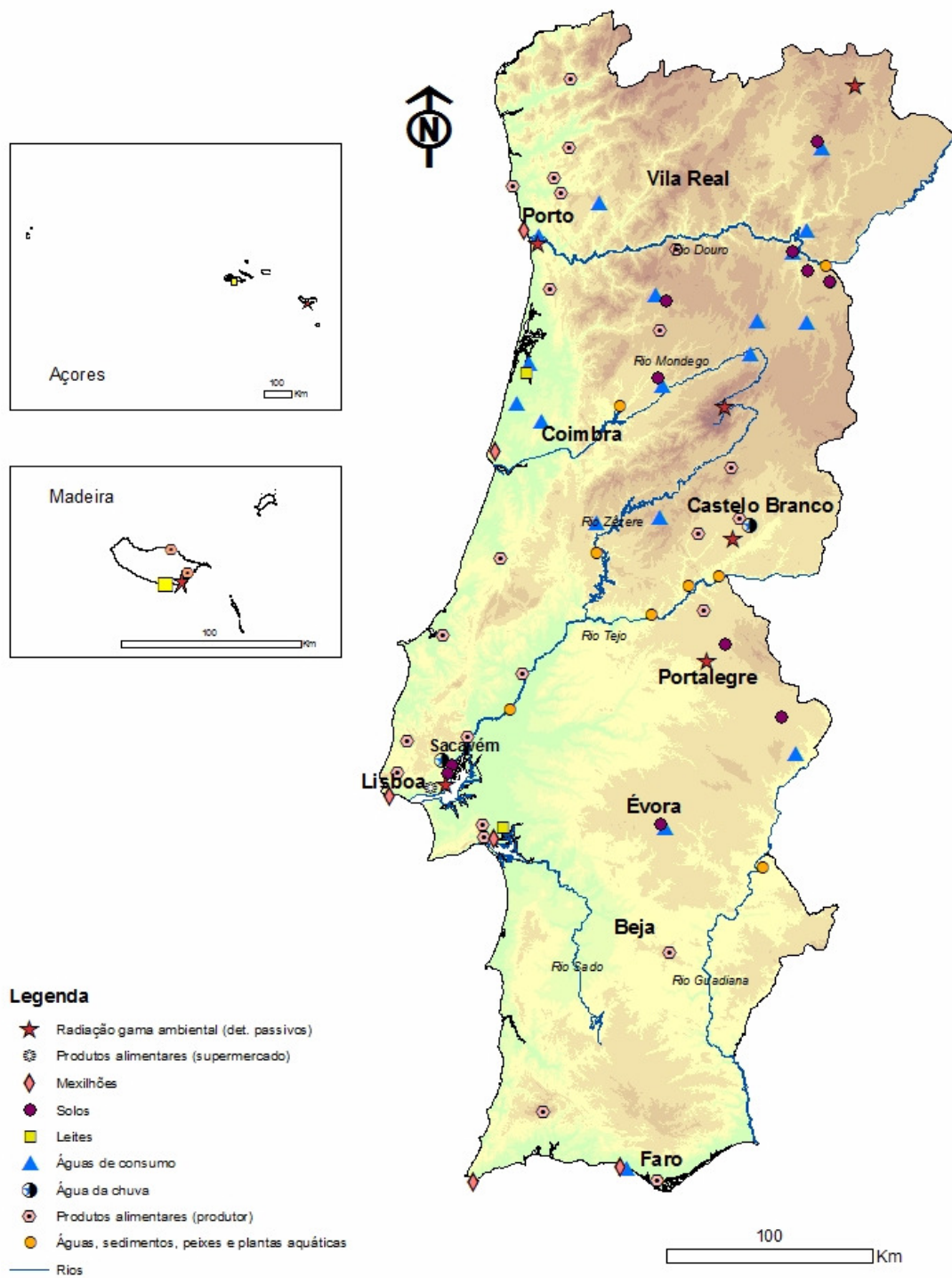


Figura 2- Locais de amostragem e tipo de amostras analisadas na rede densa

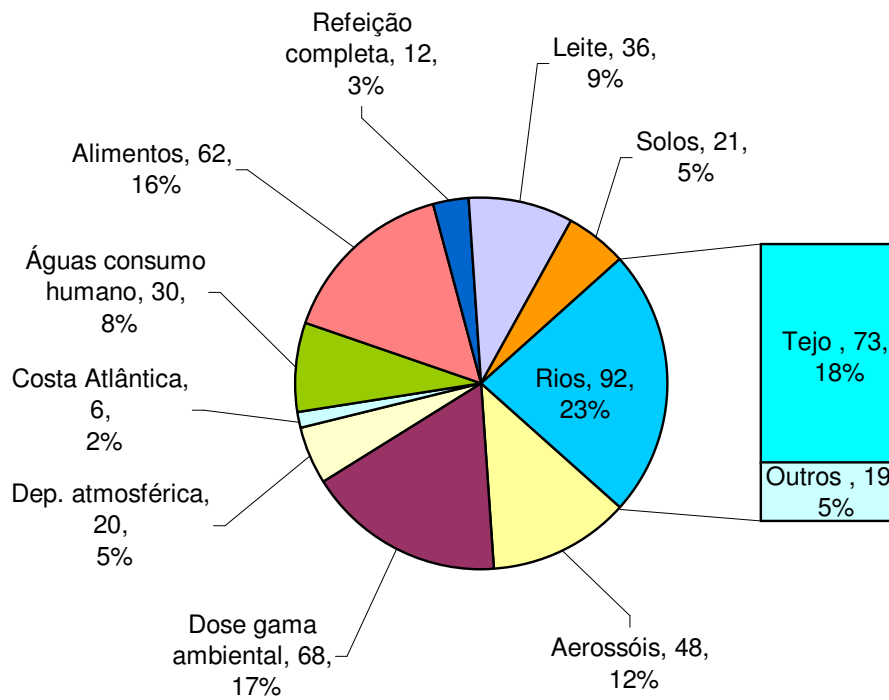


Figura 3-Tipo, número de amostras analisadas e respectiva percentagem

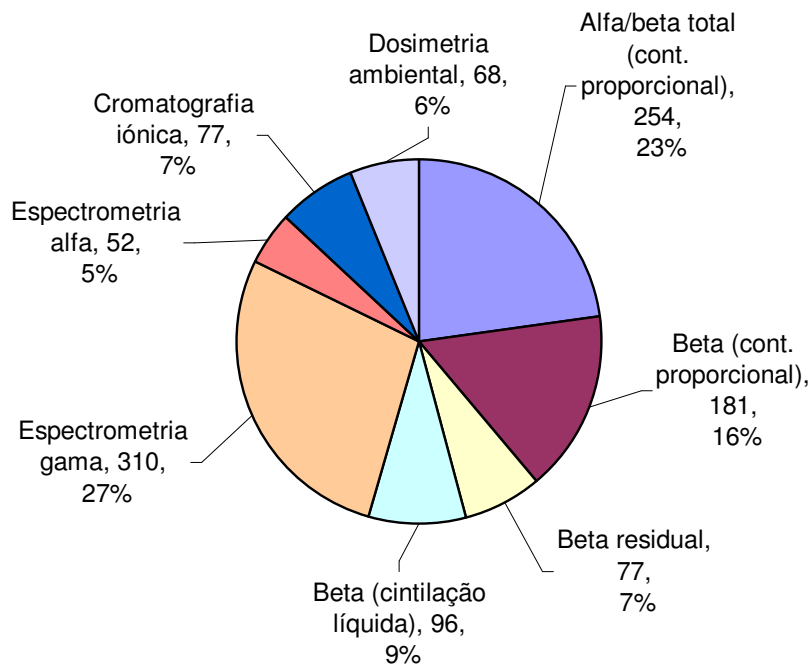


Figura 4- Número de análises e respectiva percentagem por técnica de medição

I. 2 RADIOATIVIDADE NA ATMOSFERA

I.2.1 Aerossóis

A radioatividade existente na atmosfera pode ter origem natural ou artificial e resulta, basicamente, de três fontes principais: i) exalação para a atmosfera de ^{222}Rn e ^{220}Rn , formados através da desintegração 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 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 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 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. Na Figura 5 representam-se graficamente esses valores.

A concentração média mensal de partículas totais em suspensão (PTS) variou entre $34 \mu\text{g m}^{-3}$ (em Fevereiro) e $62 \mu\text{g m}^{-3}$ (em Novembro).

A concentração de actividade média mensal em ${}^7\text{Be}$ variou entre $2,5 \pm 0,2$ e $5,2 \pm 0,3 \text{ mBq m}^{-3}$, com um valor médio anual de $4,0 \pm 0,9 \text{ mBq m}^{-3}$. Estes valores encontram-se dentro da gama de concentrações referidas por outros autores para diferentes locais (C. Dueñas *et al.*, 2003; P. Bouisset *et al.*, 2004; J.S. Gaffney *et al.*, 2004; F. Cannizzaro *et al.*, 2004; D. Todorovic *et al.*, 2005; Calvo *et al.*, 2005). As concentrações mais elevadas de ${}^7\text{Be}$ ocorreram nos meses de Maio e Setembro (Figura 5), alturas 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 ${}^7\text{Be}$. Uma tendência sazonal idêntica é também referida por outros autores (M. Azhahra *et al.*, 2003; A. Ioannidou *et al.*, 2005).

A actividade em ${}^{137}\text{Cs}$ nas partículas de aerossol foi, durante todo o ano, inferior à actividade mínima detectável, à excepção do mês de Setembro em que se registou um valor de $0,5 \pm 0,3 \mu\text{Bq m}^{-3}$.

Relativamente ao ${}^{210}\text{Pb}$, a concentração da sua actividade média mensal variou entre $0,31 \pm 0,02 \text{ mBq m}^{-3}$ e $0,92 \pm 0,06 \text{ mBq m}^{-3}$, com um valor médio anual de $0,55 \pm 0,23 \text{ mBq m}^{-3}$, ligeiramente superior ao registado no ano anterior o que, considerando a origem terrestre do ${}^{210}\text{Pb}$, se deve provavelmente ao facto do ano de 2007 ter sido consideravelmente mais seco comparativamente a 2006.

Com base nas 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, estimou-se a dose de radiação devida à inalação de ${}^{137}\text{Cs}$ durante o ano de 2007. Numa perspectiva conservativa, considerou-se para o efeito o único valor de concentração de actividade (acima da actividade mínima detectável) registado ao longo do ano ($0,5 \pm 0,3 \mu\text{Bq m}^{-3}$). Utilizou-se o respectivo factor de dose de $4,6 \times 10^{-9} \text{ Sv Bq}^{-1}$ (Basic Safety Standards, 1996; ICRP, 1996), aplicável a um adulto médio para a categoria de membro do público e uma taxa de respiração média de $8030 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ (EUR 19929 EN, 2001; EUR 20765 EN, 2005). O valor estimado para a dose efectiva resultante da inalação de ${}^{137}\text{Cs}$ é de $0,02 \text{ nSv ano}^{-1}$. Este valor, que pela metodologia seguida está sobrestimado, é da mesma ordem de grandeza do calculado para anos anteriores (Madruga *et al.*, 2004, 2005, 2006 & 2007).

Tabela 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 ($\mu\text{Bq m}^{-3}$)	^{210}Pb (mBq m^{-3})	PTS ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Janeiro	$2,6 \pm 0,2$	< 0,6 (a)	$0,64 \pm 0,06$	38
Fevereiro	$3,2 \pm 0,2$	< 0,7 (a)	$0,33 \pm 0,04$	34
Março	$4,3 \pm 0,3$	< 0,3 (a)	$0,32 \pm 0,03$	47
Abril	$4,3 \pm 0,3$	< 0,3 (a)	$0,51 \pm 0,04$	37
Maio	$4,8 \pm 0,3$	< 0,3 (a)	$0,35 \pm 0,02$	45
Junho	$4,5 \pm 0,2$	< 0,2 (a)	$0,31 \pm 0,02$	35
Julho	(b)	(b)	(b)	(b)
Agosto	$3,6 \pm 0,2$	< 0,3 (a)	$0,37 \pm 0,03$	44
Setembro	$5,2 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,3$	$0,92 \pm 0,06$	53
Outubro	$4,4 \pm 0,3$	< 0,4 (a)	$0,68 \pm 0,05$	50
Novembro	$4,2 \pm 0,2$	< 0,5 (a)	$0,91 \pm 0,07$	62
Dezembro	$2,5 \pm 0,2$	< 0,4 (a)	$0,68 \pm 0,05$	54
Média $\pm \sigma$ (n=11)	$4,0 \pm 0,9$	-	$0,55 \pm 0,23$	45 ± 9

(a) Actividade mínima detectável em ^{137}Cs ; (b) Ausência de dados por avaria no amostrador.

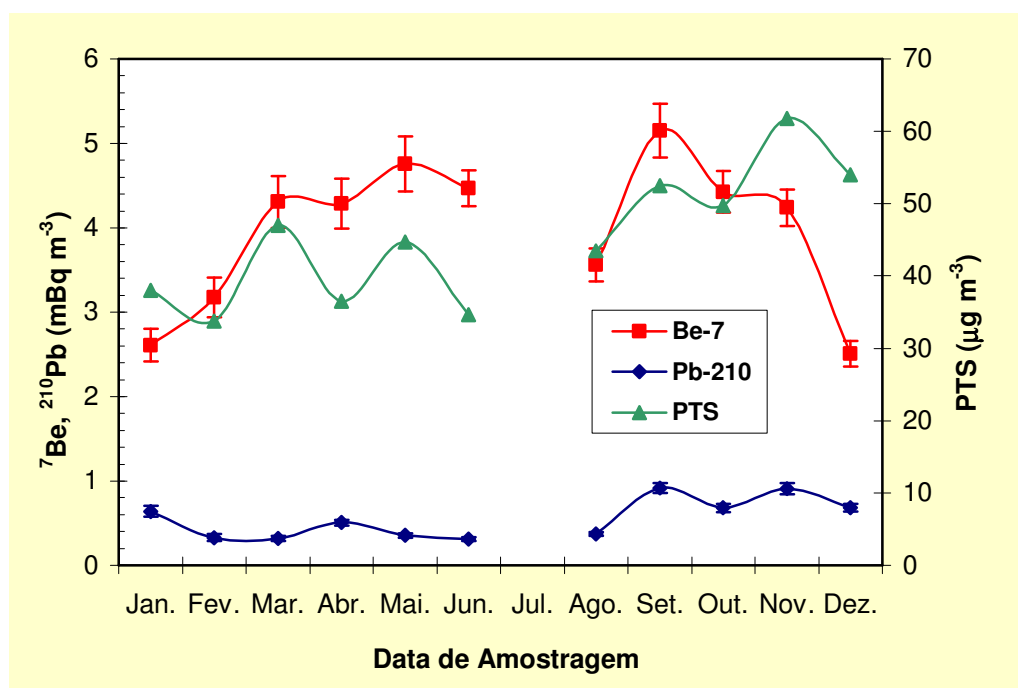


Figura 5 - Evolução da concentração de actividade em ^7Be e ^{210}Pb (mBq m^{-3}) e da concentração de partículas em suspensão ($\mu\text{g m}^{-3}$) em aerossóis recolhidos no Campus do ITN em Sacavém

I.2.2. Deposição Atmosférica

I.2.2.1 Material e Métodos

As amostras de água da chuva, correspondentes a um período de amostragem de 30 dias, foram recolhidas na Estação Meteorológica de Castelo Branco e no Campus do ITN, em Sacavém (Figura 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 radionuclidos emissores gama e, posteriormente para a determinação da concentração em ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr por medição beta.

Para a análise por espectrometria gama foi usada a geometria “Marinelli” e detectores de germânio hiperpuro (GeHp), acoplados a sistemas de aquisição de dados Multiport II (Cannberra). Os dados foram processados usando o *software* Genie 2000 (Cannberra). Os sistemas foram calibrados com fontes padrão da Analytics, contendo uma mistura de radionuclidos (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 e beta total foram as das Normas Portuguesas NP 4332 (1996) e NP 4330 (1996) respectivamente. A medição de radioactividade alfa e beta total é feita em simultâneo num sistema de contagem α/β munido de detectores proporcionais de fluxo gasoso (TENNELEC, Cannberra), 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 Norma Portuguesa 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 (LS 6500, Beckman).

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 beta de baixo

fundo utilizando detectores proporcionais de fluxo (HT1000, Canberra) devidamente calibrados 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 2 e 3 apresentam-se os valores de actividade específica, A , dos diferentes radionuclídeos 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 4 e 5 apresentam-se os fluxos mensais de deposição atmosférica para Sacavém e Castelo Branco, respectivamente. 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 6 e 7 estão representados graficamente os valores dos fluxos mensais de deposição em actividade alfa e beta totais, ${}^7\text{Be}$, ${}^3\text{H}$, ${}^{90}\text{Sr}$ e os valores de precipitação em Sacavém e Castelo Branco, respectivamente.

É de referir que a precipitação acumulada ao longo do ano, em ambas as estações, é consideravelmente inferior à precipitação registada em 2006. Verifica-se, ainda, que os fluxos mensais de deposição de ${}^7\text{Be}$ e actividade beta total apresentam correlações significativas com a quantidade de precipitação. Relativamente ao ${}^7\text{Be}$, ao contrário do observado em anos anteriores, obteve-se um coeficiente de correlação mais elevado para a estação de Sacavém, comparativamente com a estação de Castelo Branco.

Tabela 2 - Valores de actividade específica, A (Bq L⁻¹), de radionuclidos artificiais e naturais em água da chuva colhida em Sacavém (ITN). As incertezas correspondem a um nível de confiança de 95% (2σ) para o ⁷Be e de 68% (1σ) para os restantes radionuclidos e actividades alfa/beta totais.

Data de Colheita	³ H	Água filtrada Ø ≤ 0,45 µm					Partículas em suspensão Ø > 0,45 µm
		⁷ Be	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	5,0 ± 0,9	0,20 ± 0,03	(2,6 ± 0,5) x 10 ⁻³	< 0,5 x 10 ⁻³ (c)	0,040 ± 0,004	0,051 ± 0,005	0,029 ± 0,002
Fevereiro	4,4 ± 0,7	0,27 ± 0,04	< 1,3 x 10 ⁻³ (b)	< 0,5 x 10 ⁻³ (c)	< 0,010 (d)	< 0,015 (e)	< 0,02 (d)
Março	1,2 ± 0,7	(f)	(f)	(f)	0,045 ± 0,003	0,027 ± 0,005	0,07 ± 0,01
Abril	< 0,8 (a)	< 0,06	< 0,5 x 10 ⁻³ (b)	< 1,4 x 10 ⁻³ (c)	0,022 ± 0,001	0,016 ± 0,002	0,03 ± 0,01
Maio	< 0,8 (a)	0,13 ± 0,07	< 0,7 x 10 ⁻³ (b)	(0,7 ± 0,2) x 10 ⁻³	0,030 ± 0,002	0,020 ± 0,003	< 0,02 (d)
Junho	< 0,8 (a)	0,10 ± 0,06	< 1,1 x 10 ⁻³ (b)	< 0,8 x 10 ⁻³ (c)	0,023 ± 0,002	< 0,015 (e)	< 0,02 (d)
Julho	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Agosto	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Setembro	< 0,8 (a)	< 0,05	< 0,9 x 10 ⁻³ (b)	< 0,6 x 10 ⁻³ (c)	0,025 ± 0,002	< 0,015 (e)	0,022 ± 0,003
Outubro	< 0,8 (a)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Novembro	< 0,8 (a)	0,10 ± 0,06	< 1,4 x 10 ⁻³ (b)	< 0,8 x 10 ⁻³ (c)	0,018 ± 0,001	0,015 ± 0,002	< 0,02 (d)
Dezembro	< 0,8 (a)	0,11 ± 0,05	< 1,4 x 10 ⁻³ (b)	< 1,2 x 10 ⁻³ (c)	0,030 ± 0,001	0,024 ± 0,002	< 0,02 (d)

Actividade mínima detectável em ³H (a), ⁹⁰Sr (b), ¹³⁷Cs (c), actividade beta total (d) e actividade alfa total (e); volume de amostra insuficiente para análise (f);

Tabela 3 - Valores de actividade específica, A (Bq L^{-1}), de radionuclidos artificiais e naturais em água da chuva colhida em Castelo Branco (estação meteorológica). As incertezas correspondem a um nível de confiança de 95% (2σ) para o ${}^7\text{Be}$ e de 68% (1σ) para os restantes radionuclidos e actividades alfa/beta totais.

Data de Colheita	${}^3\text{H}$	Água filtrada $\varnothing \leq 0,45 \mu\text{m}$					Partículas em suspensão $\varnothing > 0,45 \mu\text{m}$
		${}^7\text{Be}$	${}^{90}\text{Sr}$	${}^{137}\text{Cs}$	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	$0,9 \pm 0,7$	(f)	(f)	(f)	$0,018 \pm 0,001$	$0,015 \pm 0,002$	$< 0,02$ (d)
Fevereiro	$< 0,8$ (a)	$0,49 \pm 0,06$	(g)	$< 1,0 \times 10^{-3}$ (c)	$0,010 \pm 0,001$	$< 0,015$ (e)	$< 0,02$ (d)
Março	$1,9 \pm 0,8$	(f)	(f)	(f)	$0,031 \pm 0,001$	$0,035 \pm 0,003$	$0,023 \pm 0,004$
Abril	$< 0,8$ (a)	$0,21 \pm 0,06$	$< 0,6 \times 10^{-3}$ (b)	$< 0,7 \times 10^{-3}$ (c)	$0,019 \pm 0,001$	$0,016 \pm 0,002$	$0,018 \pm 0,003$
Maiο	$1,1 \pm 0,7$	$< 0,2$	$< 1,8 \times 10^{-3}$ (b)	$< 1,2 \times 10^{-3}$ (c)	$0,013 \pm 0,001$	$0,021 \pm 0,002$	$0,03 \pm 0,01$
Junho	$1,0 \pm 0,7$	$< 0,1$	$< 1,0 \times 10^{-3}$ (b)	$< 0,9 \times 10^{-3}$ (c)	$0,011 \pm 0,001$	$< 0,015$ (e)	$< 0,02$ (d)
Julho	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Agosto	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Setembro	$< 0,8$ (a)	$< 0,6$	$< 15,9 \times 10^{-3}$ (b)*	$< 7,9 \times 10^{-3}$ (c)*	(f)	(f)	(f)
Outubro	$< 0,8$ (a)	$< 0,2$	$< 2,9 \times 10^{-3}$ (b)**	$< 3,2 \times 10^{-3}$ (c)**	$0,020 \pm 0,001$	$< 0,015$ (e)	$< 0,02$ (d)
Novembro	$1,2 \pm 0,5$	$0,6 \pm 0,1$	$< 1,1 \times 10^{-3}$ (b)	$< 1,1 \times 10^{-3}$ (c)	$< 0,010$ (d)	$< 0,015$ (e)	$0,022 \pm 0,002$
Dezembro	$< 0,8$ (a)	$0,06 \pm 0,04$	$< 1,5 \times 10^{-3}$ (b)	$< 1,1 \times 10^{-3}$ (c)	$0,020 \pm 0,001$	$< 0,015$ (e)	$0,058 \pm 0,004$

Actividade mínima detectável em ${}^3\text{H}$ (a), ${}^{90}\text{Sr}$ (b), ${}^{137}\text{Cs}$ (c), actividade beta total (d) e actividade alfa total (e); volume de amostra insuficiente para análise (f); amostra perdida durante a análise (g);* valor proveniente de 3 L de água; ** valor proveniente de 11 L de água;

Tabela 4 – Fluxos mensais de deposição atmosférica (Bq m⁻²) em Sacavém (ITN). As incertezas correspondem a um nível de confiança de 95% (2σ) para o ⁷Be e de 68% (1σ) para os restantes radionuclidos e actividades alfa/beta totais.

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	31	155 ± 28	6,2 ± 0,9	(81 ± 15) x10 ⁻³	(a)	1,2 ± 0,1	1,6 ± 0,2	0,9 ± 0,1
Fevereiro	95	418 ± 67	26 ± 4	(a)	(a)	(a)	(a)	(a)
Março	8	9,6 ± 5,6	(b)	(b)	(b)	0,36 ± 0,02	0,22 ± 0,04	0,6 ± 0,1
Abril	41	(a)	(a)	(a)	(a)	0,9 ± 0,1	0,7 ± 0,1	1,2 ± 0,4
Maió	38	(a)	4,9 ± 2,7	(a)	(27 ± 8) x10 ⁻³	1,1 ± 0,1	0,8 ± 0,1	(a)
Junho	34	(a)	3,4 ± 2,0	(a)	(a)	0,8 ± 0,1	(a)	(a)
Julho	1	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Agosto	3	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Setembro	57	(a)	(a)	(a)	(a)	1,4 ± 0,1	(a)	1,2 ± 0,2
Outubro	3	(a)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Novembro	53	(a)	5,3 ± 3,1	(a)	(a)	0,95 ± 0,05	0,8 ± 0,1	(a)
Dezembro	42	(a)	4,6 ± 2,1	(a)	(a)	1,26 ± 0,04	1,0 ± 0,1	(a)

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

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

Tabela 5 – Fluxos mensais de deposição atmosférica (Bq m⁻²) em Castelo Branco (estação meteorológica). As incertezas correspondem a um nível de confiança de 95% (2σ) para o ⁷Be e de 68% (1σ) para os restantes radionuclidos e actividades alfa/beta totais.

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	14	13 ± 10	(b)	(b)	(b)	0,25 ± 0,01	0,21 ± 0,03	(a)
Fevereiro	76	(a)	37 ± 5	(c)	(b)	0,8 ± 0,1	(a)	(a)
Março	19	36 ± 15	(b)	(b)	(b)	0,59 ± 0,02	0,7 ± 0,1	0,4 ± 0,1
Abril	65	(a)	14 ± 4	(a)	(a)	1,2 ± 0,1	1,0 ± 0,1	1,2 ± 0,2
Mai	59	65 ± 41	(a)	(a)	(a)	0,8 ± 0,1	1,2 ± 0,1	1,8 ± 0,6
Junho	50	50 ± 35	(a)	(a)	(a)	0,55 ± 0,05	(a)	(a)
Julho	0,4	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Agosto	3	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Setembro	68	(a)	(a)	(a)	(a)	(b)	(b)	(b)
Outubro	55	(a)	(a)	(a)	(a)	1,1 ± 0,1	(a)	(a)
Novembro	71	85 ± 27	43 ± 7	(a)	(a)	(a)	(a)	1,6 ± 0,1
Dezembro	24	(a)	1,4 ± 1,0	(a)	(a)	0,48 ± 0,02	(a)	1,4 ± 0,1

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

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

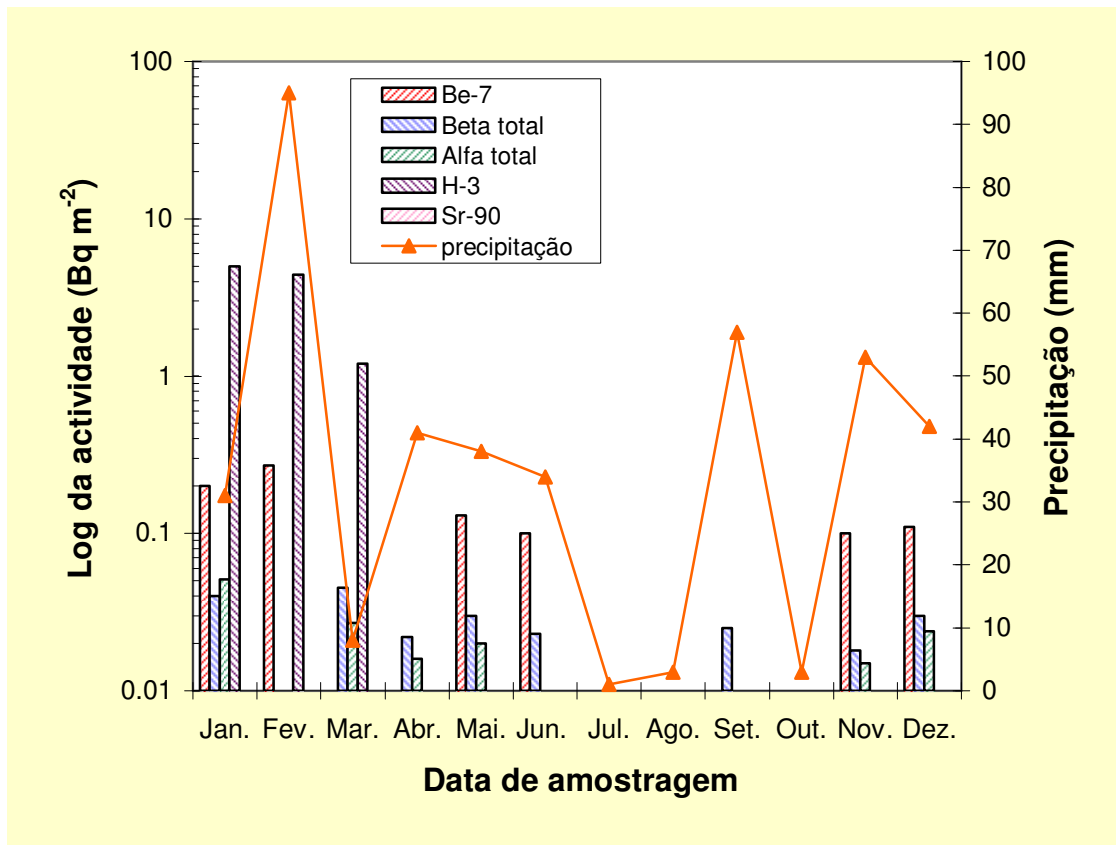


Figura 6 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, ⁹⁰Sr, actividade beta total e actividade alfa total em Sacavém (Campus do ITN)

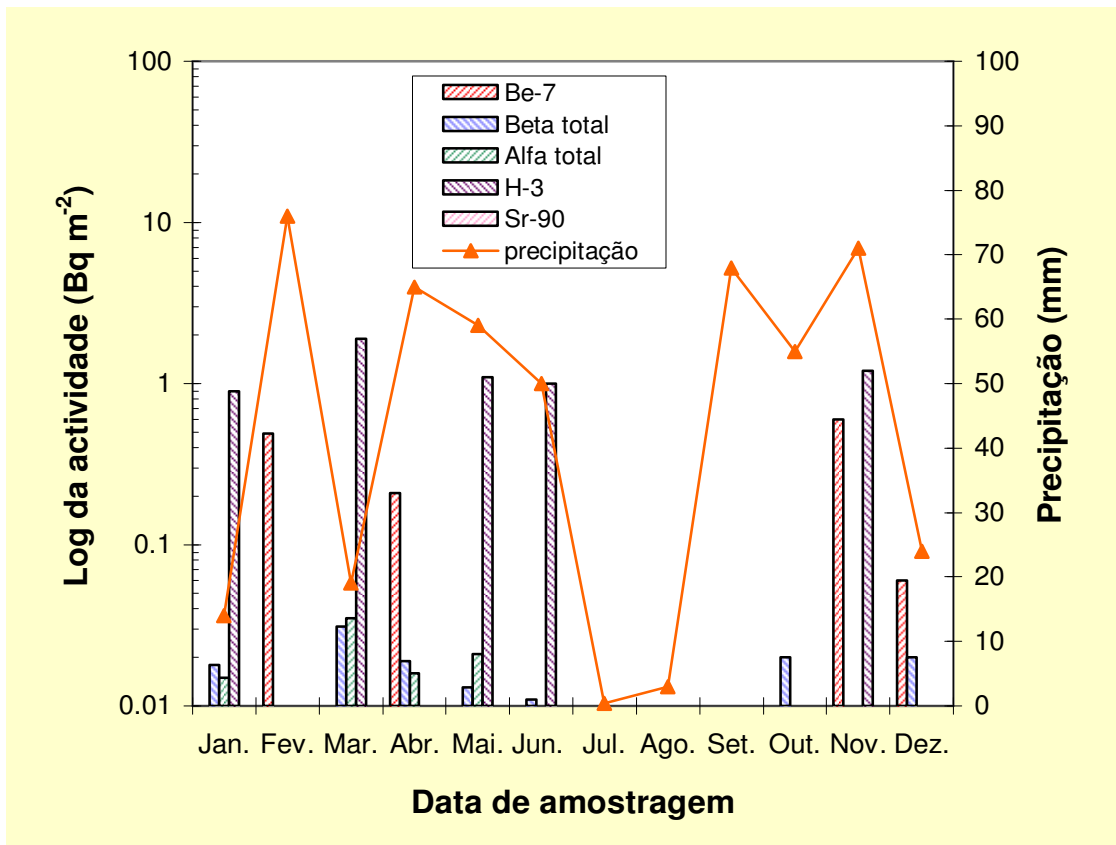


Figura 7 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ⁷Be, ³H, ⁹⁰Sr, actividade beta total e actividade alfa total em Castelo Branco (estação meteorológica)

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. Sendo as águas de superfície um dos meios onde é normalmente autorizada a descarga de efluentes radioactivos provenientes de instalações nucleares, poder-se-ão detectar, além dos radionuclidos de origem natural, como o ^{226}Ra , o ^{222}Rn e descendentes, o ^3H (sendo o ^3H normalmente de origem antropogénica) e ainda os radionuclidos artificiais ^{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 após um acidente, ou após explosões nucleares.

I.3.1.1 Material e Métodos

As amostras de água dos rios foram recolhidas, com o recurso a um barco pneumático, em locais de água corrente, afastados da margem e, sempre que possível a meio do rio, a cerca de 20 cm da superfície. Quando as condições dos rios não o permitiram, foram efectuadas a partir da 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. As plantas aquáticas foram recolhidas com o auxílio de um utensílio apropriado (forquilha).

No rio Tejo recolheram-se amostras mensais, em V. Velha de Ródão e Valada, e amostras trimestrais nas Barragens de Fratel e Belver. 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 1 e 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 cromatografia iónica, 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 2.2.1.

Sedimentos

No laboratório, os sedimentos foram secos a 110°C , desagregados e tamisados tendo-se recolhido a fracção sedimento total (é considerado sedimento total a fracção $\varnothing \leq 1000\mu\text{m}$ do total da amostra). A partir desta fracção separaram-se as fracções areia ($250\mu\text{m} \geq \varnothing > 63\mu\text{m}$) e silte/argila ($\varnothing \leq 63\mu\text{m}$). Foram preparadas amostras representativas das três fracções e, posteriormente, determinada a sua actividade por espectrometria gama.

Peixes

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

Plantas Aquáticas

No laboratório, as plantas aquáticas (hidrófitos) foram lavadas em água corrente, a fim de se retirarem os materiais agregados (sedimentos, ovos de peixe, plâncton, etc.), pesadas, secas a 110°C e incineradas a 450°C . Determinaram-se os pesos fresco, seco e de cinzas da amostra. O total ou uma alíquota da amostra incinerada (cinzas) foi medido por espectrometria gama.

1.3.1.2 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 6 a 9, respectivamente.

Verifica-se que, em geral, os valores de actividade beta total na matéria dissolvida (Tabelas 6a a 9a) são superiores aos obtidos para as partículas em suspensão (Tabelas 6 a 9), o que está relacionado com a maior concentração de radionuclídeos em solução.

Os valores médios anuais, no rio Tejo, para a actividade beta total (água filtrada) são $0,166 \pm 0,021 \text{ Bq L}^{-1}$ em Vila Velha de Ródão (Tabela 6a) e $0,153 \pm 0,046 \text{ Bq L}^{-1}$ em Valada (Tabela 7a), para a matéria dissolvida, e inferiores a 0,02 e 0,03 Bq L^{-1} para as partículas em suspensão, em Vila Velha de Ródão e Valada respectivamente (Tabelas 6 e 7). Os valores obtidos são, em ambos os casos, relativamente constantes durante o ano e ao longo do rio. A

actividade beta residual em solução apresenta valores médios anuais de $0,051\pm 0,022$ Bq L⁻¹ e $0,057\pm 0,046$ Bq L⁻¹ em Vila Velha de Ródão e Valada respectivamente. Os valores da actividade beta residual são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Rodrigues *et al.*, 2007) e dos valores observados em águas de superfície colhidas em rios espanhóis (Calvo *et al.*, 2005; Heredia *et al.*, 2007).

Os valores da actividade específica em ¹³⁷Cs são, em média, inferiores a 0,8 mBq L⁻¹ mantendo-se relativamente constantes ao longo do ano (Tabelas 6a e 7a). Para o ⁹⁰Sr os valores médios anuais obtidos são da mesma ordem de grandeza, isto é, inferiores a 1,7 mBq L⁻¹ e 1,5 mBq L⁻¹ em V. Velha de Ródão e Valada respectivamente (Tabelas 6a e 7a). Os valores da actividade específica em águas de superfície colhidas nas Barragens de Fratel e Belver (Tabelas 8, 8a, 9 e 9a) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em V. Velha de Ródão e Valada. Alguns autores (Grabowski, 2000) reportam valores médios anuais em ¹³⁷Cs, em águas de superfície, que variam entre 1,8 e 6,4 mBq L⁻¹.

Os valores de actividade específica anual, A, em ³H no rio Tejo são $6,7\pm 3,6$ Bq L⁻¹ e $6,0\pm 2,0$ Bq L⁻¹ em V. Velha de Ródão e Valada respectivamente (Tabelas 6 e 7). Na Barragem de Fratel, os valores em ³H variam entre $4,1\pm 0,6$ Bq L⁻¹ (Novembro) e $7,2\pm 0,6$ Bq L⁻¹ (Setembro) (Tabela 8) e na Barragem de Belver entre $3,8\pm 0,7$ Bq L⁻¹ (Maio) e $7,8\pm 0,6$ Bq L⁻¹ (Setembro) (Tabela 9).

Nas Tabelas 10 e 10a 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 nas partículas em suspensão ($<0,02$ Bq L⁻¹) é da mesma ordem de grandeza do obtido para o rio Tejo (Tabelas 6 e 7) enquanto que para a matéria dissolvida esse valor é uma ordem de grandeza inferior ($0,041\pm 0,004$ Bq L⁻¹). Este resultado está relacionado com a concentração dos radionuclídeos em solução, como p.ex. o ⁴⁰K, que, no caso do rio Zêzere, é cerca de metade do valor observado para o rio Tejo (Tabelas 6a e 7a) (Gomes *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2007). Uma vez que a concentração em potássio na água do rio Zêzere é muito baixa, situando-se na maioria dos meses, abaixo dos limite de quantificação da técnica, não foi possível determinar nestes casos a actividade beta residual. O valor médio obtido para o rio Zêzere considerando só os valores mensuráveis é de $0,015\pm 0,003$ Bq L⁻¹ (Tabela 10a). Tal como seria espectável este valor é inferior aos valores observados para o rio Tejo (Tabelas 6a, 7a, 8a e 9a). O valor médio anual da actividade alfa total na matéria dissolvida é inferior a $0,016$ Bq L⁻¹. Verifica-se que os valores obtidos para o ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr (Tabela 10a) são da mesma ordem de grandeza dos observados no rio Tejo, com valores inferiores a $0,7$ mBq L⁻¹ e $1,4$ mBq L⁻¹ para o ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr respectivamente. Pela uniformidade

dos valores obtidos para os dois rios poder-se-á inferir que a existência destes radionuclídeos é devida principalmente ao “fallout”.

Na Figura 8 estão representados os valores mensais das concentrações de actividade em ^3H para os rios Tejo (V. Velha de Ródão, Barragem de Fratel, Barragem de Belver e Valada) e Zêzere (Barragem de Castelo de Bode). Da observação da Figura 8 verifica-se que a actividade em ^3H varia moderadamente ao longo do ano para o rio Tejo, com excepção do valor medido no mês de Abril em V. Velha de Ródão. Este comportamento difere do observado em anos anteriores (Madruça *et al.*, 2006, 2007a & 2008) onde tem sido notória a variação de concentração de actividade em ^3H ao longo dos meses principalmente em Vila Velha de Ródão. Dado que essa variação é devida às descargas no rio Tejo, da Central Nuclear de Almaraz localizada em Espanha, poder-se-á inferir que em 2007 houve uma melhoria no controlo dessas descargas. Relativamente ao rio Zêzere verifica-se que os valores de concentração de actividade em ^3H variam entre $1,7 \pm 0,9 \text{ Bq L}^{-1}$ (valor medido no mês de Janeiro) e o valor da actividade mínima detectável ($0,8 \text{ Bq L}^{-1}$), sendo cerca de uma ordem de grandeza inferiores aos obtidos para o rio Tejo.

Nas Tabelas 11 e 11a 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, em geral, da ordem de grandeza dos observados no rio Zêzere e inferiores aos medidos no rio Tejo, o que denota a influência da Central Nuclear de Almaraz (Espanha).

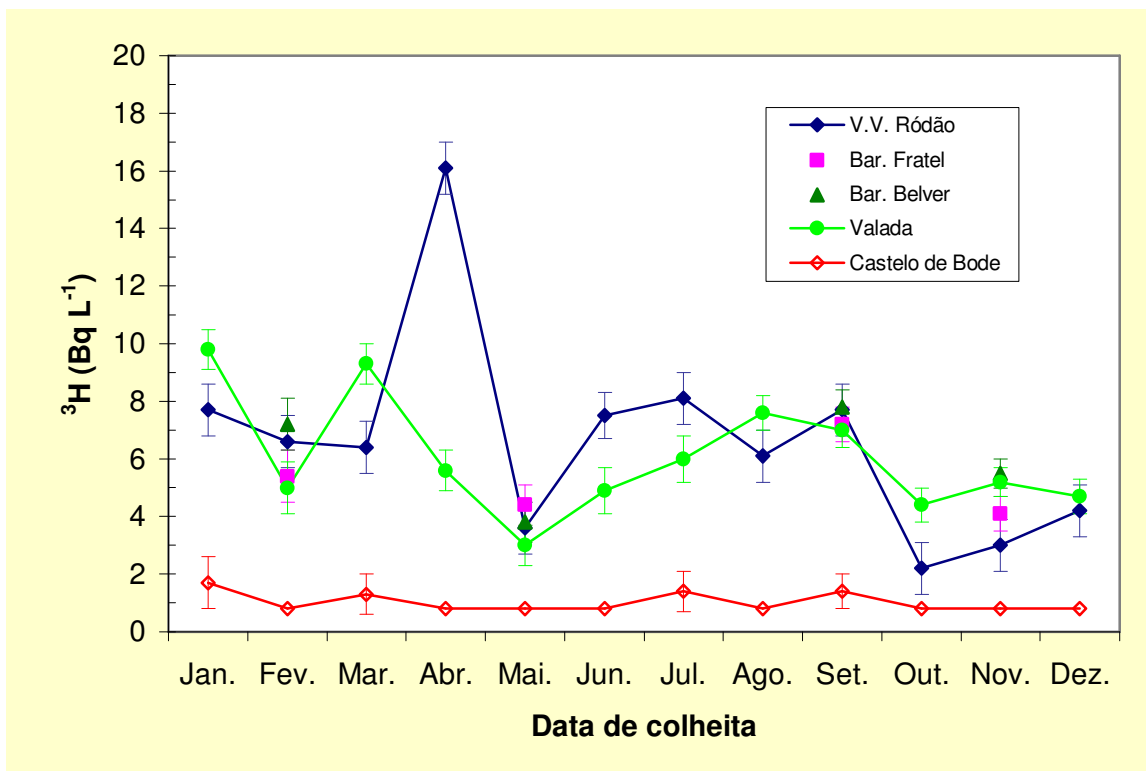


Figura 8- Variação da concentração de actividade em ³H (Bq L⁻¹) nos rios Tejo e Zêzere

Tabela 6 - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (Bq L⁻¹), em ³H e actividade beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (V. Velha de Ródão)

Data de colheita	³ H	Partículas em suspensão Ø > 0,45µm	
		Concentração mg L ⁻¹	Beta total
Janeiro	7,7 ± 0,9	1,4 ± 0,1	< 0,02 (a)
Fevereiro	6,6 ± 0,9	1,7 ± 0,1	< 0,02 (a)
Março	6,4 ± 0,9	1,6 ± 0,1	< 0,02 (a)
Abril	16,1 ± 0,9	2,0 ± 0,1	< 0,02 (a)
Maió	3,6 ± 0,9	5,7 ± 0,1	< 0,02 (a)
Junho	7,5 ± 0,8	3,8 ± 0,1	< 0,02 (a)
Julho	8,1 ± 0,9	1,0 ± 0,1	< 0,02 (a)
Agosto	6,1 ± 0,9	4,0 ± 0,1	< 0,02 (a)
Setembro	7,7 ± 0,9	1,8 ± 0,1	< 0,02 (a)
Outubro	2,2 ± 0,9	2,1 ± 0,1	< 0,02 (a)
Novembro	3,0 ± 0,9	5,3 ± 0,1	< 0,02 (a)
Dezembro	4,2 ± 0,9	2,8 ± 0,1	< 0,02 (a)
Média ± σ (n=12)	6,7 ± 3,6	2,8 ± 1,6	< 0,02

Actividade mínima detectável em actividade beta total (a)

Tabela 6a - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (Bq L⁻¹), em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ³H, ⁴⁰K, 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	338,7 ± 0,1	3,46 ± 0,25	(0,8 ± 0,2) x 10 ⁻³	< 1,7 x 10 ⁻³ (c)	0,143 ± 0,009	0,096 ± 0,004	0,047 ± 0,011
Fevereiro	383,3 ± 0,1	3,59 ± 0,25	< 0,6 x 10 ⁻³ (b)	< 1,5 x 10 ⁻³ (c)	0,146 ± 0,010	0,099 ± 0,004	0,047 ± 0,012
Março	534,9 ± 0,1	4,25 ± 0,25	< 0,6 x 10 ⁻³ (b)	(1,8 ± 0,4) x 10 ⁻³	0,191 ± 0,014	0,118 ± 0,004	0,073 ± 0,016
Abril	377,3 ± 0,1	4,23 ± 0,25	< 0,5 x 10 ⁻³ (b)	(1,7 ± 0,4) x 10 ⁻³	0,148 ± 0,010	0,117 ± 0,004	0,031 ± 0,012
Maió	402,3 ± 0,1	3,77 ± 0,24	< 0,7 x 10 ⁻³ (b)	< 0,7 x 10 ⁻³ (c)	0,156 ± 0,011	0,104 ± 0,004	0,052 ± 0,013
Junho	407,9 ± 0,1	3,34 ± 0,25	< 0,5 x 10 ⁻³ (b)	< 1,8 x 10 ⁻³ (c)	0,180 ± 0,011	0,092 ± 0,004	0,088 ± 0,013
Julho	398,7 ± 0,1	3,74 ± 0,25	< 0,6 x 10 ⁻³ (b)	(1,7 ± 0,3) x 10 ⁻³	0,167 ± 0,011	0,104 ± 0,004	0,063 ± 0,013
Agosto	441,1 ± 0,1	4,89 ± 0,26	< 0,7 x 10 ⁻³ (b)	(2,4 ± 0,2) x 10 ⁻³	0,168 ± 0,010	0,135 ± 0,004	0,033 ± 0,013
Setembro	483,5 ± 0,1	5,37 ± 0,26	< 0,9 x 10 ⁻³ (b)	< 0,7 x 10 ⁻³ (c)	0,180 ± 0,013	0,149 ± 0,004	0,031 ± 0,015
Outubro	318,2 ± 0,1	4,88 ± 0,26	< 0,9 x 10 ⁻³ (b)	< 1,7 x 10 ⁻³ (c)	0,156 ± 0,011	0,135 ± 0,004	0,021 ± 0,013
Novembro	387,5 ± 0,1	4,79 ± 0,25	(1,3 ± 0,3) x 10 ⁻³	< 1,8 x 10 ⁻³ (c)	0,213 ± 0,013	0,133 ± 0,004	0,080 ± 0,015
Dezembro	360,8 ± 0,1	5,06 ± 0,26	< 1,0 x 10 ⁻³ (b)	< 1,1 x 10 ⁻³ (c)	0,147 ± 0,011	0,140 ± 0,004	(d)
Média ± σ (n=12)	402,9 ± 60,1 (n=12)	4,28 ± 0,70 (n=12)	< 0,8 x 10⁻³ (n=12)	< 1,5 x 10⁻³ (n=12)	0,166 ± 0,021 (n=12)	0,118 ± 0,019 (n=12)	0,051 ± 0,022 (n=11)

Actividade mínima detectável em ¹³⁷Cs (b) e ⁹⁰Sr (c); (d) não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100%.

Tabela 7 - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (Bq L⁻¹), em ³H e actividade beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (Valada do Ribatejo)

Data de colheita	³ H	Partículas em suspensão Ø > 0,45µm	
		Concentração mg L ⁻¹	Beta total
Janeiro	9,8 ± 0,7	31,5 ± 0,1	0,041 ± 0,004
Fevereiro	5,0 ± 0,9	47,6 ± 0,1	< 0,02 (a)
Março	9,3 ± 0,7	7,3 ± 0,1	< 0,02 (a)
Abril	5,6 ± 0,7	38,8 ± 0,1	0,05 ± 0,01
Maiο	3,0 ± 0,7	24,0 ± 0,1	0,030 ± 0,004
Junho	4,9 ± 0,8	56,4 ± 0,1	0,07 ± 0,01
Julho	6,0 ± 0,8	10,5 ± 0,1	< 0,02 (a)
Agosto	7,6 ± 0,6	10,4 ± 0,1	0,017 ± 0,003
Setembro	7,0 ± 0,6	5,7 ± 0,1	< 0,02 (a)
Outubro	4,4 ± 0,6	36,4 ± 0,1	0,05 ± 0,01
Novembro	5,2 ± 0,5	6,8 ± 0,1	< 0,02 (a)
Dezembro	4,7 ± 0,6	8,7 ± 0,1	0,021 ± 0,003
Média ± σ (n=12)	6,0 ± 2,0	23,7 ± 18,0	< 0,03

Actividade mínima detectável na actividade beta total (a)

Tabela 7a - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (Bq L⁻¹), em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ⁴⁰K, 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	182,1 ± 0,1	1,80 ± 0,27	< 0,7 x 10 ⁻³ (b)	(3,0 ± 0,5) x 10 ⁻³	0,078 ± 0,005	0,050 ± 0,004	0,028 ± 0,009
Fevereiro	316,8 ± 0,1	3,10 ± 0,25	< 0,6 x 10 ⁻³ (b)	(2,2 ± 0,6) x 10 ⁻³	0,123 ± 0,009	0,086 ± 0,004	0,037 ± 0,011
Março	425,3 ± 0,1	3,91 ± 0,24	< 0,6 x 10 ⁻³ (b)	(2,6 ± 0,5) x 10 ⁻³	0,163 ± 0,011	0,108 ± 0,004	0,055 ± 0,013
Abril	327,4 ± 0,1	2,99 ± 0,25	(1,2 ± 0,2) x 10 ⁻³	(2,7 ± 0,6) x 10 ⁻³	0,150 ± 0,012	0,083 ± 0,004	0,071 ± 0,014
Mai	331,7 ± 0,1	3,08 ± 0,25	< 0,8 x 10 ⁻³ (b)	< 0,8 x 10 ⁻³ (c)	0,131 ± 0,009	0,085 ± 0,004	0,046 ± 0,011
Junho	355,3 ± 0,1	3,20 ± 0,25	< 0,6 x 10 ⁻³ (b)	(e)	0,272 ± 0,019	0,089 ± 0,004	0,183 ± 0,020
Julho	366,3 ± 0,1	3,22 ± 0,25	< 0,7 x 10 ⁻³ (b)	(1,6 ± 0,4) x 10 ⁻³	0,133 ± 0,010	0,089 ± 0,004	0,044 ± 0,012
Agosto	448,5 ± 0,1	4,81 ± 0,25	< 0,6 x 10 ⁻³ (b)	(1,8 ± 0,2) x 10 ⁻³	0,178 ± 0,012	0,133 ± 0,004	0,045 ± 0,014
Setembro	465,3 ± 0,1	5,29 ± 0,26	(0,7 ± 0,2) x 10 ⁻³	< 0,7 x 10 ⁻³ (c)	0,175 ± 0,012	0,146 ± 0,004	0,029 ± 0,014
Outubro	357,9 ± 0,1	4,87 ± 0,26	< 0,9 x 10 ⁻³ (b)	< 0,9 x 10 ⁻³ (c)	0,164 ± 0,010	0,135 ± 0,004	0,029 ± 0,012
Novembro	365,0 ± 0,1	4,52 ± 0,25	< 1,0 x 10 ⁻³ (b)	< 1,3 x 10 ⁻³ (c)	0,135 ± 0,010	0,125 ± 0,004	(d)
Dezembro	326,7 ± 0,1	4,65 ± 0,25	< 1,0 x 10 ⁻³ (b)	< 1,3 x 10 ⁻³ (c)	0,139 ± 0,010	0,129 ± 0,004	(d)
Média ± σ	355,7 ± 73,6 (n=12)	3,79 ± 1,04 (n=12)	< 0,8 x 10⁻³ (n=12)	< 1,7 x 10⁻³ (n=11)	0,153 ± 0,046 (n=12)	0,105 ± 0,029 (n=12)	0,057 ± 0,046 (n=10)

Actividade mínima detectável em ¹³⁷Cs (b) e ⁹⁰Sr (c); (d) não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100%; (e) perda da amostra durante a análise

Tabela 8 - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (Bq L⁻¹), em ³H e actividade beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (Barragem de Fratel)

Data de colheita	³ H	Partículas em suspensão Ø > 0,45µm	
		Concentração mg L ⁻¹	Beta total
Fevereiro	5,4 ± 0,9	3,2 ± 0,1	< 0,02 (a)
Mai	4,4 ± 0,7	5,8 ± 0,1	< 0,02 (a)
Setembro	7,2 ± 0,6	5,5 ± 0,1	< 0,02 (a)
Novembro	4,1 ± 0,6	3,4 ± 0,1	< 0,02 (a)

Tabela 9 - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (Bq L⁻¹), em ³H e actividade beta total em água de superfície colhida no rio Tejo (Barragem de Belver)

Data de colheita	³ H	Partículas em suspensão Ø > 0,45µm	
		Concentração mg L ⁻¹	Beta total
Fevereiro	7,2 ± 0,9	1,6 ± 0,1	< 0,02 (a)
Mai	3,8 ± 0,7	6,2 ± 0,1	< 0,02 (a)
Setembro	7,8 ± 0,6	3,3 ± 0,1	< 0,02 (a)
Novembro	5,5 ± 0,5	41,6 ± 0,1	< 0,02 (a)

Actividade mínima detectável em actividade beta total (a)

Tabela 8a - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (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	340,3 ± 0,1	3,45 ± 0,25	< 1,0 x 10 ⁻³ (b)	(1,9 ± 0,5) x 10 ⁻³	0,136 ± 0,009	0,096 ± 0,004	0,040 ± 0,011
Mai	400,2 ± 0,1	3,87 ± 0,24	< 1,1 x 10 ⁻³ (b)	< 0,7 x 10 ⁻³ (c)	0,157 ± 0,011	0,107 ± 0,004	0,050 ± 0,013
Setembro	551,0 ± 0,1	5,20 ± 0,26	< 0,7 x 10 ⁻³ (b)	(1,5 ± 0,4) x 10 ⁻³	0,164 ± 0,015	0,144 ± 0,004	0,020 ± 0,017
Novembro	388,3 ± 0,1	4,88 ± 0,26	< 0,9 x 10 ⁻³ (b)	(3,5 ± 0,6) x 10 ⁻³	0,160 ± 0,010	0,135 ± 0,004	0,025 ± 0,012

Tabela 9a - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (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	248,3 ± 0,1	2,68 ± 0,25	< 0,6 x 10 ⁻³ (b)	(3,2 ± 0,7) x 10 ⁻³	0,122 ± 0,008	0,074 ± 0,004	0,048 ± 0,011
Mai	335,1 ± 0,1	3,13 ± 0,25	< 0,8 x 10 ⁻³ (b)	< 0,5 x 10 ⁻³ (c)	0,139 ± 0,009	0,087 ± 0,004	0,052 ± 0,011
Setembro	439,8 ± 0,1	5,23 ± 0,26	< 0,6 x 10 ⁻³ (b)	(1,3 ± 0,4) x 10 ⁻³	0,173 ± 0,012	0,145 ± 0,004	0,028 ± 0,014
Novembro	387,5 ± 0,1	4,85 ± 0,25	< 0,9 x 10 ⁻³ (b)	< 2,5 x 10 ⁻³ (c)	0,137 ± 0,011	0,134 ± 0,004	(d)

Actividade mínima detectável em ¹³⁷Cs (b) e ⁹⁰Sr (c); (d) não se reporta o valor porque a incerteza associada é superior a 100%;

Tabela 10 - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (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	³ H	Partículas em suspensão Ø > 0,45µm	
		Concentração mg L ⁻¹	Beta total
Janeiro	1,7 ± 0,9	2,5 ± 0,1	< 0,02 (a)
Fevereiro	< 0,8 (b)	0,4 ± 0,1	< 0,02 (a)
Março	1,3 ± 0,7	2,4 ± 0,1	< 0,02 (a)
Abril	< 0,8 (b)	0,8 ± 0,1	< 0,02 (a)
Mai	< 0,8 (b)	0,7 ± 0,1	< 0,02 (a)
Junho	< 0,8 (b)	1,6 ± 0,1	< 0,02 (a)
Julho	1,4 ± 0,7	3,6 ± 0,1	< 0,02 (a)
Agosto	< 0,8 (b)	2,6 ± 0,1	< 0,02 (a)
Setembro	1,4 ± 0,6	0,6 ± 0,1	< 0,02 (a)
Outubro	< 0,8 (b)	1,3 ± 0,1	< 0,02 (a)
Novembro	< 0,8 (b)	2,2 ± 0,1	< 0,02 (a)
Dezembro	< 0,8 (b)	3,2 ± 0,1	< 0,02 (a)
Média ± σ (n=12)	< 1,0	1,8 ± 1,1	< 0,02

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

Tabela 10a - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (Bq L⁻¹), em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ⁴⁰K, 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	59,0 ± 0,1	0,92 ± 0,29	< 0,5 x 10 ⁻³ (c)	< 1,5 x 10 ⁻³ (d)	< 0,015 (e)	0,046 ± 0,003	0,025 ± 0,004	0,021 ± 0,009
Fevereiro	72,6 ± 0,1	0,94 ± 0,29	< 0,6 x 10 ⁻³ (c)	(2,4 ± 0,4) x 10 ⁻³	< 0,015 (e)	0,041 ± 0,003	0,026 ± 0,004	0,015 ± 0,009
Março	52,3 ± 0,1	0,92 ± 0,29	< 0,6 x 10 ⁻³ (c)	(2,8 ± 0,5) x 10 ⁻³	< 0,015 (e)	0,038 ± 0,003	0,025 ± 0,004	0,013 ± 0,009
Abril	54,4 ± 0,1	0,96 ± 0,29	< 0,9 x 10 ⁻³ (c)	< 0,7 x 10 ⁻³ (d)	< 0,015 (e)	0,041 ± 0,003	0,027 ± 0,004	0,014 ± 0,009
Mai	55,3 ± 0,1	0,94 ± 0,29	< 0,7 x 10 ⁻³ (c)	< 0,6 x 10 ⁻³ (d)	< 0,015 (e)	0,040 ± 0,003	0,026 ± 0,004	0,014 ± 0,009
Junho	56,4 ± 0,1	< 0,55 (a)	< 0,5 x 10 ⁻³ (c)	< 1,4 x 10 ⁻³ (d)	< 0,015 (e)	0,037 ± 0,003	(b)	(b)
Julho	52,2 ± 0,1	< 0,55 (a)	< 0,7 x 10 ⁻³ (c)	< 0,8 x 10 ⁻³ (d)	< 0,015 (e)	0,037 ± 0,002	(b)	(b)
Agosto	50,9 ± 0,1	< 0,55 (a)	< 0,6 x 10 ⁻³ (c)	< 0,7 x 10 ⁻³ (d)	< 0,015 (e)	0,041 ± 0,002	(b)	(b)
Setembro	53,4 ± 0,1	< 0,55 (a)	(f)	< 0,7 x 10 ⁻³ (d)	< 0,015 (e)	0,036 ± 0,002	(b)	(b)
Outubro	48,8 ± 0,1	< 0,55 (a)	< 0,9 x 10 ⁻³ (c)	< 1,8 x 10 ⁻³ (d)	< 0,015 (e)	0,042 ± 0,002	(b)	(b)
Novembro	50,8 ± 0,1	< 0,55 (a)	< 0,9 x 10 ⁻³ (c)	< 1,7 x 10 ⁻³ (d)	0,015 ± 0,003	0,037 ± 0,003	(b)	(b)
Dezembro	58,7 ± 0,1	< 0,55 (a)	< 1,0 x 10 ⁻³ (c)	< 2,0 x 10 ⁻³ (d)	0,027 ± 0,004	0,051 ± 0,003	(b)	(b)
Média ± σ	55,4 ± 6,0 (n=12)	< 0,71 (n=12)	< 0,7 x 10⁻³ (n=11)	< 1,4 x 10⁻³ (n=12)	< 0,016 (n=12)	0,041 ± 0,004 (n=12)	0,026 ± 0,001 (n=5)	0,015 ± 0,003 (n=5)

Limite de quantificação (a); Actividade mínima detectável em ¹³⁷Cs (c), ⁹⁰Sr (d) e na actividade alfa total (e); (f) valor não fiável devido a deficiente separação radioquímica durante a análise; (b) não foi possível determinar porque a concentração em K⁺ é inferior ao limite de quantificação;

Tabela 11 - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (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	³ H	Partículas em suspensão Ø > 0,45µm	
		Concentração mg L ⁻¹	Beta total
Rio Guadiana (Barragem de Alqueva)	1,3 ± 0,7	0,9 ± 0,1	< 0,02 (a)
Rio Mondego (Barragem da Aguieira)	< 0,8 (b)	9,2 ± 0,1	< 0,02 (a)
Rio Douro (Barragem do Pocinho)	1,3 ± 0,8	24,5 ± 0,1	< 0,02 (a)

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

Tabela 11a - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (Bq L⁻¹), em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ⁴⁰K, 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 (Barragem de Alqueva)	325,5 ± 0,1	5,60 ± 0,26	< 1,2 x 10 ⁻³ (c)	(2,7 ± 0,4) x 10 ⁻³	0,175 ± 0,009	0,155 ± 0,004	0,020 ± 0,012
Rio Mondego (Barragem da Aguieira)	50,4 ± 0,1	1,19 ± 0,28	< 0,6 x 10 ⁻³ (c)	(2,4 ± 0,4) x 10 ⁻³	0,090 ± 0,007	0,033 ± 0,004	0,057 ± 0,010
Rio Douro (Barragem do Pocinho)	232,9 ± 0,1	2,50 ± 0,26	< 0,6 x 10 ⁻³ (c)	< 1,2 x 10 ⁻³ (d)	0,099 ± 0,006	0,069 ± 0,004	0,030 ± 0,009

Actividade mínima detectável em ¹³⁷Cs (c) e ⁹⁰Sr (d)

Sedimentos

Nas Tabelas 12 a 23 estão expressos os valores de actividade específica, A , (Bq kg^{-1}), dos radionuclidos detectados no sedimento total (é considerado sedimento total a fracção de $\varnothing \leq 1000\mu\text{m}$ do total da amostra recolhida), na fracção areia ($250\mu\text{m} \geq \varnothing > 63\mu\text{m}$) e na fracção silte/argila ($\varnothing \leq 63\mu\text{m}$) colhidos no rio Tejo, em V. Velha de Ródão, Valada, Barragens de Fratel e Belver.

Verifica-se que a actividade específica média anual relativa às famílias radioactivas naturais do ^{232}Th (medida através do ^{228}Ra e descendentes) e do ^{238}U (medida através do ^{226}Ra e descendentes) apresenta valores com um grande desvio padrão (por vezes superior a 50%) devido às grandes variações mensais. Em V. Velha de Ródão os valores médios anuais para o ^{228}Ra foram de: $63 \pm 55 \text{ Bq kg}^{-1}$ para o sedimento total, $163 \pm 124 \text{ Bq kg}^{-1}$ para a fracção areia e $365 \pm 170 \text{ Bq kg}^{-1}$ para a fracção silte/argila. Para o ^{226}Ra os valores médios obtidos foram de: $38 \pm 13 \text{ Bq kg}^{-1}$ para o sedimento total, $88 \pm 58 \text{ Bq kg}^{-1}$ para a fracção areia e $214 \pm 83 \text{ Bq kg}^{-1}$ para a fracção silte/argila. Relativamente a Valada os valores das concentrações de actividade em ^{228}Ra e ^{226}Ra são da mesma ordem de grandeza dos 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. Os valores das concentrações de actividade em ^{137}Cs em V. Velha de Ródão e Valada são da mesma ordem de grandeza apresentando uma ligeira variação ao longo dos meses. Para o ^7Be , os valores situam-se abaixo dos valores de actividade mínima detectável. Os valores mais elevados de actividade mínima detectável estão relacionados com o maior intervalo de tempo que mediou entre a colheita e a medição da amostra. Isto é devido ao facto do ^7Be ter um período de semi-desintegração relativamente curto (53.12 dias) e a actividade ser geralmente próxima da actividade mínima detectável. Os valores em ^{40}K são relativamente constantes com valores médios anuais de $847 \pm 41 \text{ Bq kg}^{-1}$ para o sedimento total, $753 \pm 59 \text{ Bq kg}^{-1}$ para a fracção areia e $688 \pm 76 \text{ Bq kg}^{-1}$ para a fracção silte/argila 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 nos sedimentos colhidos na barragem de Fratel (Tabelas 18 a 20) e na barragem de Belver (Tabelas 21 a 23) são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em V. Velha de Ródão e Valada.

A razão $^{228}\text{Ra}/^{226}\text{Ra}$ é, em termos de valores médios anuais, para todos os sedimentos do rio Tejo e para todas as granulometrias, superior à unidade. 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.

Como se pode observar, em todas as estações de amostragem, há uma tendência para um aumento da concentração dos radionuclídeos naturais ^{228}Ra e ^{226}Ra , com excepção do sedimento colhido no mês de Junho em V. Velha de Ródão, para a fracção silte/argila. Contrariamente, observa-se uma ligeira tendência para o decréscimo da concentração de actividade em ^{40}K para o sedimento mais fino. Este decréscimo poderá estar relacionado com a composição mineralógica da fracção silte/argila que deve ser mais pobre em minerais ricos em potássio. Este mesmo comportamento foi observado em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2008).

Nas Tabelas 24 a 26 estão expressos os valores de actividade específica, A , (Bq kg^{-1}), dos radionuclídeos (naturais e artificiais) detectados em sedimento totais, areia ($250\mu\text{m} \geq \emptyset > 63\mu\text{m}$) e silte/argila ($\emptyset \leq 63\mu\text{m}$) colhidos nos rios Douro, Mondego e Guadiana. Pode observar-se uma tendência para o aumento da concentração de actividade em ^{228}Ra , ^{226}Ra e ^{137}Cs com a diminuição da granulometria, tal como observado para o rio Tejo. Verifica-se que, em geral, os valores obtidos para estes rios são da mesma ordem de grandeza dos observados para o rio Tejo.

Constata-se que os valores obtidos para os radionuclídeos analisados em sedimentos dos rios Tejo, Douro, Mondego e Guadiana são da mesma ordem de grandeza dos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2004, 2005, 2006 & 2007).

Tabela 12 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em sedimentos totais ($\varnothing < 1\text{mm}$) colhidos no rio Tejo em Vila Velha de Ródão

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Janeiro	< 3 (a)	40 ± 1	27 ± 1	1,5 ± 0,4	883 ± 40	< 7 (a)
Fevereiro	6 ± 3	85 ± 2	51 ± 2	2,4 ± 0,3	820 ± 37	< 9 (a)
Março	< 3 (a)	29 ± 1	26 ± 1	1,6 ± 0,4	930 ± 41	< 0,2 (a)
Abril	< 3 (a)	60 ± 1	38 ± 1	1,4 ± 0,4	814 ± 37	< 6 (a)
Mai	< 2 (a)	84 ± 3	47 ± 2	1,2 ± 0,2	836 ± 52	< 6 (a)
Junho	< 4 (a)	117 ± 3	62 ± 2	1,1 ± 0,2	820 ± 37	< 12 (a)
Julho	< 4 (a)	87 ± 2	46 ± 1	1,1 ± 0,2	829 ± 37	< 19 (a)
Agosto	< 2 (a)	42 ± 1	29 ± 1	1,5 ± 0,7	880 ± 46	< 4 (a)
Setembro	< 3 (a)	33 ± 1	22 ± 1	1,0 ± 0,2	864 ± 38	< 7 (a)
Outubro	< 4 (a)	93 ± 2	50 ± 1	0,8 ± 0,2	773 ± 35	< 9 (a)
Novembro	< 3 (a)	53 ± 2	34 ± 1	1,6 ± 0,2	855 ± 38	< 6 (a)
Dezembro	3 ± 1	38 ± 1	29 ± 1	1,0 ± 0,2	854 ± 45	< 5 (a)
Média ± σ (n=12)	< 3	63 ± 55	38 ± 13	1,4 ± 0,4	847 ± 41	< 8

Tabela 13 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em areia ($250 \mu\text{m} \geq \varnothing > 63 \mu\text{m}$) colhida no rio Tejo, em Vila Velha de Ródão

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Janeiro	2 ± 1	44 ± 2	29 ± 2	1,2 ± 0,2	874 ± 45	< 7 (a)
Fevereiro	< 6 (a)	105 ± 3	63 ± 2	2,5 ± 0,4	743 ± 30	14 ± 8
Março	< 5 (a)	70 ± 2	47 ± 2	2,5 ± 0,4	753 ± 30	< 13 (a)
Abril	< 6 (a)	152 ± 4	81 ± 2	1,3 ± 0,4	743 ± 30	< 19 (a)
Mai	< 6 (a)	188 ± 6	98 ± 4	1,5 ± 0,3	778 ± 66	< 10 (a)
Junho	12 ± 7	489 ± 10	244 ± 5	1,4 ± 0,6	625 ± 29	< 37 (a)
Julho	< 5 (a)	273 ± 9	133 ± 5	1,4 ± 0,4	771 ± 66	< 15 (a)
Agosto	< 4 (a)	90 ± 3	56 ± 2	1,8 ± 0,3	804 ± 68	< 7 (a)
Setembro	< 4 (a)	76 ± 2	45 ± 2	< 0,8 (a)	761 ± 29	< 14 (a)
Outubro	11 ± 5	242 ± 5	118 ± 3	< 0,9 (a)	707 ± 28	< 12 (a)
Novembro	< 7 (a)	122 ± 3	71 ± 2	2,1 ± 0,4	760 ± 30	< 25 (a)
Dezembro	< 6 (a)	107 ± 3	65 ± 2	< 0,9 (a)	721 ± 28	< 16 (a)
Média ± σ (n=12)	< 6	163 ± 124	88 ± 58	< 1,5	753 ± 59	< 16

(a) Actividade mínima detectável;

Tabela 14 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em silte/argila ($\varnothing \leq 63 \mu\text{m}$) colhida no rio Tejo, em Vila Velha de Ródão

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Janeiro	5 ± 2	98 ± 3	63 ± 2	2,0 ± 0,3	814 ± 71	< 11
Fevereiro	< 16 (a)	356 ± 13	209 ± 10	< 5,6 (a)	633 ± 78	< 50
Março	17 ± 8	240 ± 10	145 ± 7	6,3 ± 1,4	648 ± 85	< 40
Abril	< 20 (a)	581 ± 22	321 ± 14	3,6 ± 2,7	601 ± 77	< 52
Mai	18 ± 8	548 ± 19	305 ± 12	2,6 ± 2,1	595 ± 78	< 47
Junho	< 26 (a)	216 ± 8	158 ± 8	7,0 ± 4,0	791 ± 91	< 92
Julho	< 25 (a)	343 ± 11	204 ± 9	6,8 ± 2,2	758 ± 86	< 65
Agosto	< 24 (a)	250 ± 9	182 ± 8	3,7 ± 3,4	720 ± 90	< 83
Setembro	< 35 (a)	617 ± 23	323 ± 14	4,4 ± 1,5	646 ± 82	< 60
Outubro	< 25 (a)	563 ± 15	311 ± 9	< 5,1 (a)	643 ± 89	< 71
Novembro	< 14 (a)	283 ± 11	167 ± 8	3,5 ± 1,2	648 ± 77	< 66
Dezembro	< 46 (a)	289 ± 13	175 ± 9	< 4,0 (a)	762 ± 94	< 62
Média ± σ (n=12)	< 23	365 ± 170	214 ± 83	< 4,6	688 ± 76	< 58

Tabela 15 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em sedimentos totais ($\varnothing < 1\text{mm}$) colhidos no rio Tejo, em Valada do Ribatejo

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Janeiro	< 3 (a)	47 ± 2	33 ± 1	1,0 ± 0,4	863 ± 39	< 8 (a)
Fevereiro	< 4 (a)	48 ± 1	31 ± 1	0,8 ± 0,2	841 ± 38	< 6 (a)
Março	< 3 (a)	37 ± 1	25 ± 1	0,6 ± 0,3	816 ± 34	< 6 (a)
Abril	< 2 (a)	31 ± 1	17 ± 1	< 0,4 (a)	492 ± 26	< 6 (a)
Mai	< 2 (a)	34 ± 1	24 ± 1	1,1 ± 0,2	778 ± 35	< 4 (a)
Junho	< 3 (a)	28 ± 1	27 ± 1	0,9 ± 0,4	710 ± 32	< 9 (a)
Julho	< 3 (a)	44 ± 1	27 ± 1	< 0,7 (a)	836 ± 37	< 7 (a)
Agosto	< 2 (a)	24 ± 1	16 ± 1	0,7 ± 0,2	822 ± 37	< 5 (a)
Setembro	< 1 (a)	19 ± 1	15 ± 1	0,6 ± 0,1	930 ± 49	< 4 (a)
Outubro	< 2 (a)	16 ± 1	12 ± 1	< 2,9 (a)	794 ± 35	< 5 (a)
Novembro	< 5 (a)	68 ± 2	39 ± 1	0,7 ± 0,3	781 ± 59	< 12 (a)
Dezembro	< 3 (a)	21 ± 1	16 ± 1	0,4 ± 0,1	812 ± 40	< 4 (a)
Média ± σ (n=12)	< 3	35 ± 15	24 ± 8	< 0,9	790 ± 108	< 6

(a) Actividade mínima detectável;

Tabela 16 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em areia ($250 \mu\text{m} \geq \varnothing > 63 \mu\text{m}$) colhida no rio Tejo, em Valada do Ribatejo

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Janeiro	< 6 (a)	129 ± 3	72 ± 2	2,1 ± 0,4	788 ± 32	< 19 (a)
Fevereiro	< 6 (a)	89 ± 2	52 ± 1	1,2 ± 0,4	776 ± 31	< 21 (a)
Março	< 3 (a)	75 ± 3	46 ± 2	1,0 ± 0,2	828 ± 72	< 12 (a)
Abril	< 6 (a)	91 ± 2	51 ± 2	< 1,1 (a)	781 ± 31	< 11 (a)
Mai	< 3 (a)	49 ± 2	34 ± 1	1,2 ± 0,4	821 ± 72	< 6 (a)
Junho	5 ± 3	50 ± 2	47 ± 2	1,2 ± 0,3	664 ± 61	< 18 (a)
Julho	2 ± 1	67 ± 2	37 ± 1	0,7 ± 0,3	760 ± 40	< 7 (a)
Agosto	< 5 (a)	52 ± 2	34 ± 2	1,1 ± 0,6	811 ± 32	< 9 (a)
Setembro	< 4 (a)	45 ± 2	30 ± 1	1,2 ± 0,3	880 ± 80	< 9 (a)
Outubro	< 5 (a)	46 ± 1	30 ± 1	1,0 ± 0,3	828 ± 31	< 15 (a)
Novembro	< 3 (a)	18 ± 1	14 ± 1	< 0,3 (a)	771 ± 50	< 3 (a)
Dezembro	< 4 (a)	63 ± 2	40 ± 1	0,8 ± 0,2	864 ± 47	< 10 (a)
Média ± σ (n=12)	< 4	65 ± 29	41 ± 15	< 1,1	798 ± 56	< 12

Tabela 17 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em silte/argila (fracção $\varnothing \leq 63 \mu\text{m}$) colhida no rio Tejo, em Valada do Ribatejo

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Janeiro	< 26 (a)	283 ± 12	163 ± 9	4,0 ± 1,6	694 ± 92	< 105 (a)
Fevereiro	< 16 (a)	249 ± 11	157 ± 8	< 4,4 (a)	636 ± 83	< 50 (a)
Março	< 16 (a)	236 ± 10	150 ± 7	3,3 ± 1,1	757 ± 81	< 54 (a)
Abril	25 ± 14	785 ± 28	421 ± 18	< 3,5 (a)	816 ± 92	< 56 (a)
Mai	< 16 (a)	229 ± 77	162 ± 7	< 4,6 (a)	768 ± 78	< 38 (a)
Junho	12 ± 6	157 ± 7	132 ± 6	< 2,6 (a)	666 ± 82	< 54 (a)
Julho	< 21 (a)	307 ± 9	171 ± 7	< 4,5 (a)	926 ± 79	< 205 (a)
Agosto	< 17 (a)	215 ± 10	124 ± 7	< 4,2 (a)	846 ± 93	< 47 (a)
Setembro	< 13 (a)	232 ± 9	127 ± 6	3,4 ± 1,2	730 ± 79	< 49 (a)
Outubro	< 19 (a)	224 ± 8	135 ± 6	< 4,0 (a)	869 ± 83	< 66 (a)
Novembro	13 ± 4	219 ± 9	129 ± 6	< 2,3 (a)	917 ± 102	< 35 (a)
Dezembro	< 21 (a)	196 ± 7	135 ± 6	< 2,8 (a)	810 ± 56	< 57 (a)
Média ± σ (n=12)	< 18	278 ± 164	167 ± 82	< 3,6	786 ± 95	68 ± 47

(a) - Actividade mínima detectável;

Tabela 18 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em sedimentos totais ($\varnothing < 1\text{mm}$) colhidos no rio Tejo, na Barragem de Fratel

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Fevereiro	6 ± 3	38 ± 1	45 ± 1	4,0 ± 0,4	799 ± 37	14 ± 6
Maio	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Setembro	< 4 (a)	105 ± 3	59 ± 2	< 0,6 (a)	691 ± 32	< 9 (a)
Novembro	6 ± 2	140 ± 4	81 ± 2	< 0,6 (a)	622 ± 53	< 10 (a)

Tabela 19 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em areia ($250 \mu\text{m} \geq \varnothing > 63 \mu\text{m}$) colhida no rio Tejo, na Barragem de Fratel

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Fevereiro	< 15 (a)	55 ± 4	52 ± 5	3,4 ± 2,4	796 ± 93	< 40 (a)
Maio	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Setembro	< 5,2 (a)	106 ± 3	64 ± 2	< 2,0 (a)	724 ± 29	< 15 (a)
Novembro	< 4 (a)	135 ± 4	69 ± 2	< 1,1 (a)	735 ± 64	< 25 (a)

Tabela 20 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em silte/argila ($\varnothing \leq 63 \mu\text{m}$) colhida no rio Tejo, na Barragem de Fratel

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Fevereiro	< 30 (a)	71 ± 7	87 ± 8	9,7 ± 4,7	726 ± 114	< 95 (a)
Maio	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Setembro	10 ± 2	155 ± 6	100 ± 4	< 0,6	804 ± 43	< 15 (a)
Novembro	< 19 (a)	259 ± 8	150 ± 5	< 4,9	618 ± 151	< 36 (a)

(a) Actividade mínima detectável; (b) Não foi possível a colheita de sedimento.

Tabela 21 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em sedimentos totais ($\varnothing < 1\text{mm}$) colhidos no rio Tejo, na Barragem de Belver

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Fevereiro	< 4 (a)	76 ± 2	44 ± 1	1,3 ± 0,4	855 ± 38	< 7 (a)
Maio	< 4 (a)	164 ± 4	81 ± 2	1,2 ± 0,2	702 ± 32	< 6 (a)
Setembro	3,5 ± 1,5	80 ± 2	43 ± 1	1,4 ± 0,2	854 ± 45	< 7 (a)
Dezembro	< 3,5 (a)	48 ± 1	29 ± 1	1,2 ± 0,2	835 ± 37	< 6 (a)

Tabela 22 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em areia ($250 \mu\text{m} \geq \varnothing > 63 \mu\text{m}$) colhida no rio Tejo, na Barragem de Belver

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Fevereiro	< 5 (a)	154 ± 4	79 ± 2	2,1 ± 0,5	778 ± 31	< 13 (a)
Maio	16 ± 8	536 ± 11	251 ± 5	2,1 ± 0,6	699 ± 31	< 20 (a)
Setembro	11 ± 6	251 ± 5	124 ± 3	1,8 ± 0,4	741 ± 31	< 16 (a)
Dezembro	6 ± 3	135 ± 5	70 ± 3	1,6 ± 0,3	736 ± 71	< 12 (a)

Tabela 23 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em silte/argila ($\varnothing \leq 63 \mu\text{m}$) colhida no rio Tejo, na Barragem de Belver

Data de colheita	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Fevereiro	< 17 (a)	247 ± 8	138 ± 6	4,5 ± 1,4	808 ± 73	< 54 (a)
Maio	34 ± 18	738 ± 27	412 ± 16	7,1 ± 2,2	824 ± 93	< 57 (a)
Setembro	< 4 (a)	855 ± 32	416 ± 19	6,8 ± 1,9	951 ± 107	< 90 (a)
Dezembro	25 ± 8	625 ± 21	337 ± 13	3,0 ± 1,2	731 ± 124	< 31 (a)

(a) Actividade mínima detectável;

Tabela 24 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em sedimentos totais ($\varnothing < 1\text{mm}$) colhidos nos rios Douro, Mondego e Guadiana

Data de colheita	Local de amostragem	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Abril	Rio Guadiana (Barragem Alqueva)	< 3 (a)	19 ± 1	10 ± 1	1,7 ± 0,3	344 ± 17	< 11 (a)
Junho	Rio Douro (Barragem Pocinho)	<3 (a)	35 ± 1	23 ± 1	1,0 ± 0,2	888 ± 40	<6 (a)
Junho	Rio Mondego (Barragem Aguieira)	4 ± 2	66 ± 2	57 ± 2	8,3 ± 0,7	509 ± 46	12 ± 7

Tabela 25 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em areia ($250 \mu\text{m} \geq \varnothing > 63 \mu\text{m}$) colhida nos rios Douro, Mondego e Guadiana

Data de colheita	Local de amostragem	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Abril	Rio Guadiana (Barragem Alqueva)	< 3 (a)	24 ± 1	14 ± 1	2,0 ± 0,3	349 ± 18	< 11 (a)
Junho	Rio Douro (Barragem Pocinho)	< 5 (a)	107 ± 3	58 ± 2	1,3 ± 0,4	870 ± 79	< 19 (a)
Junho	Rio Mondego (Barragem Aguieira)	< 4 (a)	65 ± 2	53 ± 2	5,6 ± 0,6	645 ± 56	< 12 (a)

Tabela 26 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclidos naturais e artificiais emissores gama em silte/argila ($\varnothing \leq 63 \mu\text{m}$) colhida nos rios Douro, Mondego e Guadiana

Data de colheita	Local de amostragem	²³⁵ U	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Abril	Rio Guadiana (Barragem Alqueva)	< 15 (a)	81 ± 5	58 ± 4	7,1 ± 1,5	441 ± 62	< 37 (a)
Junho	Rio Douro (Barragem Pocinho)	< 25 (a)	256 ± 9	154 ± 8	< 4 (a)	856 ± 88	< 75 (a)
Junho	Rio Mondego (Barragem Aguieira)	8,7 ± 4,7	151 ± 5	125 ± 5	24 ± 2	669 ± 59	< 30 (a)

(a) Actividade mínima detectável;

Peixes

Nas Tabelas 27 e 28 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) e Douro (Barca d'Alva). Pela análise dos resultados verifica-se que as concentrações em ^{137}Cs são em geral, inferiores à actividade mínima detectável, variando entre 0,02 e 0,1 Bq kg^{-1} , com excepção do valor $0,06 \pm 0,03 \text{ Bq kg}^{-1}$ medido no mês de Agosto. Relativamente ao ^{226}Ra os valores mensuráveis variam entre $0,21 \pm 0,04 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,3 \pm 0,1 \text{ Bq kg}^{-1}$. Os valores da actividade específica em ^{228}Ra são inferiores ao valor da actividade mínima detectável ($0,1 \text{ Bq kg}^{-1}$). Os valores de actividade específica em ^{40}K situam-se entre $37 \pm 2 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $124 \pm 10 \text{ Bq kg}^{-1}$. Estes valores são da mesma ordem de grandeza dos observados em anos anteriores em peixes capturados nos rios Tejo e Douro (Madruga *et al.*, 2004, 2005, 2006 & 2007).

Plantas Aquáticas

Nas Tabelas 29 estão expressos os valores de actividade específica, A , (Bq kg^{-1} , peso fresco) de radionuclidos naturais e artificiais em hidrófitos (*Potamogetum crispus* L.) colhidos no rio Douro (Barragem do Pocinho). Os valores de actividade em ^{137}Cs , ^{226}Ra e ^{228}Ra situam-se abaixo do valor da actividade mínima detectável. Para o ^{40}K o valor obtido foi de $10 \pm 1 \text{ Bq kg}^{-1}$. Estes valores são inferiores aos obtidos em 2006 em plantas capturadas nos rios Tejo e Douro (Madruga *et al.*, 2007).

Tabela 27 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹, músculo fresco), de radionuclídeos 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> Steind.	< 0,1 (a)	< 0,3 (a)	< 0,1 (a)	124 ± 10
Fevereiro	<i>Barbus bocagei</i> . Steind.	< 0,1 (a)	< 0,2 (a)	< 0,1 (a)	120 ± 6
Março	<i>Barbus bocagei</i> Steind.	< 0,1 (a)	< 0,2 (a)	< 0,1 (a)	120 ± 10
Abril	(b)	-	-	-	-
Mai	(b)	-	-	-	-
Junho	<i>Cyprinus carpio</i> L.	< 0,1 (a)	< 0,2 (a)	< 0,1 (a)	62 ± 3
Julho	<i>Barbus bocagei</i> Steind.	< 0,04 (a)	< 0,1 (a)	< 0,1 (a)	37 ± 2
Agosto	<i>Barbus bocagei</i> Steind	0,06 ± 0,03	< 0,1 (a)	< 0,1 (a)	80 ± 3
Setembro	<i>Barbus bocagei</i> Steind.	< 0,04 (a)	0,3 ± 0,1	< 0,1 (a)	64 ± 3
Outubro	<i>Barbus bocagei</i> Steind.	< 0,02 (a)	0,08 ± 0,03	< 0,1 (a)	38 ± 3
Novembro	<i>Barbus bocagei</i> Steind.	< 0,03 (a)	0,21 ± 0,04	< 0,1 (a)	45 ± 2
Dezembro	<i>Barbus bocagei</i> Steind.	< 0,1 (a)	< 0,1 (a)	< 0,1 (a)	62 ± 2

(a) - Actividade mínima detectável; (b) Período de defeso;

Tabela 28 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹, músculo fresco), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama em peixe capturado no rio Douro, na Barragem do Pocinho

Data de colheita	Espécie	¹³⁷ Cs	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	⁴⁰ K
Junho	<i>Barbus bocagei</i> Steind.	< 0,03 (a)	< 0,1 (a)	< 0,1 (a)	52 ± 4

(a) - Actividade mínima detectável;

Tabela 29 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹, peso fresco), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama em hidrófitos colhidos no rio Douro, na Barragem do Pocinho

Data de colheita	Espécie	¹³⁷ Cs	²²⁶ Ra	²²⁸ Ra	⁴⁰ K
Junho	<i>Potamogetum crispus</i> L.	< 0,02 (a)	< 0,1 (a)	< 0,04 (a)	10 ± 1

(a) - Actividade mínima detectável;

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 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 2.2.1.

Para a determinação dos radionuclídeos emissores alfa, usou-se na análise uma amostra de cinzas com aproximadamente 10g, que corresponde normalmente à quase totalidade da amostra. 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 30 e 31 para os radionuclídeos de origem artificial e natural respectivamente.

Verifica-se que os valores da actividade específica em $^{239+240}\text{Pu}$ variam entre um valor inferior a 2 mBq kg^{-1} (actividade mínima detectável) e $9,4 \pm 3,0 \text{ mBq kg}^{-1}$ em mexilhões colhidos em Quarteira e no Cabo de S. Vicente, respectivamente. Para o ^{238}Pu os valores obtidos são relativamente constantes e inferiores aos observados para o $^{239+240}\text{Pu}$. Os valores de actividade específica em ^{241}Am são da mesma ordem de grandeza dos obtidos para o Plutónio. Os valores em ^{137}Cs situam-se abaixo da actividade mínima detectável ($0,1$ e $0,2 \text{ Bq kg}^{-1}$). Relativamente aos isótopos do Urânio, ^{238}U , ^{235}U e ^{234}U verifica-se que as actividades são, em geral, relativamente constantes, com valores variando, por exemplo, entre $0,20 \pm 0,01 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,50 \pm 0,01 \text{ Bq kg}^{-1}$ e entre $0,012 \pm 0,002 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $0,022 \pm 0,001 \text{ Bq kg}^{-1}$ para o ^{238}U e ^{235}U , respectivamente. O valor da razão entre as concentrações dos isótopos ^{234}U e ^{238}U é 1, o que indica a existência de equilíbrio radioactivo secular. Contudo, com excepção da amostra colhida em Quarteira, o mesmo não se verifica para os radionuclídeos ^{210}Pb e ^{226}Ra , descendentes do ^{238}U . A razão $^{210}\text{Pb}/^{226}\text{Ra}$ varia entre 2 (Estuário do Sado) e 11 (Cascais). Pode observar-se, para os vários locais de amostragem que as concentrações em ^{230}Th , ^{210}Pb e ^{40}K são relativamente constantes. Pode constatar-se, pelos valores de concentração em ^{210}Po

(variando entre $49,4 \pm 0,7 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $137 \pm 3 \text{ Bq kg}^{-1}$) que os mexilhões acumulam este radionuclido em quantidades mais elevadas sendo portanto bons indicadores biológicos.

Estes resultados, quer para os radionuclidos de origem natural, como para o plutónio, $^{239+240}\text{Pu}$, de origem artificial, são comparáveis aos resultados de anos anteriores para a costa Portuguesa (Oliveira *et al.*, 2005) e francamente mais baixos que as concentrações determinadas em espécies marinhas de outras regiões costeiras da Europa (Carvalho *et al.*, 2004a).

Tabela 30 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹, peso fresco), de radionuclídeos de origem artificial em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e nos estuários do Tejo e Sado

Local de amostragem	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²³⁸ Pu	²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs
Matosinhos	$(3,5 \pm 0,9) \times 10^{-3}$	$< 2 \times 10^{-3}$ (a)	$< 2 \times 10^{-3}$ (a)	$< 0,1$ (a)
Figueira da Foz	$(9,2 \pm 1,8) \times 10^{-3}$	$(1,8 \pm 0,8) \times 10^{-3}$	$< 2 \times 10^{-3}$ (a)	$< 0,1$ (a)
Cascais	$(7,8 \pm 1,4) \times 10^{-3}$	$(1,6 \pm 0,6) \times 10^{-3}$	$(1,3 \pm 0,8) \times 10^{-3}$	-
Cabo de S. Vicente	$(9,4 \pm 3,0) \times 10^{-3}$	$< 2 \times 10^{-3}$ (a)	$(3,7 \pm 1,0) \times 10^{-3}$	$< 0,1$ (a)
Quarteira	$< 2 \times 10^{-3}$ (a)	$< 2 \times 10^{-3}$ (a)	$(2,4 \pm 0,6) \times 10^{-3}$	$< 0,1$ (a)
Estuário do Sado	$(4,4 \pm 1,6) \times 10^{-3}$	$< 2 \times 10^{-3}$ (a)	$(1,7 \pm 1,2) \times 10^{-3}$	$< 0,2$ (a)

(a) - Actividade mínima detectável;

Tabela 31 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹, peso fresco), de radionuclídeos de origem natural em mexilhões colhidos na Costa Atlântica e nos estuários do Tejo e Sado

Local de amostragem	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th	⁴⁰ K
Matosinhos	$0,27 \pm 0,01$	$0,012 \pm 0,002$	$0,28 \pm 0,01$	$0,16 \pm 0,01$	$0,62 \pm 0,05$	$3,1 \pm 0,2$	$58,8 \pm 1,4$	$0,066 \pm 0,006$	30 ± 3
Figueira da Foz	$0,50 \pm 0,01$	$0,022 \pm 0,001$	$0,57 \pm 0,02$	$0,27 \pm 0,02$	$0,41 \pm 0,03$	$4,2 \pm 0,2$	137 ± 3	$0,099 \pm 0,009$	43 ± 5
Cascais	$0,39 \pm 0,01$	$0,018 \pm 0,002$	$0,45 \pm 0,01$	$0,15 \pm 0,01$	$0,30 \pm 0,02$	$3,4 \pm 0,2$	$67,4 \pm 1,6$	$0,062 \pm 0,006$	-
Cabo de S. Vicente	$0,40 \pm 0,01$	$0,018 \pm 0,002$	$0,48 \pm 0,02$	$0,14 \pm 0,01$	$2,6 \pm 0,2$	$7,0 \pm 0,3$	134 ± 3	$0,035 \pm 0,007$	55 ± 5
Quarteira	$0,20 \pm 0,01$	$0,014 \pm 0,002$	$0,23 \pm 0,01$	$0,09 \pm 0,01$	$3,0 \pm 0,4$	$3,0 \pm 0,2$	$82,6 \pm 2,0$	$0,030 \pm 0,004$	40 ± 3
Estuário do Sado	$0,35 \pm 0,01$	$0,014 \pm 0,005$	$0,39 \pm 0,01$	$0,11 \pm 0,01$	$2,2 \pm 0,1$	$4,1 \pm 0,2$	$49,4 \pm 0,7$	$0,030 \pm 0,004$	46 ± 5

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 1) com uma periodicidade mensal. Recolheram-se também amostras de água em localidades seleccionadas aleatoriamente de modo a abranger todas as regiões do país (Figura 2). As amostras de água foram recolhidas em torneiras de distribuição ao público e acidificadas na altura da colheita tendo-se determinado posteriormente as actividades alfa e beta totais, beta residual 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 2.2.1. A actividade beta residual foi determinada conforme descrito em 3.1.1. Nas amostras de água colhidas em Lisboa procedeu-se também à determinação da actividade em ^{137}Cs e ^{90}Sr por medição beta conforme procedimento descrito em 2.2.1.

O Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR) actualmente denominado Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos, I.P. (ERSAR, I.P.), autoridade competente para a coordenação e fiscalização da qualidade de água para consumo humano, recomenda na Nota Técnica 2004/IRAR/DQA/NG/0344 que, se a actividade alfa total for superior a $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$ ou a actividade beta total superior a 1 Bq L^{-1} se deve proceder à determinação da concentração dos radionuclídeos das famílias naturais do Urânio (^{238}U , ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{210}Po), Tório (^{232}Th , ^{228}Th) e Actínio (^{235}U) presentes na água e, posteriormente, ao cálculo da Dose Indicativa Total (DIT). Recentemente, no Decreto-Lei nº 306/2007 de 27 de Agosto, que revê o Decreto-Lei 243/2001 de 5 de Setembro, o valor da actividade alfa total foi alterado para $0,5 \text{ Bq L}^{-1}$. Dado que este Dec. Lei só entrou em vigor a partir de 1 de Janeiro de 2008, os resultados apresentados neste relatório referentes a 2007, são discutidos de acordo com o estabelecido no Decreto-Lei 243/2001. No Decreto-Lei nº 306/2007 estão também definidos os requisitos recomendados na Nota Técnica do IRAR, para o cálculo da DIT. Assim sendo, a DIT só deve

ser determinada quando ocorram incumprimentos dos parâmetros alfa total e/ou beta total e após a determinação da concentração dos radionuclidos específicos emissores alfa e/ou beta.

A Dose Indicativa Total corresponde à dose efectiva recebida por um elemento do público devida à incorporação, durante um ano, de radionuclidos naturais e artificiais presentes na água para consumo humano.

Para as águas cujos valores de actividade alfa total excederam o valor paramétrico ($0,1 \text{ Bq L}^{-1}$) procedeu-se à determinação dos radionuclidos específicos. Os radionuclidos a determinar foram precipitados na amostra, sob a forma de hidróxidos, com o auxílio de um “carrier”: Manganês para Urânio, Tório e Polónio, e Alumínio para o Rádio, na presença de traçadores isotópicos (^{232}U , ^{229}Th , ^{224}Ra , ^{209}Po). A separação e purificação radioquímica foram efectuadas com resinas de troca iónica, EICHROM para Urânio e Tório, e BIO-RAD para o Rádio. O Polónio foi depositado em disco de prata. Os restantes radionuclidos foram electrodepositados em discos de aço inox. As medições foram efectuadas por espectrometria α em sistema de medição OCTETE PLUS (ORTEC), previamente calibrados com fontes certificadas (QCRB 4021 Amersham).

1.4.2 Resultados e Discussão

Nas Tabelas 32 e 33 estão expressos os valores da actividade específica, A , (Bq L^{-1}) em ^3H e da actividade alfa total, beta total, beta residual e ^{40}K em águas para consumo humano recolhidas mensalmente em Lisboa e aleatoriamente em vários locais do país respectivamente. Na Tabela 32 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 $0,8 \text{ mBq L}^{-1}$. Relativamente ao ^{90}Sr os valores observados apresentam uma maior dispersão e são superiores aos obtidos para o ^{137}Cs com um valor médio anual inferior a $1,6 \text{ mBq L}^{-1}$. Valores médios anuais de actividade específica, variando entre $0,013$ e $0,56 \text{ mBq L}^{-1}$ e entre $2,1$ e 21 mBq L^{-1} para o ^{137}Cs e ^{90}Sr respectivamente, foram medidos em Espanha durante o ano 2006 (Heredia *et al.*, 2007).

Constata-se que, os valores das actividades alfa e beta totais são relativamente constantes, com valores médios anuais de $0,035 \pm 0,009 \text{ Bq L}^{-1}$ para a actividade alfa total e de $0,069 \pm 0,015 \text{ Bq L}^{-1}$ para a actividade beta total em Lisboa. Os valores de actividade em ^{40}K calculados a partir da concentração em potássio na água são relativamente constantes para a água recolhida em Lisboa e variam de cerca de uma ordem de grandeza para as águas recolhidas aleatoriamente em todo o país o que está relacionado com as diferentes origens da água. O valor médio anual obtido para a actividade beta residual na água de Lisboa é de $0,033 \pm 0,012 \text{ Bq L}^{-1}$. Verifica-se que cerca de 50% da actividade beta total nesta água é devida

à contribuição da actividade em ^{40}K (Tabela 32). Os valores observados nas amostras de água recolhida em vários locais do país são da mesma ordem de grandeza dos medidos na água de Lisboa e inferiores aos valores recomendados no Decreto-Lei 243/2001 de 5 de Setembro (alfa total: $0,1 \text{ Bq L}^{-1}$; beta total: 1 Bq L^{-1}) para estes parâmetros radioactivos, excepto, para a medição alfa total, para as águas recolhidas em Ílhavo, Mira, Lousada e Canas de Senhorim (Tabela 34). No caso da água de Mira o valor da actividade beta total ultrapassou também o valor paramétrico devido à contribuição da radiação beta emitida pelos radionuclidos naturais.

Valores médios anuais variando entre $0,028$ e $0,522 \text{ Bq L}^{-1}$ para a actividade alfa total e entre $0,035$ e $0,431 \text{ Bq L}^{-1}$ para a actividade beta total foram observados na Irlanda (O'Keefe *et al.*, 2006) entre 1997 e 2002. Foram reportados valores médios anuais em águas para consumo humano recolhidas nas principais cidades espanholas (Heredia *et al.*, 2007) durante o ano 2006, variando entre $0,003$ e $0,052 \text{ Bq L}^{-1}$ e entre $0,031$ e $0,410 \text{ Bq L}^{-1}$ para as actividades alfa e beta total respectivamente.

Como referido anteriormente para as águas cujo valor de actividade alfa total ultrapassou o valor paramétrico procedeu-se à determinação dos radionuclidos específicos e da Dose Indicativa Total. Os resultados estão expressos na Tabela 34.

Da análise da tabela constata-se que os valores são bastante variáveis podendo atingir cerca de três ordens de grandeza de diferença para alguns radionuclidos. Podem observar-se também valores relativamente elevados como, por exemplo, os valores das concentrações de actividade em ^{238}U ($26,1 \pm 1,2 \text{ mBq L}^{-1}$) na água de Canas de Senhorim, e em ^{226}Ra na água de Lousada ($187 \pm 21 \text{ mBq L}^{-1}$) e na água de Mira ($2698 \pm 123 \text{ mBq L}^{-1}$). O valor elevado em ^{226}Ra na água de Mira sugere que esta água deve ser originária de um aquífero profundo de origem calcária onde os teores em rádio são geralmente mais elevados devido à dissolução da calcite (Von Gunten *et al.*, 1996). Por outro lado os teores mais elevados em urânio na água de Canas de Senhorim são indicadores que esta água é proveniente de um aquífero profundo de origem granítica.

A razão das actividades em ^{234}U e ^{238}U apresenta valores que variam entre 0,9 (Lousada) e 2,1 (Mira) o que é indicativo de um desequilíbrio radioactivo. Os valores mais elevados em ^{234}U na água resultam do deslocamento do átomo de ^{234}U da rede cristalina dos minerais ficando mais vulnerável a ser oxidado ao estado hexavalente podendo ser lixiviado na água mais facilmente que o progenitor ^{238}U (Chu and Wang 2000, Pietrzak *et al.*, 2005). Verifica-se a não existência de equilíbrio radioactivo entre o ^{238}U e os seus descendentes, ^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra e ^{210}Po , o que é explicado pelos diferentes graus de solubilidade e comportamento químico destes elementos em solução (Carvalho *et al.*, 2004b). O grau de solubilidade destes

radionuclidos depende da composição geológica do maciço rochoso e das condições hidroquímicas do meio, os quais são variáveis de local para local.

Da análise dos resultados pode observar-se que o somatório das concentrações das actividades nos radionuclidos específicos (Tabela 34) é inferior ao valor da actividade alfa total (Tabela 33). Isto deve-se ao facto da técnica de medição alfa ser uma técnica menos rigorosa e usada só como método de “screening” para averiguar se os valores paramétricos da água estão dentro dos limites estabelecidos na legislação.

Os valores de Dose Indicativa Total calculados a partir das concentrações na água dos radionuclidos das famílias radioactivas do Urânio, Tório e Actínio, dos coeficientes de dose para adulto e, por radionuclido, fixados no Anexo III, do Quadro A da Directiva 96/29/EURATOM e do consumo anual de água *per capita* estão expressos na Tabela 34. Os valores variam entre 0,090 e 0,564 mSv a⁻¹. O valor mais elevado, cerca de seis vezes superior ao valor paramétrico (0,1 mSv a⁻¹) estipulado no Decreto-Lei 243/2001 de 5 de Setembro corresponde à água de Mira. Dado que no ano de 2007, tal como em 2006 (Madruga *et al.*, 2007) se continuou a verificar uma não conformidade nos valores paramétricos para as actividades alfa total e beta total e para os valores da DIT na água de Mira, voltou a informar-se a ERSAR, I.P. no sentido de proceder à restrição do uso desta água para consumo humano.

Os valores de actividade em ³H nas amostras de água recolhidas ao longo do país (Tabela 33) situam-se na maioria dos casos abaixo do valor da actividade mínima detectável (0,8 Bq L⁻¹) e são ligeiramente inferiores aos valores obtidos para a água proveniente de Lisboa (Tabela 32). Esta diferença pode estar relacionada com a proveniência da água, que pode ser de origem subterrânea ou superficial. Em qualquer dos casos os valores observados são muito inferiores a 100 Bq L⁻¹, valor paramétrico estipulado na Lei da Água (Decreto-Lei 306/2007 de 27 de Agosto). Para Espanha, foram reportados valores médios anuais em ³H para o ano 2006 variando entre 0,4 Bq L⁻¹ e 1,0 Bq L⁻¹ (Heredia *et al.*, 2007).

Com base nas médias anuais das actividades em ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs e ³H determinadas na água de consumo colhida em Lisboa (Tabela 32), considerando os respectivos factores de dose de 2,8×10⁻⁸, 1,3×10⁻⁸ e 1,8×10⁻¹¹ Sv Bq⁻¹ (Basic Safety Standards, 1996; ICRP, 1996) e um consumo anual *per capita* de 730 litros (WHO) obteve-se o valor de 0,065 µSv a⁻¹ para a dose efectiva de radiação devida à ingestão desta água. A maior contribuição para a dose foi devida ao ⁹⁰Sr (50%). Os valores de dose efectiva são idênticos aos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2004, 2005, 2006 & 2007).

Na Finlândia, a dose de radiação devida à ingestão dos radionuclidos ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs e ³H através da água de consumo variou entre 0,03 e 0,4 µSv a⁻¹ nos anos de 2006 (STUK-B 77, 2007) e 2007 (STUK-B 91, 2008).

Tabela 32 – Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (Bq L⁻¹), em ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ³H, ⁴⁰K, alfa e beta totais e beta residual em água para consumo humano colhida em Lisboa

Data de colheita	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	³ H	Alfa Total	Beta Total	Concentração em K ⁺ (mg L ⁻¹)	⁴⁰ K	Beta Residual
Janeiro	< 0,6 x 10 ⁻³ (a)	< 1,7 x 10 ⁻³ (a)	3,2 ± 0,7	0,034 ± 0,009	0,074 ± 0,005	1,84 ± 0,27	0,051 ± 0,004	0,023 ± 0,009
Fevereiro	< 0,5 x 10 ⁻³ (a)	< 2,3 x 10 ⁻³ (a)	4,3 ± 0,9	0,042 ± 0,012	0,101 ± 0,007	1,72 ± 0,27	0,048 ± 0,004	0,053 ± 0,010
Março	< 0,6 x 10 ⁻³ (a)	(3,4±0,5)x10 ⁻³	(b)	0,040 ± 0,009	0,064 ± 0,005	(b)	(b)	(b)
Abril	< 0,8 x 10 ⁻³ (a)	(1,6±0,3)x10 ⁻³	1,7 ± 0,8	0,050 ± 0,011	0,081 ± 0,005	1,74 ± 0,27	0,048 ± 0,004	0,033 ± 0,009
Mai	< 0,7 x 10 ⁻³ (a)	(1,6±0,4)x10 ⁻³	<0,8 (a)	0,023 ± 0,007	0,056 ± 0,005	1,25 ± 0,28	0,035 ± 0,004	0,021 ± 0,009
Junho	< 0,9 x 10 ⁻³ (a)	< 0,6 x 10 ⁻³ (a)	2,1 ± 0,8	0,027 ± 0,006	0,053 ± 0,004	1,18 ± 0,28	0,033 ± 0,004	0,020 ± 0,009
Julho	< 0,7 x 10 ⁻³ (a)	< 0,8 x 10 ⁻³ (a)	2,7 ± 0,7	0,048 ± 0,008	0,083 ± 0,005	1,33 ± 0,28	0,037 ± 0,004	0,046 ± 0,009
Agosto	< 0,7 x 10 ⁻³ (a)	< 0,7 x 10 ⁻³ (a)	<0,8 (a)	0,029 ± 0,007	0,055 ± 0,004	1,01 ± 0,28	0,028 ± 0,004	0,027 ± 0,009
Setembro	< 0,7 x 10 ⁻³ (a)	(2,2±0,3)x10 ⁻³	1,5 ± 0,6	0,028 ± 0,007	0,052 ± 0,004	0,79 ± 0,29	0,022 ± 0,004	0,030 ± 0,009
Outubro	< 1,0 x 10 ⁻³ (a)	< 0,7 x 10 ⁻³ (a)	<0,8 (a)	0,035 ± 0,008	0,060 ± 0,005	< 0,55 (c)	(d)	(d)
Novembro	< 1,0 x 10 ⁻³ (a)	< 1,4 x 10 ⁻³ (a)	1,8 ± 0,6	0,036 ± 0,009	0,079 ± 0,006	< 0,55 (c)	(d)	(d)
Dezembro	< 1,0 x 10 ⁻³ (a)	< 1,7 x 10 ⁻³ (a)	1,4 ± 0,5	0,027 ± 0,010	0,065 ± 0,006	0,82 ± 0,29	0,023 ± 0,004	0,042 ± 0,010
Média±σ	< 0,8 x 10 ⁻³ (n=12)	< 1,6 x 10 ⁻³ (n=12)	< 1,9 (n=12)	0,035 ± 0,009 (n=12)	0,069 ± 0,015 (n=12)	< 1,16 (n=11)	0,036 ± 0,011 (n=9)	0,033 ± 0,012 (n=9)

(a) Actividade mínima detectável em ³H; (b) Perda de amostra; (c) Limite de quantificação; (d) não foi possível determinar porque a concentração em K⁺ é inferior ao limite de quantificação;

Tabela 33 - Valores de actividade específica, $A \pm \sigma$ (Bq L⁻¹), em ³H, ⁴⁰K, alfa e beta totais e beta residual em água para consumo humano colhida em vários locais do país

Data de colheita	Local de Amostragem	³ H	Alfa Total	Beta Total	Concentração em K ⁺ (mg L ⁻¹)	⁴⁰ K	Beta Residual
Abril	Évora	<0,8 (a)	< 0,015 (a)	0,103 ± 0,008	2,74 ± 0,25	0,076 ± 0,004	0,027 ± 0,011
	Elvas	<0,8 (a)	< 0,015 (a)	0,116 ± 0,007	3,10 ± 0,25	0,086 ± 0,004	0,030 ± 0,010
	Póvoa de Cambas	<0,8 (a)	< 0,015 (a)	0,020 ± 0,003	< 0,55 (c)	(d)	(d)
	Ílhavo	<0,8 (a)	0,142 ± 0,016	0,098 ± 0,006	(b)	(b)	(b)
Maior	Cantanhede	<0,8 (a)	0,048 ± 0,018	0,073 ± 0,011	1,53 ± 0,27	0,042 ± 0,004	0,031 ± 0,013
	Mira	<0,8 (a)	12,354 ± 0,917	2,744 ± 0,121	6,16 ± 0,27	0,171 ± 0,004	2,573 ± 0,121
	Lousada	<0,8 (a)	0,804 ± 0,068	0,590 ± 0,026	8,06 ± 0,30	0,223 ± 0,005	0,367 ± 0,027
	Porto	<0,8 (a)	0,050 ± 0,009	0,077 ± 0,006	1,58 ± 0,27	0,044 ± 0,004	0,033 ± 0,010
	Quarteira	<0,8 (a)	< 0,015 (a)	0,044 ± 0,004	0,68 ± 0,29	0,019 ± 0,004	0,025 ± 0,009
	C. Senhorim	<0,8 (a)	0,265 ± 0,025	0,126 ± 0,007	1,25 ± 0,28	0,035 ± 0,004	0,091 ± 0,010
	M. Cavaleiros	1,5 ± 0,8	0,058 ± 0,007	0,058 ± 0,003	0,75 ± 0,29	0,021 ± 0,004	0,037 ± 0,009
	Foz Côa	<0,8 (a)	0,083 ± 0,008	0,056 ± 0,003	< 0,55 (c)	(d)	(d)
Junho	Torre de Moncorvo	<0,8 (a)	0,019 ± 0,004	0,049 ± 0,003	1,05 ± 0,28	0,029 ± 0,004	0,020 ± 0,008
	Celorico da Beira	<0,8 (a)	< 0,015 (a)	0,020 ± 0,002	< 0,55 (c)	(d)	< 0,020 (a)
	F. Vinhos	2,3 ± 0,8	< 0,015 (a)	0,030 ± 0,002	0,75 ± 0,29	0,021 ± 0,004	0,009 ± 0,008
	Pinhel	1,6 ± 0,8	< 0,015 (a)	0,033 ± 0,002	0,66 ± 0,29	0,018 ± 0,004	0,015 ± 0,008
	Julho	Castro D' Aire	<0,8 (a)	< 0,015 (a)	0,028 ± 0,002	< 0,55 (c)	(d)
Trancoso		<0,8 (a)	0,098 ± 0,011	0,048 ± 0,003	< 0,55 (c)	(d)	(d)

(a) Actividade mínima detectável em ³H; (b) Perda de amostra; (c) Limite de quantificação; (d) não foi possível determinar porque a concentração em K⁺ é inferior ao limite de quantificação;

Tabela 34 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (mBq L⁻¹), dos radionuclidos das famílias naturais do Urânio, Actínio e Tório e valores da Dose Indicativa Total (DIT) expressos em mSv a⁻¹ em águas para consumo humano recolhidas em vários locais do país

Local de amostragem	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Po	²³² Th	DIT
Mira	9,7 ± 1,0	0,49 ± 0,21	20,0 ± 1,5	4,1 ± 0,3	2698 ± 123	12,8 ± 0,5	0,59 ± 0,11	0,564
Ilhavo	2,6 ± 0,2	0,29 ± 0,09	3,4 ± 0,3	6,2 ± 0,4	41,6 ± 3,3	7,8 ± 0,4	1,1 ± 0,2	0,017
Lousada	3,4 ± 0,3	0,18 ± 0,06	3,1 ± 0,2	4,6 ± 0,3	187 ± 21	58,3 ± 2,4	0,8 ± 0,1	0,090
Canas de Senhorim	26,1 ± 1,2	1,5 ± 0,2	31,2 ± 1,3	0,12 ± 0,02	9,9 ± 1,3	7,0 ± 0,2	0,04 ± 0,02	0,010

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 dos alimentos individualizados ou de refeições completas.

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 pelas deposições atmosféricas. 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 semestrais de carne, fruta, vegetal e tubérculo adquiridas ao produtor, e cuja recolha foi efectuada no Continente, até ao mês de Outubro, pelas Direcções Regionais de Agricultura e, posteriormente, pela Autoridade de Segurança Alimentar e Económica (ASAE), e nas Ilhas, pela Inspecção Regional das Actividades Económicas dos Açores e pela Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Madeira (Figura 2); *ii*) 2 amostras anuais de carne, fruta, vegetal e tubérculo adquiridos em Nisa, na região de V. Velha de Ródão (Figura 2); e, *iii*) uma amostra anual (carne, fruta, vegetal, farinha, peixe, marisco) adquirida em supermercados da área de Lisboa (Figura 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 1). A composição de cada amostra está descrita na Tabela 36.

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 foram efectuadas, por espectrometria gama.

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 1) e amostras trimestrais na Lactogal (Tocha-Contanhede) e Parmalat (Águas de Moura) (Figura 2). Procedeu-se também à análise de amostras semestrais de leite adquiridas directamente ao produtor, provenientes dos Açores e da Madeira (Figura 2).

Determinou-se a actividade específica em ^{137}Cs , ^{40}K e ^{90}Sr nestas amostras. Para a determinação das actividades devidas ao ^{137}Cs 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 uma técnica radioquímica baseada em separações e purificações sucessivas e medição da actividade do seu descendente ^{90}Y , em equilíbrio radioactivo com o ^{90}Sr , num sistema de medição beta de baixo fundo HT1000, já referido em 2.2.1.

1.5.2 Resultados e Discussão

Componentes Individuais e Refeição Completa

Na Tabela 35 estão expressos os valores das actividades específicas, A (Bq kg^{-1}), dos radionuclídeos artificiais (^{137}Cs) e naturais (^{40}K e ^7Be) detectados em produtos da cadeia alimentar recolhidos em várias regiões de Portugal Continental, na Madeira e nos Açores.

Da análise dos resultados constata-se que a actividade específica em ^{137}Cs se situa abaixo dos valores da actividade mínima detectável ($0,1-0,3 \text{ Bq kg}^{-1}$, dependendo das condições de medição), com excepção de uma amostra de carne onde a actividade em ^{137}Cs é mensurável ($0,3 \pm 0,1 \text{ Bq kg}^{-1}$), mas em que os valores são da ordem de grandeza da actividade mínima detectável. O ^{40}K apresenta valores mais elevados, que variam entre $30 \pm 3 \text{ Bq kg}^{-1}$ (pêra proveniente de Santana na Região Autónoma da Madeira) e $170 \pm 7 \text{ Bq kg}^{-1}$ (batata proveniente de Nisa). Relativamente ao ^7Be , os valores são na grande maioria inferiores ao valor da actividade mínima detectável, que varia entre $0,5$ e $2,6 \text{ Bq kg}^{-1}$. Foram detectados vestígios de ^7Be em algumas amostras de couve. Os valores mensuráveis variam entre $4,5 \pm 1,1$ (Nisa) e $9,7 \pm 1,1 \text{ Bq kg}^{-1}$ (Fundão). A razão para se terem detectado vestígios de ^7Be em couves está relacionada com a proveniência do ^7Be que, sendo um radionuclídeo de origem cósmica ao ser transportado pela água da chuva se deposita na biosfera e principalmente nos vegetais.

Os resultados em ^{137}Cs , ^{40}K e ^7Be são consistentes com as medições efectuadas em anos anteriores em produtos da cadeia alimentar (Madruga *et al.*, 2004, 2005, 2006 & 2007).

No Reino Unido, foram observados valores médios para a actividade em ^{40}K variando entre 71 e 93 Bq kg^{-1} e entre 78 e 96 Bq kg^{-1} em 2003 e 2005 (RIFE-9, 2004; RIFE-11, 2006) respectivamente. Para o ^{137}Cs são referidos valores inferiores a $0,1 \text{ Bq kg}^{-1}$. Valores médios

anuais em ^{137}Cs de 2,3, 0,6, 0,4 e 0,5 Bq kg^{-1} foram reportados para carne, batatas, cebolas e fruta, respectivamente (Grabowski, 2000).

Os valores da actividade específica, A (Bq kg^{-1}), em refeições completas estão expressos na Tabela 36.

Da análise dos resultados pode constatar-se que os valores de actividade específica em ^{137}Cs e ^7Be são inferiores aos valores da actividade mínima detectável e idênticos aos obtidos para os componentes da cadeia alimentar individualizados. No que se refere ao ^{40}K os valores são relativamente constantes, variando entre 33 ± 2 e 54 ± 4 Bq kg^{-1} , situando-se na gama dos valores obtidos para os componentes da cadeia alimentar individualizados. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2004, 2005, 2006 & 2007).

No Reino Unido (RIFE-11, 2006, RIFE-12, 2007) foram observados valores inferiores a $0,08$ Bq kg^{-1} para o ^{137}Cs em amostras de refeições completas adquiridas em cantinas, durante os anos de 2005 e 2006. Os mesmos autores reportam para o ^{40}K valores que variam entre 70 e 110 Bq kg^{-1} em 2005 e entre 93 e 10 Bq kg^{-1} em 2006.

Quanto à contribuição para a dose de radiação devida à ingestão da dieta mista, e tendo em conta que na grande maioria dos casos, a radioactividade referente aos radionuclidos artificiais é inferior à actividade mínima detectável (Tabelas 35 e 36) a dose de radiação devida à ingestão de ^{137}Cs deverá ser inferior a 2 $\mu\text{Sv a}^{-1}$.

Na Finlândia foram observados valores inferiores a 20 e 10 μSv para a dose de radiação em ^{137}Cs devida à ingestão de produtos da cadeia alimentar durante os anos de 2003 (STUK-B-TKO5, 2004) e 2004 (STUK-B-TKO6, 2005) respectivamente.

Tabela 35 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹, peso fresco), dos radionuclidos ¹³⁷Cs, ⁴⁰K e ⁷Be em produtos da cadeia alimentar

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Direcção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Fevereiro	Santana	Couve	<0,1 (a)	69 ± 4	<0,9 (a)
		S ^{ta} Cruz	Batata	<0,2 (a)	134 ± 18	<1,2 (a)
			Maçã	<0,2 (a)	38 ± 4	<2,6 (a)
			Carne (Suíno)	<0,1 (a)	116 ± 6	<0,7 (a)
Direcção Regional de Agricultura do Algarve	Março	Faro	Couve	<0,1 (a)	100 ± 13	<1,5 (a)
		Monchique	Laranja	<0,1 (a)	51 ± 7	<1,0 (a)
			Batata	<0,1 (a)	116 ± 6	<0,6 (a)
			Carne (Bovino)	<0,2 (a)	113 ± 6	<1,3 (a)
Direcção Regional de Agricultura Entre Douro e Minho	Março	P. Varzim	Alface	<0,2 (a)	128 ± 17	<1,1 (a)
		S ^{to} Tirso Braga	Cebola	<0,1 (a)	55 ± 4	<0,9 (a)
			Maçã	<0,1 (a)	42 ± 3	<0,7 (a)
			Carne (Bovino)	<0,1 (a)	104 ± 53	<1,1 (a)
Direcção Regional de Agricultura da Beira Litoral	Abril	Leiria	Carne (Bovino)	<0,1 (a)	96 ± 5	<1,2 (a)
Inspeção Regional das Actividades Económicas dos Açores	Abril	Horta	Alface	<0,1 (a)	91 ± 5	8,8 ± 1,0
			Batata	<0,2 (a)	110 ± 15	<1,4 (a)
			Banana	<0,2 (a)	126 ± 6	<1,4 (a)
			Carne (Bovino)	<0,1 (a)	104 ± 5	<0,7 (a)
Direcção Geral de Veterinária Lisboa e Vale do Tejo	Maio	V. F. Xira	Cenoura	<0,1 (a)	55 ± 4	<0,9 (a)
		Cald. Rainha	Favas	<0,2 (a)	148 ± 7	<1,4 (a)
		Setúbal	Laranja	<0,1 (a)	55 ± 8	<0,9 (a)
		Mafra	Carne (Borrego)	<0,1 (a)	83 ± 5	<1,0 (a)
Direcção Regional de Agricultura e Pescas do Centro	Maio	Fundão	Couve	<0,1 (a)	121 ± 6	9,7 ± 1,1
		Sarzedas	Batata	<0,1 (a)	131 ± 7	<0,8 (a)
		Alcains	Laranja	<0,1 (a)	66 ± 4	<1,4 (a)
		Lordosa	Carne (Bovino)	<0,2 (a)	114 ± 6	<1,4 (a)
Instituto Tecnológico e Nuclear	Junho	Nisa	Couve	<0,1 (a)	76 ± 6	4,5 ± 1,1
			Batata	<0,2 (a)	169 ± 7	<1,4 (a)
			Abrunhos	<0,1 (a)	68 ± 9	<1,0 (a)
			Carne (Bovino)	<0,1 (a)	112 ± 6	<1,0 (a)

(a) Actividade mínima detectável;

Tabela 35: continuação

Entidade responsável pela colheita	Data de colheita	Local de colheita	Produto	^{137}Cs	^{40}K	^7Be
Instituto Tecnológico e Nuclear	Julho	Supermercado da região de Lisboa	Tomate	<0,1 (a)	78 ± 4	<0,7 (a)
			Melão	<0,2 (a)	80 ± 5	<1,1 (a)
			Farinha trigo	<0,2 (a)	53 ± 5	<1,6 (a)
			Mexilhão	<0,1 (a)	39 ± 3	<1,3 (a)
			Sardinha	<0,1 (a)	114 ± 6	<0,9 (a)
			Carne (Peru)	<0,1 (a)	114 ± 6	<0,9 (a)
Direcção Regional de Agricultura do Alentejo	Julho	Beja	Carne (Bovino)	<0,1 (a)	107 ± 5	<0,5 (a)
Direcção Regional de Agricultura da Região Autónoma da Madeira	Setembro	Santana	Couve	<0,1 (a)	74 ± 4	<0,8 (a)
			Batata	<0,1 (a)	135 ± 6	<0,8 (a)
		S ^{ta} Cruz	Pêra	<0,1 (a)	30 ± 3	<1,0 (a)
			Carne (Suíno)	<0,1 (a)	115 ± 3	<1,0 (a)
Instituto Tecnológico e Nuclear	Outubro	Nisa	Couve	<0,3 (a)	112 ± 7	5,6 ± 1,8
			Batata	<0,1 (a)	170 ± 7	<1,1 (a)
			Cebola	<0,1 (a)	50 ± 7	<0,8 (a)
			Dióspiros	<0,1 (a)	64 ± 4	<1,1 (a)
			Carne (Suíno)	0,3 ± 0,1	125 ± 6	<0,8 (a)
ASAE (Região Lisboa e Vale do Tejo)	Outubro	Sintra Leiria Mafra	Couve	<0,2 (a)	44 ± 4	<1,6 (a)
			Maçã	<0,1 (a)	31 ± 5	<0,7 (a)
			Carne (Bovino)	<0,2 (a)	107 ± 5	<1,1 (a)
ASAE (Região Centro)	Outubro	Leiria	Couve	<0,2 (a)	87 ± 5	<2,3 (a)
			Batata	<0,2 (a)	140 ± 18	<0,9 (a)
			Maçã	<0,1 (a)	31 ± 5	<0,9 (a)
ASAE (Região Norte)	Novembro	S ^{ta} M. Feira Famalicão Lamego A. Valdevez	Couve	<0,1 (a)	108 ± 14	<1,0 (a)
			Batata	<0,2 (a)	144 ± 6	<1,1 (a)
			Maçã	<1,1 (a)	32 ± 5	<1,1 (a)
			Carne (Bovino)	<0,1 (a)	107 ± 5	<1,2 (a)
Inspeção Regional das Actividades Económicas dos Açores	Novembro	Horta	Couve	<0,1 (a)	76 ± 10	<1,1 (a)
			Batata	<0,2 (a)	166 ± 21	<0,8 (a)
			Banana	<0,1 (a)	127 ± 6	<1,1 (a)
			Carne (Bovino)	<0,2 (a)	82 ± 11	<0,7 (a)
ASAE (Região Lisboa e Vale do Tejo)	Dezembro	Palmela Cald. Rainha Setúbal Santarém	Couve	<0,2 (a)	64 ± 4	<1,9 (a)
			Maçã	<0,1 (a)	34 ± 2	<0,8 (a)
			Batata	<0,1 (a)	129 ± 8	<1,2 (a)
			Carne (Bovino)	<0,1 (a)	95 ± 7	<0,7 (a)

(a) Actividade mínima detectável;

Tabela 36 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹, peso fresco), dos radionuclídeos ¹³⁷Cs, ⁴⁰K e ⁷Be em refeições completas adquiridas na cantina da Faculdade de Ciências de Lisboa

Data de Colheita	Composição das refeições	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
Janeiro	Sopa de legumes, arroz à marinheiro, carne estufada com arroz de legumes, pão e arroz doce.	<0,1 (a)	33 ± 2	<0,6 (a)
Fevereiro	Sopa de legumes, peixe assado simples, almôndegas com puré, gelatina e pão.	<0,1 (a)	44 ± 3	<0,9 (a)
Março	Sopa de legumes, panadinhos de pescada com arroz, carne de vaca com massa tricolor, pão, maçã e pudim.	<0,1 (a)	41 ± 3	<1,0 (a)
Abril	Sopa de legumes, imperador á ribatejana com batata, empadão de carne com arroz, pão, bolo de mel e gelatina de amora.	<0,1 (a)	51 ± 3	<1,1 (a)
Maió	Sopa de legumes, filetes de pescada gratinados com cenoura, arroz de frango, pão, maçã e arroz doce.	<0,1 (a)	44 ± 3	<0,7 (a)
Junho	Sopa de legumes, lulas estufadas com arroz, bife de frango grelhado com arroz, pão, tosta, maçã e molotof.	<0,1 (a)	40 ± 3	<1,0 (a)
Julho	Sopa de legumes, peixe-espada no forno com batata, rôti de peru com arroz, pão, maçã e arroz doce.	<0,1 (a)	52 ± 3	<0,7 (a)
Agosto	Sopa de legumes, febras com arroz, corvina assada no forno com batata, pão, maçã e pudim.	<0,1 (a)	48 ± 4	<1,0 (a)
Setembro	Sopa de legumes, lulas com batata cozida, carne de porco com arroz, pão, maçã e bolo.	<0,1 (a)	48 ± 3	<0,9 (a)
Outubro	Sopa de legumes, filetes com arroz, carne de vaca com massa, pão, maçã e gelatina.	<0,1 (a)	54 ± 3	<0,9 (a)
Novembro	Sopa de legumes, carne de vaca estufada com arroz branco, abrótea de cebolada com batata cozida, pão, pêra e pudim.	<0,2 (a)	48 ± 3	<1,3 (a)
Dezembro	Sopa de legumes, carne de vaca com arroz, peixe estufado com batata cozida, pão, maçã e bolo.	<0,1 (a)	54 ± 4	<0,7 (a)

(a) Actividade mínima detectável;

Leite

Nas Tabelas 37 a 41 estão presentes os valores de actividade específica, A (Bq L^{-1}) em ^{137}Cs , ^{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 em ^{137}Cs são, em geral, inferiores ao valor da actividade mínima detectável, 0,1-0,2 Bq L^{-1} dependendo das condições de medição. Determinou-se um valor mensurável, $0,3\pm 0,08 \text{ Bq L}^{-1}$, numa amostra de leite colhida no mês de Novembro no Açores. Relativamente ao ^{90}Sr os valores da actividade mínima detectável, que dependem do fundo radioactivo e do rendimento químico da análise, variam entre 0,007 e 0,016 Bq L^{-1} . Os valores mensuráveis são da mesma ordem de grandeza da actividade mínima detectável situando-se entre $0,013\pm 0,005$ (Serraleite, mês de Abril) e $0,038\pm 0,008 \text{ Bq L}^{-1}$ (Lactogal-Tocha, mês de Julho). Os valores de actividade específica em ^{40}K , radionuclido de origem natural, são mais elevados do que os obtidos para o ^{137}Cs e ^{90}Sr e relativamente constantes variando entre $36\pm 3 \text{ Bq L}^{-1}$ e $54\pm 3 \text{ Bq L}^{-1}$. Resultados semelhantes foram obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2004, 2005, 2006 & 2007).

Alguns autores (RPII-02/2, 2002) reportam o valor médio de 0,04 Bq L^{-1} para a actividade em ^{90}Sr durante os anos de 1999 e 2000. No Reino Unido (RIFE-12, 2007) foram observados valores inferiores a 0,05 Bq L^{-1} para o ^{137}Cs e valores entre 0,013 e 0,052 Bq L^{-1} para o ^{90}Sr em amostras de leite referentes ao ano de 2006. Valores semelhantes foram reportados pelos mesmos autores em anos anteriores (RIFE-10, 2005; RIFE-11, 2006). Na Polónia, em 1999, a actividade média anual em ^{137}Cs no leite, variou entre valores inferiores a 0,1 e 5,0 Bq L^{-1} (Grabowski *et al.*, 2000). Em 2005, valores médios anuais variando entre 0,009 e 0,064 Bq L^{-1} para o ^{137}Cs e entre 0,009 e 0,109 Bq L^{-1} para o ^{90}Sr , dependendo dos locais de amostragem, foram observados em Espanha (Heredia *et al.*, 2006). Valores da mesma ordem de grandeza foram reportados para o ano 2006 (Heredia *et al.*, 2007).

Procedeu-se ao cálculo da dose devida à ingestão de leite, com base na taxa anual de consumo de 200 litros per capita (EUR 20765 EN, 2005), 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 que variam entre 0,3 e 0,7 $\mu\text{Sv a}^{-1}$ sendo de cerca de 80% a contribuição devida ao ^{137}Cs . Estes resultados são semelhantes aos obtidos em anos anteriores (Madruga *et al.*, 2007b). Estudos realizados na Finlândia (STUK-B-TKO5, 2004; STUK-B77, 2007) referem valores de dose de radiação devida à ingestão de leite entre 0,7 e 2,6 μSv e entre 0,7 e 2,4 μSv para os anos de 2003 e 2006 respectivamente, considerando um consumo *per capita* de 140 litros.

Tabela 37 – Valores de actividade específica, A (Bq L⁻¹), dos radionuclidos ¹³⁷Cs, ⁴⁰K e ⁷Be em leite proveniente da Lactogal (Vila do Conde). As incertezas correspondem a um nível de confiança de 95% (2σ) para o ¹³⁷Cs e ⁴⁰K e de 68% (1σ) para o ⁹⁰Sr

Data de colheita	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁴⁰ K
Janeiro	<0,1 (a)	0,031 ± 0,011	46 ± 4
Fevereiro	<0,1 (a)	<0,016 (b)	52 ± 3
Março	<0,1 (a)	0,014 ± 0,005	51 ± 3
Abril	<0,2 (a)	<0,009 (b)	48 ± 4
Maió	<0,1 (a)	<0,007 (b)	50 ± 1
Junho	<0,1 (a)	0,022 ± 0,009	52 ± 3
Julho	<0,1 (a)	0,014 ± 0,005	43 ± 5
Agosto	<0,2 (a)	<0,016 (b)	48 ± 4
Setembro	<0,1 (a)	<0,013 (b)	50 ± 3
Outubro	<0,1 (a)	<0,015 (b)	50 ± 4
Novembro	<0,1 (a)	<0,013 (b)	47 ± 4
Dezembro	<0,1 (a)	0,016 ± 0,006	49 ± 7

(a) Actividade mínima detectável em ¹³⁷Cs; (b) Actividade mínima detectável em ⁹⁰Sr.

Tabela 38 – Valores de actividade específica, A (Bq L^{-1}), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{40}K e ^{90}Sr em leite proveniente da Serraleite (Portalegre). As incertezas correspondem a um nível de confiança de 95% (2σ) para o ^{137}Cs e ^{40}K e de 68% (1σ) para o ^{90}Sr

Data de colheita	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K
Janeiro	<0,1 (a)	<0,010 (b)	50 ± 3
Fevereiro	<0,1 (a)	$0,017 \pm 0,005$	48 ± 7
Março	<0,1 (a)	<0,009 (b)	49 ± 7
Abril	<0,1 (a)	$0,013 \pm 0,005$	46 ± 3
Maio	<0,1 (a)	<0,012 (b)	48 ± 3
Junho	<0,2 (a)	<0,013 (b)	48 ± 3
Julho	<0,1 (a)	$0,030 \pm 0,006$	51 ± 3
Agosto	<0,1 (a)	$0,026 \pm 0,006$	50 ± 4
Setembro	<0,1 (a)	$0,016 \pm 0,006$	51 ± 4
Outubro	<0,1 (a)	<0,015 (b)	51 ± 4
Novembro	<0,1 (a)	$0,025 \pm 0,006$	46 ± 4
Dezembro	<0,1 (a)	<0,014 (b)	36 ± 3

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

Tabela 39 – Valores de actividade específica, A (Bq L^{-1}), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{40}K e ^7Be em leite proveniente da Lactogal (Tocha). As incertezas correspondem a um nível de confiança de 95% (2σ) para o ^{137}Cs e ^{40}K e de 68% (1σ) para o ^{90}Sr

Data de colheita	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K
Janeiro	<0,1 (a)	<0,009 (b)	47 \pm 3
Abril	<0,1 (a)	<0,008 (b)	50 \pm 4
Julho	<0,1 (a)	0,038 \pm 0,008	48 \pm 3
Outubro	<0,1 (a)	<0,012 (b)	51 \pm 3

Tabela 40 – Valores de actividade específica, A (Bq L^{-1}), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{40}K e ^7Be em leite proveniente da Parmalat (Águas de Moura). As incertezas correspondem a um nível de confiança de 95% (2σ) para o ^{137}Cs e ^{40}K e de 68% (1σ) para o ^{90}Sr

Data de colheita	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K
Março	<0,1 (a)	<0,009 (b)	47 \pm 3
Junho	<0,1 (a)	<0,012 (b)	47 \pm 3
Setembro	<0,1 (a)	<0,015 (b)	50 \pm 3
Dezembro	<0,1 (a)	<0,012 (b)	49 \pm 4

Tabela 41 – Valores de actividade específica, A (Bq L^{-1}), dos radionuclídeos ^{137}Cs , ^{40}K e ^7Be em leite proveniente das Regiões autónomas (Madeira e Açores). As incertezas correspondem a um nível de confiança de 95% (2σ) para o ^{137}Cs e ^{40}K e de 68% (1σ) para o ^{90}Sr

Data de colheita	Local de colheita	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K
Fevereiro	Madeira	<0,1 (a)	<0,013 (b)	42 \pm 6
Junho	Madeira	<0,1 (a)	<0,015 (b)	46 \pm 7
Abril	Açores	<0,2 (a)	<0,007 (b)	53 \pm 4
Novembro	Açores	0,30 \pm 0,08	<0,012 (b)	54 \pm 3

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

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. Realizaram-se também amostragens mensais de solos no *Campus* de Sacavém do ITN (em frente à Instalação Piloto). Os locais de amostragem estão representados na Figura 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 Rádio (^{226}Ra e ^{228}Ra) e os seus descendentes.

I.6.2 Resultados e Discussão

Na Tabela 42 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 obtidos para o ^{235}U situam-se, em geral, abaixo dos valores da actividade mínima detectável. Os valores mensuráveis são da mesma ordem de grandeza da actividade mínima detectável, variando entre $2,7\pm 1,5$ e $4,0\pm 1,6$ Bq kg^{-1} , com excepção dos valores obtidos nos solos colhidos em Castro d'Aire e Amendra cujos valores são de 12 ± 2 e 14 ± 2 Bq kg^{-1} respectivamente. O ^{228}Ra , radionuclido da família radioactiva do ^{232}Th , apresenta valores que variam entre 34 ± 1 Bq kg^{-1} e 101 ± 3 Bq kg^{-1} . Os valores de actividade específica em ^{238}U (considerando-se em equilíbrio radioactivo secular com o ^{234}Th), ^{226}Ra e ^{210}Pb , radionuclidos da família natural do Urânio, são em geral baixos e da mesma ordem de grandeza, com excepção dos valores mais elevados, cerca de uma ordem de grandeza, observados para os solos colhidos em Castro d'Aire e Almendra. Isto deve-se ao facto destes solos serem provenientes de uma região com elevado fundo radiológico devido ao substrato geológico ser de origem granítica. A actividade em ^{40}K é bastante variável podendo estar relacionada com a aplicação em alguns solos de potássio como fertilizante. Os valores de actividade específica em ^{137}Cs variam de uma ordem de grandeza situando-se entre $1,2\pm 0,2$ e 41 ± 3 Bq kg^{-1} . Os valores mais elevados foram observados na região de Trás-os-Montes.

Nas Tabelas 43 estão expressos os valores de actividade específica, A (Bq kg^{-1}), dos radionuclidos naturais e artificiais detectados em solos provenientes do *Campus* do ITN (Sacavém) em frente à Instalação Piloto.

Constata-se que os valores de actividade específica em ^{238}U , (determinado a partir da actividade em ^{234}Th considerado que estão em equilíbrio radioactivo secular), com um valor médio anual de $227\pm 60 \text{ Bq kg}^{-1}$, são mais elevados do que os observados para os solos colhidos em várias regiões do país (Tabela 42). Resultados semelhantes tinham já sido reportados (Madruga *et al.*, 2006 & 2007) e podem ser explicados por os solos terem sido colhidos num local perto da antiga instalação piloto onde, nos anos 60 e 70 do século passado, se procedeu ao tratamento do minério de Urânio. Os valores obtidos para o ^{228}Ra e o ^{226}Ra são baixos e relativamente constantes para os dois locais de amostragem. O valor da actividade específica média anual em ^{210}Pb é superior ao valor obtido para o ^{226}Ra , o que indica a não existência de equilíbrio radioactivo secular entre estes dois radionuclidos. Relativamente ao ^{137}Cs o valor da actividade específica média anual, $10\pm 3 \text{ Bq kg}^{-1}$, é da mesma ordem de grandeza dos valores obtidos em solos provenientes de várias regiões do país (Tabela 42).

Tabela 42 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama em solos provenientes de várias regiões do país

Local de amostragem	²³⁵ U	²³⁸ U*	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be
<i>Évora</i>	<1,9 (a)	18 ± 3	34 ± 1	23 ± 1	28 ± 3	2,5 ± 0,5	319 ± 30	<7,0 (a)
<i>Santa Eulália</i>	<2,2 (a)	20 ± 3	56 ± 2	22 ± 1	14 ± 2	1,2 ± 0,2	1300 ± 66	<8,6 (a)
<i>Barca d'Alva</i>	2,7 ± 1,5	45 ± 6	34 ± 1	36 ± 1	35 ± 4	1,4 ± 0,2	750 ± 66	<7,3 (a)
<i>Aguieira</i>	4,0 ± 1,6	42 ± 5	41 ± 1	58 ± 2	39 ± 4	9,1 ± 0,6	669 ± 30	<5,4 (a)
<i>Castro d'Aire</i>	12 ± 2	154 ± 17	101 ± 3	195 ± 7	162 ± 12	41 ± 3	1170 ± 102	<12,6 (a)
<i>Macedo Cavaleiros</i>	<2,6 (a)	20 ± 3	48 ± 2	24 ± 1	21 ± 3	6,9 ± 0,7	638 ± 56	<7,3 (a)
<i>Almendra</i>	14 ± 2	186 ± 19	81 ± 3	238 ± 9	125 ± 10	3,7 ± 0,4	1250 ± 63	<10,4 (a)
<i>V. Nova Foz Côa</i>	<3,3 (a)	24 ± 3	66 ± 2	34 ± 1	42 ± 6	10 ± 1	898 ± 79	<14,2 (a)
<i>Alagoa</i>	<2,0 (a)	22 ± 3	36 ± 2	29 ± 1	30 ± 4	8 ± 1	274 ± 29	<6,5 (a)

(a) Actividade mínima detectável; * determinado a partir da actividade em ²³⁴Th considerado que estão em equilíbrio radioactivo secular;

Tabela 43 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de radionuclídeos naturais e artificiais emissores gama em solos provenientes do *Campus* do ITN em Sacavém (em frente à Instalação Piloto)

Data de colheita	²³⁵ U	²³⁸ U*	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be	¹³¹ I
Janeiro	21 ± 3	362 ± 35	65 ± 2	54 ± 2	112 ± 11	13 ± 1	589 ± 33	<5,1 (a)	<0,6 (a)
Fevereiro	11 ± 2	197 ± 21	71 ± 2	49 ± 2	56 ± 6	13 ± 1	646 ± 57	<7,5 (a)	<0,8 (a)
Março	14 ± 2	216 ± 22	61 ± 3	44 ± 2	61 ± 7	11 ± 1	615 ± 31	<10,1 (a)	<1,4 (a)
Abril	12 ± 2	188 ± 20	57 ± 2	43 ± 2	62 ± 6	10 ± 1	547 ± 30	<10,8 (a)	<1,0 (a)
Maió	14 ± 2	201 ± 22	52 ± 2	72 ± 2	92 ± 8	9 ± 1	515 ± 27	<8,5 (a)	<1,1 (a)
Junho	14 ± 2	199 ± 21	59 ± 2	42 ± 2	65 ± 7	10 ± 1	535 ± 28	<8,1 (a)	<1,2 (a)
Julho	12 ± 2	167 ± 17	58 ± 2	42 ± 2	44 ± 5	9 ± 1	542 ± 27	<7,2 (a)	<1,1 (a)
Agosto	12 ± 2	223 ± 24	59 ± 2	41 ± 2	57 ± 6	11 ± 1	613 ± 34	<5,2 (a)	<0,6 (a)
Setembro	19 ± 3	305 ± 30	44 ± 2	39 ± 2	90 ± 8	5 ± 1	515 ± 29	<7,0 (a)	<0,9 (a)
Outubro	15 ± 2	242 ± 25	54 ± 2	46 ± 2	76 ± 9	12 ± 1	528 ± 27	<7,9 (a)	<0,7 (a)
Novembro	9 ± 2	156 ± 17	66 ± 3	44 ± 2	83 ± 8	5 ± 1	537 ± 48	<5,0 (a)	<1,0 (a)
Dezembro	14 ± 3	269 ± 27	46 ± 2	42 ± 2	110 ± 9	9 ± 1	424 ± 64	<8,4 (a)	<0,8 (a)
Média ± σ (n=12)	14 ± 3	227 ± 60	58 ± 8	46 ± 9	76 ± 22	10 ± 3	550 ± 59	<7,6	<0,9

(a) Actividade mínima detectável; * determinado a partir da actividade em ²³⁴Th considerado que estão em equilíbrio radioactivo secular;

I.7. AVALIAÇÃO DA DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

I.7.1 Material e Métodos

Durante o ano de 2007, deu-se continuidade à avaliação da dose de radiação gama ambiental com detectores passivos termoluminescentes nos pontos de medida localizados em Bragança, Castelo Branco, Funchal, Lisboa, Penhas Douradas, Ponta Delgada, Portalegre e Vila Nova de Gaia. O valor reportado para Lisboa foi obtido a partir da média de dois pontos de medida localizados no *campus* do ITN (Cap. II.4.2.2). Durante este ano deu-se início à realização deste tipo de medidas na estação de Ponta Delgada e não houve monitorização em Beja nem em Faro devido ao encerramento das respectivas estações meteorológicas. Também não se dispõe de valores relativos ao primeiro semestre devido a uma falha no sistema de registo de dados, entretanto corrigida.

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 Vila Nova de Gaia, os dosímetros foram colocados no parque da estação meteorológica do Instituto Geofísico da Universidade do Porto. Para os efeitos mencionados neste relatório estabeleceram-se colaborações com as duas entidades mencionadas.

Durante o ano de 2007, utilizou-se a metodologia descrita anteriormente. Realizaram-se quatro campanhas de monitorização, correspondendo aproximadamente, aos quatro trimestres do ano, embora só se disponha de resultados relativamente aos dois últimos períodos pela razão acima apontada. 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 colocados 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 optimizada 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 $nSv.h^{-1}$ (ou seja, nanosievert por hora).

1.7.2 Resultados e Discussão

Na Tabela 44 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medidos nos vários pontos do País no terceiro e quarto trimestres de 2007, 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 ITN Oficinas e ITN Biblioteca com períodos de integração superiores a 60 dias (Madruga *et al.*, 2006). Na referida tabela apresentam-se também os valores médios anuais para 2007 medidos nos vários pontos do País, bem como a respectiva incerteza, calculada considerando todas as leituras individuais efectuadas nos dois trimestres. Os mesmos valores estão graficamente representados na Figura 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 2007 são ligeiramente inferiores aos reportados em 2006, excepto no caso de Penhas Douradas onde se registou um valor ligeiramente superior. Os valores medidos em

2007 e apresentados na Tabela 44 podem ser considerados valores normais, compatíveis com valores anteriormente publicados para cada uma destas regiões (Amaral, 1995).

Tabela 44 – Valores médios dos trimestres III, 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	III	IV	Ano 2007
Bragança	32±2	55±4	43±12
Castelo Branco	70±4	94±4	82±13
Funchal	32±5	24±7	28±7
Lisboa*	68±8	66±7	67±8
Penhas Douradas	171±23	193±12	182±18
Ponta Delgada	52±14	57±4	55±9
Portalegre	78±5	88±16	83±12
Vila Nova de Gaia	90±3	110±16	100±15

(*) média dos pontos ITN Oficinas e Biblioteca (Cap. II.4.2.2)

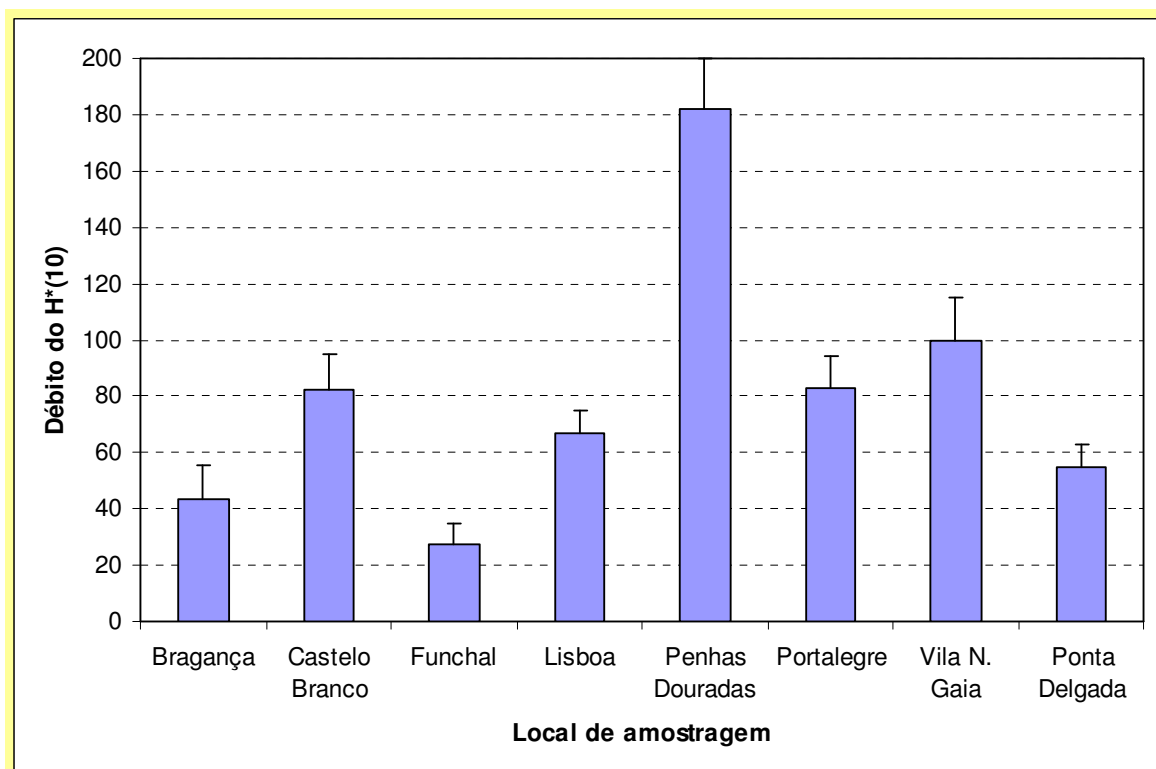


Figura 9 – Valor médio anual para 2007 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos vários pontos do País (valores expressos em nSv.h⁻¹)

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 de 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 do ^{137}Cs , ^{90}Sr e ^3H , são muito baixas e, frequentemente, abaixo dos valores da actividade mínima detectável.

O valor da dose de radiação devida à inalação e ingestão dos radionuclidos artificiais por um elemento médio da população Portuguesa é de cerca de $3 \mu\text{Sv a}^{-1}$. Este valor representa cerca de 0,3% do limite de dose para membros do público (1 mSv a^{-1}) (Directiva 96/29 EURATOM).

Os resultados do programa de 2007 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, a excepção do rio Tejo, onde os valores em ^3H na água são superiores ao valor normal do fundo radioactivo mas, apesar disso, sem significado, sob o ponto de vista dos efeitos radiológicos.

AGRADECIMENTOS

- Às Direcções Regionais de Agricultura do Continente, à Direcção Geral de Veterinária, à Inspecção Regional das Actividades Económicas dos Açores e à Secretaria Regional do Ambiente e Recursos Naturais da Madeira e à ASAE (Autoridade de Segurança Alimentar e Económica) 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;
- 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;
- Ao Instituto Geofísico da Universidade do Porto, por ter igualmente permitido a colocação e substituição periódica dos detectores TLD no respectivo parque meteorológico.

REFERÊNCIAS

- 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.
- Azaha M., Camacho-Garcia A., González-Gomes C., López-Peñalver J.J., El Bardouni T. (2003). Seasonal ⁷Be Concentrations in Near-Surface Air of Granada (Spain) in the Period 1993-2001, *Applied Radiation and Isotopes*, **59**, 159-164.
- Basic Safety Standards (96/29 EURATOM, Tables A and B), 1996
- Bouisset P., Barker E., Masson O., Gurriaran R., Cagnat X., Mekhlouche D., Aubry S., Hadjaj M., Saey L. (2004). Concentration de ¹³⁷Cs et de ⁷Be dans les Aerosols en France Métropolitaine et à Tahiti de 1959 à 2002, *Radioprotection*, Vol. 39, **3**, 367-381.
- Calvo A., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2005). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2004. Colección Informes Técnicos, 15.2005. Referencia INT-04.11, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-17.978-2006.
- Cannizzaro F., Greco G., Raneli M., Spitale M.C., Tomarchio E. (2004). Concentration Measurements of ⁷Be at Ground Level Air at Palermo, Italy – Comparison with Solar Activity over a Period of 21 years, *Journal of Environmental Radioactivity*, **72**, 259-271.
- Carvalho F.P., Madruga M.J., Oliveira J.M., Gouveia J.M., Silva L. (2004a). Radioactivity in the Northern Seas of Europe. *Radioprotecção* **2**: 118-125.
- Carvalho F.P., Madruga M. J., Oliveira J. M., Lopes I., Sequeira M. M., Ferrador G. (2004b). Qualidade Radiológica da Água para Consumo em Portugal: Águas de Superfície e Águas Subterrâneas. *11º Encontro Nacional de Saneamento Básico*, Faro, Universidade do Algarve, 12 a 15 Outubro 2004 (*Publicado em CD-ROM*).
- COM/473/EURATOM- Commission Recommendation of 8 June 2000, Official Journal of the European Commission, nº 191, 27th July 2000.
- Chu T., Wang J. (2000). Radioactive Disequilibrium of Uranium and Thorium Nuclide Series in Hot Spring and River Water from Peitou Hot Spring Basin in Taipei. *Journal of Nuclear and Radiochemical Sciences*, Vol.1, nº1: 5-10.
- Decreto-Lei nº 306/2007 de 27 de Agosto (D.R. nº164, 1ª Série). Estabelece o regime da qualidade da água destinada ao consumo humano, procedendo à revisão do Decreto-Lei

nº243/2001, de 5 de Setembro, que transpõe para o ordenamento jurídico interno a Directiva nº 98/83/CE, do Conselho. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

Dueñas C., Fernández M.C., Carretero J., Liger E., Cañete S. (2003). ^7Be and ^{210}Pb Concentrations in Air in Málaga (Spain), *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Vol. 257, **2**, 249-253.

EUR 20765 EN (2005). Environmental Radioactivity in the European Community (1996-2000), Radiation Protection Nº 141.

Gaffney J.S., Marley N.A., Cunningham M.M. (2004). Natural Radionuclides in Fine Aerosols in the Pittsburgh Area, *Atmospheric Environment*, **38**, 3191-3200.

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.

Grabowski D., Kurowski W., Muszynski W., Rubel B., Smagala G., Swietochowska J. (2000). Radioactive Contamination of Environment and Food in Poland in 1999. Raport CLOR nº140, Warsaw, ISBN 83-911821-0-X.

Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2006). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2005. Colección Informes Técnicos, 17.2006. Referencia INT-04.13, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-31.864-2007.

Heredia S., Tovar I., Castillo C., Collantes R., Carmona A., Salvador L. (2007). Programas de Vigilância Radiológica Ambiental - Resultados 2006. Colección Informes Técnicos, 19.2007. Referencia INT-04.15, Consejo de Seguridad Nuclear, Depósito legal: M-31997-2008.

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., Manolopoulou, M., Papastefanou C. (2005). Temporal Changes of ^7Be and ^{210}Pb Concentrations in Surface Air at Temperate Latitudes (40° N), *Applied Radiation and Isotopes*, **63**, 277-284.

ISO 5667-5. Water Quality-Sampling, Part 5- Guidance on Sampling of Drinking Water Used for Food and Beverage Processing, Setembro 1996.

Madruga M.J., Carvalho F.P., Reis M., Sequeira M. M., Ferrador G., Gameiro M. A., Silva L., Gouveia J., Machado L., Oliveira J.M., Lopes I., Silvino V. (2004). Vigilância Radiológica do Ambiente em Portugal. *Actas da 8ª Conferência Nacional de Ambiente*, Lisboa, 27-29 Outubro 2004.

Madruga M.J., Sequeira M.M, Ferrador G., Gameiro M.A., Reis M., Lopes I., Silva L., Gouveia J., Ramos L., Machado L., Pereira M. A., Tavares M. A., Carvalho F.P., Oliveira J.M, Libânio A. (2005). Vigilância Radiológica a Nível Nacional (Ano 2004). Relatório DPRSN, Série A, nº29/2005, ISBN 972-8660-30-8. Depósito Legal 194022/03.

Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Pinhão N., Alves, J.H., Sequeira M.M., Ferrador G., Gameiro M.A., Oliveira J.M, Libânio A., Pereira M. A., Silva, G., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Machado L., Gomes A.R., Lemos A.S., Oliveira E., Rodrigues F., Carvalhal G., Fonseca H., Novais L. (2006). Vigilância Radiológica a Nível Nacional (Ano 2005). Relatório DPRSN, Série A, nº30/2006, ISBN 972-8660-31-6. Depósito Legal 194022/03.

Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Pinhão N., Alves, J.H., Oliveira J.M, Libânio A., Silva, G., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Machado L., Gomes A.R., Lemos A.S., Oliveira E., Rodrigues F., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Novais L. (2007). Vigilância Radiológica a

Nível Nacional (Ano 2006). Relatório DPRSN, Série A, nº31/2007, ISBN 978-972-8660-32-1. Depósito Legal 194022/03.

Madruga M.J., Lemos S., Machado L. (2007b). 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., Sequeira M.M., Lopes I., Gomes A.R., Rodrigues F. (2007a). Radiocésio, Radioestrôncio e Trítio em Águas de Superfície nos Rios Tejo e Zêzere. In: Um Futuro Sustentável, Ambiente, Sociedade e Desenvolvimento, Editores C. Borrego et al, Vol.2, 624-630, ISBN 978-972-789-230-3.

Madruga M.J., Sequeira M.M., Silva L., Lopes I., Gomes A.R., Rodrigues F. (2008). Radiological Survey in Tejo River (Portugal). Proceedings of the International Conference on Radioecology & Environmental Radioactivity, Bergen, Norway, 15-20 June 2008, 249-252.

Norma Portuguesa- NP 4330, Qualidade da Água, Medida da Actividade Beta Total em Águas não Salinas, Método por Fonte Concentrada, Setembro 1996.

Norma Portuguesa- NP 4332, Qualidade da Água, Medida da Actividade Alfa Total em Águas não Salinas, Método por Fonte Concentrada, Setembro 1996.

Norma Portuguesa- NP 4362, Determinação da Concentração da Actividade em Trítio, Método de Contagem por Cintilação Líquida, Setembro 1997.

O'Keeffe M., Rehmann F-J., Coen K (2006). National Food Residue Database. Report 2006. ISBN 1 84170 462 3.

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).

Pietrzak-Flis Z., Kaminska I., Chrzanowski E. (2005). Uranium Isotopes in Public Drinking Water and Dose Assessment for Man in Poland. *Radiation Protection Dosimetry*, Vol. 113, nº1, 34-39.

RIFE-10 (2005). Radioactivity in Food and the Environment, 2004. Environmental Agency, Environment and Heritage Service, Food Standards Agency, Scottish Environment Protection Agency.

RIFE-11 (2006). Radioactivity in Food and the Environment, 2005. Environmental Agency, Environment and Heritage Service, Food Standards Agency, Scottish Environment Protection Agency.

RIFE-12 (2007). Radioactivity in Food and the Environment, 2006. Environmental Agency, Environment and Heritage Service, Food Standards Agency, Scottish Environment Protection Agency.

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.

RPII-02/2 (2002). Environmental Radioactivity Surveillance Programme 1999 and 2000, Radiological Protection Institute of Ireland.

STUK-B-TKO5 (2004). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2003, R. Mustonen ed. ISBN 951-712-891-6.

STUK-B-TKO6 (2005). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2004, R. Mustonen ed. ISBN 952-478-023-2.

STUK-B77 (2007). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2006, R. Mustonen ed. ISBN 978-952-478-232-6.

STUK-B91 (2008). Surveillance of Environmental Radiation in Finland, Annual Report 2007, R. Mustonen ed. ISBN 978-952-478-379-8.

Todorovic D., Popovic D., Djuric G., Radenkovic M. (2005). ^7Be and ^{210}Pb Concentration Ratio in Ground Level Air in Belgrade Area, *Journal of Environmental Radioactivity*, **79**, 297-307.

Von Gunten H., Surbeck H., Rossler E. (1996). Uranium Series Disequilibrium and High Thorium and Radium Enrichments in Karst Formations. *Environ. Sci. Technol.* **30**: 1268-1274.

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

Investigadores

Mário Reis
Maria José Madruga
João Alves
Romão Trindade
Nuno Pinhão

Bolseiros

Alfredo Batista
Ana Rita Gomes
Gonçalo Carvalho
Heloísa Fonseca
João Melo
Miguel Pereira

Técnicos

Luís Portugal
Albertina Libânio
Anabela Mourato
Gabriel Silva

Avençados

João Abrantes
Lídia Silva

II.1. INTRODUÇÃO

O Programa de Monitorização Radiológica Ambiental específico para o *campus* do ITN (Sacavém) teve início em 2007, embora parte dessa monitorização já estivesse a decorrer integrada no Programa de Vigilância Radiológica a Nível Nacional.

Este Programa 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 1 e 2.

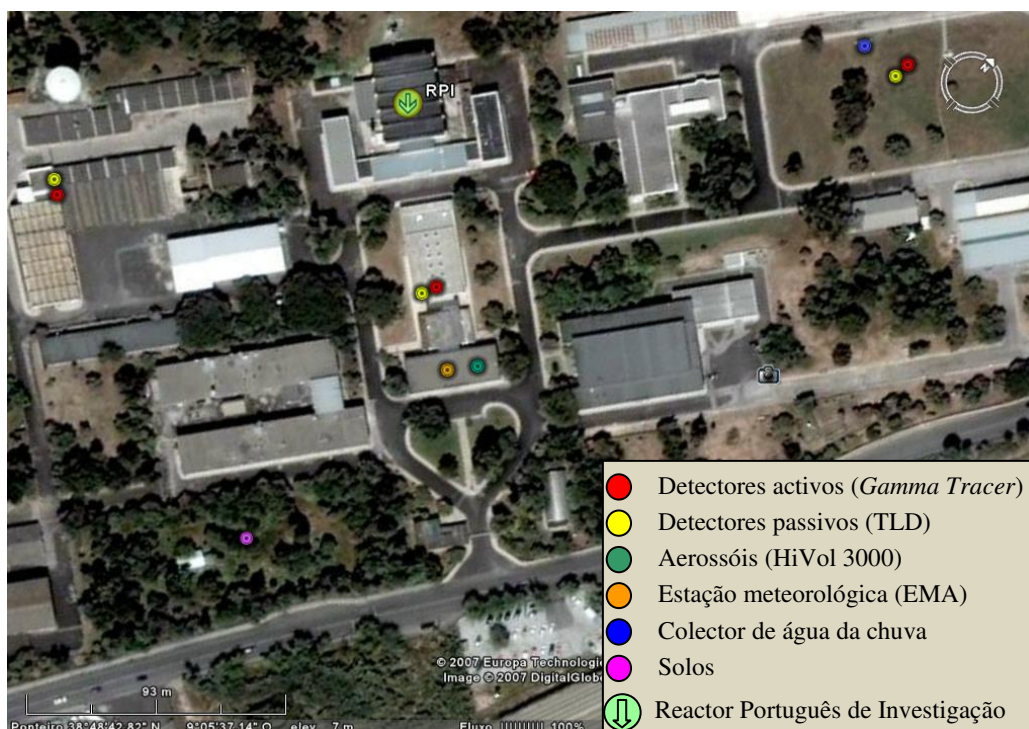


Fig. 1 – Vista geral do *campus* do ITN, indicando a localização dos pontos de amostragem



Fig. 2 – Vista da área envolvente ao ITN, incluindo a localização do ponto de amostragem de solos no exterior do *campus*.

II.2. RADIOACTIVIDADE NA ATMOSFERA

II.2.1 Aerossóis

II.2.1.1. Material e Métodos

A monitorização da radioactividade atmosférica no *campus* do ITN foi efectuada através da amostragem contínua de partículas totais em suspensão (PTS), recorrendo a um amostrador de alto volume instalado no telhado do edifício da Administração (coordenadas: 38°48'44''N – 9°05'39''W), cerca de 10 metros acima do nível do solo, e posicionado de acordo com a direcção preferencial do vento relativamente ao RPI.

O amostrador de partículas HiVol 3000, da ECOTECH, é constituído por uma bomba de alto volume e uma cabeça de aspiração com suporte para filtros de 25×20 cm. Efectua o controlo volumétrico de fluxo através de um sistema VSD (“*Variable Speed Drive*”), assegurando que o caudal pré-estabelecido ($70 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) se mantém constante ao longo de todo o período de amostragem. O volume total amostrado é corrigido para as condições de pressão e temperatura de referência, através de sensores de pressão e temperatura incorporados. Permite o armazenamento interno de dados que podem, posteriormente, ser descarregados via porta série RS-232C. O processo de recolha consiste na aspiração do ar através de um filtro, onde ficam retidas as partículas de aerossol. Os períodos de amostragem têm duração de uma semana, o que corresponde, em geral, a volumes médios de ar filtrado de $10^4 \text{ m}^3/\text{semana}$. Como substrato de recolha foram utilizados filtros Pallflex tipo EMFABTX40HI20-WW. Após cada período de amostragem os filtros são dobrados, de forma a possibilitar a obtenção de uma geometria pré-definida, sendo posteriormente analisados por espectrometria γ em detector de Ge hiperpuro (BEGE, com 50% de eficiência relativa em 1332 keV, resolução de 2,2 keV FWHM em 1332 keV e 0,860 keV FWHM em 122 keV). Os espectros resultantes são analisados com o *software* Genie 2000 (Canberra). Os sistemas de medida são periodicamente calibrados com fontes padrão (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 de calibração têm geometrias idênticas às das amostras a analisar.

II.2.1.2. Resultados e Discussão

Na Tabela 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. Na Figura II.3 representam-se graficamente esses valores.

A concentração média mensal de partículas totais em suspensão variou entre $17 \mu\text{g m}^{-3}$ (Janeiro) e $60 \mu\text{g m}^{-3}$ (Agosto).

A concentração de actividade média mensal em ^7Be variou entre $1,3\pm 0,1$ e $6,2\pm 0,4 \text{ mBq m}^{-3}$, com um valor médio anual de $4,4\pm 1,7 \text{ mBq m}^{-3}$.

Relativamente ao ^{210}Pb , a concentração da sua actividade média mensal variou entre $0,25\pm 0,03 \text{ mBq m}^{-3}$ e $1,1\pm 0,1 \text{ mBq m}^{-3}$, com um valor médio anual de $0,56\pm 0,29 \text{ mBq m}^{-3}$.

A actividade em ^{137}Cs nas partículas de aerossol foi, durante todo o ano, inferior à actividade mínima detectável ($3 \mu\text{Bq m}^{-3}$, neste caso).

Não foram detectados nos espectros relativos a amostras de aerossóis quaisquer emissores gama de origem antropogénica, pelo que se pode concluir que não houve contaminação por partículas, com origem nas fontes existentes no *campus* do ITN, através da via atmosférica.

Tabela 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 ($\mu\text{Bq m}^{-3}$)	^{210}Pb (mBq m ⁻³)	PTS ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Janeiro	1,3 \pm 0,1	< 3	0,37 \pm 0,03	17
Fevereiro	2,8 \pm 0,2	< 4	0,25 \pm 0,03	28
Março	4,5 \pm 0,3	< 3	0,33 \pm 0,04	37
Abril	5,0 \pm 0,3	< 4	0,61 \pm 0,05	34
Maio	6,0 \pm 0,4	< 4	0,52 \pm 0,05	48
Junho	4,8 \pm 0,3	< 3	0,38 \pm 0,04	32
Julho	5,9 \pm 0,4	< 3	0,39 \pm 0,04	43
Agosto	6,2 \pm 0,4	< 3	0,77 \pm 0,06	60
Setembro	5,4 \pm 0,4	< 5	1,04 \pm 0,08	58
Outubro	4,4 \pm 0,3	< 4	0,72 \pm 0,06	42
Novembro	4,5 \pm 0,3	< 4	1,1 \pm 0,1	50
Dezembro	1,3 \pm 0,1	< 3	0,26 \pm 0,03	19
Média $\pm \sigma$ (n=12)	4,4 \pm 1,7	-	0,56 \pm 0,29	39 \pm 14

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

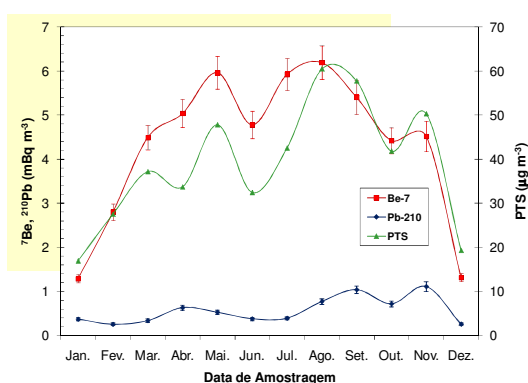


Figura 3 - Evolução da concentração de actividade em ^7Be e ^{210}Pb (mBq m⁻³) e da concentração de partículas em suspensão ($\mu\text{g m}^{-3}$) em aerossóis recolhidos no *Campus* do ITN em Sacavém

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.2.2.1.

II.2.2.2. Resultados e Discussão

Na Tabela 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 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 4 estão representados graficamente os valores dos fluxos mensais de deposição em actividade alfa e beta totais, ^7Be , ^3H e os valores de precipitação acumulada mensalmente em Sacavém.

Os valores de actividade específica em radionuclídeos naturais e, particularmente, em radionuclídeos 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 Janeiro, Fevereiro e Março. Para o ^{90}Sr e o ^{137}Cs , apenas nos meses de Janeiro e Maio, respectivamente, foram observados valores acima da actividade mínima detectável. Consequentemente, os fluxos de deposição de radionuclídeos artificiais foram extremamente baixos em 2007, o que também se ficou a dever à fraca precipitação acumulada em Sacavém ao longo do ano (406 mm).

Tabela 2 - Valores de actividade específica, A (Bq L⁻¹), de radionuclidos artificiais e naturais em água da chuva colhida em Sacavém (ITN). As incertezas correspondem a um nível de confiança de 95% (2σ) para o ⁷Be e de 68% (1σ) para os restantes radionuclidos e actividades alfa/beta totais.

Data de Colheita	³ H	Água filtrada Ø ≤ 0,45 µm					Partículas em suspensão Ø > 0,45 µm
		⁷ Be	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	Beta total	Alfa total	Beta total
Janeiro	5,0 ± 0,9	0,20 ± 0,03	(2,6 ± 0,5) x 10 ⁻³	< 0,5 x 10 ⁻³ (c)	0,040 ± 0,004	0,051 ± 0,005	0,029 ± 0,002
Fevereiro	4,4 ± 0,7	0,27 ± 0,04	< 1,3 x 10 ⁻³ (b)	< 0,5 x 10 ⁻³ (c)	< 0,010 (d)	< 0,015 (e)	< 0,02 (d)
Março	1,2 ± 0,7	(f)	(f)	(f)	0,045 ± 0,003	0,027 ± 0,005	0,07 ± 0,01
Abril	< 0,8 (a)	< 0,06	< 0,5 x 10 ⁻³ (b)	< 1,4 x 10 ⁻³ (c)	0,022 ± 0,001	0,016 ± 0,002	0,03 ± 0,01
Maio	< 0,8 (a)	0,13 ± 0,07	< 0,7 x 10 ⁻³ (b)	(0,7 ± 0,2) x 10 ⁻³	0,030 ± 0,002	0,020 ± 0,003	< 0,02 (d)
Junho	< 0,8 (a)	0,10 ± 0,06	< 1,1 x 10 ⁻³ (b)	< 0,8 x 10 ⁻³ (c)	0,023 ± 0,002	< 0,015 (e)	< 0,02 (d)
Julho	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Agosto	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Setembro	< 0,8 (a)	< 0,05	< 0,9 x 10 ⁻³ (b)	< 0,6 x 10 ⁻³ (c)	0,025 ± 0,002	< 0,015 (e)	0,022 ± 0,003
Outubro	< 0,8 (a)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)	(f)
Novembro	< 0,8 (a)	0,10 ± 0,06	< 1,4 x 10 ⁻³ (b)	< 0,8 x 10 ⁻³ (c)	0,018 ± 0,001	0,015 ± 0,002	< 0,02 (d)
Dezembro	< 0,8 (a)	0,11 ± 0,05	< 1,4 x 10 ⁻³ (b)	< 1,2 x 10 ⁻³ (c)	0,030 ± 0,001	0,024 ± 0,002	< 0,02 (d)

Actividade mínima detectável em ³H (a), ⁹⁰Sr (b), ¹³⁷Cs (c), actividade beta total (d) e actividade alfa total (e); volume de amostra insuficiente para análise (f);

Tabela 3 – Fluxos mensais de deposição atmosférica (Bq m⁻²) em Sacavém (ITN). As incertezas correspondem a um nível de confiança de 95% (2σ) para o ⁷Be e de 68% (1σ) para os restantes radionuclidos e actividades alfa/beta totais.

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	31	155 ± 28	6,2 ± 0,9	(81 ± 15) x10 ⁻³	(a)	1,2 ± 0,1	1,6 ± 0,2	0,9 ± 0,1
Fevereiro	95	418 ± 67	26 ± 4	(a)	(a)	(a)	(a)	(a)
Março	8	9,6 ± 5,6	(b)	(b)	(b)	0,36 ± 0,02	0,22 ± 0,04	0,6 ± 0,1
Abril	41	(a)	(a)	(a)	(a)	0,9 ± 0,1	0,7 ± 0,1	1,2 ± 0,4
Mai	38	(a)	4,9 ± 2,7	(a)	(27 ± 8) x10 ⁻³	1,1 ± 0,1	0,8 ± 0,1	(a)
Junho	34	(a)	3,4 ± 2,0	(a)	(a)	0,8 ± 0,1	(a)	(a)
Julho	1	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Agosto	3	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Setembro	57	(a)	(a)	(a)	(a)	1,4 ± 0,1	(a)	1,2 ± 0,2
Outubro	3	(a)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)	(b)
Novembro	53	(a)	5,3 ± 3,1	(a)	(a)	0,95 ± 0,05	0,8 ± 0,1	(a)
Dezembro	42	(a)	4,6 ± 2,1	(a)	(a)	1,26 ± 0,04	1,0 ± 0,1	(a)

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

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

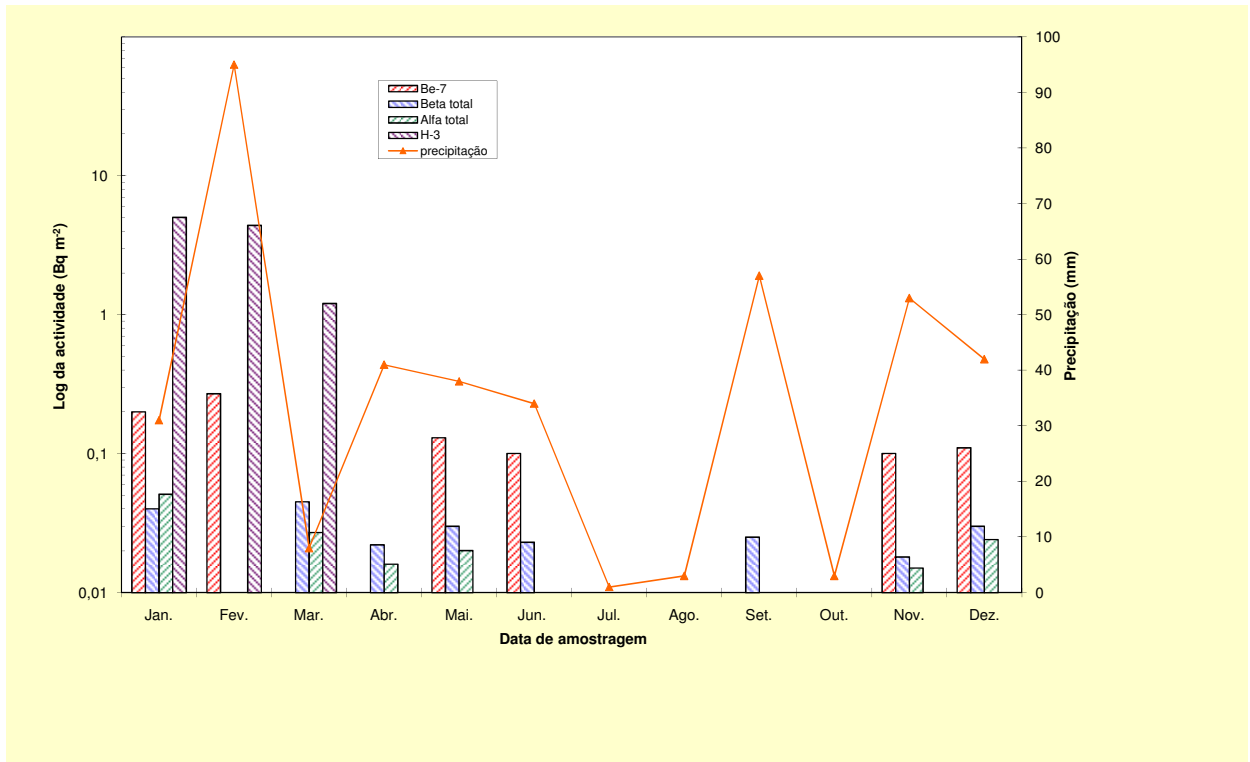


Figura 4 - Evolução dos fluxos mensais de deposição atmosférica em ${}^7\text{Be}$, ${}^3\text{H}$, actividade beta total e actividade alfa total no *campus* do ITN durante o ano de 2007

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 1) e no exterior do *campus* do ITN, nas instalações da Petrogal (Figura 2).

Os procedimentos relativos à amostragem e aos métodos analíticos utilizados encontram-se descritos no Capítulo I.6.1.

II.3.2. Resultados e Discussão

Na Tabela 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 1,6±0,8 e 11±1 Bq kg⁻¹, ou seja, correspondem a valores vestigiais, da mesma ordem de grandeza dos obtidos em diferentes regiões do país (Capítulo I), 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.

Na Tabela 5, onde se apresentam os resultados obtidos para as amostras recolhidas nas instalações da Petrogal (fora do perímetro do *campus* do ITN), os valores da actividade específica em ¹³⁷Cs são também próximos da actividade mínima detectável para este radionuclido, variando entre 0,6±0,3 e 5,2±0,6 Bq kg⁻¹. 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 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	²³⁸ U*	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be	¹³¹ I
Janeiro	1,6 ± 1,4	23 ± 3	59 ± 2	33 ± 2	44 ± 5	1,6 ± 0,8	553 ± 27	<6,6 (a)	<1,1 (a)
Fevereiro	<2,8 (a)	20 ± 3	52 ± 2	32 ± 1	49 ± 4	2,1 ± 0,5	511 ± 28	<4,7 (a)	<0,7 (a)
Março	2,8 ± 1,9	23 ± 4	54 ± 2	34 ± 1	57 ± 6	2,7 ± 0,5	570 ± 52	5,5 ± 3,7	<0,4 (a)
Abril	<3,2 (a)	21 ± 3	45 ± 2	28 ± 1	57 ± 6	2,4 ± 0,7	512 ± 46	<6,6 (a)	<0,8 (a)
Mai	1,9 ± 1,1	22 ± 3	51 ± 2	32 ± 1	42 ± 4	2,2 ± 0,5	574 ± 50	7,9 ± 3,6	<0,8 (a)
Junho	1,8 ± 1,6	22 ± 4	54 ± 2	32 ± 1	45 ± 5	2,5 ± 0,5	557 ± 50	3,9 ± 2,5	<0,6 (a)
Julho	<2,4 (a)	22 ± 3	48 ± 2	30 ± 1	37 ± 4	1,9 ± 0,8	547 ± 52	6,1 ± 5,0	<1,0 (a)
Agosto	<2,2 (a)	21 ± 4	44 ± 2	29 ± 1	67 ± 6	1,6 ± 0,6	494 ± 45	<5,2 (a)	<0,5 (a)
Setembro	4,3 ± 2,1	31 ± 4	55 ± 2	33 ± 1	87 ± 8	11 ± 1	562 ± 55	<8,8 (a)	<0,9 (a)
Outubro	1,7 ± 1,3	22 ± 3	51 ± 2	32 ± 2	44 ± 4	3,0 ± 0,4	520 ± 47	8,2 ± 2,8	<0,3 (a)
Novembro	<2,8 (a)	23 ± 3	44 ± 2	29 ± 2	56 ± 9	<1,0 (a)	485 ± 26	<6,3 (a)	<0,9 (a)
Dezembro	<2,6 (a)	24 ± 3	51 ± 2	32 ± 2	63 ± 6	2,4 ± 0,5	544 ± 49	<6,6 (a)	<0,6 (a)
Média ± σ (n=12)	<2,5	23 ± 3	51 ± 5	31 ± 2	54 ± 14	<2,9	536 ± 30	<6,4	<0,7

(a) Actividade mínima detectável; *determinado a partir da actividade em ²³⁴Th considerado que estão em equilíbrio radioactivo secular;

Tabela 5 – Valores de actividade específica, $A \pm 2\sigma$ (Bq kg⁻¹), de emissores gama naturais e artificiais em solos do *campus* da Petrolgal

Data de colheita	²³⁵ U	²³⁸ U*	²²⁸ Ra	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁷ Be	¹³¹ I
Janeiro	<2,5 (a)	20 ± 3	40 ± 2	26 ± 1	23 ± 3	<0,5 (a)	598 ± 53	6 ± 3	<0,4 (a)
Fevereiro	<1,8 (a)	15 ± 2	26 ± 1	18 ± 1	18 ± 5	1,2 ± 0,3	564 ± 30	<3,5 (a)	<0,3 (a)
Março	<2,2 (a)	14 ± 2	29 ± 1	20 ± 1	18 ± 4	0,6 ± 0,3	605 ± 33	6 ± 2	<0,3 (a)
Abril	<2,4 (a)	18 ± 3	37 ± 1	24 ± 1	30 ± 4	<0,6 (a)	575 ± 51	7 ± 3	<0,4 (a)
Maiο	1,9 ± 1,0	19 ± 3	36 ± 1	27 ± 1	28 ± 3	0,7 ± 0,4	508 ± 48	7 ± 4	<0,6 (a)
Junho	<1,9 (a)	18 ± 3	33 ± 1	24 ± 1	22 ± 4	1,1 ± 0,2	585 ± 32	10 ± 2	<0,5 (a)
Julho	<2,2 (a)	20 ± 3	40 ± 2	25 ± 1	26 ± 4	0,7 ± 0,4	565 ± 49	14 ± 5	<0,5 (a)
Agosto	<2,4 (a)	15 ± 2	29 ± 1	22 ± 1	35 ± 4	5,2 ± 0,6	583 ± 28	12 ± 5	<0,9 (a)
Setembro	<2,0 (a)	15 ± 2	29 ± 1	19 ± 1	23 ± 3	1,1 ± 0,2	623 ± 55	8 ± 2	<0,5 (a)
Outubro	<1,7 (a)	16 ± 2	31 ± 1	20 ± 1	19 ± 3	<0,6 (a)	606 ± 52	7 ± 3	<0,6 (a)
Novembro	<2,4 (a)	14 ± 4	29 ± 1	20 ± 1	22 ± 4	<0,7 (a)	584 ± 55	<6,7 (a)	<0,5 (a)
Dezembro	<2,2 (a)	11 ± 2	22 ± 1	15 ± 1	17 ± 3	<0,5 (a)	480 ± 43	<4,0 (a)	<0,4 (a)
Média ± σ (n=12)	<2,1	16 ± 3	32 ± 6	22 ± 4	23 ± 5	<1,1	573 ± 41	<7,6	<0,5

(a) Actividade mínima detectável; *determinado a partir da actividade em ²³⁴Th considerado que estão em equilíbrio radioactivo secular;

II.4. DOSE DE RADIAÇÃO GAMA AMBIENTAL

II.4.1. Detectores Activos

II.4.1.1. Material e Métodos

Durante o ano de 2007, o ITN efectuou o controlo contínuo da radiação gama ambiental, no interior do perímetro do seu *campus*, 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 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 2007, entre 78 e 143 nSv h⁻¹ no ponto localizado no telhado do edifício Biblioteca, entre 90 e 177 nSv h⁻¹ no ponto localizado junto às Oficinas, e entre 169 e 552 nSv h⁻¹ no ponto localizado frente à UPSR. Os

valores médios anuais foram de, respectivamente, 92 nSv h⁻¹, 103 nSv h⁻¹ e 206 nSv h⁻¹. Na Figura 5 apresenta-se a variação dos valores médios mensais ao longo do ano de 2007.

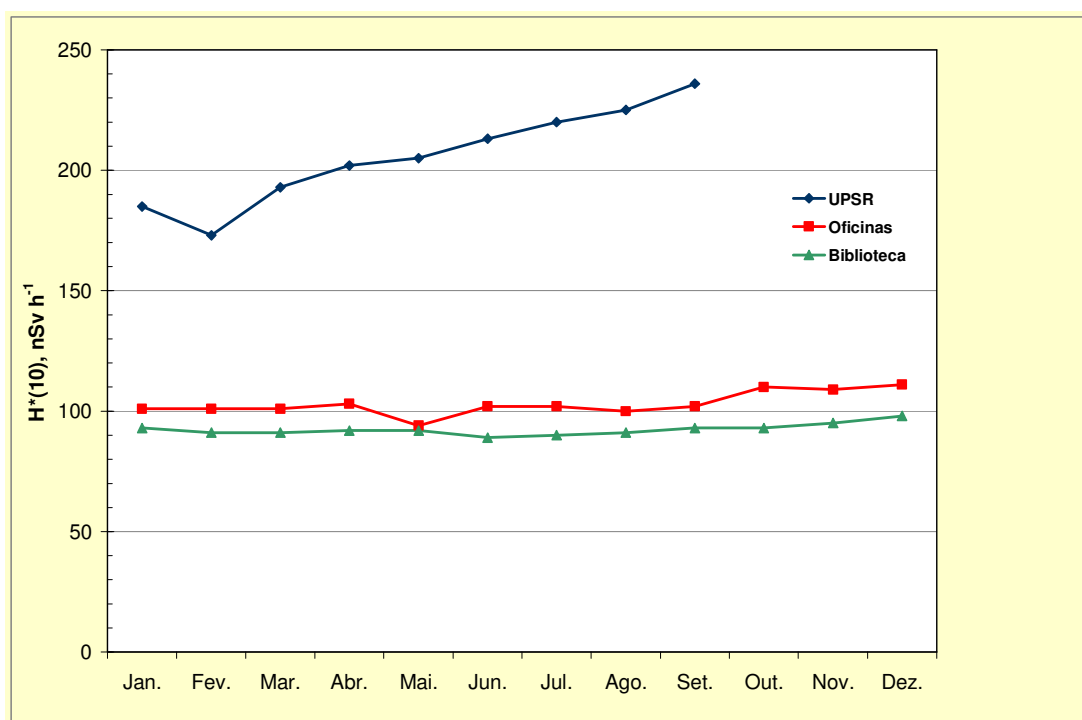


Figura 5 – Variação dos valores médios mensais do débito de equivalente de dose ambiente nos três locais de medição do *campus* do ITN (valores expressos em nSv h⁻¹)

A inexistência de valores no ponto localizado junto à UPSR para os meses de Outubro, Novembro e Dezembro deve-se ao envio da respectiva sonda para manutenção, durante esse período. Pode-se observar, através do gráfico, que os valores do débito de equivalente de dose ambiente registados pelas sondas localizadas na Biblioteca e junto às Oficinas são muito semelhantes (cerca de 100 nSv h⁻¹) e apresentam pequenas variações ao longo do ano. Pelo contrário, os valores do débito de equivalente de dose ambiente no ponto localizado junto à UPSR são cerca do dobro dos registados nos outros locais (média anual de 206 nSv h⁻¹) e parecem apresentar uma tendência de aumento ao longo do ano, que não pode, no entanto, ser confirmada devido à inexistência de valores para o último trimestre. A persistência na ocorrência de valores mais elevados neste ponto de medição deve-se, provavelmente, ao facto da sonda estar localizada na proximidade do pavilhão de armazenamento temporário de resíduos radioactivos de média e baixa actividade do ITN. Os resultados são consistentes com os obtidos em anos anteriores e com os resultados obtidos através de detectores passivos, não indiciando a ocorrência de qualquer emissão accidental.

II.4.2. Detectores Passivos

II.4.2.1. Material e Métodos

No *campus* do ITN em Sacavém, durante o ano de 2007, a dose de radiação gama ambiental foi monitorizada em três pontos de medida, designados ITN Biblioteca, ITN Oficinas e ITN DPRSN, com o mesmo tipo de dosímetros usados nas medidas realizadas no resto do País (Madruga *et al.*, 2005 & 2006). 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 dias 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 ITN DPRSN estão de facto posicionados a um metro do solo, enquanto que nos outros dois locais de medida, se encontram a um metro, 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, embora só se disponha de resultados relativamente aos trimestres III e IV devido a uma falha no sistema de registo de dados, entretanto corrigida. Por esta razão, não se dispõe de resultados relativamente aos trimestres I e II de 2007.

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 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 (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. No caso dos dosímetros colocados no ITN, os dosímetros foram distribuídos pelos respectivos pontos de medida no próprio dia em que foram preparados (*reset*) e foram lidos no mesmo dia em que foram removidos e terminou a exposição.

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).

II.4.2.2. Resultados e Discussão

Na Tabela 6 representam-se os valores médios do débito de equivalente de dose ambiente medido nos três pontos localizados no *campus* do ITN nos trimestres III e IV de 2007, 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 2007, calculados a partir dos valores trimestrais, bem como a respectiva incerteza, determinada considerando todas as medidas efectuadas. Estes valores estão também representados na Figura 6.

Tabela 6 – Valores médios do débito do equivalente de dose ambiente medido em cada ponto de medida do *campus* do ITN nos trimestres III, IV e respectiva média anual (valores expressos em $\text{nSv}\cdot\text{h}^{-1}$)

Ponto de medida	III	IV	Ano 2007
ITN Oficinas	62±4	70±5	66±7
ITN Biblioteca	74±4	62±5	68±9
ITN DPRSN	111±7	128±7	120±12

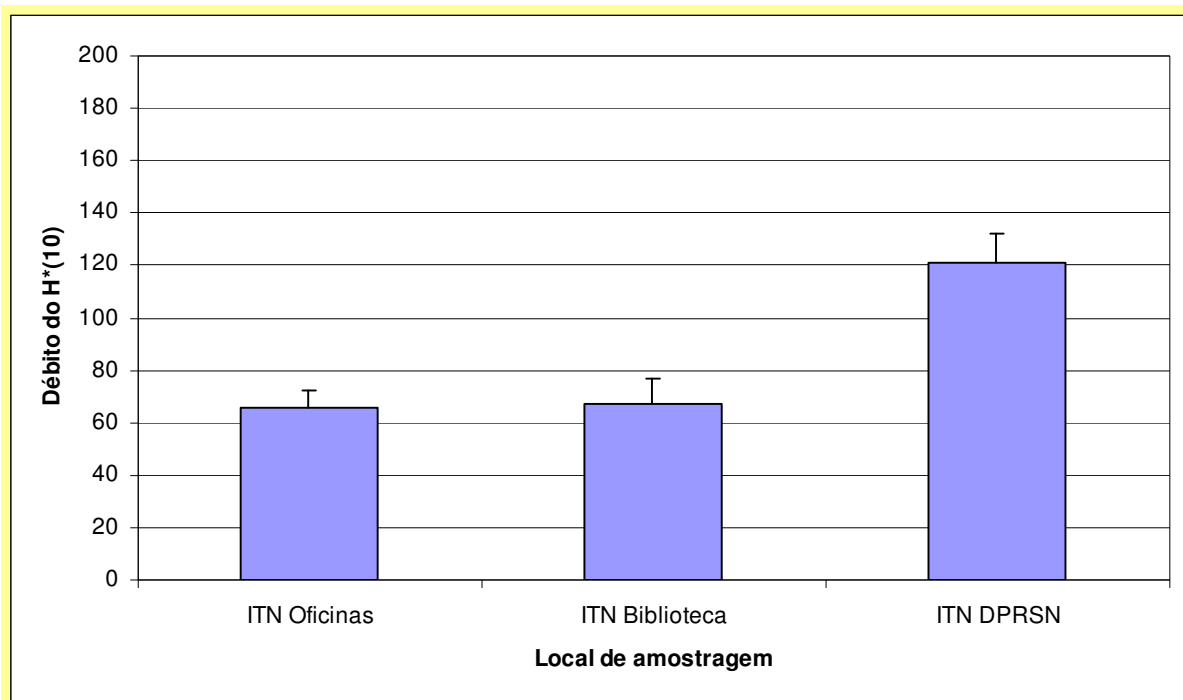


Figura 6 – Valores médios anuais para 2007 do débito de equivalente de dose ambiente medido nos três pontos de medida do *campus* do ITN (valores expressos em nSv.h⁻¹)

Tal como em anos anteriores, observa-se que os valores do débito de equivalente de dose ambiente medidos nos pontos ITN Oficinas e ITN Biblioteca são muito próximos entre si, e que os valores medidos no ponto ITN DPRSN são sistematicamente mais elevados do que os outros dois. 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 do ponto ITN DPRSN, os dosímetros estão colocados a um metro do solo, na proximidade do pavilhão de armazenamento de resíduos radioactivos de média e baixa actividade do ITN e, provavelmente, por essa razão os valores medidos são mais elevadas. De uma maneira geral, observa-se que os valores trimestrais e o valor médio anual, registados em cada ponto de medida são ligeiramente inferiores aos de anos anteriores (Madruga *et al.*, 2005 & 2006). De qualquer modo, os valores medidos em 2007 e apresentados na Tabela 6 são valores considerados normais, compatíveis com valores anteriormente publicados (Amaral, 1995).

Tomou-se como valor representativo para a região de Lisboa o valor médio das medidas realizadas nos pontos ITN Oficinas e ITN Biblioteca, com períodos de integração superiores a 60 dias, em cada trimestre.

II.5. MONITORIZAÇÃO NA FONTE

II.5.1. Descargas Líquidas

Durante o ano de 2007, o controlo dos níveis de radioactividade nos efluentes líquidos radioactivos 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, foi desactivado para remodelação integral da estação. As análises por espectrometria gama foram realizadas no Laboratório de Medida. Na Figura 7 são apresentadas as actividades totais descarregadas ao longo do ano.

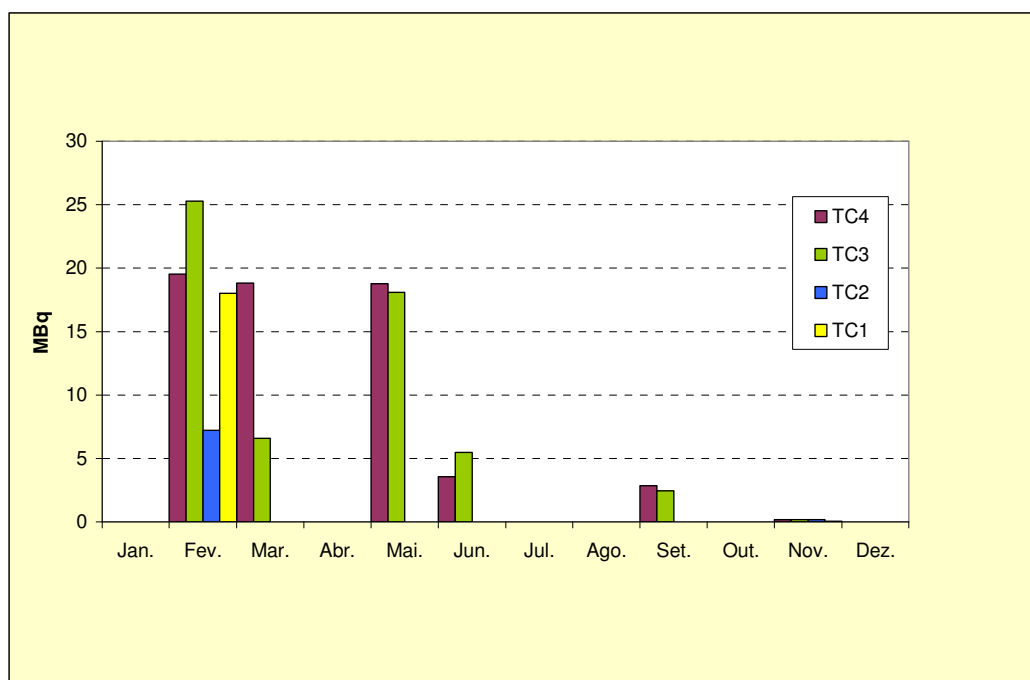


Figura 7 – Variação mensal da actividade total descarregada por tanque durante o ano de 2007

A actividade total descarregada foi de 147 MBq para um volume total de 760 m³ a que corresponde uma concentração de 193 Bq L⁻¹, bastante 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 2007, 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.

O débito de equivalente de dose ambiente, medido em contínuo através da rede de detecção gama, manteve-se ao longo de todo o ano em valores considerados normais, não indiciando a ocorrência de qualquer anomalia ou emissão accidental.

As actividades específicas nos efluentes líquidos descarregados para a ETAR situaram-se abaixo do limite de descarga em vigor no ITN.

REFERÊNCIAS

- E.M. Amaral. 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 (1995).
- J.G. Alves, J.L. Muñiz, J.M. Gómez Ros and A. Delgado. 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 (1999).
- J.G. Alves, L. Novais, S. Rangel, A. Calado. Testes para a implementação da dosimetria ambiental com detectores termoluminescentes individuais. Relatório Interno, Novembro 2006.
- J.G. Alves, L. Novais, S. Rangel. Environmental gamma radiation monitoring at ITN. In *Actas do 10th International Symposium on Radiation Physics*, Coimbra (Portugal), Setembro 2006.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Pinhão N., Alves, J.H., Oliveira J.M, Libânio A., Silva, G., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Machado L., Gomes A.R., Lemos A.S., Oliveira E., Rodrigues F., Carvalhal G., Fonseca H., Melo J., Novais L. (2007). *Vigilância Radiológica a Nível Nacional (Ano 2006)*. Relatório DPRSN, Série A, nº31/2007, ISBN 978-972-8660-32-1. Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., Carvalho F.P, Reis M., Pinhão N., Alves, J.H., Sequeira M.M., Ferrador G., Gameiro M.A., Oliveira J.M, Libânio A., Pereira M. A., Silva, G., Lopes I., Abrantes J., Silva L., Machado L., Gomes A.R., Lemos A.S., Oliveira E., Rodrigues F., Carvalhal G., Fonseca H., Novais L. (2006). *Vigilância Radiológica a Nível Nacional (Ano 2005)*. Relatório DPRSN, Série A, nº30/2006, ISBN 972-8660-31-6. Depósito Legal 194022/03.
- Madruga M.J., Sequeira M.M, Ferrador G., Gameiro M.A., Reis M., Lopes I., Silva L., Gouveia J., Ramos L., Machado L., Pereira M. A., Tavares M. A., Carvalho F.P., Oliveira J.M, Libânio A. (2005). *Vigilância Radiológica a Nível Nacional (Ano 2004)*. Relatório DPRSN, Série A, nº29/2005, ISBN 972-8660-30-8. 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 Carvalho

Técnico

João Maria Oliveira

Avençado

Margarida Malta

III.1 INTRODUÇÃO

Em Portugal entre 1908 e 2001 foram explorados 60 depósitos de minério de urânio para a produção de rádio e de urânio. Com o encerramento das actividades da Empresa Nacional de Urânio (ENU-SA) o património desta empresa pública, incluindo a responsabilidade pelos 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 198^a/2001. Mais tarde a EXMIN viria ser extinta e a actividade de remediação ambiental dos antigos sítios mineiros transferida para a EDM (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.

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 (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 financiado pela IAEA, 2001-2003). 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 perto de antigas minas de urânio e a investigação da contaminação ambiental e dos efeitos sobre a saúde pública. Constatada nessas áreas 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).

O Programa de Monitorização das zonas das antigas minas tem por finalidade permitir a determinação da radioactividade no ambiente e detectar eventuais situações de exposição da população a doses elevadas de radiações ionizantes resultantes da exposição aos resíduos das minas de urânio, afim de permitir a sua correcção.

III.2 PLANO DE MONITORIZAÇÃO

Áreas seleccionadas

Para 2007 foi elaborado um plano de monitorização ambiental que incluiu cinco áreas numeradas de a) a e) e assinaladas no mapa da Figura 1. Estas áreas são localizadas na província uranífera das Beiras, onde se situa a maioria das minas de rádio e urânio exploradas, e incluem as áreas de deposição de resíduos mineiros e do tratamento do minério mais significativos. Não seria possível monitorizar os 60 sítios das antigas explorações de urânio, aliás muitos deles de pequena dimensão e sem resíduos abandonados no local, pelo que se estabeleceram prioridades baseadas na dimensão dos coutos mineiros, volume de resíduos ali existente, e proximidade de povoações e de linhas de água (Carvalho, 2003 a, b).

As áreas seleccionadas foram:

- a) Urgeiriça (Canas de Senhorim)
- b) Quinta do Bispo-Cunha Baixa (Mangualde)
- c) Aguiar da Beira e Reboleiro (Trancoso)
- d) Castelejo (Gouveia) e Prado Velho (Guarda)
- e) Bica (Sabugal)

Para além disso, e de acordo com o plano da EDM para a remediação ambiental, em cada uma destas áreas uma mina principal poderá vir a ser utilizada como repositório dos resíduos das minas mais pequenas situadas nas cercanias (Nero *et al.*, 2005).

A execução do plano de remediação ambiental da zona da Urgeiriça foi iniciada em 2005 e concluído em 2007 pela EDM. Os trabalhos consistiram na transferência de várias escombrelas de menor volume existentes na área da Urgeiriça e sua recolocação 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 (membrana geotextil, argila, cascalho) para reduzir a dose de radiação externa e a exalação de radão para a atmosfera (EDM, 2007).

III. 3 MATERIAIS E MÉTODOS

III.3.1 Amostragem

A monitorização ambiental efectuada pelo ITN assenta na recolha de amostras para a determinação das concentrações dos radionuclidos nas áreas seleccionadas. Esta amostragem incluiu a recolha em cada área, na medida do possível, de escombros mineiros, solos, água dos cursos de água superficiais e de poços ou furos, produtos hortícolas, e de pecuária. Esta amostragem está sempre condicionada pela existência de actividades agrícolas ou pecuárias na zona, que por vezes são inexistentes. A água das redes públicas de abastecimento de água de beber foi sempre amostrada para análise nas povoações mais 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 parâmetro físico-químicos. A amostragem na totalidade dos locais aqui descritos foi efectuada em três missões de campo, com a duração de uma semana cada, realizadas em Maio, Junho e Setembro.

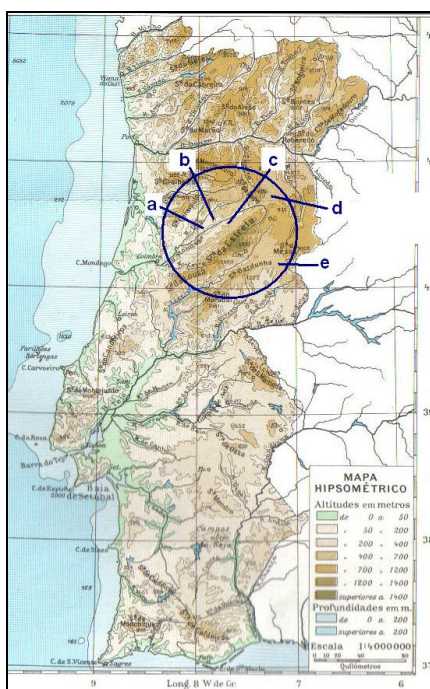


Figura 1 - Região uranífera do Centro-Norte do País e localização das áreas monitorizadas (a,b,c,d,e).

III.3.2 Preparação e análise das amostras

As amostras de água de linhas de água e poços foram filtradas no local, através de filtros de membrana com 0.45 µm de poro para a análise separada das concentrações na fase solúvel e na fase particulada. As amostras de água filtradas foram acidificadas com HNO₃ a pH<2 e transportadas em bidões de polietileno para o laboratório.

As amostras de solos e de escombros foram secas a 60° C, e peneiradas através de crivos com 63 µm de malha para separar apenas a fracção inferior a 63 µm para a análise. As amostras de produtos hortícolas, couves, alfaces, frutos, ou outros, 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).

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, 2007; Povinec et al, 2008; Richter et al., 2007).

III.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

III.4.1 Zona da Urgeiriça (Canas de Senhorim)

Na Urgeiriça funcionaram a estação a Oficina de Tratamento Químico (OTQ) do minério, incluindo moagem e lixiviação com ácido (estática e dinâmica), e a extracção do urânio com solventes orgânicos de permuta iónica. Ao longo de décadas os materiais sólidos rejeitados após a extracção do urânio foram acumulados nas bacias de decantação da chamada Barragem Velha (Figura 2 e Figura 3). As águas do processo e as escorrências da Barragem Velha, e nos últimos anos também as águas ácidas da mina da Urgeiriça, foram tratadas com adição de cloreto de bário e hidróxido de cálcio para neutralizar o ácido sulfúrico e coprecipitar o ^{226}Ra . As lamas da decantação destas águas foram e, são hoje ainda, depositadas na chamada Barragem Nova. A Ribeira da Pantanha, afluente da margem direita do Rio Mondego recebeu ao longo de muitos anos estas águas residuais, tratadas e não tratadas, libertadas pela OTQ da Urgeiriça e pela estação de neutralização das águas ácidas.

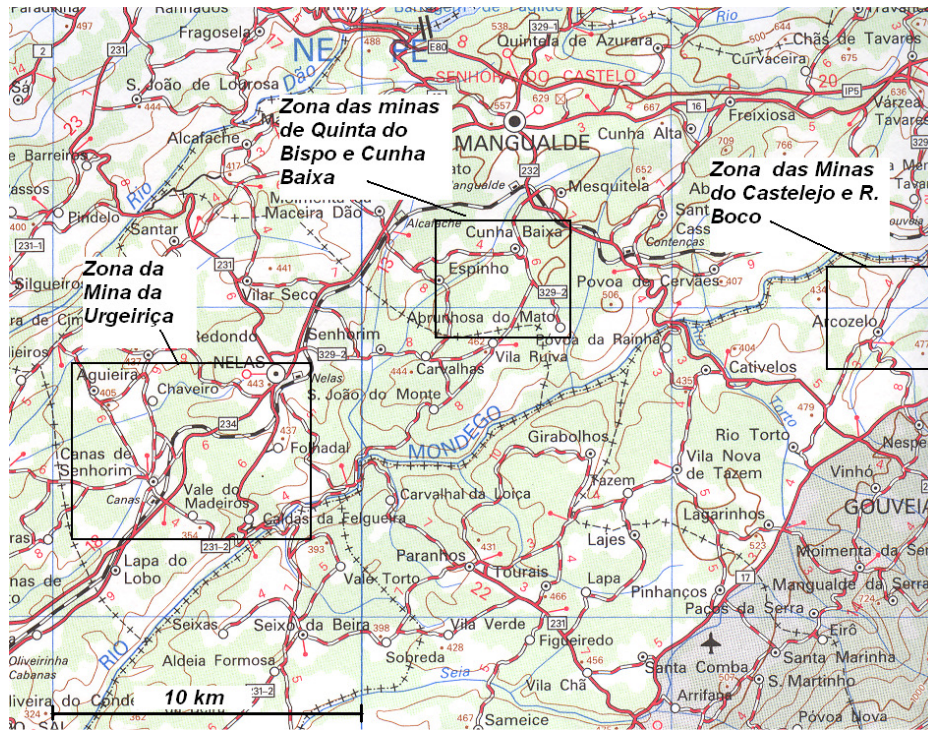


Figura 2 – Localização das Minas da Urgeiriça (Canas de Senhorim), Quinta do Bispo e Cunha Baixa (Mangualde) e Minas da zona do Casteloje (Gouveia).

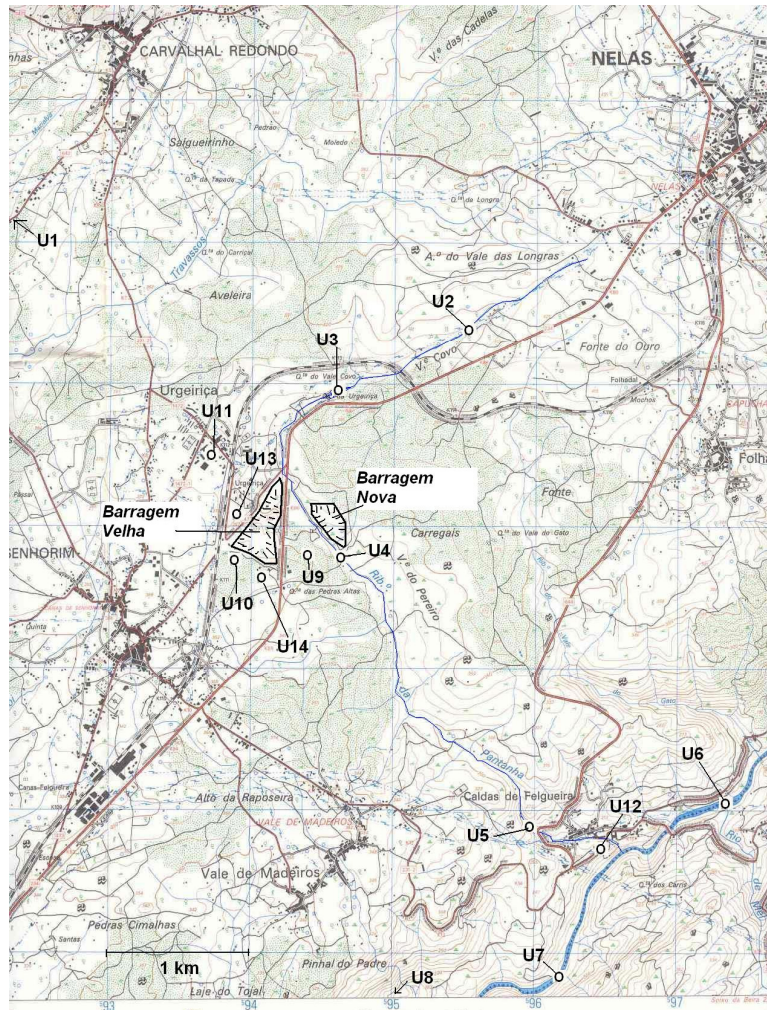


Figura 3 – Mina da Urgeiriça, escombreiras de resíduos (Barragens) e estações de amostragem.

A amostragem da zona foi efectuada em Maio e Setembro de 2007. Nas Tabelas 1 a 7 apresentam-se as concentrações de radionuclidos em solos e sedimentos, nas águas de superfície e subterrâneas e na matéria em suspensão, em produtos hortícolas e pecuários, nos aerossóis e as concentrações do radão atmosférico nesta zona.

Nos sedimentos do leito da Ribeira da Pantanha, as concentrações de urânio e seus descendentes mostram que houve acumulação de materiais proveniente do minério de urânio, sobretudo na zona das Barragens, e decrescendo dali até à confluência com o Rio Mondego onde se nota ainda a influência das descargas da Pantanha a jusante das Caldas da Felgueira (U7) (Tabela 1). As concentrações dos radionuclidos da série do Urânio em solução na água da Ribeira da Pantanha indicam o mesmo perfil de concentrações decrescendo a partir da descarga das bacias da estação de tratamento de águas da mina para jusante. Na albufeira da Barragem da Aguieira, no Rio Mondego, em Oveiro, dezenas de quilómetros a jusante, não há elevação perceptível das concentrações destes radionuclidos acima do fundo radioactivo natural (Tabela 2). A actividade específica dos radionuclidos na matéria em suspensão transportada pela Ribeira da Pantanha (Tabela 3) mostra também valores elevados na zona das Barragens dos resíduos e decréscimo para jusante ao longo da Ribeira. O transporte de radionuclidos associado à fase sólida corresponde provavelmente à re-suspensão e transporte de sedimentos contaminados do leito da Ribeira.

Os solos das hortas da Urgeiriça apresentam valores de urânio, tório-230, e rádio-226 que não são muito mais elevados que os da zona de referencia na aldeia da Aguieira (Tabela 2).

As águas para consumo humano na região da Urgeiriça/Canas de Senhorim são fornecidas pela rede pública, cuja captação está situada na Barragem de Fagilde, Rio Dão, e por poços particulares. A água da rede pública tem actividade total em conformidade com a legislação. Vários poços na zona da Urgeiriça e Canas de Senhorim apresentam elevação da acidez e de radioactividade (Tabela 2). Estas águas não são apropriadas para o consumo humano e, de resto actualmente a população já não faz uso dos poços para consumo. São, no entanto, utilizados para rega das hortas. A contaminação de águas superficiais e subterrâneas pelas escorrências e águas da Mina da Urgeiriça já fora descrita anteriormente (Carvalho et al., 2006 a, b)

Os produtos hortícolas recolhidos nesta zona, incluindo Canas de Senhorim, Caldas de Felgueira a Sul, e Aldeia da Aguieira a Norte da Urgeiriça como referencia, não indicam uma marcada elevação das concentrações de radionuclidos nos produtos de Canas de Senhorim. Observou-se no entanto que a gama de produtos recolhidos nas hortas de Canas de Senhorim, e em particular as alfaces, em geral irrigadas com o recurso a água dos poços, apresentam uma pequena elevação das concentrações de urânio em comparação com a zona de referencia da

Aldeia de Agueira (Tabela 4). Nas Caldas da Felgueira, próximo da confluência da Ribeira da Pantanha com o rio Mondego, uma horta na margem da ribeira (U12) e desde há anos regada com água da Pantanha, apresenta concentrações mais elevadas de urânio e rádio. As alfices cultivadas nessa horta, bem como o solo da mesma horta e a amostra de sedimento da Ribeira, recolhida nas proximidades, apresentam concentrações que são uma ordem de grandeza mais elevada que os produtos equivalentes das hortas de Canas de Senhorim.

Da pequena bacia hidrográfica da Ribeira da Pantanha foi recolhida e analisada uma amostra de pasto e de leite de ovelha e queijo produzido no local e cedidas por uma exploração pecuária ali existente. Os resultados indicam concentrações de nível ambiental normal, isto é, sem contaminação (Tabela 4).

As amostras de vegetação recolhidas na zona da Barragem Nova, incluindo erva-pessegueira (*Polygonum* sp.), canas (*Phragmites* sp.) e bunho (*Typha* sp.) que crescem nos terrenos húmidos das bacias, indicam que não seriam apropriadas para pastagem devido a apresentarem teores mais elevados de urânio e rádio. A área está actualmente vedada pela EDM (Tabela 5).

As poeiras em suspensão no ar de superfície, amostradas em Maio e Setembro de 2007, indicam uma subida das concentrações dos radionuclídeos associados às poeiras sobretudo para o ^{210}Pb , em comparação com análises idênticas efectuadas em 2004 (Tabela 6). Este episódio relaciona-se provavelmente com os trabalhos de transferência de escombros e obras de remediação na Barragem Velha. Este incremento da radioactividade dos aerossóis no ar de superfície foi, provavelmente, transitório.

As concentrações de radão no ar de superfície determinadas durante os períodos de Maio e Setembro de 2007, em três locais próximos e em redor da Barragem Velha, indicam alguma redução das concentrações em comparação com anos anteriores (2006), quando as escombrelas estavam a descoberto (Tabela 7). As medições de radão nesta zona continuam.

A fauna de água doce foi também amostrada no açude de Valinhos, Ribeira da Pantanha (U3), e no Rio Mondego (U7), a jusante da confluência da Pantanha. Em comparação com as concentrações de radionuclídeos medidos em peixes do Rio Cris, afluente do Rio Dão e usado como referência para a região, verificou-se uma elevação das concentrações de urânio na fauna piscícola do Mondego na zona da descarga da Ribeira da Pantanha e na fauna do açude de Valinhos (Tabela 5).

As fortes chuvadas de Maio 2007 causaram o arrastamento de grande quantidade de terras da Barragem Velha para a Ribeira da Pantanha e para o Rio Mondego. Este episódio que destruiu parte da cobertura da Barragem, então em fase de colocação, causou grande preocupação na região. A amostragem, efectuada poucos dias depois da enxurrada, e que

incluiu sedimentos depositados na Ribeira da Pantanha, mostrou no entanto que se tratava apenas de material da cobertura e não dos resíduos do urânio da Barragem Velha.

Nesta região considerámos também uma visita preliminar às antigas minas de Pinhal do Souto e da Freixiosa perto de Mangualde, e das Minas da Abrutiga e do Mondego Sul, perto de Ázere e da Barragem da Aguieira. Enquanto as duas primeiras estão abandonadas, cobertas por mato e aguardam trabalhos de remediação, a Mina da Abrutiga, explorada a céu aberto, está em fase de selagem. As amostras analisadas confirmaram a presença de resíduos mineiros com alguma radioactividade (Tabela 1).

III.4.2 Zona das minas da Cunha-Baixa e Quinta do Bispo

A Figura 4 mostra a localização destas duas importantes minas que têm volumes consideráveis de escombros depositados na superfície. Em ambas, desde há vários anos, é feito o tratamento das águas ácidas, sendo as águas tratadas lançadas nas linhas de água que drenam para a Ribeira do Castelo, um afluente da margem direita do Rio Mondego.

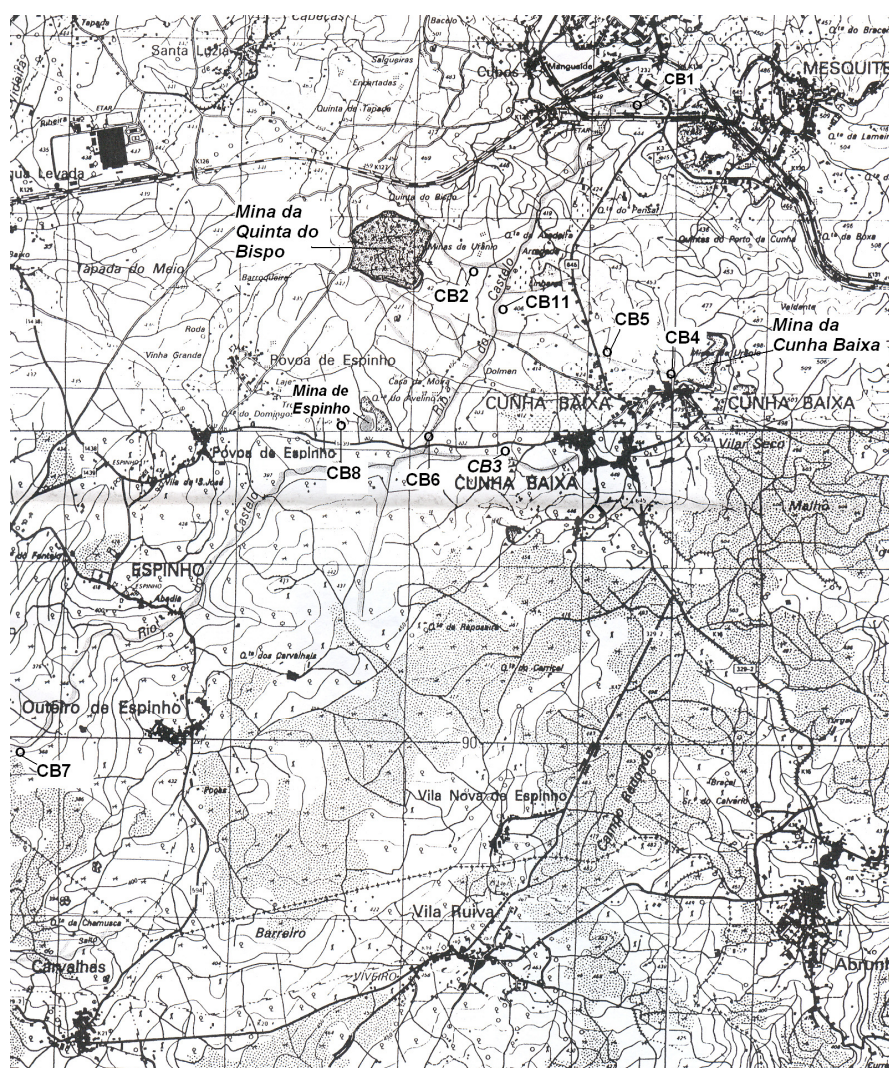


Figura 4 – Minas da Cunha Baixa e Quinta do Bispo e estações de amostragem.

A análise dos solos de hortas localizadas na proximidade das duas minas mostra que existe uma auréola de contaminação dos solos na vizinhança próxima das escombrelas.

A amostragem das águas da cratera da mina a céu aberto da Quinta do Bispo confirmou pH baixo (4.0) e elevadas concentrações de radionuclidos da série do urânio, tanto em solução como na fase particulada. Na mina da Cunha Baixa, cuja exploração foi subterrânea e a céu aberto, a água ácida é hoje bombeada da mina subterrânea para a superfície para neutralização. A descarga episódica desta água, actualmente apenas após neutralização e decantação em bacias revestidas com polietileno, infiltra-se nos terrenos e alcança a Ribeira do Castelo. As concentrações medidas na altura desta monitorização estão indicadas nas Tabelas 8 a 11. Comparando-as com a estação de referencia situada a montante das descargas destas duas minas, em Cubos, Mangualde, cujas concentrações são tomadas como fundo radioactivo não alterado, constata-se que há uma ligeira elevação da radioactividade na Ribeira causada pelas descargas das águas das duas minas.

As águas subterrâneas amostradas nos poços das hortas da região indicam contudo uma forte acidez, com pH por vezes inferior a 4, e concentrações elevadas de urânio e de rádio em solução. Esta contaminação foi causada pela infiltração de águas ácidas provenientes da mina subterrânea da Cunha Baixa e migração pelas fracturas dos granitos. Esta mancha de contaminação sub-superficial estende-se da mina da Cunha Baixa para sudoeste, na direcção da pequena várzea da Ribeira do Castelo. As concentrações de radionuclidos são particularmente elevadas nos poços de rega situados ao longo da linha de água superficial que corre da mina para a Ribeira do Castelo, e não se estende por mais de algumas dezenas de metros para cada lado da linha de água. A água destes poços não seria apropriada para consumo humano ou de gado. No presente, a população usa os poços apenas para a rega das hortas.

Os produtos hortícolas da várzea da Ribeira do Castelo foram analisados e os resultados indicam que não há contaminação significativa na maioria dos locais (Tabela 11). Contudo, nas hortas mais próximas da linha de água, como por exemplo CB4 e CB5, há transferência de radionuclidos do solo e da água de rega para alguns vegetais, sobretudo folhosos como as alfaces (Figura 4).

Uma exploração agrícola com um pomar de dimensão considerável instalou-se recentemente nos terrenos próximos da Ribeira do Castelo, sítio do Pisão (CB11). A análise de radionuclidos no solo do pomar, da água do poço de rega, e das maçãs ali produzidas não indicam transferência significativa dos radionuclidos, e do rádio-226 em particular, para os frutos. O solo desta exploração e a água usada para rega têm, aliás, concentrações relativamente baixas, inferiores até às da zona de referência, em Cubos.

Nesta zona existe ainda a cratera mineira da Mina de Espinho, um pequeno céu aberto hoje preenchido com uma lagoa (Figura 4). Na zona envolvente da cratera existem resíduos mineiros (blocos de granito) fracamente radioactivos. A propriedade agrícola mais próxima tem um abastecimento de água privado (furo artesiano e poço de rega). A água do furo (CB8) apresenta concentrações muito elevadas de ^{210}Po , excedendo os limites legais para protecção radiológica (Tabela 9). A família ali residente foi informada. Apesar da proximidade da Mina de Espinho, a origem dessa elevada radioactividade não parece estar relacionada com a extracção de urânio, sendo provavelmente devida à existência de um pequeno veio de urânio em contacto com o aquífero e de condições hidroquímicas muito particulares que permitem a dissolução do ^{210}Po sem dissolução do urânio e rádio.

III.4.3 Zona de Aguiar da Beira e Reboleiro (Trancoso)

Durante a missão de 11 a 15 de Junho 2007, foram visitados os locais das antigas minas de Maria Dónis (ou Maria Dona), Mina das Mestras em Gradiz, na região de Aguiar da Beira (Figura 5). A Mina de Maria Dónis é, na actualidade, um céu aberto preenchido por uma lagoa. A Mina das Mestras foi de lavra subterrânea. Em ambos os locais existem escombreciras cuja lixiviação pelas chuvas origina escorrecências superficiais que são recolhidas pelas linhas de água da bacia do Rio Dão e do Rio Távora, respectivamente.



Figura 5 – Localização das Minas Maria Dónis, Grupo de Minas do Reboleiro e Mina do Prado Velho

A análise dos materiais das escombrelas confirma que os teores de urânio e radionuclidos descendentes do urânio são mais elevados nos escombros abandonados que o normal para os solos da região (Tabela 12).

A água da cratera da Mina de Maria Dónis tem pH de 6.5 e concentrações apreciáveis de urânio e rádio em solução. Esta cratera foi povoada com peixes da região e uma amostra recolhida no local foi analisada. A água da Ribeira de Gradiz, que recebe as escorrencias da escombrela da mina das Mestras apresenta teores normais de radionuclidos da série do urânio (Tabela 13).

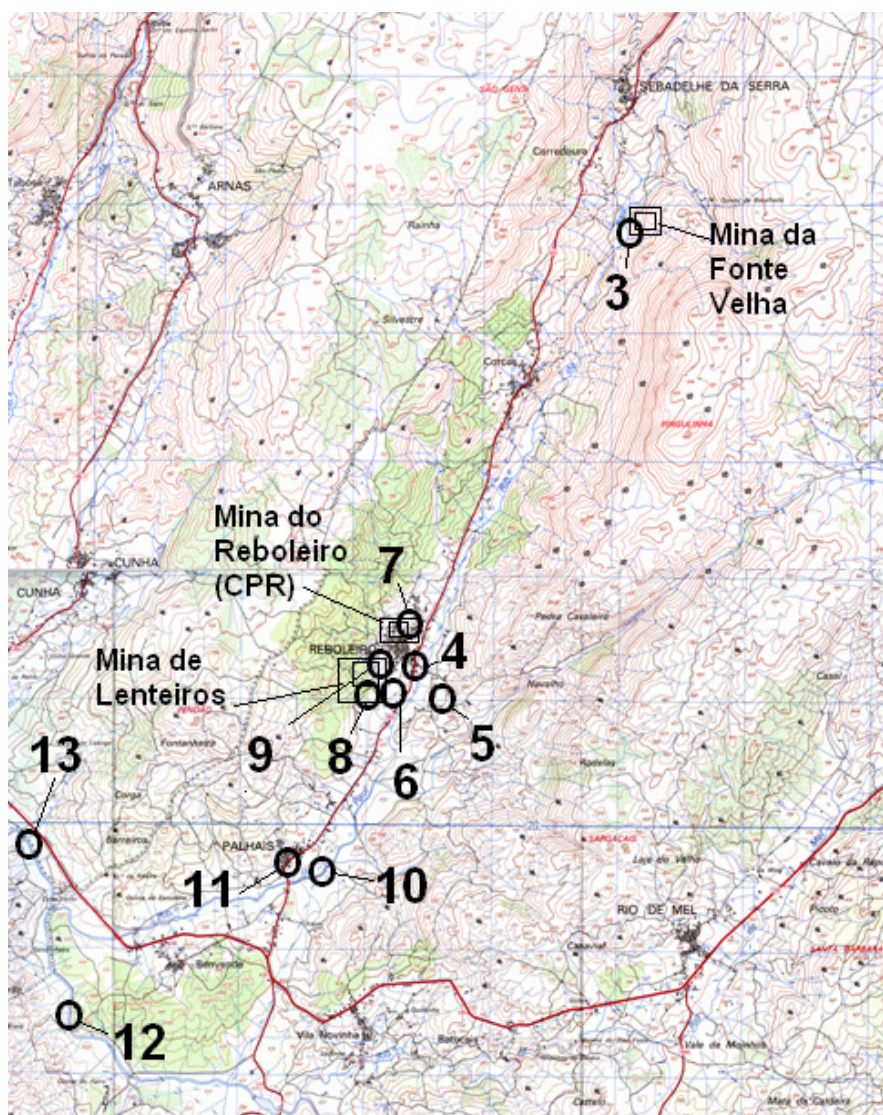


Figura 6 – Minas da zona do Reboleiro e estações de amostragem.

Próximo de Trancoso, no vale do Reboleiro, foram exploradas as minas da Fonte Velha, Corguinha dos Prazos (junto da anterior), Mina do Reboleiro (explorada pela antiga Companhia Portuguesa de Rádio), e Mina de Lenteiros (Figura 6). Todos os depósitos de urânio aqui explorados se situavam ao longo de uma falha geológica com a orientação NE-SW, que corresponde aproximadamente á orientação geográfica do vale do Reboleiro e também da

Ribeira do Paul, que drena este vale. A Ribeira do Paul é afluente da margem direita do Rio Távora e recebe as escorrências das zonas das antigas minas referidas como comprovam os elevados teores de urânio na matéria em suspensão da Ribeira do Paul (Tabela 14).

A análise dos escombros mineiros depositados em superfície confirmou a natureza e origem destes materiais. Em particular, na escombreira da Mina do Reboleiro, resultante da produção de rádio, é significativa a concentração de urânio e o desequilíbrio urânio/rádio (Tabela 12). Esta escombreira, abandonada há décadas, está hoje rodeada pelo casario e fica situada dentro da povoação do Reboleiro.

Na actualidade, em resultado da emigração e do envelhecimento da população, uma boa parte do vale não tem actividade agrícola e as hortas estão abandonadas. A amostragem restringiu-se pois, sobretudo, aos solos e sedimentos da Ribeira e águas de poços e nascentes situadas ao longo do vale.

Os solos das hortas apresentam concentrações de radionuclidos que são idênticas aos níveis medidos fora da zona destas minas. Algumas águas subterrâneas reflectem a possível existência de veios e filões menores de minério de urânio no subsolo, e não corresponderão a contaminação causada pela actividade extractiva. No entanto, essas concentrações situam-se acima dos máximos recomendados para água de consumo humano. Os respectivos proprietários foram informados e o consumo dessa água desaconselhado. Note-se que existe alternativa pois a rede de abastecimento público de água cobre a região.

Na proximidade do Reboleiro constatou-se, também, o acesso a águas subterrâneas da galeria da mina através de um antigo poço de ventilação reaberto. Esta água, usada para irrigação de hortas, não apresenta, todavia, concentrações acima dos limites permitidos para consumo (Tabela 13, amostra 9).

Os resultados das análises de produtos hortícolas da zona do Reboleiro e de amostras de peixes da lagoa da Mina Maria Dónis são apresentadas na Tabela 15. As concentrações nestas amostras de peixes são mais elevadas que nas amostras de referencia provenientes do Rio Cris, reflectindo as concentrações também mais elevadas de urânio dissolvido na água da cratera mineira.

III.4.4 Zonas do Castelejo-Gouveia e Prado Velho-Guarda

No concelho de Gouveia foram exploradas algumas minas de dimensão apreciável, designadamente a Mina do Castelejo, Mina da Ribeira do Boco, Mina do Canto do Lagar e Mina do Barroco. Todas foram exploradas a céu aberto e as crateras estão hoje preenchidas com lagoas de origem pluvial. Não há habitações nas áreas circundantes e os terrenos não são actualmente cultivados (a zona da Mina do Castelejo é reserva de caça), pelo que a amostragem se reduziu a solos, água e sedimentos.

A Mina do Castelejo foi a de maior dimensão nesta área. Tem duas lagoas, sendo a água da cratera Sul ácida (pH 4.1) e a lagoa Norte menos ácida (pH 6.0). Durante a laboração da mina e, actualmente, em caso de acumulação excessiva de águas pluviais, a lagoa Sul transborda e alimenta uma linha de água que desce para os lameiros do Vale Arinto e engrossa a Ribeira do Paço. Os resultados de análise da água das lagoas e da Ribeira do Paço, indicam concentrações relativamente baixas na fase solúvel, mas apreciáveis na matéria em suspensão (Tabelas 17 e 18).

As concentrações medidas na água das lagoas da Mina do Boco, onde não foi usado ácido sulfúrico para lixiviação *in situ*, são as mais baixas nas minas desta região (Tabelas 17 e 18). Os materiais das escombreliras desta mina, analisados anteriormente, têm teores muito baixos de urânio.

A mina do Prado Velho, perto da aldeia de Pínzio, Guarda, foi explorada a céu aberto e os escombros mineiros foram depositados e permanecem ao lado da cratera, dentro de uma área devidamente vedada e sinalizada. A água que preenche a cratera é usada para rega de hortas próximas. A lagoa da cratera mineira foi povoada com espécies piscícolas, cujas concentrações são ligeiramente aumentadas pela disponibilidade dos radionuclidos em solução (Tabela 15).

III.4.5 Zona do Sabugal

No concelho do Sabugal a última mina a encerrar foi a Mina da Bica, na década de 80 do século passado. No mesmo vale, com a orientação SW-NE, foram também exploradas as minas de Vale de Arca, Mina da Carrasca, e Mina dos Pedreiros, todas em lavra subterrânea. O vale é drenado pelas Ribeiras de Quarta-Feira e Valverdinho (Figura 7).

A amostragem incluiu a zona da aldeia de Águas Belas, situada a montante da mina de Vale de Arca, para uso como referência ou indicador do fundo radioactivo natural.

As concentrações de radionuclidos nos materiais das escombreliras, depositadas em superfície e todas em terreno de encosta, indicam um elevado potencial para contaminação ambiental com radionuclidos da série do urânio. Efectivamente, estes podem ser transportados para o vale por erosão e lixiviação das escombreliras pela água das chuvas (Tabela 19). Na actualidade, os materiais da superfície da escombrelira da mina de Vale da Arca apresentam ainda concentrações de ^{238}U de cerca de 28 KBq kg^{-1} , o que é muito apreciável.

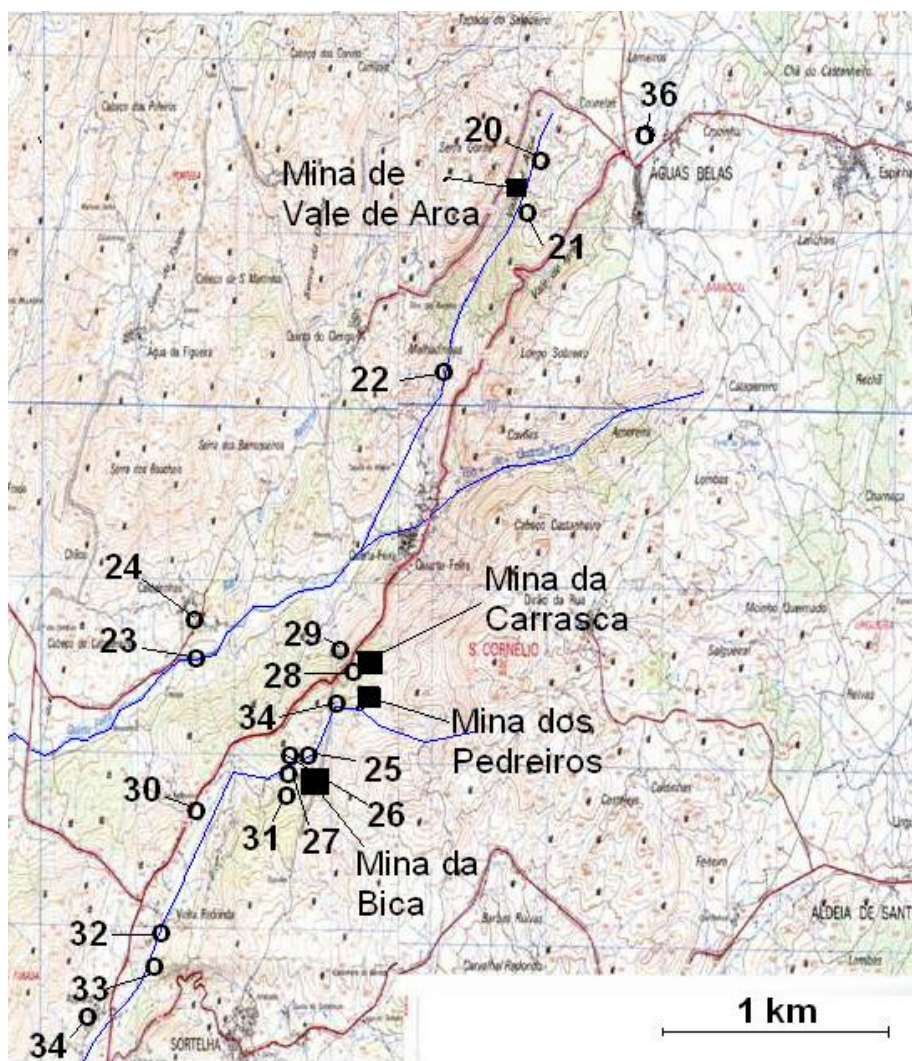


Figura 7 - Minas da zona do Sabugal e estações de amostragem

As concentrações determinadas na água da mina da Carrasca e na água da Mina da Bica (as únicas com água) indicam valores elevados. A água da Mina da Carrasca é usada para a rega de hortas. Na Mina da Bica a EDM mantém em funcionamento uma estação de tratamento de águas e vigilância sobre as escombrelas. A água da Mina da Bica é bombeada da galeria subterrânea para a superfície para tratamento de neutralização do ácido sulfúrico usado na lixiviação do minério in situ. Após o tratamento e decantação das águas ácidas da mina, o sobrenadante é lançado na Ribeira de Valverdinho e as lamas são acumuladas junto das escombrelas da Mina da Bica. Estas lamas por sua vez contêm elevadas concentrações de urânio, tório e rádio, e são também depositadas à superfície.

Os solos das hortas situadas na vizinhança das escombrelas da Mina da Bica e da Carrasca apresentam concentrações de urânio e descendentes mais elevadas que o solo de referencia de Àguas Belas (Tabela 19).

Os produtos hortícolas do vale de Quarta-feira indicam concentrações comparáveis ou apenas ligeiramente mais elevadas que as das amostras de referencia, com excepção das hortas

junto da Mina da Carrasca, irrigadas com uso da água da Mina (Tabela 20 e Tabela 21). Na região apenas os vegetais regados com água da Mina da Carrasca apresentam concentrações mais elevadas que os valores normais (Tabela 22).

III.5 CONCLUSÕES

A contaminação dos solos de hortas pode ocorrer nas proximidades das escombrelas e de linhas de água. De um modo geral não foram detectadas situações alarmantes, mas esta possibilidade, documentada em vários locais pelas análises efectuadas que indicam alguma dispersão dos radionuclidos dos resíduos mineiros, reforça a necessidade de acções de remediação ambiental (sobretudo confinamento) e monitorização da radioactividade no ambiente próximo das minas de urânio.

A contaminação das linhas de água e dos rios que receberam descargas de águas usadas, e recebem hoje ainda as escorrencias superficiais das escombrelas, está em geral registada na acumulação de radionuclidos nos sedimentos do leito (Carvalho et al., 2007 a, b, c). Apesar disso, essa contaminação atenua-se por diluição em poucos quilómetros a jusante do ponto da descarga.

A contaminação de águas subterrâneas foi detectada em alguns poços na Urgeiriça e na Cunha Baixa. Esta contaminação resultou, sobretudo, da utilização de ácido sulfúrico na lixiviação do urânio *in situ*, seguida da inundação das galerias da mina após o termo da actividade extractiva. Na actualidade continua a ser efectuado o tratamento das águas ácidas nas minas da Urgeiriça, Quinta do Bispo, Cunha Baixa e Bica, onde se acumulam, entretanto, as lamas do tratamento com elevada actividade específica de urânio e rádio.

Nas hortas situadas perto das escombrelas e minas, a transferência solo-planta dos radionuclidos da série do urânio pode ocorrer a partir dos radionuclidos acumulados no solo e presentes na água de rega em particular para o ^{226}Ra (Carvalho et al., 2008). De um modo geral, os produtos hortícolas recolhidos nas zonas de amostragem apresentam valores de concentração baixos e idênticos aos das amostras de comparação. Verificou-se a existência de algumas excepções, em particular na Urgeiriça e na Cunha-Baixa, que resultam do uso de águas e solos contaminados. Esta via de transferência dos radionuclidos merece uma atenção mais detalhada em futuros estudos na região.

As povoações das zonas mineiras estão hoje abastecidas por redes de distribuição de água potável e de qualidade controlada. No entanto, a água de abastecimentos privados (poços e furos) nalguns casos apresenta concentrações de radionuclidos que excedem os limites legais e de segurança radiológica para a água de consumo. Os proprietários foram informados e alertados. O controlo da radioactividade nas águas destas zonas irá continuar, não apenas para a protecção radiológica directa dos consumidores, mas também como forma de detectar

alterações na contaminação dos aquíferos em particular nas zonas de antigas minas subterrâneas.

A conclusão da cobertura da Barragem Velha, Urgeiriça, parece ter tido um efeito imediato na redução das concentrações de radão no ar de superfície. As medidas de radão deverão continuar para confirmar esta redução.

Não existe legislação específica em Portugal sobre as concentrações máximas de radionuclídeos toleradas em escombros mineiros e do tratamento do minério de urânio, assim como não estão aprovados valores limites de concentrações para a água de rega. A referência que pode ser tomada é, pois, a do limite de dose efectiva anual para os membros do público, resultantes da prática da exploração de urânio, isto é 1 mSv por ano (Directiva 96/29/Euratom).

A importância dos produtos locais na dieta global das populações nesta região não está determinada. A dieta é no entanto mista, consumindo-se para além dos produtos locais e regionais os produtos das redes de distribuição nacional das cadeias de supermercados.

Podemos, provisoriamente, admitir um cenário em que um membro do público consome peixe exclusivamente do Rio Mondego, a uma taxa de 1 kg de filete de barbo por semana, ou seja 52 kg por ano. Utilizando os factores de conversão recomendados pela AIEA (1996), a dose anual efectiva seria de 0.062 mSv através do consumo de peixe com a concentração do fundo radioactivo natural. Um membro do público ingerindo a mesma quantidade de peixe mas capturado no Rio Mondego junto á descarga da Ribeira da Pantanha, receberia uma dose de radiação devida aos radionuclídeos ingeridos de 0.094 mSv por ano. Isto significa que o consumo intensivo de peixe da zona mais contaminada do Rio Mondego acrescentaria 0.032 mSv/ano à dose individual devida à dieta, ou seja aumentaria de cerca de 1% a dose anual. Embora outras vias de exposição não sejam de momento consideradas aqui, o incremento de dose devido à ingestão ficará muito abaixo do limite anual de 1 mSv por ano.

Nas zonas estudadas junto de antigas minas de urânio, e nas condições actuais, não foram detectados grupos da população expostos a doses de radiação, sobretudo através do consumo de alimentos, em que seja provável exceder o limite de dose anual efectiva para membros do público. Não obstante, existem águas, solos e, sobretudo, escombros com concentrações relativamente elevadas de radionuclídeos da série do urânio e que deverão ser mantidos sob controlo institucional.

Tabela 1 – Canas de Senhorim, radioactividade em solos e sedimentos (Bq kg⁻¹ peso seco).

Local	Amostra	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Aldeia da Agueira, horta de referência	Solo	U1	264±10	12,9±1,6	263±10	282±12	307±23	283±11	99±5
Canas de Senhorim, Rib. ^a da Pantanha	Sedim.	U2	3226±96	159±8	3304±98	595±75	523±77	503±13	276±36
Canas de Senhorim, Rib. ^a da Pantanha	Sedim.	U3	3752±108	182±8	3798±109	3587±130	2826±228	2888±137	138±6
Canas de Senhorim, Rib. ^a da Pantanha	Sedim.	U4	3173±89	145±6	3313±92	5590±278	5636±479	5525±292	280±15
Canas de Senhorim, Rib. ^a da Pantanha	Sedim.	U5	4429±124	215±8	4612±129	5493±265	4186±312	4203±202	247±13
Rio Mondego	Sedim.	U6	437±15	19,8±2,1	428±15	381±19	485±38	444±11	294±15
Rio Mondego	Sedim.	U7	939±30	36,9±2,9	912±29	1680±99	794±57	651±16	211±14
Rio Mondego, Barragem da Agueira, Oveiro	Sedim.	U8	158±5	6,1±0,7	155±4	227±12	170±16	132±6	136±8
Canas de Senhorim, horta	Solo	U9	367±14	17,3±2,1	361±14	262±16	185±20	152±4	129±8
Canas de Senhorim, horta	Solo	U10	460±17	22,2±2,3	482±17	474±26	543±22	692±18	154±9
Canas de Senhorim, horta	Solo	U11	322±8	15,8±0,8	314±7	347±20	297±28	281±11	282±17
Caldas da Felgueira, horta	Solo	U12	4948±200	292±18	4644±188	951±48	606±39	496±18	230±12
Caldas da Felgueira, Rib. ^a da Pantanha ¹	Sedim.	U12	2348±68	111±6	2517±72	7969±566	5115±428	6221±326	104±9
Mina da Abrutiga	Escomb.		3307±85	163±7	3182±82	2397±117	3644±200	2975±107	44,2±3,1
Mina da Freixiosa, horta	Solo		4085±119	186±9	3923±115	4546±307	8039±1143	4156±120	92±8
Barragem Nova, bacia inferior	Lamas		17646±769	758±46	17187±750	17743±790	8954±1054	10179±316	79,6±4,9
Barragem Nova, bacia superior	Lamas		14933±634	688±40	14666±623	7432±370	1293±62	625±26	42,3±3,4
Mina de Mondego sul	Lama	#9	3842±99	179±7	3780±98	2724±126	2402±164	2425±76	52,2±3,3

Solo- solo de horta; Sedim. – sedimento do leito da Ribeira; Escomb. – escombros da mina; Lamas – Lamas de tratamento das águas ácidas; ¹ 26/07/07.

Tabela 2 – Canas de Senhorim, concentração de radionuclídeos dissolvidos na água (mBq L⁻¹).

Local	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Canas de Senhorim	Rede Pub.	26,1±1,2	1,5±0,2	31,2±1,3	0,12±0,02	9,9±1,3	13,8±0,5	7,0±0,2	0,04±0,02
Aldeia da Aguieira, horta de referência	U1	80,4±2,5	3,9±0,3	73,3±2,3	0,12±0,02	97,6±11,3	61,6±1,8	6,6±0,2	0,020±0,009
Canas de Senhorim, Rib. ^a da Pantanha	U2	37,4±1,3	2,0±0,2	40,6±1,4	1,06±0,09	7,6±2,8	11,4±0,5	1,98±0,08	0,03±0,01
Canas de Senhorim, Rib. ^a da Pantanha	U3	136±4	6,4±0,4	135±4	2,3±0,2	13±1,2	19,3±0,7	7,4±0,3	0,05±0,01
Canas de Senhorim, Rib. ^a da Pantanha	U4	1035±29	48,3±1,7	1026±29	1,0±0,1	45,8±4	6,0±0,3	0,96±0,06	<1,2E-3
Canas de Senhorim, Rib. ^a da Pantanha	U5	205±6,0	9,4±0,5	208±6	1,0±0,1	108±10	5,3±0,3	2,1±0,3	0,06±0,02
Rio Mondego	U6	5,0±0,2	0,21±0,03	5,2±0,2	0,9±0,1	3,5±0,4	6,7±0,3	1,5±0,1	0,10±0,03
Rio Mondego	U7	9,3±0,3	0,46±0,04	9,8±0,3	0,8±0,2	7,5±0,5	6,3±0,3	1,88±0,09	0,06±0,06
Rio Mondego, Barragem da Aguieira, Oveiro	U8	3,8±0,2	0,18±0,03	3,8±0,2	1,5±0,2	16,4±1,8	8,5±0,5	4,2±0,1	0,24±0,06
Canas de Senhorim, poço	U9	61,9±1,5	2,7±0,1	68,1±1,6	1,7±0,1	26,3±1,6	37,9±1,3	8,6±0,2	0,20±0,04
Canas de Senhorim, poço	U10	9,8±0,3	0,48±0,05	10,9±0,3	1,8±0,1	29,4±2,1	23,4±0,8	12,7±0,4	0,32±0,05
Canas de Senhorim, poço	U11	74,2±1,7	3,5±0,2	79,4±1,8	1,9±0,2	111±8	93,1±2,4	1,64±0,03	0,38±0,06
Rib. Pantanha ¹	U12	373±10	16,8±0,7	371±10	4,6±0,2	153±8	26,1±0,7	5,5±0,3	0,17±0,03
Mina de Mondego sul		1292±35	59,2±1,9	1173±32	2,0±0,3	84,4±11,9	238±9	2,7±0,1	0,86±0,19
Rio Mondego, Barragem da Aguieira		14,4±0,4	0,66±0,05	13,7±0,3	1,5±0,1	88,6±7,9	20,5±1,3	3,4±0,1	0,26±0,05
Mina da Freixiosa, poço		62,8±2,0	2,7±0,2	62,2±2	2,6±0,2	155±18	111±3	1,0±0,05	0,32±0,05

¹ 26/07/07

Tabela 3 – Canas de Senhorim, actividade específica de radionuclídeos nas partículas em suspensão (Bq kg⁻¹ peso seco) .

Local	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Aldeia da Agueira, horta de referência	U1	28241±801	1284±69	28301±803	1781±91	4427±289	84502±2933	6950±226	103±13
Canas de Senhorim, Rib. ^a da Pantanha	U2	6359±241	260±35	6454±244	1171±74	4934±387	13925±475	6532±294	267±29
Canas de Senhorim, Rib. ^a da Pantanha	U3	12389±471	825±73	11954±457	1208±80	2658±267	10247±330	5536±230	59±12
Canas de Senhorim, Rib. ^a da Pantanha	U4	69559±3535	3438±189	66319±3371	2387±119	379±61	550±18	754±26	16±2
Canas de Senhorim, Rib. ^a da Pantanha	U5	37108±1027	1759±73	37050±1026	3923±205	3147±276	4634±167	6413±221	201±18
Rio Mondego	U6	761±44	36±8	731±43	440±38	3600±348	1513±82	1091±51	52±12
Rio Mondego	U7	999±30	47±4	990±30	364±18	3304±290	846±27	756±33	40±4
Rio Mondego, Barragem da Agueira, Oveiro	U8	524±28	32±6	551±28	213±16	4826±482	1547±111	1314±59	84±9
Canas de Senhorim, poço	U9	3338±101	135±13	3636±108	414±22	5989±349	7437±268	3366±130	65±6
Canas de Senhorim, poço	U10	1619±66	68±11	1673±67	907±46	15186±1290	-	4150±144	124±12
Canas de Senhorim, poço	U11	10326±254	516±29	10171±251	1128±62	16325±1077	-	3425±130	121±15
Rib. ^a da Pantanha ¹	U12	4884±107	233±8	4916±107	1805±74	1704±138	3132±125	3373±112	21±2
Mina de Mondego sul		393002±8520	18560±585	365475±7945	28594±1865	153780±13252	227606±10145	435664±13766	1299±215
Rio Mondego, Barragem da Agueira		4733±120	210±14	4661±118	2365±99	12810±818	6970±339	4930±174	91±9
Mina da Freixiosa, poço		5856±146	244±16	5549±140	532±97	12801±820	77521±2780	11385±359	35±28

¹ 26/07/07

Tabela 4 – Canas de Senhorim, radioactividade em vegetais e outros alimentos (Bq kg⁻¹ peso fresco).

Designação	Ind.	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Alfaces ¹	U1	0,03	0,20±0,01	0,010±0,002	0,20±0,01	0,19±0,01	2,4±0,2	0,33±0,02	0,109±0,006	0,04±0,003
Alfaces ¹	U9	0,04	0,22±0,01	0,010±0,002	0,24±0,01	0,15±0,01	0,87±0,06	0,34±0,01	0,129±0,007	0,05±0,007
Alfaces	U11	0,04	0,076±0,004	0,0022±0,0006	0,079±0,004	0,067±0,011	0,29±0,04	0,34±0,1	0,121±0,004	0,038±0,007
Pasto, ovil		0,26	0,251±0,009	0,012±0,002	0,244±0,009	0,33±0,02	3,5±0,3	1,63±0,05	0,176±0,008	0,107±0,008
Leite (Bq/L)		0,22	0,038±0,002	0,0020±0,0004	0,039±0,002	0,058±0,006	0,26±0,01	0,100±0,007	0,014±0,001	0,010±0,002
Queijo.		0,79	0,109±0,006	0,0027±0,0009	0,097±0,006	0,33±0,03	0,91±0,05	0,43±0,02	0,34±0,01	0,2±0,02
Alfaces ²	U1	0,11	0,26±0,009	0,018±0,002	0,259±0,009	0,25±0,01	0,98±0,09	0,32±0,01	0,050±0,004	0,088±0,007
Alfaces ²	U9	0,09	0,63±0,02	0,031±0,003	0,63±0,02	0,60±0,03	0,65±0,05	0,73±0,03	0,23±0,005	0,28±0,01
Alfaces	U10	0,19	1,07±0,05	0,045±0,008	1,17±0,05	2,0±0,1	4,5±0,4	2,49±0,08	2,45±0,07	0,34±0,02
Alfaces	U12	0,15	18,4±0,5	0,90±0,05	18,2±0,5	4,3±0,2	4,4±0,5	2,37±0,07	1,56±0,07	0,64±0,04
Cebolas	U9	0,10	0,0034±0,0004	6,70E-06±8,90E-07	0,0032±0,0004	0,0019±0,0004	0,090±0,005	-	-	0,0011±0,0004
Tomate	U9	0,07	0,0097±0,0009	0,0008±0,0003	0,012±0,001	0,010±0,001	0,049±0,004	0,039±0,002	0,026±0,002	0,0003±0,0001
Tomate	U10	0,11	0,015±0,001	0,0014±0,0006	0,016±0,001	0,0064±0,0010	0,23±0,02	0,062±0,004	0,042±0,002	0,0013±0,0004
Tomate	U11	0,06	0,013±0,001	0,0006±0,0003	0,011±0,001	0,0068±0,0007	0,070±0,007	0,021±0,002	0,0017±0,0001	0,009±0,001
Tomate	U12	0,08	0,020±0,001	0,0007±0,0002	0,022±0,001	0,0048±0,0006	0,070±0,004	0,018±0,002	0,0032±0,0002	<0,002
Cebolas	U10	0,11	0,0050±0,0004	0,00021±0,00009	0,0058±0,0004	0,0029±0,0004	0,510±0,03	0,03±0,002	0,0037±0,0002	0,0046±0,0008
Cebolas	U11	0,09	0,0049±0,0003	0,00022±0,00006	0,0047±0,0003	0,0034±0,0004	0,150±0,01	0,024±0,002	0,13±0,005	0,0016±0,0003
Pepino	U11	0,05	0,0031±0,0002	0,0004±0,0001	0,0027±0,0002	0,0008±0,0003	0,016±0,001	0,009±0,001	0,0026±0,0003	0,0003±0,0002
Pepino	U12	0,11	0,034±0,001	0,0016±0,0002	0,033±0,001	0,068±0,033	0,106±0,009	0,025±0,002	0,0069±0,0005	0,016±0,014
Pepino	U11	0,04	0,0045±0,0004	0,00014±0,00007	0,0037±0,0004	0,0039±0,0004	0,087±0,007	0,126±0,005	0,10±0,01	0,00030±0,00009
Favas	U11	0,28	0,0024±0,0003	0,0003±0,0002	0,0019±0,0003	0,006±0,001	0,45±0,03	0,030±0,002	0,0030±0,0004	0,007±0,002
Couves	U11	0,14	0,037±0,004	0,0031±0,0009	0,032±0,003	0,028±0,003	1,7±0,1	0,49±0,02	0,0074±0,0003	0,021±0,002
Batatas	U11	0,19	0,0049±0,0007	0,00019±0,00018	0,0053±0,0008	<0,005±0,13	0,13±0,01	0,033±0,002	0,0064±0,0008	<0,003
Laranjas	U11	0,14	0,0080±0,0008	0,0010±0,0003	0,0081±0,0007	0,010±0,001	0,62±0,04	0,040±0,006	0,023±0,002	0,0016±0,0004
Ameixas	U11	0,13	0,0058±0,0006	0,0010±0,0003	0,0056±0,0006	0,0007±0,0001	0,079±0,006	0,12±0,007	0,0061±0,0003	0,0011±0,0002

¹ 25/05/07; ² 27/07/07

Tabela 5 – Canas de Senhorim, radioactividade em vegetais e alimentos (Bq kg⁻¹ peso fresco).

Designação	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Mús. Barbos R.Mond.	0,22	0,254±0,009	0,010±0,001	0,255±0,009	<0,03	0,16±0,02	0,21±0,02	8,99±0,03	<0,002
Mús. Barbos R. Cris	0,22	0,011±0,001	0,0006±0,0003	0,012±0,001	0,0018±0,0006	0,079±0,009	0,34±0,01	0,77±0,06	0,0037±0,0018
Mús. Bogas R. Cris	0,23	0,048±0,005	0,0024±0,0009	0,058±0,005	0,028±0,008	0,32±0,04	0,18±0,02	0,53±0,05	0,015±0,006
Mús. Achigã Valinhos	0,23	0,53±0,02	0,026±0,003	0,52±0,02	0,22±0,002	0,88±0,04	1,37±0,06	27,62±0,69	0,0005±0,0004
Erva - pessegueira, B. Nova	0,20	12,4±0,3	0,56±0,02	12,0±0,3	2,0±0,1	3,5±0,2	5,08±0,12	2,12±0,08	0,08±0,01
Canas,caule,B.Nova	0,71	0,96±0,03	0,048±0,006	1,01±0,03	0,26±0,03	2,0±0,1	4,01±0,12	4,6±0,03	0,006±0,003
Canas,folhas,B.Nova	0,55	1,77±0,06	0,09±0,01	1,68±0,06	1,5±0,1	37,2±3,1	8,82±0,23	4,87±0,22	0,04±0,02
Bunho,caule,B. Nova	0,28	0,80±0,02	0,033±0,003	0,76±0,02	0,20±0,02	0,40±0,02	0,72±0,03	1,28±0,04	0,005±0,002
Bunho,fruto,B. Nova	0,44	0,38±0,01	0,017±0,001	0,39±0,01	0,23±0,02	0,49±0,04	0,69±0,03	0,79±0,05	0,018±0,006
Bunho,folhas,B.Nova	0,25	1,90±0,05	0,077±0,006	1,94±0,05	0,39±0,02	0,89±0,04	2,56±0,08	1,13±0,03	0,022±0,004
Agrião, Freixiosa	0,06	25,7±0,7	1,19±0,04	25,1±0,7	18,6±0,9	12,6±0,9	12,8±1,1	40,3±2,9	0,90±0,05

Mús. – Músculo

Tabela 6 – Canas de Senhorim, radioactividade em aerossóis.

Local	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th
Bq kg ⁻¹								
21-23.5.2007								
Quinta Abetos	628±28	32±5	663±29	449±17	3499±338	10121±327	3329±164	207±9
Casal de São José	220±7	14±1	220±7	101±9	533±152	7359±234	716±33	46±5
17-21.9.2007								
Quinta Abetos	172±5	8,0±0,7	181±5	123±17	582±124	8139±251	546±24	18±4
Casal de São José	80±2	3,6±0,3	80±2	63±6	461±75	22339±694	894±121	14±2
μBq m ⁻³								
21-23.5.2007								
Quinta Abetos	33,6±1,5	1,7±0,3	35,5±1,5	24,0±0,9	187±18	542±18	178±8	11,1±0,05
Casal de São José	21,1±0,7	1,4±0,1	21,2±0,7	9,7±0,8	51,2±14,6	706±22	68±3	4,5±0,5
17-21.9.2007								
Quinta Abetos	17,2±0,6	0,80±0,07	18,1±0,5	12,4±0,2	58,3±12,4	816±25	55±2	1,8±0,4
Casal de São José	5,0±0,1	0,23±0,02	5,0±0,1	4,0±0,4	29,0±4,7	1407±44	57±8	0,88±0,15
Local	^{238}U	^{235}U	^{234}U	^{230}Th	^{210}Pb	^{210}Po	^{232}Th	^{228}Th
Bq kg ⁻¹								
31.5 - 04.06.2004								
Jardim escola-Urgeiriça	405 ± 22	14,5 ± 3,1	429 ± 23	190 ± 14	6409 ± 273	3746 ± 129	113 ± 9	101 ± 6
Bombeiros- C.Senhorim	274 ± 10	12,6 ± 1,6	287 ± 11	128 ± 14	3884 ± 173	4775 ± 268	78 ± 10	36 ± 4
Quinta dos Abetos	275 ± 10	13,7 ± 1,6	278 ± 11	140 ± 12	2568 ± 118	1507 ± 87	79 ± 8	28 ± 2
Casal de S. José	224 ± 15	10,7 ± 2,5	227 ± 15	165 ± 10	2897 ± 142	5704 ± 308	87 ± 6	120 ± 6
μBq m ³⁻¹								
31.5 - 04.06.2004								
Jardim escola-Urgeiriça	18,2 ± 1,0	0,64 ± 0,14	19,2 ± 1,0	8,6 ± 0,6	291 ± 12	170 ± 6	5,1 ± 0,4	4,6 ± 0,3
Bombeiros-C.Senhorim	13,9 ± 0,5	0,63 ± 0,08	14,5 ± 0,6	6,5 ± 0,7	198 ± 9	243 ± 14	4,0 ± 0,5	1,8 ± 0,2
Quinta dos Abetos	22,9 ± 0,9	1,1 ± 0,1	23,1 ± 0,9	11,7 ± 1,0	216 ± 10	126 ± 7	6,7 ± 0,7	2,3 ± 0,2
Casal de S. José	9,5 ± 0,6	0,45 ± 0,11	9,6 ± 0,6	7,0 ± 0,4	123 ± 6	243 ± 13	3,7 ± 0,2	5,1 ± 0,3

Tabela 7 – Canas de Senhorim, concentração de radão (^{222}Rn) no ar exterior, cerca de 2 m acima do solo.

Local	Quinta dos Abetos U13 (NW da Barragem Velha)	Casal São José U14 (Sul da Barragem Velha)	Vale Escuro U10 (Sul da Barragem Velha)
Data		16 – 28 Janeiro de 2006	
Média (Bq m^{-3})		180	
Mínimo-Máximo (Bq m^{-3})		0 – 527	
Data	21 – 23 Maio de 2007	21 – 23 de Maio de 2007	21 – 27 de Maio de 2007
Média (Bq m^{-3})	43	37	39
Mínimo-Máximo (Bq m^{-3})	23 – 107	3 – 114	3 – 132
Data	3 – 30 Setembro de 2007		1 Julho – 21 Setembro de 2007
Média (Bq m^{-3})	38		49
Mínimo-Máximo (Bq m^{-3})	3 – 225		0 – 446

Tabela 8 – Cunha Baixa, radioactividade em solos e sedimentos (Bq kg⁻¹ peso seco).

Local	Amostra	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Cubos, horta	Solo	CB1	840±25	41,4±2,7	886±26	481±26	774±64	670±23	109±7
Cunha Baixa, horta	Solo	CB2	1668±46	74,4±3,4	1658±45	1034±48	680±41	958±29	184±9
Cunha Baixa, horta	Solo	CB3	212±6	7,7±0,7	217±6	198±11	300±27	255±10	196±11
Cunha Baixa, horta	Solo	CB4	5828±171	279±11	5870±172	4091±167	15424±1356	3090±94	157±7
Cunha Baixa, horta	Solo	CB5	2447±72	112±6	2415±71	1108±44	1535±96	1274±42	166±7
Cunha Baixa, Pisão	Solo	CB11	411±10	18,9±1,1	407±10	391±19	497±59	492±18	167±9
Cunha Baixa, R.C.	Sedim.	CB1	443±12	20,2±1,4	446±12	648±36	956±76	481±17	88±6
Cunha Baixa, R.C.	Sedim.	CB6	1670±51	67,5±4,3	1656±50	684±30	835±68	680±24	150±7

Solo- solo de horta; Sedim. – sedimento do leito da Ribeira; R.C. – Ribeira do Castelo

Tabela 9 – Cunha Baixa, concentração de radionuclídeos dissolvidos na água (mBq L⁻¹).

Local	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Ribeira do castelo	CB1	22,0±0,6	0,93±0,08	21,9±0,6	4,0±0,4	23,6±1,6	12,1±0,8	7,4±0,4	0,20±0,08
Cunha Baixa, poço	CB2	405±16	18,6±1,2	391±16	2,2±0,2	83,5±9,6	93,6±3,3	3,4±0,2	0,41±0,08
Cunha Baixa, poço	CB3	23,7±1,0	0,9±0,1	24,0±1,0	2,3±0,2	40,0±2,6	27,9±1,3	13,2±0,6	0,40±0,10
Cunha Baixa, poço	CB4	1701±177	81,8±4,5	1581±72	3,1±0,2	171±10	238±8	3,4±0,1	0,39±0,08
Cunha Baixa, horta	CB5	4176±280	212±16	3892±261	3,6±0,3	184±40	459±14	50,6±6,6	0,34±0,08
Ribeira do Castelo	CB6	32,4±1,1	1,6±0,2	32,3±1,1	2,6±0,2	22,6±3,1	14,6±1,1	24,2±0,9	0,34±0,07
Ribeira do Catelo	CB7	56,5±1,7	3±0,2	58,4±1,8	2,4±0,2	26,7±5,7	7,5±0,4	9,0±0,4	0,27±0,05
Cubos, Poço	CB1	173±4	7,6±0,4	167±4	2,7±0,2	124±8	60,6±2,2	22,4±0,6	0,24±0,05
Cunha Baixa, Pisão, poço	CB11	37,5±1,2	1,8±0,2	38,9±1,2	0,5±0,1	85,6±15	16,0±1,1	5,2±0,2	0,17±0,07
Espinho, Q.O., furo	CB8	188±5	8,6±0,5	274±8	3,6±0,2	312±28	1702±64	3310±184	0,25±0,06

Tabela 10 – Cunha Baixa, actividade específica de radionuclidos nas partículas em suspensão (Bq Kg⁻¹ peso seco).

Local	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Ribeira do castelo	CB1	2470±68	124±9	2428±68	359±21	4155±260	-	292±14	47±6
Cunha Baixa, poço	CB2	5686±121	282±9	5560±119	188±13	2094±197	-	451±17	15±3
Cunha Baixa, poço	CB3	3838±122	175±18	3678±118	792±51	14651±922	-	1383±59	77±13
Cunha Baixa, poço	CB4	24476±690	1174±58	23598±667	781±52	7735±611	-	8260±226	19±6
Cunha Baixa, horta	CB5	53969±1628	2380±167	50840±1546	4169±394	26926±2337	-	5740±386	392±80
Ribeira do Castelo	CB6	2321±62	102±8	2246±60	382±18	4285±219	-	622±25	37±4
Ribeira do Catelo	CB7	5029±164	212±21	5202±168	609±24	6235±364	-	869±31	59±6
Cubos, Poço	CB1	1829±56	78,5±7,8	1849±56	348±21	4147±228	6535±282	4619±147	30±4
Cunha Baixa, Pisão, poço	CB11	9520±232	414±25	9395±229	1986±82	20555±1311	30394±1273	6854±257	114±12

Tabela 11 – Cunha Baixa, radioactividade em vegetais e alimentos (Bq kg⁻¹ peso fresco).

Designação	Id.	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Alfices	CB1	0,03	0,052±0,002	0,0018±0,0003	0,053±0,002	0,049±0,002	0,17±0,01	0,084±0,005	0,050±0,002	0,0092±0,0007
Alfices	CB2	0,05	1,22±0,03	0,054±0,004	1,15±0,03	1,07±0,04	1,66±0,12	0,71±0,02	0,46±0,02	0,36±0,02
Alfices	CB3	0,04	0,121±0,006	0,0055±0,001	0,125±0,006	0,086±0,006	0,68±0,09	0,29±0,02	0,10±0,01	0,063±0,005
Alfices	CB4	0,04	5,5±0,1	0,25±0,01	5,5±0,1	3,1±0,1	3,6±0,2	3,82±0,14	3,53±0,14	0,074±0,005
Alfices	CB5	0,03	0,43±0,01	0,015±0,001	0,41±0,01	0,19±0,01	2,6±0,2	0,35±0,01	0,17±0,01	0,032±0,003
Cebolas	CB1	0,07	0,0050±0,0004	0,0002±0,0001	0,0053±0,0004	0,011±0,003	0,18±0,05	0,034±0,002	0,009±0,001	0,004±0,002
Cebolas	CB2	0,10	0,0157±0,0009	0,0006±0,0002	0,0153±0,0009	0,044±0,028	0,20±0,01	0,039±0,003	0,020±0,001	0,01±0,01
Cebolas	CB3	0,11	0,0018±0,0002	0,00006±0,00003	0,0022±0,0003	0,013±0,013	0,181±0,009	0,027±0,002	0,0085±0,0008	0,04±0,02
Cebolas	CB4	0,11	0,094±0,002	0,0043±0,0004	0,089±0,002	0,013±0,005	2,6±0,1	0,17±0,02	-	0,0032±0,0030
Cebolas	CB5	0,08	0,030±0,001	0,0014±0,0002	0,031±0,001	0,011±0,002	0,82±0,04	0,065±0,005	0,0068±0,0003	0,0019±0,0008
Pepino	CB1	0,04	0,0049±0,0004	0,00014±0,00008	0,0038±0,0004	0,0036±0,0005	0,097±0,007	0,013±0,001	0,0034±0,0003	0,0006±0,0002
Pepino	CB3	0,05	0,0038±0,0006	0,0006±0,0003	0,0023±0,0004	0,02±0,01	0,20±0,02	0,013±0,001	0,0036±0,0003	0,011±0,007
Pepino	CB4	0,04	0,053±0,002	0,0024±0,0003	0,050±0,002	0,024±0,002	0,50±0,03	0,042±0,003	0,014±0,001	<0,002
Pepino	CB5	0,04	0,0068±0,0005	0,00042±0,00012	0,0068±0,0005	0,0020±0,0005	0,136±0,007	0,029±0,003	0,011±0,001	0,00045±0,00025
Maçã	CB4	0,18	0,087±0,004	0,0037±0,0007	0,090±0,004	0,058±0,011	1,09±0,05	0,126±0,005	0,53±0,02	0,004±0,003
Maçã	CB11	0,15	0,0115±0,0006	0,00055±0,00011	0,0114±0,0006	0,0045±0,0005	0,178±0,009	0,057±0,004	0,020±0,002	0,0096±0,0009
Maçã	CB11	0,15	0,0024±0,0002	0,00043±0,00012	0,0025±0,0002	1,50E-05±3,60E-06	0,16±0,01	-	-	0,0005±0,0001

Tabela 12 – Aguiar-Trancoso, radioactividade em solos e sedimentos (Bq kg⁻¹ peso seco).

Local	Amostra	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Mina Maria Donis, cratera	Escomb.	#1.0	2205±63	108±6	2186±62	2038±79	2796±198	3246±76	113±5
Mina Maria Donis	Escomb.	#1.1	46413±2209	1845±100	45939±2186	40100±2362	13104±929	26089±1241	161±11
Mina das Mestras	Escomb.	#2	32355±1345	1275±62	32064±1333	25629±1059	4035±196	15850±2185	132±6
Mina das Mestras, Ribeira	Sedim.	#2	661±23	28,3±2,9	663±23	382±18	994±74	798±27	85±5
Mina Fonte Velha	Escomb.	#3	12113±510	582±32	11605±490	4067±235	8220±640	21616±1135	54,6±4,4
Mina Fonte Velha	Solo	#3	4639±130	225±9	4635±130	5152±239	1772±110	1619±80	45,9±2,9
Ribeira do Paul	Sedim.	#4	526±13	22,5±1,4	529±14	470±22	599±74	445±15	146±7
Reboleiro, horta	Solo	#5	298±13	16,4±2,3	291±13	347±21	446±30	337±9	113±8
Reboleiro, horta	Solo	#6	682±19	33±2,2	702±20	636±28	693±41	426±15	118±6
Mina Reboleiro	Escomb.	#7	105042±6293	5191±327	94718±5676	54430±3113	9739±463	8731±463	114±8
Mina Lenteiros	Escomb.	#8	32326±1608	1596±86	28517±1419	19517±940	4821±284	8335±620	106±6
Ribeira do Paul	Sedim.	#10	727±17	33,0±1,6	766±18	461±25	753±48	714±24	112±7
Palhais, horta	Solo	#11	743±18	34,2±1,6	763±18	545±25	1012±52	388±14	116±6
Rio Távora	Sedim.	#12	623±22	23,6±2,5	618±22	698±32	679±39	466±12	132±7
Rio Távora	Sedim.	#13	477±13	22,7±1,6	488±13	452±25	708±70	456±11	144±8
Mina do Prado Velho	Escomb.	#15	19510±832	824±42	19027±812	15377±960	5044±374	10787±566	105±8
Mina do Prado Velho, cratera	Escomb.	#16	2190±58	102±5	2108±56	2612±117	1967±147	1981±47	99±5
Prado Velho, horta	Solo	#17	480±12	31,1±1,6	474±12	544±22	482±27	411±10	86±4
Ribeira do Telhal	Sedim.	#18	791±21	36,1±2,2	791±21	614±30	1384±84	727±19	73±4
Ribeira do Telhal	Sedim.	#19	520±15	23,6±1,8	499±14	256±11	551±22	529±14	45±2

Solo - solo de horta; Sedim. – sedimento do leito da Ribeira; Escomb. – escombros da mina.

Tabela 13 – Aguiar – Trancoso, concentração de radionuclidos dissolvidos na água (mBq L⁻¹).

Local	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Aguiar Beira	Rede Pub.	10,7±0,3	0,46±0,04	11,1±0,3	1,4±0,2	26,0±1,3	69,4±1,8	9,0±0,3	0,13±0,05
Mina Maria Donis	#1	59,4±1,8	3,0±0,2	57,8±1,7	3,3±0,2	52,3±4,7	15,4±0,5	20,3±0,9	0,33±0,06
Gradiz	#2	14,6±0,7	0,7±0,1	15,0±0,8	2,0±0,2	25,3±2,7	-	5,8±0,2	0,24±0,05
Fonte Velha	#3	36,2±1,0	1,6±0,1	38,0±1,0	3,0±0,2	28,5±2,2	23,8±0,7	32,0±1,1	0,21±0,05
Ribeira do Paúl	#4	21,0±0,6	0,95±0,09	21,8±0,6	2,5±0,2	39,7±5,7	11,6±0,5	12,8±0,6	0,20±0,05
Furo, Reboleiro	#5	2906±110	140±6	4222±159	1,8±0,1	48,8±3	220±5	51,0±1,7	0,23±0,05
Nasc. Reboleiro	#6	65,1±1,9	2,9±0,2	67,2±2,0	1,8±0,2	84,9±15,3	60,8±1,8	5,8±0,2	0,24±0,05
Mina do Reboleiro	#9	96,7±2,7	4,6±0,3	103±3	2,7±0,2	70,6±13,6	337±10	30,0±1,0	0,28±0,05
Ribeira do Paúl	#10	19,3±0,8	0,7±0,1	18,9±0,8	3,3±0,3	73,7±11,7	14,6±0,5	5,4±0,2	0,24±0,06
Nascente Palhais	#11	18,6±0,7	0,9±0,1	18,9±0,7	1,2±0,1	41,6±6,2	130±6	29,0±1,2	0,13±0,04
Rio Távora	#12	14,7±0,7	0,7±0,1	14,9±0,7	2,0±0,2	14,6±2,7	14,9±0,7	8,4±0,3	0,27±0,08
Rio Távora	#13	19,8±0,5	0,89±0,06	19,8±0,5	2,3±0,2	30,9±6,2	12,0±0,4	18,9±0,5	0,36±0,08
Mina Prado Velho	#16	310±9	13,8±0,6	299±8	1,9±0,1	28,9±1,8	14,5±0,7	4,2±0,1	0,26±0,04
Prado Velho, poço	#17	24,5±0,6	1,10±0,07	24,6±0,6	2,2±0,2	49,5±3,9	13,0±0,5	8,4±0,3	0,31±0,05
Ribeira Telhal	#18	16,6±0,5	0,69±0,08	16,7±0,6	2,2±0,2	20,2±1,9	25,0±0,8	10,8±0,3	0,20±0,05
Ribeira Telhal	#19	14,2±0,6	0,64±0,09	14,9±0,6	2,8±0,2	36,3±3,8	12,7±0,5	8,5±0,3	0,24±0,05

Tabela 14 – Aguiar – Trancoso, actividade específica de radionuclidos nas partículas em suspensão (Bq kg⁻¹ peso seco).

Local	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Mina Maria Donis	#1	15040±463	690±49	14742±455	3368±132	5238±530	18031±618	29539±892	118±10
Gradiz	#2	7544±294	287±38	7045±280	732±43	19151±1848	6816±340	2301±98	91±12
Fonte Velha	#3	2583±64	117±5	2480±62	654±27	819±63	7868±250	4223±184	5,6±0,7
Rib. Paúl	#4	189438±5720	9647±715	183533±5576	26193±1329	188492±24792	241531±9156	194132±6495	1952±225
Nascente Reboleiro	#6	15200±520	625±69	14458±501	2636±129	17768±1277	31261±1126	19348±644	244±26
Mina do Reboleiro	#9	46673±1733	2010±249	45650±1708	15205±714	42779±3544	1482927±46777	234438±7448	716±88
Ribeira Paúl	#10	15918±676	942±141	17895±732	5042±331	125398±9794	59085±2528	15936±471	590±87
Nascente Palhais	#11	10662±489	595±99	10512±483	3189±236	165151±13212	33373±1679	10862±338	464±76
Rio Távora	#12	1450±58	69±10	1455±58	373±26	10032±610	3428±183	2304±70	50±8
Rio Távora	#13	2390±74	118±12	2309±73	627±45	15933±1018	4914±232	2064±68	85±14
Mina Prado Velho	#16	1721±48	81,5±7	1687±47	1256±58	5061±479	4408±214	5244±142	28,8±4,5
Prado Velho, poço	#17	2004±51	102±7	2092±53	576±30	4012±309	3112±160	1760±52	37±5
Ribeira de Telhal	#18	1138±29	53±4	1129±29	367±18	2083±214	1690±79	1970±50	33±3
Ribeira de Telhal	#19	1325±51	64±8	1370±52	658±33	2832±215	3575±178	3531±88	42±5

Tabela 15 – Aguiar da Beira - Trancoso, radioactividade em vegetais e peixes (Bq kg⁻¹ peso fresco).

Designação	Id.	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Agrião, Reboleiro	#6	0,03	1,58±0,04	0,072±0,004	1,54±0,04	0,155±0,008	1,52±0,09	8,6±0,4	5,6±0,2	0,046±0,003
Alfaces, Reboleiro	#5	0,04	1,09±0,04	0,048±0,005	1,33±0,04	0,38±0,02	0,70±0,09	0,46±0,02	0,24±0,01	0,120±0,008
Alfaces, Reboleiro	#6	0,02	0,29±0,01	0,010±0,002	0,30±0,01	0,17±0,01	0,48±0,10	0,18±0,01	0,09±0,01	0,051±0,004
Alfaces, Palhais	#11	0,03	0,223±0,008	0,0068±0,0013	0,219±0,008	0,146±0,009	0,48±0,07	0,30±0,01	0,15±0,01	0,042±0,004
Alfaces, Prado Velho	#17	0,04	0,177±0,007	0,0067±0,0011	0,188±0,007	0,172±0,009	1,3±0,2	0,34±0,01	0,16±0,01	0,022±0,002
Mús. Ruivaca, M.Donis	#1	0,19	12,0±0,3	0,56±0,03	12,0±0,3	0,34±0,02	65,9±9,6	3,77±0,07	109±2	0,025±0,005
Mús. Bordalo, P. Velho	#16	0,23	0,090±0,004	0,0032±0,0009	0,090±0,004	<0,002	0,92±0,53	0,27±0,01	19,2±0,5	<0,006
Mús. Carpa, P. Velho	#16	0,20	0,126±0,005	0,006±0,001	0,131±0,005	0,013±0,004	0,31±0,02	0,35±0,03	26,3±0,7	0,004±0,002

Tabela 16 – Castelejo - Gouveia radioactividade em solos e sedimentos (Bq Kg⁻¹ peso seco).

Local	Amostra	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Mina do Catelejo 1	Escomb.	#1	5594±143	257±9	5456±139	11096±526	4320±256	6446±204	271±14
Mina do Catelejo 2	Escomb.	#2	2540±71	116±6	2633±73	2430±112	2868±259	1731±57	210±11
Ribeira do Paço	Sedim.	#3	370±8	16,8±1	379±9	254±56	1460±256	399±15	93±23
Ribeira do Boco 1	Escomb.	#4	1430±38	57,7±3,2	1367±37	1417±64	1072±75	893±34	502±23
Ribeira do Boco 2, cratera	Escomb.	#5	1142±32	60,8±3,4	1122±31	2277±92	660±45	941±32	374±16
Mina do Barroco, cratera	Escomb.	#6	3866±104	184±8	3827±103	2560±127	2305±137	3262±115	167±9
Mina do Canto do Lagar	Escomb.	#7	15852±723	720±40	15772±719	8927±358	3138±365	6861±214	132±6

Sedim. – sedimento do leito da Ribeira; Escomb. – escombros da mina.

Tabela 17 – Castelejo – Gouveia, concentração de radionuclidos dissolvidos na água (mBq L⁻¹).

Local	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Mina do castelejo 1	#1	1231±48,0	52,3±2,6	1211±48	1,8±0,1	214±16	192±8	18,3±0,6	0,16±0,03
Mina do castelejo 2	#2	71,8±1,8	2,9±0,2	73,0±,8	2,5±0,2	95,2±8,3	7,0±0,5	6,7±0,3	0,18±0,06
Rib. Do Paço	#3	18,7±0,6	0,86±0,09	19,3±0,6	2,3±0,2	55,1±3,0	10,5±0,9	2,1±0,1	0,21±0,06
Rib. Do Boco 1	#4	19,2±0,6	0,9±0,1	20,9±0,6	2,2±0,2	67,8±3,9	3,9±0,4	2,4±0,1	0,25±0,07
Rib. Do Boco 2	#5	49,4±1,7	2,1±0,2	46,1±1,6	2,5±0,2	58,4±4,6	13,2±0,9	5,8±0,3	0,18±0,05
Mina do barroco	#6	172±4	8,3±0,3	172±4	4,2±0,3	119±10	21,9±1,6	27,4±1,0	0,30±0,05
Mina Canto do Lagar	#7	108±2	4,7±0,2	106±2	5,8±0,3	75,6±5,5	18,6±1,4	18,6±0,7	0,26±0,04

Tabela 18 – Castelejo – Gouveia, actividade específica de radionuclidos nas partículas em suspensão (Bq kg⁻¹ peso seco).

Designação	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Mina do Castelejo 1	#1	19254±565	968±60	19375±569	3754±148	14559±1794	22308±885	35011±1114	78±8
Mina do Castelejo 2	#2	12381±295	562±32	12526±298	2026±74	19542±2334	11316±572	11293±391	55±7
Ribeira do Paço	#3	14852±340	661±34	14719±338	8265±322	23791±985	18103±793	17182±604	236±21
Ribeira do Boco 1	#4	8514±224	416±31	8662±228	3728±204	26420±1469	10946±550	4727±164	154±24
Ribeira do Boco 2	#5	4294±97	204±9	4184±94	1810±86	3594±151	4198±170	4176±135	92±8
Mina do Barroco	#6	8804±193	386±13	8716±191	1580±87	3956±164	4340±174	8757±318	19±4
Mina Canto do lagar	#7	1161±27	54±2	1152±27	280±15	1215±151	852±37	936±35	7,2±0,9

Tabela 19 – Sabugal, radioatividade em solos e sedimentos (Bq kg⁻¹ peso seco).

Local	Amostra	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb= ²¹⁰ Po	²³² Th
Rib. Quarta Feira	Sedim.	#20	1925±52	99,1±4,9	1874±50	1114±49	1314±88	1024±25	129±6
Vale de Arca	Escomb.,Cu	#21	27990±1310	1128±66	27163±1271	25844±1244	18976±877	15572±943	68±4
Vale de Arca	Escomb.	#21	2875±61	134±4	2998±63	12121±604	7054±401	5447±274	71±4
Rib. Quarta Feira	Sedim.	#22	2660±56	127±4	2666±56	1654±88	2050±144	1268±73	116±7
Rib. Quarta Feira	Sedim.	#23	1283±28	59,4±2,2	1282±28	414±22	632±24	721±18	103±6
Caldeirinha	Solo	#24	373±9	18,8±0,9	385±9	428±17	319±24	398±10	168±7
Mina da Bica	Lamas	#25	3504±75	179±6	3384±73	6987±435	1001±101	941±53	54±5
Mina da Bica	Lamas	#26	1639±38	93±4	1546±36	46930±2078	1044±77	351±16	173±9
Mina da Bica	Escomb.	#27	9068±426	426±30	9059±426	6618±268	17916±1484	7758±390	201±9
Mina da Carrasca	Escomb.	#28	8303±224	380±14	8361±226	8008±456	3928±265	4489±234	150±10
Carrasca	Solo	#29	5211±139	256±10	5379±143	4021±200	5442±336	5891±146	96±6
Quinta da Vinha Redonda	Solo	#30	378±10	17,2±1,4	389±11	384±28	595±63	376±11	135±11
Base da Bica, horta	Solo	#31	1367±32	62,5±2,5	1363±32	845±54	398±35	361±13	141±10
Rib. ^a Valverdinho	Sedo	#32	2554±66	122±5	2595±67	1575±83	634±48	526±69	238±13
Azenha, horta	Solo	#33	350±8	16,7±0,9	353±8	674±38	624±43	370±10	160±10
Rib. ^a Valverdinho	Sedim.	#34	928±24	44,2±2,6	935±24	488±30	603±53	512±14	146±10
Águas Belas, horta	Solo	#36	763±24	37,3±3,2	762±24	666±42	795±64	551±19	139±10

Solo- solo de horta; Sedim. – sedimento do leito da Ribeira; Escomb. – escombros da mina; Lamas – Lamas de tratamento das águas ácidas.

Tabela 20 – Sabugal, concentração de radionuclidos dissolvidos na água (mBq L⁻¹).

Local	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Águas Belas C.	Rede Pub.	21,5±0,5	1,01±0,07	21,9±0,5	1,8±0,1	46,3±4,6	153±4	18,2±0,6	0,38±0,05
Rib. Quarta Feira	#20	29,1±0,9	1,2±0,1	28,5±0,8	2,8±0,2	41,4±2,6	23,6±0,9	2,72±0,07	0,29±0,05
Rib. Quarta Feira	#22	79,1±1,7	3,6±0,1	78,8±1,7	3,9±0,2	90,3±9,6	12,9±0,5	9,5±0,3	0,43±0,07
Rib. Quarta-Feira	#23	17,6±0,4	0,74±0,06	17,6±0,4	2,4±0,2	82,5±5,4	8,1±0,3	13,1±0,3	0,25±0,05
Mina da Bica	#25	8876±428	438±24	8194±396	21,2±1,0	593±40	856±20	489±25	2,0±0,2
Mina da Carrasca	#28	86,9±1,9	3,8±0,1	86,2±1,9	4,1±0,3	103±5	74,4±2,0	69,2±1,5	0,07±0,03
Qta. Vinha Redonda	#30	84,6±1,8	3,8±0,1	95,5±2	1,3±0,1	69,9±6,3	390±10	64,6±8,7	0,15±0,04
Poço horta	#31	49,4±1,6	2,1±0,2	50,6±1,7	1,5±0,1	20,7±2,7	17,1±0,6	5,0±0,1	0,24±0,04
Rib.V. Verdinho	#32	50,3±1,8	2,3±0,2	47,8±1,7	3,7±0,2	71,6±15,4	9,7±0,4	4,6±0,2	0,36±0,06
Rib. V. Verdinho	#34	12,5±0,6	0,6±0,1	13,0±0,6	1,7±0,1	21,8±2,3	10,2±0,4	9,9±0,4	0,29±0,03
Azenha, consumo	#35	77,4±2,3	3,6±0,2	80,6±2,3	1,5±0,1	61,5±8,3	223±7	56,8±2,7	0,25±0,03

Tabela 21 – Sabugal, actividade específica de radionuclidos nas partículas em suspensão (Bq Kg⁻¹ peso seco).

Local	Id.	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Rib. Quarta Feira	#20	1512±46	83±8	1521±46	450±31	8735±685	2207±152	431±13	29±7
Rib. Quarta Feira	#22	3731±107	180±16	3856±110	805±56	14541±1200	3110±270	2222±65	72±14
Rib. Quarta-Feira	#23	2228±76	86±11	2080±72	1069±72	20905±2311	3882±291	2312±65	89±16
Mina da Bica	#25	26642±757	1176±56	25454±725	9697±461	8320±526	51118±1765	58942±2714	63±8
Mina da Carrasca	#28	15872±449	716±33	15939±451	7304±448	2616±136	54345±1699	33709±1023	18±5
Poço horta	#31	12886±354	556±46	12685±350	3294±156	52389±2672	24028±1419	4356±169	193±26
Rib.V. Verdinho	#32	6102±202	303±26	6300±207	1988±76	6100±328	3432±167	2028±75	105±8
Rib. V. Verdinho	#34	6984±175	324±23	6914±174	2864±127	26952±1653	4715±293	1210±52	217±20

Tabela 22 – Sabugal, radioactividade em vegetais e alimentos (Bq kg⁻¹ peso fresco).

Designação	Id.	PS/PH	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Po	²³² Th
Alfaces, Caldeirinha	#24	0,07	0,084±0,004	0,0039±0,0007	0,080±0,004	0,072±0,004	0,33±0,02	0,114±0,003	0,0563±0,003	0,023±0,002
Alfaces, M. Carrasca	#29	0,07	4,6±0,1	0,190±0,009	4,7±0,1	3,5±0,2	18,3±6,9	10,4±0,2	9,4±0,2	0,093±0,010
Alfaces, Azenha	#30	0,02	0,051±0,002	0,0023±0,0004	0,052±0,002	0,044±0,003	0,161±0,007	0,25±0,01	0,082±0,004	0,017±0,002
Alfaces, Bica	#31	0,02	0,287±0,008	0,013±0,001	0,281±0,008	0,092±0,006	0,34±0,04	0,37±0,01	0,11±0,01	0,061±0,005
Alfaces, Azenha	#33	0,02	0,149±0,005	0,008±0,001	0,150±0,005	0,124±0,008	0,38±0,06	0,26±0,01	0,16±0,01	0,056±0,005
Alfaces, Águas Belas	#36	0,03	0,194±0,006	0,0079±0,0009	0,205±0,006	0,176±0,009	0,46±0,03	0,40±0,03	0,43±0,01	0,075±0,004

REFERÊNCIAS

- CARVALHO F. P. (2003 a). O Urânio em Portugal: o fim da exploração mineira e a contaminação ambiental. *Industria & Ambiente*, Nº 30: 7-11.
- CARVALHO F.P. (2003 b) Environmental remediation of old uranium mining sites and radioprotection goals. *Radioprotecção*, vol II-III, 159-165.
- CARVALHO, F.P. (*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, 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., J. M. OLIVEIRA, I. LOPES (2006 a) O complexo mineiro da Urgeiriça: 1- Radioatividade 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., JOÃO M. OLIVEIRA, IRENE LOPES (2006 b). O complexo mineiro da Urgeiriça: 2. Radioatividade 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., 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, 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, I. LOPES, A. BATISTA (2007 b). Radio nuclides from past uranium mining in rivers of Portugal *Journal of Environmental Radioactivity* 98: 298-314.
- CARVALHO, F.P., M.J. MADRUGA, M.C. REIS, J.G. ALVES, J.M. OLIVEIRA, J. GOUVEIA AND L. SILVA (2007 c). Radioactivity in the environment around past radium and uranium mining sites of Portugal. *Journal of Environmental Radioactivity* 96: 39-46.
- CARVALHO, F. P., J. M. OLIVEIRA, I. LOPES, A. BATISTA (2007 d). Radioatividade 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. *Applied Geochemistry* (*in press*).
- 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 Uranio 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. BOSKOVA, W. BURNETT, F.P. CARVALHO, ET AL. (2007). Reference material for radionuclides in sediment, IAEA-384 (Fangataufa Lagoon sediment). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 273:383-393.

RICHTER, S, ALONSO, A., TRUYENS, J., KUHN, H., VERBRUGGEN, A., WELLUN, 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.

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.

CONCLUSÕES FINAIS

Do elevado número de análises efectuadas envolvendo os três programas de vigilância radiológica, a nível nacional, do *Campus* do ITN e das regiões envolventes às antigas minas de urânio constata-se que não foram detectados níveis de radioactividade de origem artificial no ambiente susceptíveis de causar efeitos nocivos na saúde humana. Além disso, os níveis de radioactividade natural são da mesma ordem de grandeza do fundo radioactivo com excepção de situações pontuais, devidamente controladas, nas regiões de antigas minas de urânio. Assim sendo, pode concluir-se que a população Portuguesa não esteve exposta a níveis de radioactividade mais elevados que o fundo radioactivo natural, não sendo necessário recomendar qualquer medida de protecção radiológica.

ANEXO

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ANALÍTICA

A UPSR procede regularmente à avaliação externa da qualidade analítica participando periodicamente em exercícios internacionais de intercomparação analítica para a determinação de radionuclídeos artificiais e naturais em amostras ambientais (aerossóis, águas, solos, leite, etc.) (IRC Note nº50, 2002; Pham *et al.*, 2004; Shakhashiro *et al.*, 2005, 2007a & 2007b; González *et al.*, 2006; Watjen *et al.*, 2007 & 2008). Estes exercícios são organizados por várias entidades, tais como, Organização Mundial de Saúde, Agência Internacional de Energia Atômica, União Europeia, etc., e consistem, basicamente, na análise de amostras de composição desconhecida, distribuídas aos laboratórios participantes.

Em 2007, participou em dois ensaios organizados pela IAEA um para a determinação de ^{210}Po em água (IAEA-CU-2007-09) e outro para a determinação de radionuclídeos numa amostra de espinafre (IAEA-CU-2007-01). No âmbito da rede ALMERA/IAEA participou num teste de aptidão laboratorial para a determinação de radionuclídeos emissores gama em amostras de solo, espinafre e água (IAEA-CU-2007-04) e no âmbito da colaboração IAEA/OSPAR num exercício para a determinação de radionuclídeos naturais e artificiais em água do mar (IAEA-443-Irish Sea water). Em colaboração com o CSN (Espanha) deu-se início a um ensaio de intercomparação em dosimetria ambiental e em colaboração com a Universidade de Cáceres (Espanha) iniciaram-se dois ensaios de intercomparação referentes à determinação da concentração de ^{131}I em água e das actividades alfa/beta totais e beta residual numa amostra de água de profundidade. Os resultados, comunicados informalmente, da participação da UPSR nestes ensaios, foram em geral aceitáveis.

IRC Note nº50 (2002). Report of the IRC-CEC Intercomparison Concerning the Measurement of the Gross Alpha, Gross Beta, Tritium Activities and Potassium Concentration in a Drinking Water Sample, Sample nº 69 SH 300. WHO/IRC and IRSN.

González M.L., Izquierdo M., Valino V. (2006). Evaluacion de la Intercomparación CSN/CIEMAT-2005 entre Laboratorios Nacionales de Radioactividad Ambiental (Ceniza Vegetal), CSN.

Pham M.K., La Rosa J., Lee S-H and Povinec P.P. (2004). Radionuclides in Mixed Fish from Irish Sea and the North Sea-IAEA-414 (IAEA/AL/145-IAEA/MEL/73), Monaco.

Shakhashiro A., Radecki Z., Trinkl A., Sansone U. and Benesch T. (2005). Final Report on the Proficiency of the Analytical Laboratories for the Measurements of Environmental Radioactivity (ALMERA) Network. IAEA/AL/152, August 2005.

Shakhashiro A., Sansone U., Trinkl A., Makarewicz M., Yonezawa C., Kim C.K., Kis-Benedek G., Benesch T., Schorn R. (2007a). Report on the IAEA-CU-2006-03 World-Wide Open Proficiency Test on the Determination of Gamma Emitting Radionuclides. IAEA/AL/171, April 2007.

Shakhashiro A., Sansone U., Trinkl A., Makarewicz M., Yonezawa C., Kim C.K., Kis-Benedek G., Benesch T., Schorn R. (2007b). Report on the IAEA-CU-2006-03 World-Wide Open Proficiency Test on the Determination of Gamma Emitting Radionuclides. IAEA/AL/170, May 2007.

Watjen U., Szántó Zs., Altitzoglou T., Sibbens G., Keightley J., Van Ammel R., Hult M., De Cort M. (2007). Evaluation of EC measurement comparison on simulated airborne particulates- ^{137}Cs in air filters. EUR 22926 EN, ISBN 978-92-79-06962-8.

Watjen U., Spasova Y., Altitzoglou T., Emteborg H., Pommé S. (2008). Evaluation of EC measurement comparison for ^{137}Cs , ^{40}K and ^{90}Sr in milk powder. EUR 23270 EN, ISBN 978-92-79-08500-0.