

MinUrar

Minas de Urânio e seus Resíduos Efeitos na saúde da população



MINURAR

RELATÓRIO CIENTÍFICO II

- Estudo do Polónio (^{210}Po) e Chumbo (^{210}Pb) no Cabelo e Contaminação Interna do Organismo pelos Radionuclidos da Série do Urânio
- Estudo dos Efeitos Genotóxicos na População

CONCLUSÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES DO PROJECTO MINURAR

GRUPO DE COORDENAÇÃO

José Marinho Falcão¹; Fernando P. Carvalho²; Maria Guida Boavida³ Mário Machado Leite⁴;
Madalena Alarcão⁵; Eugénio Cordeiro⁶; João Ribeiro⁷

1. Coordenador Geral - Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge, Observatório Nacional de Saúde;
2. Instituto Tecnológico e Nuclear, Departamento de Protecção Radiológica e Segurança Nuclear;
3. Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge, Centro de Genética Humana
4. Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação (anterior IGM) – Laboratório do Porto;
5. Faculdade de Psicologia e de Ciências da Educação, Universidade de Coimbra;
6. Administração Regional de Saúde do Centro, Centro Regional de Saúde Pública do Centro;
7. Hospital de S. Teotónio SA (Viseu), Laboratório de Patologia Clínica;

Fevereiro de 2007

AGRADECIMENTOS

O Grupo de Coordenação e os autores desejam exprimir o mais sincero agradecimento a um largo conjunto de pessoas e de entidades que se indicam adiante.

No plano da participação e organização do estudo, o primeiro e mais caloroso agradecimento é dirigido aos **habitantes das freguesias** de Canas de Senhorim, Queirã, Rio de Mel, Moreira de Rei, Sátão, S. Pedro (Celorico da Beira), Campo (Viseu) e Seia que, tendo sido seleccionados para constituir a amostra do estudo, a ele aderiram com grande motivação e excepcional espírito cívico.

Um agradecimento é também devido aos **Presidentes das Câmaras** dos concelhos de Nelas, Vouzela, Trancoso, Sátão, Celorico da Beira, Viseu e Seia, das **Juntas de Freguesia** indicadas atrás, bem como aos seus **funcionários**, pela inexcelável colaboração que prestaram ao estudo, tornando-o possível.

No plano científico e técnico, algumas pessoas deram contributos muito relevantes em operações de grande importância para o sucesso do estudo. Devem, por isso, ter um agradecimento especial.

Maria Celeste Santos Lopes, técnica especialista de 1^a, da carreira dos técnicos de diagnóstico e terapêutica, com função de coordenadora, do laboratório de Patologia Clínica do Hospital de S. Teotónio SA, organizou as colheitas de amostras biológicas, coordenou, de forma exemplar, o trabalho dos técnicos de diagnóstico e terapêutica, executou pessoalmente a maior parte das colheitas. Adicionalmente, mostrou grande determinação e inteligência na resolução das dificuldades que, inevitavelmente, foram ocorrendo. É-lhe devido o reconhecimento dos responsáveis pelo estudo.

À Dra. **Maria Adelina Peça Gomes** e a um conjunto de técnicos de laboratório que deu um contributo inestimável na organização do transporte e circuitos das amostras biológicas: **Maria de Fátima Tavares, Maria Antonieta Borges Viana, Maria da Conceição Cardoso e Pedro Alcântara** (Central de Análises) do Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge.

Os autores desejam ainda agradecer aos Drs. **João Manuel Borges Lavinha e Fernando de Almeida** Directores do INSA durante a realização do estudo que deram relevantes contribuições técnicas e científicas.

NOTA PRÉVIA.....	1
SUMÁRIO EXECUTIVO	3
CAPÍTULO 1- POLÓNIO (²¹⁰PO) E CHUMBO (²¹⁰PB) NO CABELO E CONTAMINAÇÃO INTERNA DO ORGANISMO PELOS RADIONUCLÍDOS DA SÉRIE DO URÂNIO	7
Introdução	9
Métodos	13
Resultados e Discussão	15
Conclusões	21
Bibliografia	24
Anexo	25
CAPÍTULO 2 - ESTUDO DOS EFEITOS GENOTÓXICOS NA POPULAÇÃO	27
Introdução	29
Objectivos	33
Material e Métodos	35
Delineamento Geral	35
Seleção dos Participantes	35
Métodos	36
Resultados	41
Discussão e Conclusões	47
Bibliografia	52
Anexo	55
CONSIDERAÇÕES FINAIS	61
CONCLUSÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES DO PROJECTO MINURAR	63
Conclusões finais	65
Recomendações	69

O Relatório Científico II do Projecto MinUrar apresenta os resultados de dois estudos que, pela natureza mais morosa do trabalho laboratorial, não foi possível incluir no Relatório Científico I, publicado em Junho 2005 (Marinho Falcão et.al., 2005).

Estes dois estudos tratam da avaliação da contaminação interna da população pelos radionuclídeos do minério do urânio e dos seus resíduos e da avaliação dos efeitos genotóxicos dessa mesma exposição.

Neste relatório apresentam-se ainda as conclusões finais completas do projecto MINURAR e recomendações, que resultam da integração dos resultados publicados nos Relatórios Científicos I e II.

Para facilitar a leitura deste relatório, recorda-se aqui a organização do estudo tal como foi enunciada no início do Projecto.

De acordo com a Resolução da Assembleia da República nº 34/ 2001, aprovada em 29.3.2001 e do despacho de S. Exa o Senhor Secretário de Estado da Saúde, de 26.3.2001, o Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge (INSA) foi encarregado de coordenar, em conjunto com o Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), com o Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação (INETI, através do anterior Instituto Geológico e Mineiro), com o Centro Regional de Saúde Pública do Centro e com o Hospital de S. Teotónio SA, (Viseu), a realização de estudos que identificassem as eventuais repercussões das minas de urânio e seus resíduos, no ambiente e na saúde das populações. Face à impossibilidade de estudar os eventuais efeitos associados a todas as minas de urânio, o Projecto utilizou uma metodologia de investigação e comparação de uma selecção de locais representativa da gama de situações existentes.

O Projecto visou, genericamente, comparar a população da freguesia de Canas de Senhorim, designada por GE (grupo exposto) onde se localiza a mina da Urgeiriça, as escombrelas da mina e a zona do tratamento químico do minério, com um conjunto de 7 outras freguesias, dividido em dois subgrupos: GN1 (grupo não exposto 1) que inclui as freguesias de Queirã (Vouzela), Rio de Mel e Moreira de Rei (Trancoso) e GN2 (grupo não exposto 2) que inclui as freguesias de Campo da Madalena (Viseu), Sátão (Sátão), S. Pedro (Celorico da Beira) e Seia (Seia) (Quadro 1 e Figura 1).

As comparações incidiram sobre três componentes. Duas delas são de natureza ambiental e estudaram, respectivamente, a radioactividade ambiente (**Parte A**) e a distribuição dos metais e de outros contaminantes químicos no ambiente (**Parte B**), enquanto a terceira é de natureza epidemiológica e estudou os efeitos na saúde da população (**Parte C**).

O presente Relatório completa a **Parte C** do Projecto, isto é, a avaliação dos efeitos da exposição aos resíduos das minas de urânio na saúde da população.

Quadro 1 - Freguesias seleccionadas e suas características demográficas

Grupo	Freguesia	Concelho	Distrito	População Residente*	População no grupo etário 25-64 anos**
GE	Canas de Senhorim	Nelas	Viseu	3555	1841
GN1	Moreira de Rei	Trancoso	Guarda	673	283
	Rio de Mel	Trancoso	Guarda	311	137
	Queirã	Vouzela	Viseu	1702	902
GN2	Campo da Madalena	Viseu	Viseu	4358	2345
	S. Pedro	Celorico da Beira	Guarda	1387	680
	Sátão	Sátão	Viseu	3721	1880
	Seia	Seia	Guarda	6928	3784

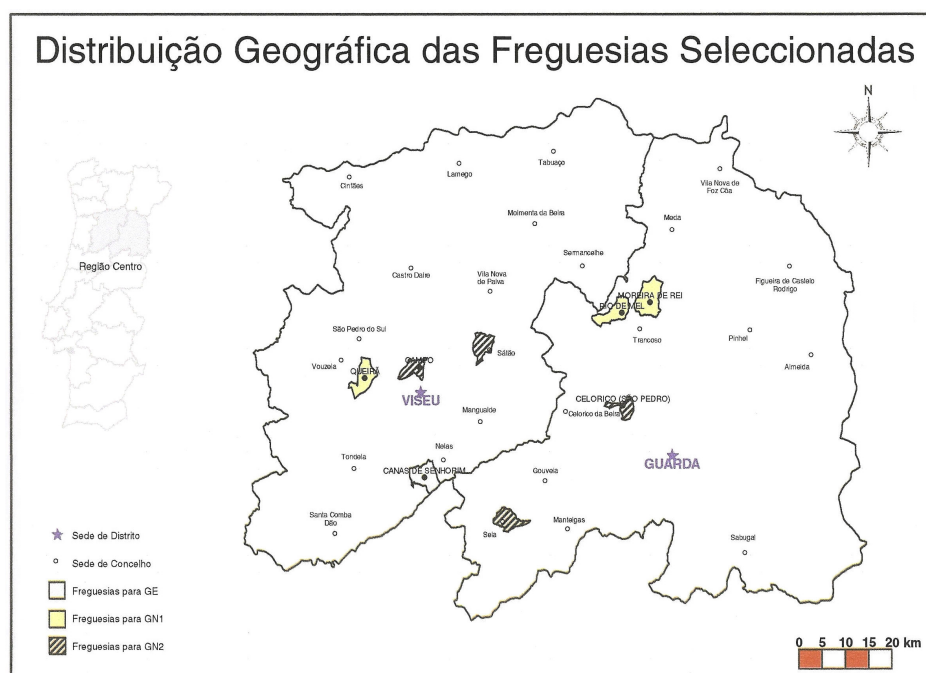


Figura 1- Localização das freguesias estudadas.

SUMÁRIO EXECUTIVO

O presente Relatório Científico II descreve os resultados dos dois estudos que finalizam o projecto MINURAR: i) a avaliação da contaminação interna da população das zonas expostas aos radionuclídeos do minério do urânio e dos seus resíduos, como indicador de exposição, ii) o estudo de efeitos genotóxicos na população, como indicador de um efeito biológico. O primeiro foi realizado pelo Departamento de Protecção Radiológica e Segurança Nuclear do Instituto Tecnológico e Nuclear (DPRSN -ITN) e o segundo, em colaboração, pelo Centro de Genética Humana do Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge (CGH-INSA) e pelo DPRSN-ITN. Os resultados são apresentados, respectivamente, nos capítulos 1 e 2.

Neste relatório apresentam-se ainda as conclusões finais completas do projecto MINURAR e recomendações que resultam da integração dos resultados publicados nos Relatórios Científicos I e II.

i) Estudo da contaminação interna do organismo pelos radionuclídeos da série do urânio

No Capítulo 1 reportam-se os resultados da avaliação, efectuada por processos indirectos, da contaminação interna do organismo de habitantes das regiões estudadas, isto é, da freguesia de Canas de Senhorim (GE), onde se localiza a mina da Urgeiriça e as escombreiras da mina e do tratamento químico do minério, e de dois outros grupos de freguesias: com minas e escombros mineiros mas sem resíduos de tratamento químico do minério (GN1) e sem ocorrências de mineralização de urânio, minas ou resíduos de tratamento (GN2). O método utilizado consistiu na análise de amostras de cabelo dos habitantes para os radionuclídeos polónio (^{210}Po) e chumbo (^{210}Pb), ambos descendentes do urânio. A presença destes radionuclídeos no cabelo, por onde são parcialmente eliminados, revela a presença de actividades maiores ou menores no interior do organismo e permite hierarquizar a exposição a estas fontes de radiação internas.

As concentrações de ^{210}Po foram, em todos o grupos, muito mais elevadas que as de ^{210}Pb , revelando a maior facilidade com que o ^{210}Po é excretado através da incorporação no cabelo. A comparação dos resultados entre os três grupos da população revelou que, em média, os habitantes de GE têm concentrações de ^{210}Po semelhantes aos habitantes do grupo GN1, sendo ambas significativamente mais elevadas que as do grupo GN2. As concentrações de ^{210}Pb no cabelo não são expressivas da sua acumulação no organismo ao longo dos anos, mas sim da sua ingestão recente.

Os resultados de ^{210}Pb indicam que a população de GN1 tem uma taxa de ingestão actual deste radionuclido - provavelmente através da água de consumo - mais elevada que a de GE e de GN2. Por sua vez, embora as diferenças entre os grupos sejam pequenas, os resultados de ^{210}Po indicam que os habitantes dos grupos GE e GN1 acumularam no organismo ao longo da vida, provavelmente no tecido ósseo, um depósito de radionuclidos precursores de ^{210}Po (isto é de ^{226}Ra e ^{210}Pb) com concentrações ligeiramente mais elevadas que no grupo que representa o fundo radioactivo natural (GN2).

ii) Estudo dos efeitos genotóxicos na população

No Capítulo 2 apresentam-se os resultados do estudo sobre os potenciais efeitos genotóxicos na população. Este baseou-se na avaliação das frequências de aberrações cromossómicas nos linfócitos do sangue periférico - consideradas o indicador mais adequado de exposição a radiação ionizante - em dois subgrupos dos grupos GE e GN2 acima referidos, respectivamente designados por GE' e GN2'.

Paralelamente, analisaram-se as aberrações cromossómicas após irradiação *in vitro* dos linfócitos dos mesmos indivíduos (ensaio *challenge*), para avaliar uma eventual alteração na capacidade de reparação de lesões do DNA, na sequência da exposição ambiental a doses baixas de radiação ionizante e/ou de outros agentes com potencial genotóxico.

Os resultados revelaram que a população de GE', comparativamente à do grupo de controlo GN2', apresentou uma maior frequência basal de aberrações cromossómicas e, em particular, de translocações - o indicador mais sensível de um efeito cumulativo de exposição prolongada a radiação ionizante - embora sem significância estatística.

No que se refere aos resultados do ensaio *challenge* observou-se que, em resposta à irradiação experimental dos linfócitos, a população de GE' apresentou uma menor frequência de aberrações cromossómicas comparativamente a GN2', diferença essa estatisticamente significativa. Estes dados são sugestivos duma resposta adaptativa na população de Canas de Senhorim, provavelmente resultante duma maior competência de reparação de lesões do DNA e pressupondo a existência de uma exposição prévia a baixas doses de radiação ionizante e/ou a contaminantes químicos derivados da exploração mineira.

No seu conjunto, os resultados dos estudos apresentados neste relatório são convergentes. Através das análises de cabelo verificou-se uma acumulação de ^{210}Po no organismo ligeiramente mais acentuada na população de Canas de Senhorim (GE) – e também de GN1 - comparativamente à da população de GN2.

No estudo dos efeitos genotóxicos, e à semelhança do que foi observado em vários parâmetros de saúde descritos no Relatório Científico I (e.g., número de eritrócitos, linfócitos e percentagem de gravidezes com aborto espontâneo), os resultados revelam que a frequência basal de aberrações cromossómicas totais e das translocações em particular, está ligeiramente mais elevada num subgrupo da população de Canas de Senhorim (GE') comparativamente a um subgrupo de GN2 (GN2'), embora sem significância estatística. Para além disso, a comparação dos resultados do ensaio *challenge* nas duas populações são sugestivos de uma resposta adaptativa em GE'.

Projecto Minurar - Conclusões finais e recomendações

Conclusões finais

Radioactividade ambiente

Dos resultados do estudo sobre a radioactividade ambiente pode deduzir-se que as áreas ocupadas pelas escombrelas do tratamento químico do minério e de outras actividades mineiras na freguesia de Canas de Senhorim, contêm materiais francamente radioactivos.

Estas escombrelas constituem uma fonte de radiação que pode originar doses de radiação externa significativas para quem frequente os locais, constituindo também uma fonte de radão e de poeiras radioactivas que se dispersam na atmosfera.

No restante território da freguesia de Canas de Senhorim o risco radiológico é bem menor e é, em muitos parâmetros, comparável ao fundo radioactivo natural determinado em GN2.

As freguesias do grupo GN1, sobretudo Moreira de Rei e Rio de Mel, apresentam também valores mais elevados de alguns parâmetros quando comparados com GN2, o que decorre da existência de escombros mineiros da extracção de urânio.

Distribuição dos metais e de outros contaminantes químicos

Como síntese final desta componente do estudo, pode afirmar-se que a auréola de dispersão dos elementos químicos a partir da escombrela da Mina da Urgeiriça e demais instalações mineiras abandonadas não se manifesta para além dos limites da bacia de drenagem que envolve a linha de água principal local. Contudo, há indicadores claros de que a actividade mineira do urânio na região influenciou o ambiente a tal ponto que se torna visível através de um plano de observação global do território que não foi especificamente projectado para rastreio dos indícios dessa actividade mineira.

Efeitos na saúde da população

Os resultados dos dois estudos apresentados neste Relatório Científico II, podem agora ser integrados nos resultados já publicados no Relatório Científico I, em Junho de 2005.

Saliente-se que as conclusões finais de “MINURAR” mantêm válidas as que foram descritas no referido Relatório Científico I.

Assim, os resultados globais revelaram diferenças em várias funções e parâmetros biológicos, quer na comparação entre a população de Canas de Senhorim (GE) e as populações das 7 freguesias não expostas (GN), quer na comparação de GE com as populações do subgrupo GN2, sendo quase todas no sentido das hipóteses formuladas. Outros parâmetros tiveram diferenças menos relevantes nas comparações GE/GN e GE/GN2. Por outro lado, a maioria das diferenças encontradas em GE/GN1 foi também no sentido das hipóteses, embora em menor extensão.

A exposição da população de Canas de Senhorim à mina da Urgeiriça e à sua Escombreira constitui uma explicação plausível para as diferenças encontradas. Com efeito, não se identificou qualquer outra exposição que pudesse ter causado as diferenças observadas em funções e parâmetros tão diversos.

Recomendações

No domínio da intervenção ambiental é recomendado: **1.** proceder à requalificação ambiental; **2.** garantir que não subsistem riscos inaceitáveis de exposição das populações a radiações ionizantes; **3.** assegurar que as soluções de requalificação serão eficazes não só no presente, mas também por um período alargado de tempo; **4.** pôr em prática um plano de monitorização radiológica ambiental na zona das antigas explorações de urânio.

No domínio dos efeitos na saúde das populações é recomendado: **1.** apreciar a viabilidade de realizar um estudo de coortes retrospectivo para estimar efeitos na mortalidade; e **2.** garantir que a vigilância epidemiológica da população geral exposta, que se afigura, de momento, desnecessária possa ser accionada se, no futuro a situação o exigir.

EFEITOS NA SAÚDE DA POPULAÇÃO

Polónio (^{210}Po) e Chumbo (^{210}Pb) no Cabelo e Contaminação Interna do Organismo pelos Radionuclidos da Série do Urânio

AUTORES

Margarida Malta, Fernando P. Carvalho

INSTITUTO TECNOLÓGICO E NUCLEAR

DEPARTAMENTO DE PROTECÇÃO RADIOLÓGICA E SEGURANÇA NUCLEAR

Sara Rabiais, J. Marinho Falcão

INSTITUTO NACIONAL DE SAÚDE DR RICARDO JORGE (INSA)

OBSERVATÓRIO NACIONAL DE SAÚDE

INTRODUÇÃO

Estabeleceu-se como objectivo de uma das componentes do Projecto MinUrar investigar a contaminação da população pelos elementos radioactivos provenientes das minas de urânio e dos resíduos do tratamento do minério. Para tal, adoptou-se como metodologia identificar eventuais diferenças na acumulação dos radionuclidos da família do urânio no organismo humano entre a população da freguesia de Canas de Senhorim (GE), exposta a contaminação ambiental resultante da exploração da mina da Urgeiriça e às escombrelas do tratamento químico do minério, e a população de outras sete freguesias da região (GN), sub-divididas em GN1 e GN2 (Falcão et al., 2005). Recorde-se que em GN não há escombrelas de tratamento químico do minério de urânio, mas os sub grupos GN1 e GN2 diferem entre si. Em GN1 houve extracção de minério de urânio e há escombros mineiros, e em GN2 não houve minas de urânio nem há ocorrência de mineralizações de urânio. Estes três grupos cobrem, pois, a gama provável de exposição da população às radiações ionizantes, variando desde a exposição apenas ao fundo radioactivo natural não modificado da região (GN2), até à exposição ao fundo radioactivo natural somada à exposição à actividade mineira extractiva e ao processamento do minério de urânio (GE). Não havendo processo de medir directamente *in vivo* a contaminação interna dos seres humanos por estes radionuclidos, na maioria emissores de radiação alfa, teve que se optar por um procedimento indirecto. O procedimento adoptado para efectuar esta comparação baseia-se no uso das concentrações de polónio (^{210}Po) e de chumbo radioactivo (^{210}Pb) no cabelo humano como indicadores biológicos da acumulação interna dos radionuclidos da série natural do urânio (^{238}U) nos indivíduos. Vejamos como.

O ^{210}Pb e o ^{210}Po ocorrem na natureza como membros da série radioactiva natural do ^{238}U (Figura 1). O ^{210}Pb é um emissor β^- com um período de semi-desintegração ($T_{1/2}$) de 22.3 anos e o ^{210}Po é um emissor α com um período de semi-desintegração de 138.34 dias. O ^{210}Po é formado pela desintegração radioactiva do ^{210}Pb através do bismuto ^{210}Bi ($T_{1/2} = 5.01$ dias).

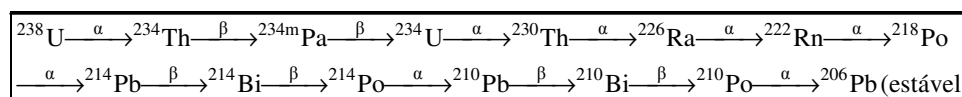


Figura 1 – Esquema da série de decaimento radioactivo do ^{238}U .

De uma forma geral, as principais vias de transferência de radionuclídeos do ambiente para os seres humanos são a inalação, a ingestão (de alimentos e água) e a absorção através da pele. De uma forma mais específica, o ^{210}Po e o ^{210}Pb podem ser acumulados no organismo a partir de várias origens e por vários processos. Por um lado, podem ter origem na absorção e acumulação interna dos radionuclídeos progenitores, nomeadamente do rádio (^{226}Ra) por ingestão e do radão (^{222}Rn) e seus descendentes de vida curta por inalação, e subsequente decaimento radioactivo no interior do organismo. Por outro lado, podem ter origem directa na inalação de aerossóis contendo ^{210}Po e ^{210}Pb e, também, na ingestão e absorção destes radionuclídeos através da parede do tracto gastrointestinal. Assim, do ^{210}Po e ^{210}Pb acumulados no organismo humano uma parte provém da desintegração radioactiva dos progenitores (^{226}Ra e descendentes) fixados nos tecidos, sobretudo no tecido ósseo, e outra parte provém da absorção directa do ^{210}Po e ^{210}Pb por inalação e ingestão (Parfenov, 1974; Carvalho, 1995; Carvalho e Oliveira, 2006 a). A absorção através da pele pode ser uma via de contaminação importante quando se manipulam estes radionuclídeos em laboratório, mas não tem expressão numa exposição ambiental. Na absorção directa de ^{210}Po e ^{210}Pb por inalação e ingestão, a ingestão dos radionuclídeos contidos nos alimentos contribui com a maior percentagem (95 e 83%, respectivamente para o ^{210}Po e ^{210}Pb), sendo, em média, muito menores as contribuições provenientes da ingestão de bebidas e da inalação do ar e do fumo de tabaco (Carvalho, 1995). Na população Portuguesa a ingestão média de ^{210}Po e de ^{210}Pb é de 1,2 e 0,47 Bq d⁻¹, respectivamente, sendo os alimentos marinhos responsáveis pelo excesso de ^{210}Po relativamente ao ^{210}Pb (Carvalho, 1995).

No organismo humano, o ^{210}Po encontra-se distribuído por todos os órgãos e tecidos, apresentando o cabelo as concentrações mais elevadas e o tecido muscular as concentrações mais baixas deste radionuclídeo. O polónio absorvido pelo organismo, ou parte dele, é facilmente incorporado no cabelo, onde permanece quimicamente ligado de forma estável. Essa incorporação ocorre durante a produção das proteínas do cabelo pelos folículos capilares. Devido à afinidade do polónio com as ligações de aminoácidos contendo radicais -SH, os iões de enxofre são substituídos por iões de ^{210}Po na estrutura dos aminoácidos. A incorporação de ^{210}Po na estrutura molecular do cabelo e o crescimento deste, ao ritmo de cerca de 1cm por mês, permitem a eliminação regular do ^{210}Po , pelo que se pode considerar a incorporação deste radionuclídeo no cabelo uma via para a sua excreção (Parfenov, 1974).

De acordo com valores obtidos por alguns autores, a actividade do ^{210}Po no cabelo humano pode variar entre cerca de 1 e 80 Bq kg⁻¹ (Parfenov, 1974; Yamamoto et al., 1992; Carvalho e Oliveira, 2006 a). Por sua vez, a concentração do ^{210}Po no cabelo é, em média, 4 vezes superior à sua concentração no osso e 70 vezes superior à concentração no músculo (Parfenov, 1974). Embora o cabelo tenha uma concentração elevada de ^{210}Po , representa menos de 1% do ^{210}Po total contido no corpo humano. Menos dados existem na literatura científica sobre o ^{210}Pb no cabelo. Contudo, todos os indivíduos contêm ^{210}Po e ^{210}Pb nos órgãos internos e excretam estes radionuclídeos através da incorporação no cabelo (Yamamoto et al., 1992; Carvalho e Oliveira, 2006 a). As concentrações de ^{210}Po e de ^{210}Pb no cabelo são também mais elevadas nos indivíduos que habitam nas regiões uraníferas e mais elevadas ainda nos mineiros que estiveram profissionalmente expostos ao minério de urânio (Carvalho e Oliveira, 2006a). Na população Portuguesa verificou-se também que a concentração de ^{210}Po no cabelo aumenta com a idade, tendo-se concluído que esse aumento é proporcional à acumulação dos progenitores deste radionuclídeo no organismo. No entanto, observou-se que numa mesma população as concentrações de ^{210}Pb no cabelo não aumentam com a idade, não reflectindo pois o aumento do depósito de ^{210}Pb no organismo. Contudo, populações diferentes, expostas a níveis diferentes de ^{210}Pb na dieta, reflectem as diferenças na ingestão deste radionuclídeo nas concentrações de ^{210}Pb excretadas no cabelo, o que sugere que o ^{210}Pb eliminado pelo cabelo é uma fracção, possivelmente constante, do ^{210}Pb ingerido e não uma fracção do depósito acumulado (Carvalho e Oliveira, 2006a).

A excreção do ^{210}Po e ^{210}Pb é feita, também, pelas vias metabólicas. A escolha da análise ao cabelo em vez da análise de outras excreções (balanço metabólico) para a determinação do ^{210}Po , deve-se ao facto de a concentração no cabelo ser mais elevada e portanto mais sensível à quantidade total deste elemento acumulada no organismo. Comparativamente ao sangue e urina, cuja análise é normalmente usada para a avaliação de contaminação interna recente (numa escala de horas ou dias), a concentração de diversos componentes inorgânicos no cabelo é representativa da contaminação interna durante períodos de tempo mais extensos (de semanas ou meses). Outras vantagens prendem-se com aspectos práticos da análise de amostras de cabelo, como a facilidade da sua colheita, o facto da amostragem não ser invasiva, de se necessitar apenas de uma pequena amostra e de esta poder ser facilmente guardada à temperatura ambiente até à análise.

No estudo das populações das regiões das minas de urânio utilizou-se pois, o par de radionuclídeos ^{210}Po e ^{210}Pb medidos no cabelo humano, respectivamente, como indicadores da contaminação interna acumulada e da absorção actual de radionuclídeos da família do urânio pelo organismo humano.

MÉTODOS

A colheita de cabelo foi realizada por técnicos do Laboratório de Patologia Clínica do Hospital de S. Teotónio nos indivíduos das várias freguesias em estudo. De cada dador foi recolhida uma amostra de cabelo, sempre que possível cortada rente ao couro cabeludo. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos vedantes, devidamente identificados e transportados para o ITN/DPRSN, em Sacavém. Já no laboratório, a amostra foi seca à temperatura de 60^o C e pesada.

A análise do ²¹⁰Po foi iniciada com a adição de um traçador isotópico interno, de actividade conhecida, com o objectivo de quantificar o rendimento químico do processo analítico. O isótopo escolhido foi o polónio (²⁰⁹Po) por ter uma energia de emissão bem distinta do ²¹⁰Po (Carvalho, 1995).

Adicionaram-se 15 ml uma solução de ácido nítrico (HNO₃ a 65% p/v) e cerca de 2 ml de uma solução de peróxido de hidrogénio (H₂O₂ a 30% p/v) de modo a solubilizar a quente a amostra e destruir a matéria orgânica. A eliminação do HNO₃ foi feita posteriormente levando a amostra à secura, seguida de lavagens sucessivas com uma solução de ácido clorídrico (HCl a 37% p/v). O resíduo obtido foi dissolvido numa solução de HCl 0.5 M, ao qual foram adicionados 4 ml de ácido L-ascórbico 25 mgL⁻¹, com o objectivo de eliminar a interferência dos iões de ferro na deposição espontânea do polónio num disco de prata. O processo de deposição decorreu à temperatura ambiente durante 12 horas. Os discos de prata foram posteriormente medidos com detectores de silício semi-condutores de barreira da Ortec EG&G. Após a primeira deposição de polónio a amostra foi armazenada por um período superior a seis meses, de forma a permitir o crescimento da actividade de ²¹⁰Po proveniente do decaimento do ²¹⁰Pb contido na amostra, repetindo-se o procedimento da deposição sobre um novo disco de prata como foi descrito acima. Através da medida do ²¹⁰Po obtida nesta segunda análise, foi determinada a actividade do ²¹⁰Pb. A primeira determinação de ²¹⁰Po é corrigida, tendo em conta as datas da colheita da amostra e da análise, e subtraindo o ²¹⁰Po proveniente do decaimento do ²¹⁰Pb durante o armazenamento da amostra antes da primeira deposição do ²¹⁰Po.

A precisão deste procedimento analítico é testada periodicamente através da análise de materiais de referência e da participação em exercícios internacionais de inter comparação, organizados nomeadamente pela AIEA, com bons resultados. O rendimento químico da recuperação de ²¹⁰Po das amostras, controlado pelo traçador isotópico adicionado às amostras, é geralmente de cerca de 90% ou superior. Feita a propagação das incertezas, incluindo a da

actividade do traçador e o erro da medida, a incerteza da determinação das concentrações de ^{210}Po e de ^{210}Pb nas amostras foi, em média de 4,5% e 8%, respectivamente. Os resultados da determinação das concentrações de ^{210}Po e ^{210}Pb nos cabelos estão expressos em actividade por unidade de massa, i.e., em becquerel por quilograma de cabelo seco (Bq kg^{-1}).

Foram analisadas 588 amostras de cabelos, correspondentes a indivíduos entre os 45 e 64 anos de idade, sendo 398 mulheres e 190 homens. O total dos indivíduos amostrados corresponde a três grupos de exposição: o grupo exposto (GE) com 281 indivíduos, e o grupo não exposto (GN) com 307 indivíduos. O grupo designado por não exposto resulta da reunião de dois sub grupos, o GN1 com 126 indivíduos e o GN2 com 181 indivíduos, conforme o critério de escolha das freguesias exposto no Relatório Científico I (Falcão et al, 2005) e resumido na Introdução deste Relatório.

Para avaliar se as diferenças encontradas na comparação dos diferentes grupos da população em estudo eram ou não estatisticamente significativas, foi utilizado o teste não paramétrico de *Kruskal Wallis*, uma vez que as amostras não satisfizeram os critérios de normalidade e homocedasticidade necessários para utilização dos testes paramétricos. O valor-p do teste *Kruskal Wallis* é denominado por p^a nos Quadros seguintes.

A análise dos dados centrou-se na comparação dos indivíduos pertencentes a GE com os de GN no seu conjunto e, também, de GE com GN1 e GN2 isoladamente. Para além da utilização do teste de *Kruskal Wallis*, para comparar os diferentes grupos de população, foi feita uma análise multifactorial de forma a ajustar possíveis factores de confundimento. O valor-p da variável grupo de exposição no modelo é designado por p^b . Nos Quadros os valores de p^a e p^b correspondentes à comparação de GE com outro grupo são indicados na coluna deste último grupo, excepto para as comparações de GN1 com GN2 caso em que são indicados na coluna à direita.

O nível de significância considerado neste estudo foi de 10%, tal como no Relatório Científico I, ou seja, se os valores de p forem inferiores a 0,10 as diferenças entre grupos são consideradas estatisticamente significativas. Recorde-se que o nível de significância é o nível de probabilidade para rejeição da Hipótese Nula, mas não prova que a Hipótese Nula é certa ou errada (Beaglehole et al., 1993).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Quadro 1 apresenta a actividade média e a gama de concentrações (Bq kg^{-1}) de ^{210}Po e ^{210}Pb e a razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ calculada para os grupos de Homens e Mulheres. Tomando como base de comparação a média geométrica, de uma forma geral a concentração de ^{210}Po nas amostras de cabelo foi cerca de 7 a 8 vezes superior à concentração média de ^{210}Pb . Este resultado permite deduzir que a maior parte da actividade de polónio medida no cabelo provém da excreção de ^{210}Po existente no organismo através da sua incorporação directa no cabelo, e não do decaimento radioactivo do ^{210}Pb incorporado no cabelo, caso em que se verificaria sempre $^{210}\text{Po} \leq ^{210}\text{Pb}$. Adicionalmente, como a razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ na dieta Portuguesa é de cerca de 2,5, a razão das concentrações destes radionuclidos nos cabelos não é o resultado da excreção directa das actividades de ^{210}Po e ^{210}Pb ingeridas, mas implica uma mobilização adicional de ^{210}Po do depósito de radionuclidos acumulados no organismo e sua excreção.

Observou-se também que as diferenças nas concentrações de ^{210}Po e ^{210}Pb entre Mulheres e Homens são estatisticamente significativas ($p < 0,10$). Uma interpretação possível prende-se com o comprimento do cabelo analisado, i.e., a distância ao couro cabeludo da cabeleira de onde é cortada a amostra. De uma forma geral, o cabelo das mulheres é mais longo que o dos homens, e tendo em conta que o cabelo cresce a uma taxa de cerca de 1 cm por mês e que o ^{210}Po tem um período de 138 dias, colher uma amostra na extremidade de uma cabeleira longa implica que a concentração de ^{210}Po nessa região de cabelo já será mais baixa, devido ao decaimento radioactivo, comparativamente à concentração medida num cabelo curto. Por outro lado, o resultado de ^{210}Pb no cabelo sugere que a ingestão e a eliminação deste radionuclido do organismo são mais elevadas nos Homens.

Na ausência de informações detalhadas sobre os hábitos alimentares específicos destes grupos, não é possível explicar as diferenças de concentrações de radionuclidos entre sexos. Tratando-se de populações rurais, em que as mulheres têm uma vida mais sedentária e os homens mostram maior mobilidade (deslocação para o trabalho, refeições fora de casa, etc.) pode-se, ainda assim, sugerir que a ingestão de alimentos e água no caso dos Homens não está tão circunscrita ao local de residência como no caso das mulheres, o que pode originar taxas de ingestão de radionuclidos diferentes para os dois sexos.

Quadro 1 – Concentração de ^{210}Po e ^{210}Pb nos cabelos segundo o sexo da população.

Actividade (Bq kg ⁻¹)	^{210}Po	^{210}Pb	$^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$
Mulheres (n=398)			
Média geométrica	19,4	2,3	8,3
Média aritmética	25,7	3,9	13,4
Mínimo	0,9	0,3	0,6
Máximo	133,1	58,3	144,1
Homens (n=190)			
Média geométrica	22,1	3,0	7,3
Média aritmética	29,4	4,5	12,3
Mínimo	0,5	0,5	0,4
Máximo	165,6	28,6	106,9
p^a	0,045	0,001	0,128

p.^a comparação entre grupos - Kruskal-Wallis

Uma das possíveis fontes de absorção de ^{210}Po e ^{210}Pb é o fumo de tabaco, pois estes radionuclidos estão presentes no fumo dos cigarros numa concentração elevada (Carvalho e Oliveira, 2006b). De forma a verificar se o consumo de tabaco poderia influenciar os resultados na comparação da população de GE com GN, comparou-se a população de fumadores com a de não fumadores (Quadro 2). Os resultados obtidos indicam que o consumo de tabaco não influencia de forma estatisticamente significativa os resultados, visto que as diferenças entre fumadores e não fumadores não são significativas. Este resultado não surpreende totalmente, dada a pequena contribuição dos radionuclidos do fumo de tabaco em comparação com a contribuição da dieta para a contaminação interna. O significado estatístico das diferenças entre estes grupos deve, também, ser visto com alguma reserva porque a dimensão do grupo de fumadores é muito reduzida (n = 50) relativamente ao grupo de não fumadores (n = 537), não sendo estas as melhores condições para efectuar a comparação. Por outro lado, não é conhecida a contribuição do tabaco para a inalação de radionuclidos nos fumadores passivos.

Quadro 2 – Concentração de ^{210}Po e ^{210}Pb nos cabelos segundo o consumo de tabaco.

Actividade (Bq kg ⁻¹)	^{210}Po	^{210}Pb	$^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$
Fumadores (n=50)			
Média geométrica	18,4	2,1	8,7
Média aritmética	23,3	3,3	14,5
Mínimo	3,4	0,5	1,4
Máximo	75,3	20,0	103,0
Não fumadores (n=537)			
Média geométrica	20,4	2,6	7,9
Média aritmética	27,3	4,2	12,9
Mínimo	0,5	0,3	0,4
Máximo	165,6	58,3	144,1
p^a	0,283	0,171	0,636

p^a . comparação entre grupos- Kruskal.Wallis

O Quadro 3 ilustra o valor da média geométrica, da gama, da média aritmética e da mediana dos resultados da concentração de ^{210}Po no cabelo para os grupos GE, GN, GN1 e GN2.

Globalmente, isto é, para o conjunto dos dois sexos, o valor da média geométrica de GE foi mais elevado que para GN, e são significativamente diferentes ($p^a=0,004$; $p^b = 0,000$). Isto resulta do valor médio de GN ser diminuído pela baixa concentração de GN2, pois, na realidade, GN1 foi mais elevado, embora de forma não significativa, que GE ($p^a=0,574$; $p^b = 0,283$). Ou seja, a concentração de ^{210}Po nos cabelos foi mais elevada em GN1 do que em GE e ambos tiveram valores muito significativamente superiores a GN2. De resto, as concentrações médias de GN1 e GN2 são significativamente diferentes entre si ($p^a=0,000$).

Esta ordem das concentrações de ^{210}Po deve-se aos resultados para o grupo Mulheres que apresentam elevada concentração de ^{210}Po em GN1, sendo, por seu turno, GN1 significativamente mais elevado que GN2 ($p^a=0,000$). Por sua vez, o grupo Homens apresentou concentrações de ^{210}Po mais elevadas em GE que em GN1, e em GN1 mais elevadas que em GN2 mas sem que GN1 e GN2 fossem significativamente diferentes ($p^a=0,496$). Esta hierarquia de resultados sugere uma maior mobilidade dos Homens, expondo-se pela ingestão a uma maior acumulação interna de ^{210}Po pela ordem GE>GN1>GN2, enquanto as Mulheres terão maior sedentarismo e estarão mais expostas à acumulação interna de ^{210}Po pela ordem GN1>GE>GN2.

Quadro 3 – Concentração de polónio ^{210}Po nos cabelos segundo os grupos de exposição e o sexo.

^{210}Po (Bq kg ⁻¹)	GE (m+h=281; m=197;h=84)	GN (m+h=307; m=201;h=106)	GN1 (m+h=126; m=84;h=42)	GN2 (m+h=181; m=117;h=64)	<i>p</i> (GN1/GN2)
Total					
Média geométrica	22,9	18,1	23,5	15,0	
Mínimo	2,5	0,5	1,9	0,5	
Máximo	165,6	142,2	104,2	142,2	
Média aritmética	28,9	25,1	27,8	23,2	
Mediana	23,3	20,5	24,1	15,3	
<i>p^a</i>		0,004	0,574	0,000	0,000
<i>p^b</i>		0,000	0,283	0,000	
Mulheres					
Média geométrica	21,8	17,3	24,6	13,5	
Mínimo	2,5	0,9	5,3	0,9	
Máximo	133,1	116,6	104,2	116,6	
Média aritmética	27,5	24,0	28,4	20,8	
<i>p^a</i>		0,013	0,228	0,000	0,000
Homens					
Média geométrica	25,7	19,5	21,5	18,4	
Mínimo	7,4	0,5	1,9	0,5	
Máximo	165,6	142,2	70,1	142,2	
Média aritmética	32,2	27,2	26,5	27,6	
<i>p^a</i>		0,070	0,402	0,045	0,496

p^a comparação entre grupo s- Kruskal Wallis

p^b. valor de *p* após ajustamento pelo modelo de ANOVA multifactorial- **GE/GN**: $-\ln(\text{ActP0_210}+1) = 2,556 + 0,257(\text{uso de pesticidas nos últimos 12 meses}) + 0,004(\text{anos de residência na freguesia}) + 0,007(\text{consumo de álcool}) + 0,277(\text{GE})$; **GE/GN1**: $-\ln(\text{ActP0_210}+1) = 2$

Lista da totalidade das variáveis ensaiadas nos modelos: Anexo H- Lista B

O Quadro 4 ilustra o valor da média geométrica, a gama, a média aritmética e a mediana da distribuição da concentração do chumbo, ^{210}Pb , no cabelo para os grupos GE, GN, GN1 e GN2. Da análise da concentração de ^{210}Pb nos cabelos, e quando ambos os sexos são tomados em conjunto, o valor da média geométrica de GE foi mais baixo e significativamente diferente do valor de GN ($p^a=0,000$). Na realidade, este resultado é devido ao valor elevado de ^{210}Pb em GN1, pois os resultados para GE e GN2 não são significativamente diferentes para ambos os métodos utilizados para testar a Hipótese Nula ($p^a=0,528$; $p^b=0,493$), enquanto GN1 é significativamente mais elevado que GN2 ($p=0,000$).

Analisando os resultados para cada um dos sexos separadamente, verifica-se que o grupo Mulheres apresentou concentrações de ^{210}Pb consistentemente mais elevado em GN1 e significativamente diferente de GE e de GN2 ($p^a=0,000$). Os resultados para o grupo Homens apresentou concentrações de ^{210}Pb ainda mais elevadas que o grupo Mulheres em GN1, e concentrações idênticas em GE e GN2 ($p^a=0,700$).

Quadro 4 – Concentração de chumbo radioactivo ^{210}Pb nos cabelos segundo os grupos de exposição e o sexo.

^{210}Pb (Bq kg ⁻¹)	GE	GN	GN1	GN2	p (GN1/GN2)
	(m+h=281; m=197;h=84)	(m+h=307; m=201;h=106)	(m+h=126; m=84;h=42)	(m+h=181; m=117;h=64)	

Total

Média geométrica	2,1	3,1	4,7	2,2	
Mínimo	0,3	0,3	0,9	0,3	
Máximo	34,9	58,3	40,1	58,3	
Média aritmética	3,2	5,0	6,5	3,9	
Mediana	1,9	2,9	4,8	2,0	
p^a		0,000	0,000	0,528	0,000
p^b		0,000	0,000	0,493	
Mulheres					
Média geométrica	1,9	2,9	4,5	2,1	
Mínimo	0,3	0,3	1,0	0,3	
Máximo	34,9	58,3	40,1	58,3	
Média aritmética	3,0	4,8	6,4	3,7	
p^a		0,000	0,000	0,434	0,000
Homens					
Média geométrica	2,6	3,4	5,3	2,6	
Mínimo	0,6	0,5	0,9	0,5	
Máximo	22,2	28,6	20,0	28,6	
Média aritmética	3,7	5,2	6,6	4,2	
p^a		0,040	0,000	0,700	0,000

p^a . comparação entre grupos – Kruskal Wallis

p^b . valor de p após ajustamento pelo modelo de ANOVA multifactorial- **GE/GN**: $-\ln(\text{ActPb}_{210+1}) = 0,552 + 0,264(\text{uso de pesticidas nos últimos 12 meses}) + 0,012(\text{idade}) + 0,007(\text{consumo de álcool}) - 0,211(\text{GE})$;

GE/GN1: $-\ln(\text{ActPb}_{210+1}) = 1,072 + 0,212(\text{trab. minas urânio})$

Lista da totalidade das variáveis ensaiadas nos modelos: Anexo H- Lista B

O Quadro 5 apresenta os resultados para a razão das concentrações de ^{210}Po e ^{210}Pb nos cabelos dos vários grupos de população. Para os dois sexos tomados em conjunto a média geométrica da razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ de GE foi cerca de duas vezes o valor de GN ($p^a=0,000$). GE foi também significativamente mais elevado que GN1 e GN2, e GN1 e GN2 foram significativamente diferentes entre si ($p^a=0,018$). Observando os resultados para cada um dos sexos, a razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ apenas não foi significativamente diferente no grupo Mulheres entre GN1 e GN2 ($p^a=0,442$).

Quadro 5 - Resultados da razão das concentrações de ^{210}Po e ^{210}Pb nos vários grupos da população.

$^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$	GE (m+h=281; m=197;h=84)	GN (m+h=307; m=201;h=106)	GN1 (m+h=126; m=84;h=42)	GN2 (m+h=181; m=117;h=64)	p (GN1/GN2)
Total					
Média geométrica	11,0	5,9	5,0	6,7	
Mínimo	1,0	0,4	0,6	0,4	
Máximo	135,8	144,1	36,2	144,1	
Média aritmética	16,7	9,7	6,6	11,8	
Mediana	10,8	5,5	4,95	6,2	
p^a		0,000	0,000	0,000	0,018
Mulheres					
Média geométrica	11,5	6,0	5,5	6,4	
Mínimo	1,1	0,6	0,9	0,6	
Máximo	135,8	144,1	25,0	144,1	
Média aritmética	17,5	9,3	7,2	10,9	
p^a		0,000	0,000	0,000	0,442
Homens					
Média geométrica	9,9	5,7	4,1	7,1	
Mínimo	1,0	0,4	0,6	0,4	
Máximo	103,0	106,9	36,2	106,9	
Média aritmética	14,9	10,2	5,4	13,4	
p^a		0,000	0,000	0,039	0,005

p^a . comparação entre grupos – Kruskal Wallis

CONCLUSÕES

Na totalidade das amostras de cabelos humanos verificou-se que a concentração de ^{210}Po foi sempre superior à de ^{210}Pb , em média cerca de 8 vezes, confirmando que uma actividade de ^{210}Po significativamente mais elevada que a de ^{210}Pb é excretada pelo cabelo. Esta eliminação preferencial do ^{210}Po em comparação com o ^{210}Pb , não é suportada directamente pela ingestão e inalação, na qual a razão $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ não excede 2,5, pelo que grande parte do ^{210}Po eliminado pelo cabelo teve origem no depósito interno dos radionuclidos precursores do ^{210}Po .

A inalação de fumo de tabaco pelo Homem é uma das possíveis fontes de incorporação de ^{210}Po e de ^{210}Pb , tendo sido admitida a possível existência de uma associação positiva entre o consumo de tabaco e as concentrações destes radionuclidos no cabelo dos fumadores. Não se confirmou esta relação na população estudada, em parte possivelmente devido ao reduzido tamanho do grupo de fumadores mas também devido ao pequeno contributo do tabaco em comparação com as outras origens destes radionuclidos. Este resultado negativo elimina a possibilidade de a origem dos radionuclidos presentes no cabelo dos grupos da população estudados poder ser atribuída aos hábitos de fumo.

As **concentrações de ^{210}Po** nas amostras de cabelo do grupo exposto (GE) foram significativamente mais elevadas que no grupo não exposto (GN) tomado globalmente. Contudo os resultados mostraram também que as concentrações de ^{210}Po não são significativamente diferentes entre GE e GN1, e que ambas são significativamente mais elevadas que as concentrações de GN2, isto é, $\text{GE}=\text{GN1}>\text{GN2}$. Estas diferenças entre os grupos geográficos reflectiram-se directamente nos resultados do sexo feminino. Sabendo-se que o modo de vida rural condiciona a mobilidade das mulheres e encoraja o maior consumo dos produtos hortícolas locais, aquele resultado sugere a acumulação no organismo de actividades mais elevadas de ^{210}Po , e possivelmente de outros radionuclidos da família do urânio precursores do ^{210}Po , na população das freguesias de GN1 e GE onde houve minas e há escombros mineiros, e menos significativas em GN2 onde não houve minas de urânio.

Com as **concentrações de ^{210}Pb** nos cabelos verifica-se que o grupo GN tomado globalmente foi significativamente mais exposto a este radionuclido que GE. Contudo, GE e GN2 não foram significativamente diferentes, e é inteiramente devido à contribuição de GN1 que GN é significativamente mais elevado que GE. Esta hierarquia dos resultados, isto é, $\text{GN1}>\text{GE}=\text{GN2}$, reflecte-se de igual modo nos dois sexos e sugere uma ingestão mais elevada de ^{210}Pb em GN1. Esta exposição mais elevada ao ^{210}Pb nas freguesias de GN1 parece resultar de um factor

local e que não ocorre em GE. Sendo a ingestão a via principal de contaminação interna para estes radionuclídeos, os resultados sugerem que a população de GN1 poderá consumir água de abastecimentos locais (nascentes, poços e furos) e/ou alimentos das hortas com concentrações mais elevadas de ^{210}Pb e, eventualmente, de outros radionuclídeos da família do urânio. A observação das concentrações de radionuclídeos nas amostras ambientais analisadas sugere que se trata do consumo de água com concentração mais elevada de ^{210}Pb em GN1 (Falcão et al., 2005). Note-se que a população de GE é abastecida por rede pública com água da Barragem de Fagilde, que contém ^{210}Po e ^{210}Pb em concentrações baixas, e não por furos e nascentes locais como sucede em GN2.

A hipótese formulada no início deste estudo admitia a existência de uma associação positiva entre a exposição à mina da Urgeiriça e escombrelas do tratamento químico do minério e as concentrações de ^{210}Po e de ^{210}Pb no cabelo dos habitantes.

A apreciação dos resultados de ^{210}Po indica que a exposição às minas e escombrelas do tratamento químico do minério de urânio resulta numa acumulação interna de ^{210}Po na população da freguesia de Canas de Senhorim (GE), idêntica à de GN1, e em ambas significativamente mais elevada que em GN2. Assim, através do ^{210}Po confirma-se, por comparação com o fundo radioactivo natural representado por GN2, a hipótese inicial da contaminação interna do organismo em GE em consequência da exposição à mina e aos resíduos do tratamento químico do minério de urânio. Os resultados indicam ainda que esta contaminação ocorreu também em GN1, onde a população está exposta à presença de mineralizações de urânio e aos escombros mineiros resultantes da actividade extractiva passada. A excreção mais elevada de ^{210}Po pelo cabelo nos indivíduos de GE e GN1 resulta da formação de um depósito interno também mais elevado dos radionuclídeos progenitores do ^{210}Po no organismo, sobretudo ^{226}Ra e ^{210}Pb , o qual, provavelmente, se formou gradualmente durante a vida dos elementos da população estudada.

A apreciação dos resultados do ^{210}Pb no cabelo indica que as concentrações são significativamente mais elevadas na população de GN1 do que nas populações de GE e de GN2, o que sugere que a população de GE não está, hoje, mais exposta à *ingestão* deste radionuclídeo que GN2 e, ainda que, no presente, em GN1 há exposição a concentrações acima do fundo natural deste radionuclídeo. Esta exposição por ingestão é, provavelmente, devida à água utilizada para consumo, como foi acima referido, contribuindo para a formação de um depósito interno de ^{210}Pb no organismo, também relativamente elevado, que originou as concentrações elevadas de ^{210}Po medidas nos cabelos de GN1.

Em resumo, do estudo dos radionuclídeos nos cabelos dos três grupos da população pode concluir-se:

- 1) O ^{210}Po confirmou uma acumulação interna de radionuclídeos nos habitantes de GE consistente com a exposição a radionuclídeos da série do urânio resultante da extracção do minério de urânio e presença dos escombros do tratamento químico do minério;
- 2) O ^{210}Po revelou também uma acumulação de radionuclídeos no grupo GN1 semelhante à de GE, e que, em ambos os grupos, foi significativamente mais elevada que em GN2 (o qual representa a exposição ao fundo radioactivo natural não modificado);
- 3) A concentração de ^{210}Po no cabelo sugere ainda que a elevação da acumulação de ^{210}Po no organismo em GE e GN1 foi cerca de 1,5 vezes a acumulação devida à exposição ao fundo radioactivo natural em GN2;
- 4) As diferenças entre grupos na excreção de ^{210}Po indiciam a existência de um depósito interno de radionuclídeos precursores do ^{210}Po , provavelmente de ^{226}Ra - ^{210}Pb fixado no esqueleto, relacionado com a exposição ao longo da vida aos radionuclídeos resultantes da extracção e tratamento do minério de urânio;
- 5) O ^{210}Pb indicou que a ingestão actual deste radionuclídeo em GE é idêntica à de GN2, ou seja, não é mais elevada que no grupo exposto ao fundo radioactivo natural. Contudo, em GN1 a ingestão de ^{210}Pb é hoje superior à de GE e de GN2, provavelmente por um factor de 2.

A dose de radiação suplementar para os tecidos internos do corpo humano resultante da acumulação no organismo de radionuclídeos da série do urânio será, em grande parte, devida à emissão alfa do ^{210}Po (UNSCEAR, 1988). Por comparação com o grupo de referência (GN2) os resultados sugerem que a concentração interna de ^{210}Po nos grupos GE e GN1 poderá ser cerca de 1,5 superior à de GN2.

Tomando como base a dose média de radiação para a população, 2,8 mSv/ano devido a todas as fontes de radiação, sabe-se que a parte devida aos radionuclídeos do fundo radioactivo natural é de 1,5 mSv/ano, e na qual o ^{210}Pb - ^{210}Po interno contribuem com cerca de 9.7%, isto é, com 0,14 mSv/ano (UNSCEAR 1988, 2000). Admitindo a mesma proporção observada para o ^{210}Po nos cabelos de GE e GN1 em comparação com GN2, a exposição adicional devida ao ^{210}Pb - ^{210}Po interno dos resíduos da extracção do urânio poderá aumentar a dose de radiação interna de 0,14 mSv/ano para cerca de 0,21 mSv/ano. Um acréscimo de dose de radiação interna desta ordem estará dentro da gama da variação do fundo radioactivo natural observada em várias regiões do mundo (UNSCEAR, 2000).

BIBLIOGRAFIA

- Parfenov, Yu (1974), *Polonium-210 in the environment and in the human organism*, Atom. Energy Rev., 12: 75-143.
- Beaglehole, R., Bonita, R., Kjellstrom, T. (1993). Basic Epidemiology. World Health Organization, Geneva.
- Carvalho, F.P (1995), *^{210}Po and ^{210}Pb intake by the Portuguese population: the contribution of seafood*, Health Physics 69(4): 469-480
- Carvalho F. P. and Oliveira J. M. (2006a). Natural radioisotopes ^{210}Po and ^{210}Pb in human hair as an indicator of exposure. In: *Metal Ions in Biology and Medicine*, Vol 9, pp.570-576. M Alpoim and P. Collery Ed. J. Libbey Eurotext Publishers, Paris.
- Carvalho F. P. and Oliveira J. M. (2006b). *Polonium in Cigarette Smoke and Radiation Exposure of Lungs*. (Proceedings of the 15th Radiochemical Conference). Czechoslovak Journal of Physics 56 (Suppl. D): 697-703.
- Yamamoto, M., Y. Yamauchi, H. Kawamura, K. Komura, K. Ueno, (1992), *Measurements of ^{210}Po and ^{210}Pb in Japanese Human Hair*, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 157, 1:37-45.
- Falcão, J. Marinho, Fernando P. Carvalho, M. Machado Leite, Madalena Alarcão, Eugénio Cordeiro, João Ribeiro (2005). MINURAR - Minas de urânio e seus resíduos: efeitos na saúde da população – Relatório Científico I. Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge, Lisboa. (Disponível em www.insa.pt).
- UNSCEAR (1988). "Sources and Effects of Ionizing Radiation". United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). United Nations (1988), New York.
- UNSCEAR (2000). "Sources and Effects of Ionizing Radiation". United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). United Nations (2000), New York.

ANEXO Lista B
Variáveis ensaiadas no modelo

Sexo
Estado civil
Trabalhou em empresas de minas de urânio
Usou pesticidas nos últimos 12 meses
Trabalho no campo
Fumador actual
Idade
Anos de escolaridade completos
Anos de residência na freguesia onde vive
Anos de emigração
Concentração de álcool

EFEITOS NA SAÚDE DA POPULAÇÃO

Estudo dos efeitos genotóxicos na população

AUTORES

Maria João Silva¹, Octávia Monteiro Gil², Ana Carla Sousa¹, Patrícia Cardoso Painço², Paula Costa¹, Luísa Pedro², Anabela Dias¹, João Cardoso³, Luís Santos³, Paulo Nogueira⁴, José Marinho Falcão⁴, Maria Guida Boavida¹

¹INSTITUTO NACIONAL DE SAÚDE DR. RICARDO JORGE, CENTRO DE GENÉTICA HUMANA
(INSA/CGH)

²INSTITUTO TECNOLÓGICO E NUCLEAR, DEPARTAMENTO DE PROTECÇÃO RADIOLÓGICA
E SEGURANÇA NUCLEAR (ITN/DPRSN)

³ ITN/DPRSN- LABORATÓRIO DE METROLOGIA DAS RADIAÇÕES IONIZANTES

⁴INSTITUTO NACIONAL DE SAÚDE DR. RICARDO JORGE, ONSA

INTRODUÇÃO

O urânio é um metal pesado que, em resultado do seu decaimento, emite radiação alfa e alguma radiação gama, possuindo assim, manifesta toxicidade química e radiológica.

Estão bem documentados os efeitos nefastos da exposição ao urânio e aos produtos do seu decaimento na saúde do Homem, incluindo alterações da função renal e da função reprodutora (revisto em Brugge et al., 2005) e ainda um aumento da incidência de cancro, particularmente dos ossos, do pulmão e do sistema linfo/hematopoiético (Kathren e Moore, 1986; Kathren et al., 1989; Kusiak et al., 1993).

As propriedades carcinogénicas do urânio relacionam-se com a sua capacidade de interagir com a molécula de DNA, que contém todo o património genético e integra a estrutura dos cromossomas, levando à formação de lesões na molécula cujos efeitos podem ser traduzidos na indução de mutações génicas (Stearns et al., 2005) e de quebras e outras aberrações cromossómicas (Smerhovsky et al., 2002).

As aberrações cromossómicas nos linfócitos circulantes são consideradas o indicador mais adequado de exposição à radiação, uma vez que correspondem a um efeito biológico precoce, revelam elevada sensibilidade e são dependentes da dose, verificando-se uma estreita correlação entre os níveis de irradiação celular e a frequência de anomalias cromossómicas. A dosimetria radiobiológica, que quantifica a irradiação a que foi submetido o indivíduo, baseia-se geralmente na análise de aberrações cromossómicas em linfócitos do mesmo.

A análise de cromossomas dicêntricos (cromossomas com dois centrómeros, resultantes da fusão de partes de cromossomas distintos) é o método que tem sido mais usado em dosimetria radiobiológica, especialmente em casos de exposição recente a radiação ionizante (Edwards, 1997). Contudo, os cromossomas dicêntricos, assim como os fragmentos acêntricos (fragmentos de cromossomas sem centrómero) e os anéis (cromossoma em forma circular devido à fusão das suas extremidades) constituem tipos de aberrações cromossómicas instáveis, uma vez que são eliminados da célula aquando da divisão celular.

Assim, quando se trata de avaliar os efeitos cumulativos de uma exposição prolongada, a análise de aberrações cromossómicas estáveis, como por exemplo as translocações (trocas entre cromossomas), constitui uma metodologia particularmente adequada (Edwards et al., 2005) por, contrariamente aos dicêntricos, as translocações não serem eliminadas da célula pelas divisões celulares subsequentes e se acumularem no organismo.

Recentemente, tornou-se possível efectuar a pesquisa e análise de translocações, usando a técnica de hibridação do DNA *in situ* por fluorescência (FISH). Simultaneamente podem analisar-se aberrações instáveis como cromossomas dicêntricos, fragmentos acêntricos e anéis. Este método, sendo um processo susceptível de automatização, permite efectuar de uma forma expedita a análise de elevado número de células, em estudos epidemiológicos.

Para além dos efeitos genotóxicos referidos, a radiação ionizante determina ainda uma variedade de outras respostas celulares, nomeadamente alteração da síntese de um conjunto de proteínas onde se incluem enzimas de reparação do DNA. Em particular, quando células expostas inicialmente a baixas doses de radiação (ou de outro agente genotóxico) são subsequentemente expostas a uma dose elevada, podem observar-se alterações que se traduzem por um de dois tipos de efeitos: i) uma hipersensibilidade, que consiste num aumento das lesões cromossómicas face às esperadas; ii) uma resposta adaptativa, que se traduz por um efeito oposto, ou seja por uma redução nos danos cromossómicos esperados, face à dose de radiação aplicada. Ambas as respostas reflectem alterações na capacidade celular de reparação de lesões do DNA. A resposta adaptativa reflecte uma protecção da célula face à irradiação, que se julga resultar essencialmente de um aumento da competência de reparação de lesões do DNA, estimulado pelos baixos níveis de exposição genotóxica prévios (revisto em Oliveira et al., 1998).

O teste *challenge* foi concebido para detectar diferenças na competência de reparação de lesões do DNA na sequência da exposição a doses baixas de radiação. Baseia-se na análise de anomalias cromossómicas em células previamente submetidas a baixas doses de radiação (dose condicionante), experimental ou ambiental, às quais é subsequentemente aplicada uma dose elevada (dose *challenge*).

Alguns estudos têm reportado aumentos de anomalias cromossómicas decorrentes da exposição ao urânio em mineiros (Sram et al., 1993; Zaire et al., 1997; Meszaros et al., 2004) e em trabalhadores de centrais nucleares (Prabhavathi et al., 2003; Martin et al., 1991). Contudo, noutros estudos semelhantes em mineiros os resultados foram negativos (Muller et al., 2004; Loyd et al., 2001). No que diz respeito a situações de exposição não ocupacional ao urânio, os dados existentes são escassos e contraditórios. Que se saiba foi apenas efectuada um estudo de aberrações cromossómicas em residentes na periferia de minas de urânio, tendo sido observado um pequeno aumento, embora não significativo, da frequência de anomalias cromossómicas espontâneas (Au et al., 1995).

O recurso ao ensaio *challenge* tem também revelado resultados distintos, que vão desde um aumento, ainda que não significativo, de aberrações cromossômicas, em residentes na proximidade de minas de urânio e seus resíduos (Au et al., 1995) a um decréscimo das lesões no DNA em situação de exposição a elevado fundo radioactivo natural (Ghiassi-Nejad et al., 2002) ou de exposição ocupacional, a radiação em centrais nucleares (Thierens et al., 2002), ou ambiental, na sequência do acidente de Chernobyl (Tedeschi et al., 1996). Outros estudos em casos de exposição ocupacional ao urânio (Joksik et al., 2004) não demonstraram qualquer efeito, após a dose *challenge*.

Sabe-se que tanto as mutações na molécula de DNA como as aberrações cromossômicas podem, entre outros efeitos, determinar o desenvolvimento de cancro ou o aparecimento de anomalias na descendência. Vários estudos confirmaram que as anomalias cromossômicas são os biomarcadores precoces mais relevantes para predizer o risco de cancro. Em estudos epidemiológicos verificou-se uma associação positiva entre a frequência elevada de aberrações cromossômicas e o risco de cancro, mortalidade por cancro e, inclusive, que a frequência de aberrações cromossômicas pode ter valor preditivo para o risco de cancro (Hagmar et al., 1998; Bonassi et al., 2000; Rossner et al., 2005). Noutro estudo concluiu-se que o risco de cancro duplicou nos grupos populacionais com elevada frequência de aberrações cromossômicas relativamente aos de baixa frequência (Hagmar et al., 1994).

OBJECTIVOS

Conforme mencionado no Relatório Científico I, o projecto MinUrar foi planeado com a finalidade de verificar se as populações que vivem junto das minas de urânio da Urgeiriça e escombeiras resultantes da exploração dos minérios radioactivos - população de Canas de Senhorim - apresentam riscos para a saúde superiores aos de populações da mesma região do país e com características semelhantes, mas residentes em locais onde não existe qualquer mina de urânio ou escombeira.

O presente estudo, visando a análise de eventuais efeitos genotóxicos na população de Canas de Senhorim, pretendeu testar duas hipóteses principais:

- i) Existe uma associação positiva entre a exposição à mina da Urgeiriça e escombeiras do tratamento químico do minério e a ocorrência de anomalias cromossómicas em linfócitos de sangue periférico.
- ii) Existe uma associação entre a exposição à mina da Urgeiriça e escombeiras do tratamento químico do minério e uma alteração da competência de reparação de lesões do DNA em linfócitos de sangue periférico.

MATERIAL E MÉTODOS

DELINEAMENTO GERAL

O estudo centrou-se na comparação entre dois grupos populacionais, denominados grupo exposto (GE') e grupo não exposto (GN2'). O grupo GE' integra residentes da freguesia de Canas de Senhorim, onde está localizado o núcleo industrial da mina da Urgeiriça e o conjunto das maiores escombreyas resultantes da exploração e tratamento químico dos minérios radioactivos.

O grupo GN2' é constituído por residentes de um conjunto de quatro freguesias da mesma região em que não se conhece qualquer ocorrência de mineralização de urânio e, por maioria de razão, não existiu qualquer actividade industrial de exploração desses minérios. São elas: S. Pedro (Celorico da Beira), Sátão (Sátão), Campo da Madalena (Viseu) e Seia (Seia).

SELECÇÃO DOS PARTICIPANTES

O grupo GE' foi constituído por 32 indivíduos e o grupo GN2' ou de controlo, por 33 indivíduos. O primeiro foi seleccionado de entre uma amostra aleatória de 285 residentes há mais de 5 anos na freguesia de Canas de Senhorim, enquanto que o grupo GN2' foi seleccionado de entre 186 residentes nas outras quatro freguesias, com a seguinte distribuição: S. Pedro - Celorico da Beira, 8; Sátão, 6; Campo de Santa Madalena, 14 e Seia, 5 indivíduos. Todos fizeram parte do grupo avaliado para o estado de saúde no âmbito do projecto MINURAR (Marinho Falcão et al., 2005), sendo os indivíduos do grupo GE' parte do grupo GE daquele estudo e os do grupo GN2' parte do grupo GN2.

Ambos os grupos foram constituídos por indivíduos do sexo masculino, não fumadores e com idades entre 45 e 64 anos. A idade média dos componentes do grupo GE' foi de 54,3 anos e a dos do grupo GN2' de 55,7 anos. Todos os indivíduos responderam a um questionário sobre aspectos profissionais, médicos e comportamentais e, devidamente informados, deram a sua autorização por escrito para participarem no estudo.

Constituíram ainda critérios de exclusão: neoplasia maligna actual ou anterior, cirurgia ou transfusão de sangue há menos de 6 meses ou medicação por tuberculostáticos ou quimioterápicos.

Do grupo GE' excluíram-se também os indivíduos com exposição ocupacional ou ambiental a outros agentes potencialmente genotóxicos, enquanto que do grupo GN2', excluíram-se todos os indivíduos com exposição ocupacional ou ambiental a urânio ou seus resíduos e a outros agentes potencialmente genotóxicos.

MÉTODOS

Os dois grupos foram analisados no que respeita à frequência de aberrações cromossômicas nos linfócitos do sangue periférico dos indivíduos em estudo.

De uma forma breve, os métodos incluíram a colheita de sangue e a cultura de linfócitos a partir de sangue total - não irradiado (frequência basal) e irradiado (ensaio *challenge*), com 2 Gy de radiação gama (fonte de ^{60}Co , 0,217 – 0,245 Gy/min) - durante 44 h (não irradiado) ou 48h (irradiado), a 37°C.

Procedeu-se seguidamente à colheita e espalhamento dos linfócitos em lâmina de microscópio, para obtenção de preparações de metafases, de acordo com métodos otimizados no laboratório. As lâminas foram codificadas e o estudo processou-se com ocultação.

Seguiu-se a realização da técnica de FISH (hibridação do DNA *in situ* com fluorescência) com sondas-biblioteca marcadas com o fluorocromo Texas Red para os cromossomas 1, 2 e 4 (MetaSystems GmbH, Alemanha). Estas sondas hibridam com a sequência complementar de DNA, o que determina a coloração a vermelho daqueles cromossomas, enquanto os restantes são corados a azul por um fluorocromo específico (DAPI) (Fig. 1). No total, os cromossomas pintados correspondem a 22,7 % do genoma humano (Morton et al., 1991).

A análise das aberrações cromossômicas (Fig. 2) realizou-se com recurso a dois sistemas idênticos de análise de imagem acoplados a microscópios Zeiss Axioplan equipados com câmara CCD (MetaSystems, GmbH) (Fig. 3), um situado no Centro de Genética Humana (CGH - INSA) e o outro no Departamento de Protecção Radiológica e Segurança Nuclear (DPRSN - ITN).

A homogeneização da análise e a classificação das aberrações cromossômicas pelos 2 grupos, foi conseguida após várias sessões de interpretação comparativa dos resultados obtidos no CGH e no DPRSN. No decurso do trabalho, continuaram a realizar-se sessões periódicas entre os participantes das duas Instituições, para discussão de dúvidas na interpretação dos resultados de algumas imagens.

O sistema de análise de imagem permitiu a pesquisa automatizada de metafases em 10 a 15 minutos por lâmina (Metafer 4, MetaSystems), seguida de captura, em grande ampliação, digitalização e gravação das imagens em cerca de 35 a 40 minutos por cada 100 metafases (Autocapt, MetaSystems).

Por fim, a análise detalhada de cada metafase (Figs. 1 e 2) foi efectuada por análise visual no monitor, com auxílio do software adequado (ISIS, MetaSystems) estimando-se uma média de 1 a 2,5 horas para a análise de 100 metafases resultantes, respectivamente, de sangue não irradiado e irradiado

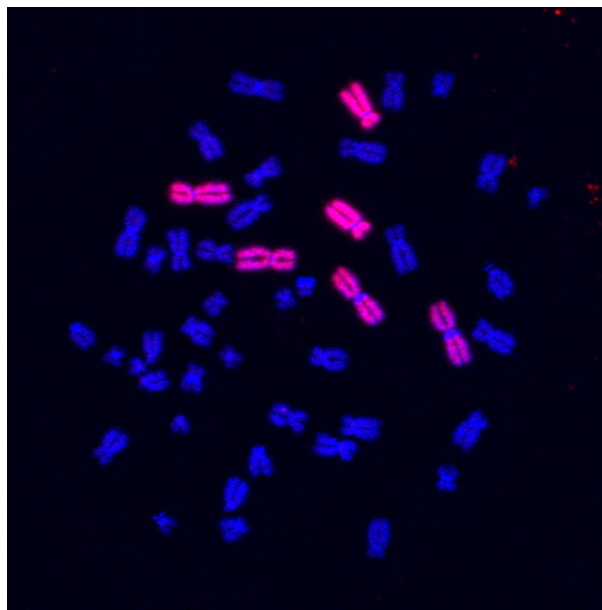


Figura 1 – Fotografia de uma metafase sem anomalias, evidenciando três pares de cromossomas pintados: cromossomas 1, 2 e 4

Para determinação da frequência basal de aberrações cromossômicas analisaram-se um mínimo de 2000 metafases por indivíduo. No que se refere à determinação da frequência de aberrações cromossômicas radioinduzidas – ensaio *challenge* – foram analisadas 700 metafases por indivíduo, à excepção de 10 indivíduos em que a menor qualidade das preparações microscópicas não permitiu atingir esse valor (valor médio do número de metafases analisadas nestes casos:420).

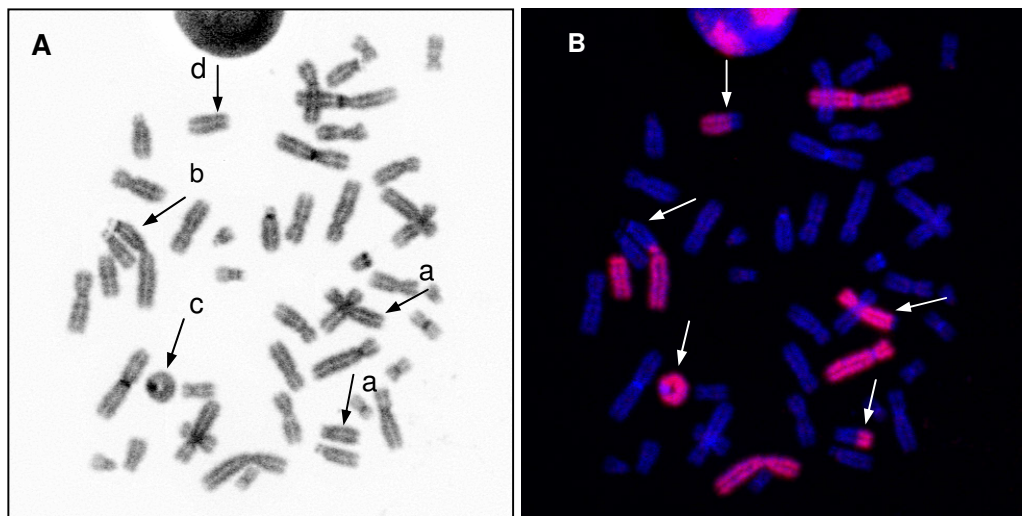


Figura 2 – Fotografias de uma metafase visualizada em contraste de fase (A) e em fluorescência (B), evidenciando uma translocação recíproca (a), um cromossoma dicêntrico (b), um anel cêntrico (c) e um fragmento acêntrico (d) envolvendo cromossomas pintados

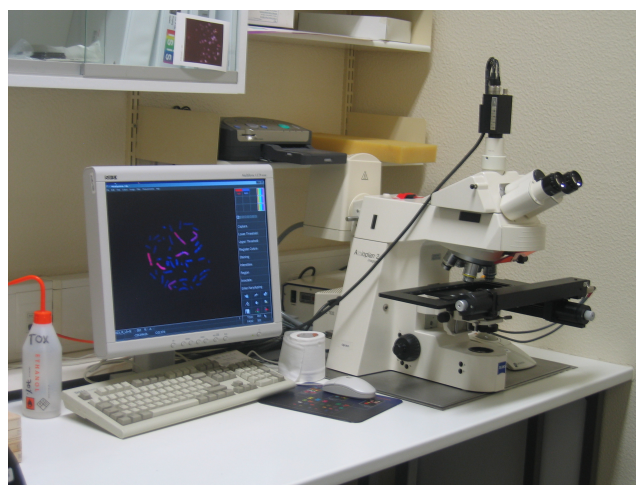


Figura 3 – Fotografia do sistema automatizado de pesquisa e análise de imagem

Contabilizaram-se e classificaram-se as aberrações cromossômicas estáveis (translocações) e instáveis (cromossomas dicêntricos, fragmentos acêntricos e anéis), envolvendo os 3 pares de cromossomas pintados (Figuras 1 e 2), utilizando o sistema PAINT (Tucker et al., 1995; 2005; 2005a). Foi ainda registado o número de junções coradas, representando os pontos de quebra e rearranjos entre material cromossômico pintado e não pintado.

As frequências genômicas de aberrações cromossômicas (FG) foram calculadas por extrapolação para o genoma total da proporção de aberrações encontradas nos 3 pares de cromossomos analisados que, como referido, representam 22,7% do genoma. Para tal, foi usada a seguinte fórmula: (Lucas e Deng, 2000):

$$FG = Fi / 2,05 fi (1-fi),$$

em que FG representa a frequência genômica da aberração cromossômica, Fi representa a frequência esperada do tipo de aberração cromossômica e fi a fração do genoma pintado.

Para verificar a significância estatística das diferenças entre os grupos em comparação foi utilizado o teste *t* de *Student* para a comparação de duas médias, quando os critérios de normalidade e homoscedasticidade estavam presentes. Quando aqueles critérios não estavam cumpridos foi usado o teste de *Mann-Whitney*. Consideram-se como significativas as diferenças entre grupos cujo teste de hipótese tenha obtido um resultado em que $p < 0,05$.

RESULTADOS

A determinação das frequências basais de aberrações cromossómicas nos dois grupos populacionais GE' e GN2' envolveu a análise de um total de 136 882 células dos 65 indivíduos em estudo.

A frequência genómica (FG) individual de aberrações cromossómicas basais para os indivíduos de ambos os grupos é apresentada no Anexo. A proporção de células com aberrações cromossómicas (doravante referidas como células aberrantes) bem como as frequências genómicas médias do total e de cada um dos tipos de aberrações cromossómicas analisadas - translocações, cromossomas dicêntricos, fragmentos acêntricos e anéis - e a percentagem de junções coradas para cada um dos grupos estudados são apresentados nos Quadros 1 e 2.

Observou-se um valor mais elevado da frequência de aberrações cromossómicas, de células aberrantes e de junções coradas no grupo GE' comparativamente ao GN2', embora este aumento não tenha significância estatística (Quadro 1). A estratificação dos dados de aberrações cromossómicas em aberrações estáveis (translocações) e instáveis (dicêntricos, fragmentos acêntricos e anéis), revelou a existência de um valor superior de translocações no grupo GE' relativamente a GN2', mas igualmente sem significância estatística (Quadro 2). A frequência de aberrações instáveis foi semelhante nos dois grupos estudados.

Quadro 1 – Frequência basal (Média \pm DP) de células aberrantes e de junções coradas e frequência genómica^a do total de aberrações cromossómicas por 100 células nos grupos exposto (GE') e de controlo (GN2')

Grupo populacional	N	Total de células analisadas	Células aberrantes (%)	Junções coradas (%)	FG Total aberrações
GN2', ^b	33	69 199	0,90 \pm 0,26	1,20 \pm 0,46	4,03 \pm 1,36
GE', ^b	32	67 683	0,99 \pm 0,39	1,37 \pm 0,57	4,51 \pm 1,67
<i>p</i>			0,177 ^c	0,199 ^d	0,204 ^d

^a De acordo com a fórmula , $FG = Fi / 2,05 f_i(1-f_i)$ em que FG = frequência genómica da anomalia,

Fi = frequência esperada da anomalia e f_i = fracção do genoma pintado (22,7%);

^b GN2' – subgrupo seleccionado das quatro freguesias do grupo não exposto, GN2;

GE' – subgrupo do grupo exposto de Canas de Senhorim, GE;

^c Calculado pelo teste de Mann-Whitney;

^d Calculado pelo teste t de Student.

Quadro 2 – Frequência genómica^a basal (Média ± DP) de translocações, cromossomas dicêntricos e fragmentos acêntricos e anéis por 100 células nos grupos exposto (GE') e de controlo (GN2')

Grupo populacional	Translocações	Cromossomas dicêntricos	Fragmentos acêntricos e anéis
GN2' ^b	2,78 ± 1,20	0,29 ± 0,19	0,96 ± 0,45
GE' ^b	3,26 ± 1,52	0,23 ± 0,16	1,02 ± 0,45
<i>p</i>	0,162 ^c	0,185 ^c	0,578 ^c

^a De acordo com a fórmula, $FG = Fi / 2,05 f_i (1-f_i)$ em que FG = frequência genómica da anomalia, Fi = frequência esperada da anomalia e f_i = fracção do genoma pintado (22,7%);

^b GN2' – subgrupo seleccionado das quatro freguesias do grupo não exposto, GN2;

GE' – subgrupo do grupo exposto de Canas de Senhorim, GE;

^c Calculado pelo teste t de Student.

Para a quantificação de aberrações cromossómicas radioinduzidas (ensaio *challenge*) foram analisadas um total de 47 516 células dos indivíduos dos 2 grupos em estudo. Os resultados individuais das FG de aberrações cromossómicas são apresentados no Anexo.

A proporção de células aberrantes bem como as frequências genómicas médias do total e de cada um dos tipos de aberrações cromossómicas analisadas e a percentagem de junções coradas para cada um dos grupos estudados são apresentados nos Quadros 3 e 4.

Observa-se que, no seu conjunto, os indivíduos do grupo GE' apresentam uma frequência significativamente mais baixa do total de aberrações cromossómicas, de células aberrantes e de junções coradas em resposta à irradiação com raios gama, comparativamente ao observado para o grupo GN2' (Quadro 3).

Quadro 3 – Frequência (Média ± DP) de células aberrantes e de junções coradas e frequência genómica^a do total de aberrações cromossômicas por 100 células após irradiação dos linfócitos (2 Gy de radiação γ) nos grupos exposto (GE') e de controlo (GN2')

Grupo populacional	N	Total de células analisadas	Células aberrantes (%)	Junções coradas (%)	FG Total aberrações
GN2' ^b	33	23 874	29,04 ± 2,19	46,12 ± 5,17	186,96 ± 21,13
GE' ^b	32	23 642	25,57 ± 4,38	39,73 ± 8,19	161,50 ± 32,61
<i>p</i>			0,0001 ^c	0,0004 ^d	0,0004 ^d

^a De acordo com a fórmula, $FG = Fi / 2,05 f_i (1-f_i)$ em que FG = frequência genómica da anomalia, Fi = frequência esperada da anomalia e f_i = fracção do genoma pintado (22,7%);

^b GN2' – subgrupo seleccionado das quatro freguesias do grupo não exposto, GN2;

GE' – subgrupo do grupo exposto de Canas de Senhorim, GE;

^c Calculado pelo teste de Mann-Whitney;

^d Calculado pelo teste *t* de Student.

A estratificação dos dados de aberrações cromossômicas em aberrações estáveis e instáveis revelou uma frequência significativamente mais baixa, quer de translocações, quer de cromossomas dicêntricos e fragmentos acêntricos conjuntamente com anéis, no grupo GE' relativamente a GN2' (Quadro 4).

Quadro 4 – Frequência genómica^a (Média ± DP) de translocações, cromossomas dicêntricos e fragmentos acêntricos e anéis por 100 células após irradiação dos linfócitos (2 Gy de radiação γ) nos grupos exposto (GE') e de controlo (GN2')

Grupo populacional	Translocações	Cromossomas dicêntricos	Fragmentos acêntricos e anéis
GN2' ^b	73,74 ± 8,78	34,95 ± 5,70	78,26 ± 11,50
GE' ^b	61,57 ± 13,63	31,20 ± 7,13	68,73 ± 15,10
<i>p</i>	<0,0001 ^c	0,020 ^c	0,006 ^c

^a De acordo com a fórmula, $FG = Fi / 2,05 f_i (1-f_i)$ em que FG = frequência genómica da anomalia, Fi = frequência esperada da anomalia e f_i = fracção do genoma pintado (22,7%);

^b GN2' – subgrupo seleccionado das quatro freguesias do grupo não exposto, GN2;

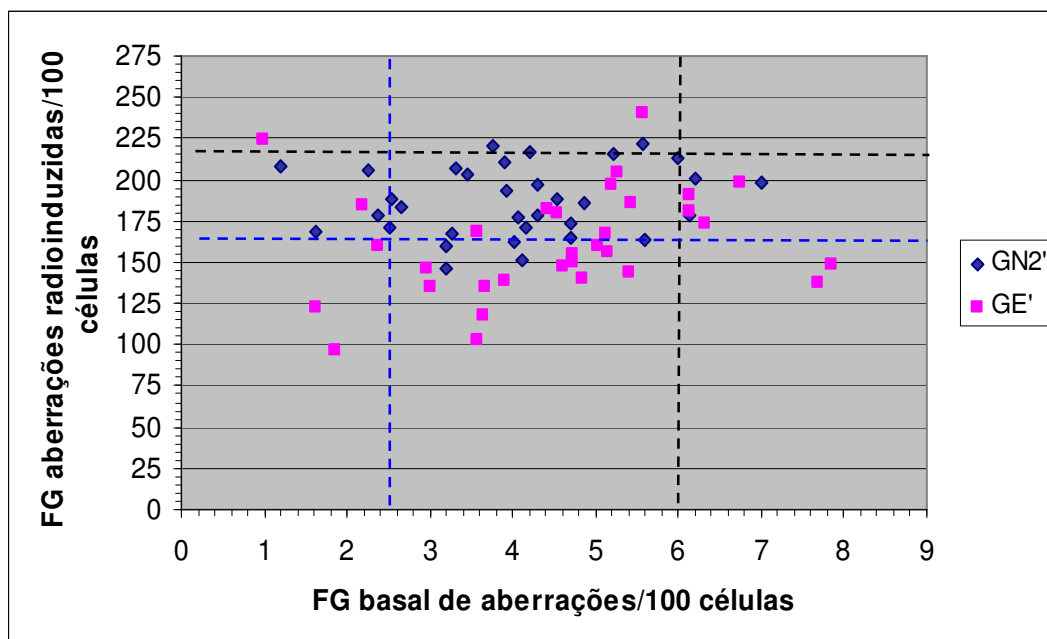
GE' – subgrupo do grupo exposto de Canas de Senhorim, GE;

^c Calculado pelo teste *t* de Student.

Na Figura 4 representam-se graficamente a distribuição das frequências individuais das aberrações cromossômicas basais e radioinduzidas nos dois grupos GE' e GN2'. Nela se representam, a tracejado, os valores dos percentis 10 (linha azul) e 90 (linha preta) calculados para o grupo GN2', quer para a frequência basal de aberrações cromossômicas (linhas verticais) quer para a das radioinduzidas (linhas horizontais).

Observa-se que, para as frequências das aberrações cromossômicas basais, a maioria dos indivíduos do grupo GE' (65,6%) se situa entre os percentis 10 e 90 do grupo GN2' e os restantes se distribuem equitativamente abaixo e acima daqueles percentis. Contudo, no que diz respeito à frequência das aberrações cromossômicas radioinduzidas, mais de metade (56,2%) dos indivíduos do grupo GE' situam-se abaixo do percentil 10 das aberrações radioinduzidas do grupo GN2'.

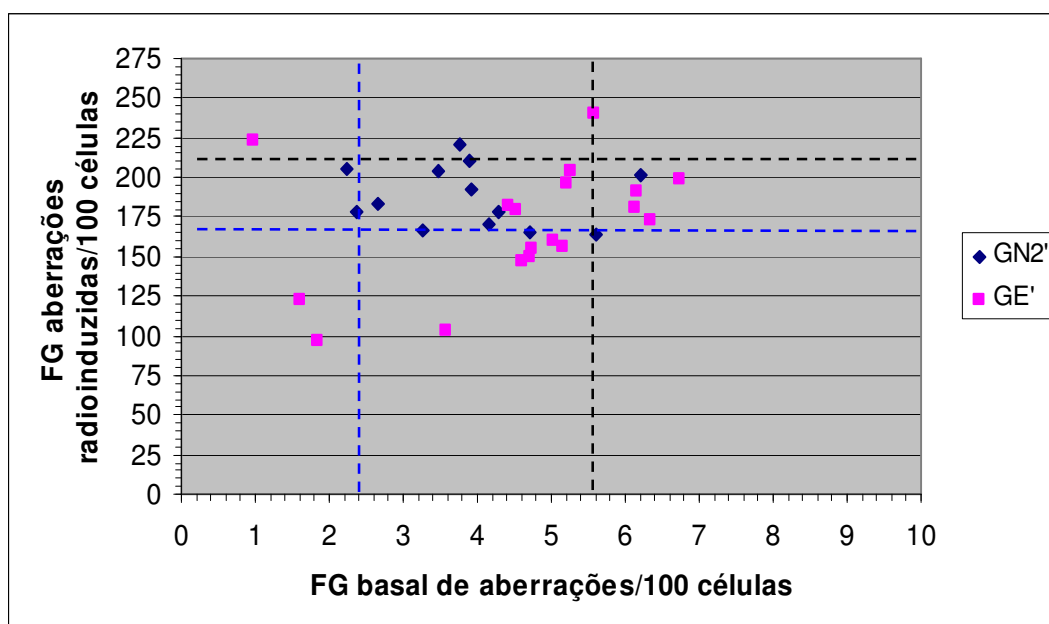
Figura 4 – Distribuição das frequências genómicas individuais de aberrações cromossômicas basais e radioinduzidas obtidas nos grupos GE' e GN2'



Linhas tracejadas verticais – percentis 10 (azul) e 90 (preto) da FG de aberrações cromossômicas basais determinados para o grupo GN2'; Linhas tracejadas horizontais – percentis 10 (azul) e 90 (preto) da FG de aberrações cromossômicas radioinduzidas determinados para o grupo GN2'

Nas Figuras 5 e 6 apresentam-se graficamente as distribuições das frequências individuais de aberrações cromossômicas basais e radioinduzidas por escalão etário (45 a 54 anos e 55 a 64 anos) e por grupo de exposição, e no Quadro 5 analisam-se os resultados relativamente aos mesmos escalões etários. A análise deste permite concluir que, para a frequência das aberrações cromossômicas basais não existe uma diferença significativa entre os dois escalões etários dentro de cada grupo.

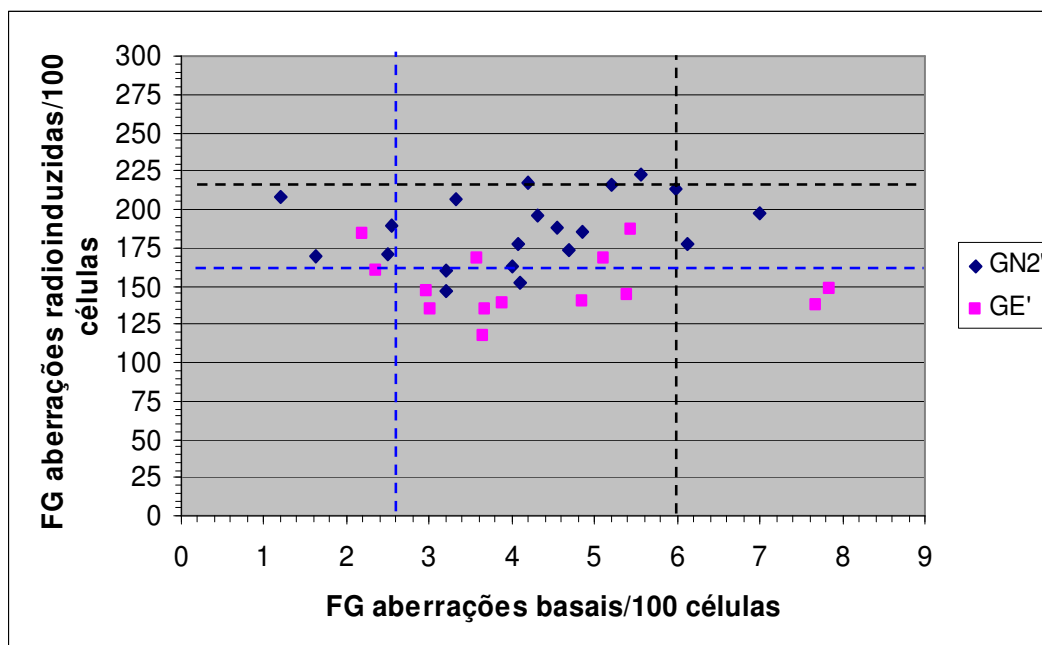
Figura 5 – Distribuição das frequências genómicas individuais de aberrações cromossômicas basais e radioinduzidas nos grupos GE' e GN2' do escalão etário entre 45 e 54 anos de idade



Linhas tracejadas verticais – percentis 10 (azul) e 90 (preto) da FG de aberrações cromossômicas basais determinados para o grupo GN2'; Linhas tracejadas horizontais – percentis 10 (azul) e 90 (preto) da FG de aberrações cromossômicas radioinduzidas determinados para o grupo GN2'

De facto, enquanto que não se verificam diferenças significativas na frequência basal de aberrações cromossômicas entre GE' e GN2' dentro de cada escalão etário, existe uma diferença significativa na frequência de aberrações cromossômicas radioinduzidas entre GE' e GN2' no escalão etário mais elevado ($p < 0,001$) (Quadro 5). Contudo, quando avaliado o efeito de grupo de exposição (GE' vs GN2') e escalão etário em simultâneo, pela aplicação de um teste ANOVA a dois factores, apenas o factor exposição foi significativo ($p < 0.0001$) e o escalão etário não revelou significado estatístico ($p = 0,135$).

Figura 6 - Distribuição das frequências genómicas individuais de aberrações cromossómicas basais e radioinduzidas nos grupos GE' e GN2' do escalão etário entre 55 e 64 anos de idade



Linhas tracejadas verticais – percentis 10 (azul) e 90 (preto) da FG de aberrações cromossómicas basais determinados para o grupo GN2'; Linhas tracejadas horizontais – percentis 10 (azul) e 90 (preto) da FG de aberrações cromossómicas radioinduzidas determinados para o grupo GN2'

Quadro 5 - Frequência genómica^a (Média \pm DP) de aberrações cromossómicas basais e radioinduzidas por escalão etário nos grupos exposto (GE') e de controlo (GN2')

Escalão etário (anos)	Grupo populacional	N	Basais	p	Radioinduzidas	p
45 - 54	GN2' ^b	13	3,89 \pm 1,17	0,63*	187,80 \pm 19,08	0,86*
	GE' ^b	18	4,59 \pm 1,63	0,76**	169,93 \pm 38,29	0,077**
<i>p</i> ^{***}			0,197		0,099	
55 - 64	GN2' ^b	20	4,11 \pm 1,29		186,41 \pm 13,21	
	GE' ^b	14	4,40 \pm 0,20		150,65 \pm 19,65	
<i>p</i> ^{***}			0,609		<0,001	

^a De acordo com a fórmula , $FG = Fi / 2,05 f_i (1-f_i)$ em que FG = frequência genómica da anomalia, Fi = frequência esperada da anomalia e f_i = fracção do genoma pintado (22,7%);

^b GN2' – subgrupo seleccionado das quatro freguesias do grupo não exposto, GN2;

GE' – subgrupo do grupo exposto de Canas de Senhorim, GE;

* Comparação entre os dois escalões etários do grupo GN2'

** Comparação entre os dois escalões etários do grupo GE'

*** Comparação entre os grupos GE' e GN2' em cada escalão etário

DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

Os estudos ambientais efectuados no âmbito do Projecto MINURAR (Marinho Falcão et al., 2005) permitiram caracterizar a radioactividade ambiente e a distribuição dos metais e outros contaminantes químicos nas freguesias seleccionadas para estudo, agrupadas em três grupos: a freguesia de Canas de Senhorim (GE), onde se localizam a mina da Urgeiriça e escombreiras, e dois grupos distintos de freguesias dos distritos de Viseu e Guarda (GN1 e GN2). O grupo GN1 engloba um conjunto de freguesias de exposição intermédia ao urânio, onde existem ocorrências de mineralizações de urânio e/ou houve actividade extractiva enquanto o grupo GN2 inclui freguesias onde não se conhecem quaisquer minas ou ocorrências de mineralizações de urânio.

Com base nos dados apresentados no Relatório Científico I (Marinho Falcão et al, 2005) referentes às componentes “Radioactividade Ambiente” e “Distribuição dos metais e de outros contaminantes químicos no ambiente”, constata-se que existe o potencial para que a população de Canas de Senhorim possa receber uma dose de radiação externa mais elevada do que a das freguesias de comparação, e particularmente do que a de GN2, de onde provém o grupo de controlo deste estudo (GN2’).

Neste estudo a comparação dos grupos GE’ e GN2’, no que se refere à frequência de aberrações cromossómicas basais, revelou, no grupo GE’, uma maior frequência de células aberrantes, junções coradas e aberrações cromossómicas totais e, dentro destas, de translocações e de fragmentos acêntricos e anéis. Apenas a frequência de cromossomas dicêntricos no grupo GE’ foi inferior à do grupo GN2’. Contudo, essas diferenças não revelaram significância estatística, quer para o total, quer para qualquer dos tipos específicos de aberrações analisadas (Quadros 1 e 2).

Estes resultados indicam que a exposição da população de Canas de Senhorim a radionuclídeos e/ou agentes químicos derivados da actividade mineira do urânio não atingiu níveis susceptíveis de causar um aumento significativo da frequência de aberrações cromossómicas, detectável nas condições e com os métodos usados.

Que se saiba, existe apenas um outro estudo semelhante a este, em que se pesquisaram aberrações cromossômicas em residentes na periferia de minas de urânio (Au et al, 1995). Nesse trabalho não foi encontrada uma diferença estatisticamente significativa na frequência de aberrações cromossômicas basais dos residentes relativamente à população de controlo embora, tal como no presente, fosse observada uma elevação da mesma. Assim, neste aspecto, os resultados são concordantes nos dois estudos.

Para o presente estudo seleccionaram-se apenas indivíduos do sexo masculino, uma vez que se sabe que existem diferenças na frequência de aberrações cromossômicas basais entre ambos os sexos (Bonassi e tal., 1995), e que há um aumento de aberrações em idades mais avançadas (Tawn e Whitehouse, 2001; Ramsey et al., 1995). Por outro lado, sabendo-se que a maioria dos compostos presentes no fumo do tabaco induz lesões no DNA e que os fumadores apresentam em geral uma maior frequência de aberrações cromossômicas do que os não fumadores, incluíram-se apenas não fumadores. Deste modo, evitou-se a introdução de variáveis de confundimento que poderiam influenciar os resultados e/ou tornar a sua interpretação mais difícil.

No que se refere à frequência de translocações observada no grupo de controlo GN2' - $2,78 \pm 1,20$ / 100 células – verifica-se que é mais elevada do que a que tem sido referenciada para outras populações da mesma faixa etária, analisadas por método idêntico, que se situa entre 0,72 – 2,50 translocações/100 células (Ramsey et al., 1995; Sram et al. 2004). Considerando que a frequência de translocações reflecte a exposição cumulativa a agentes genotóxicos e que, globalmente, a região do país onde estas freguesias se situam possui um fundo radioactivo natural elevado (Marinho Falcão et al., 2005), não será de excluir a influência deste factor no nível basal de translocações do grupo de controlo.

Aumentos significativos da frequência de aberrações cromossômicas em indivíduos que vivem em regiões de elevado fundo radioactivo natural têm sido observados em várias regiões do globo como, por exemplo, no sul da China (Hayata et al, 2004, Chen e Wei, 1991) e em Ramsar, no Irão (Ghiassi-Nejad et al, 2004), entre outras, onde os habitantes recebem doses anuais efectivas de, respectivamente, 3 a 100 vezes mais do que o normal. Contudo, os níveis de radiação ambiental devido ao fundo natural encontrado nas freguesias de onde provém o grupo GN2' estão abaixo do das regiões onde se efectuaram aqueles estudos (Marinho Falcão et al., 2005).

Assim, os resultados obtidos para os níveis basais de translocações no grupo GN2' poderão traduzir outras diferenças relativamente aos estudos referidos, nomeadamente inerentes à estrutura genética das populações estudadas, à metodologia usada ou a outros factores ambientais.

No sentido de determinar se a elevada frequência basal de aberrações cromossómicas encontradas na população se fica a dever ao fundo radioactivo natural da região, iniciou-se recentemente um estudo semelhante a este em populações dos concelhos de Ourique e Serpa, regiões de baixo fundo radioactivo natural.

Relativamente aos dados do ensaio *challenge*, observou-se uma diferença estatisticamente significativa entre os dois grupos em estudo, não só para o global das aberrações cromossómicas como para todos os tipos de aberrações específicas, na resposta celular a uma dose elevada (2Gy, *in vitro*) de radiação gama (Quadros 3 e 4). De facto, as células dos indivíduos do grupo GE' revelaram, após irradiação, uma frequência de células aberrantes, de aberrações cromossómicas totais, e de junções coradas inferior à dos indivíduos do grupo GN2', quando igualmente irradiadas. A diferença verificada na frequência total de aberrações cromossómicas traduziu-se por uma redução de 14,2 % no grupo GE' comparativamente a GN2'. Em particular, observaram-se menos 17,8 % de translocações, 10,6 % de dicêntricos e 12,4 % de fragmentos acêntricos e anéis. Estes resultados são sugestivos de uma resposta adaptativa induzida pelas condições específicas da exposição ambiental em Canas de Senhorim.

A resposta adaptativa tem sido observada, quer *in vitro*, em células de procariotas e eucariotas, quer *in vivo*, nomeadamente em linfócitos de indivíduos que estiveram expostos ambiental, ocupacional ou acidentalmente a baixas doses de radiação ou de agentes químicos, as quais actuam na célula como doses condicionantes. Estes estudos populacionais têm evidenciado resultados diferentes, indicando assim que não se trata de uma resposta universal. Para além disso, verifica-se uma ampla variação interindividual, quer na manifestação da resposta adaptativa, quer na magnitude dessa resposta (revisto em Preston, 2005).

Num estudo sobre populações residentes na periferia de minas de urânio (Au et al, 1995), os resultados do ensaio *challenge* foram opostos aos aqui obtidos, tendo-se verificado um excesso de aberrações cromossómicas comparativamente às da população controlo. As diferenças podem ter ficado a dever-se às diferentes condições experimentais utilizadas, a factores de exposição, a outros factores ambientais ou a factores genéticos das populações analisadas.

Contudo, noutros trabalhos em que foi aplicado o ensaio *challenge* em linfócitos de populações expostas a radiação tem-se observado a existência de resposta adaptativa. Num estudo em particular, foi demonstrado que linfócitos de técnicos hospitalares de radioterapia e radiodiagnóstico, ocupacionalmente expostos a radiação X e gama apresentavam frequências médias de células com aberrações cromossómicas 29% mais baixas do que os linfócitos de indivíduos não expostos, irradiados nas mesmas condições (Barquinero et al., 1995). Resultados semelhantes foram obtidos noutros estudos de exposição ocupacional, nomeadamente em trabalhadores de centrais nucleares (Thierens et al., 2002). Também em estudos em populações expostas acidentalmente a elevados níveis de radiação ambiente, e nomeadamente, em vítimas do acidente de Chernobyl (Tedeschi et al., 1996), foi observada uma redução de 70% na proporção de anomalias cromossómicas comparativamente à população controlo, após o tratamento *challenge*. Num estudo em indivíduos residentes em áreas de fundo radioactivo muito elevado em Ramsar, Irão, observou-se uma resposta adaptativa, tendo o decréscimo da frequência de aberrações cromossómicas atingido os 56%, (Ghiassi-Nejad et al, 2002).

Assim, verifica-se que, neste estudo, as reduções das frequências de aberrações cromossómicas observadas para o grupo GE' comparativamente ao GN2' após a dose *challenge*, apesar de estatisticamente significativas, são inferiores às descritas em vários estudos em que se provou a existência de resposta adaptativa.

A tratar-se de uma resposta adaptativa, concluir-se-ia que os indivíduos residentes em Canas de Senhorim estariam expostos a uma dose de radiação condicionante que ultrapassaria o limiar indispensável para a indução deste tipo de resposta. Sabe-se que a resposta adaptativa só é desencadeada acima de um limiar mínimo de dose (entre 0,5 mGy e 200 mGy), tão baixo que pode não ser traduzido em incrementos da frequência de aberrações cromossómicas basais na população (Wolf, 1998). Também no presente estudo, o aumento observado de aberrações cromossómicas basais na população de GE', pela metodologia usada, não se traduziu numa diferença estatisticamente significativa relativamente ao grupo controlo.

Em conclusão, a hipótese formulada no início deste estudo admitia a existência de uma associação positiva entre a exposição à mina da Urgeiriça e sua escombreira e a ocorrência de aberrações cromossómicas em linfócitos de sangue periférico. Igualmente admitia a existência de uma associação entre aquela exposição e uma alteração da competência de reparação de lesões do DNA.

Os estudos efectuados vieram demonstrar o seguinte:

- i) O subgrupo dos indivíduos que reside em Canas de Senhorim (GE') apresentou uma maior frequência de aberrações cromossómicas basais totais e, em particular, de translocações – o indicador mais sensível de efeitos cumulativos de exposição - relativamente a um subgrupo de controlo (GN2'), embora sem significância estatística;
- ii) Após exposição experimental dos linfócitos dos mesmos indivíduos a uma dose de radiação elevada (ensaio *challenge*), o subgrupo da população de Canas de Senhorim apresentou uma frequência significativamente mais baixa de aberrações cromossómicas, comparativamente à dos indivíduos das freguesias de controlo. Este resultado é interpretado como uma provável resposta adaptativa celular, reflectindo uma indução dos mecanismos de reparação de lesões do DNA em resposta a uma exposição prévia a agentes genotóxicos.

Estes dados, quando conjugados com o que foi observado em vários parâmetros de avaliação de efeitos na saúde descritos no Relatório Científico I, vão no mesmo sentido e sugerem um efeito biológico na população de GE'. Uma vez que não se consegue identificar qualquer outro factor explicativo para os resultados, considera-se que as diferenças de exposição ambiental em Canas de Senhorim constituem uma explicação plausível para as diferenças encontradas.

BIBLIOGRAFIA

- Au W W, Lane RG., Legator MS, Whorton EB, Wilkinson GS, Gabehart GJ (1995). Biomarker monitoring of a population residing near uranium mining activities. *Environmental Health Perspectives*, 101, 466-70.
- Barquinero JF, Barrios L, Caballin MR, Miro R, Ribas M, Subias A, Egozcue J (1995) Occupational exposure to radiation induces an adaptive response in human lymphocytes. *Int J Radiat Biol*, 67: 187-91.
- Bonassi S, Ugolini D, Kirsch-Volders M, Stromberg U, Vermeulen R, Tucker JD. (2005) Human population studies with cytogenetic biomarkers: review of the literature and future perspectives. *Environ Mol Mutagen*, 45:258-70.
- Bonassi S, Bolognesi C, Abbondandolo A, Barale R, Bigati P, Camurri L, Dalpra L, De Ferrari M, Forni A, Lando C et al. (1995) Influence of sex on cytogenetic endpoints: evidence from a large human sample and review of the literature. *Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.* 4 (6) 671-9.
- Brugge D, de Lemos JL, Oldmixon B (2005) Exposure pathways and health effects associated with chemical and radiological toxicity of natural uranium: a review. *Rev Environ Health*, 20: 177-93.
- Chen D e Wei L (1991). Chromosome aberration, cancer mortality and hormetic phenomena among inhabitants in areas of high background radiation in China. *J Radiat Res (Tokyo)*, 32, Suppl2, 46-53.
- Edwards AA (1997) The use of chromosomal aberrations in human lymphocytes for biological dosimetry. *Radiat Res*, 148, S39-S44.
- Edwards AA, Lindholm C, Darroudi F et al. (2005) Review of translocations detected by FISH for retrospective biological dosimetry applications. *Radiat Prot Dosim*, 113: 396-402.
- Feinendegen LE (2005) Relative implications of protective responses versus damage induction at low dose and low-dose-rate exposures, using the microdose approach. *Radiat Prot Dosimetry*, 104, 337-46.
- Ghiassi-Nejad M, Mortazavi SM, Cameron JR, Niroomand-rad A, Karan PA (2002). Very high background radiation areas of Ramsar, Iran: preliminary biological studies. *Health Physics*, 82, 87-93.
- Ghiassi-Nejad M, Zakeri F, Assaei R Gh. Kariminia A (2004) Long-term immune and cytogenetic effects of high level natural radiation on Ramsar inhabitants in Iran. *J of Environmental Radioactivity*, 74, 107-16.
- Hagmar L, Bonassi S, Strömberg U, Brogger A, Knudsen LE, Norppa H, Reuterwall C, and the European Study Group on Cytogenetic Biomarkers and Health (1998). Chromosomal aberrations in Lymphocytes predict human cancer: a report from the European Study Group on Cytogenetic Biomarkers and Health. *Cancer Research*, 58, 4117-21.
- Hagmar I, Brogger A, Hansteen I-L, Heim S, Högsted B, Knudsen L, Lambert B, Linnainmaa K, Mitelman F, Nordenson L, Reuterwall C, Salomaa S, Skerfving S, Sorsa M (2004). Cancer risk in humans predicted by increased levels of chromosome aberrations in lymphocytes: Nordic Study Group on Health Risk of Chromosome Damage. *Cancer Research.*, 54, 2919-22.
- Hayata I, Wang C, Zhang W, Chen D, Minamihisamatsu M, Morishima -H, Wei L, Sugahara T (2004). Effect of high-level natural radiation on chromosomes of residents in southern China. *Cytogenet Genome Res.*, 104, 237-9.
- Joksic G e Petrovic S (2004) Lack of adaptive response of human lymphocytes exposed in vivo to low doses of ionizing radiation. *J Environ Pathol Toxicol Oncol*, 23: 195-06.
- Kathren RL e Moore RH (1986) Acute accidental inhalation of uranium: a 38 year follow-up. *Health Phys.*, 51, 17-21.
- Kathren RL, McInray JF, Moore RH, Dietert SE (1989) Uranium in the tissues of an occupationally-exposed individual. *Health Phys.*, 57, 17-21.

- Kusiak RA, Ritchie AC, Muller J, Springer J (1993) Mortality from lung cancer in Ontario uranium miners. *Brit J Ind Med*, 50, 920-8.
- Lloyd DC, Lucas JN, Edwards AA, Deng W, Valente E, Hone PA, Moquet JE (2001) A study to verify a reported excess of chromosomal aberrations in blood lymphocytes of Namibian uranium miners. *Bull Environ Contamination Toxicol*, 70, 322-7.
- Lucas JN, Deng W (2000) Views on issues in radiation biodosimetry based on chromosome translocations measured by FISH. *Radiat Protect Dosimet*, 88, 77-86.
- Marinho Falcão, Carvalho FP, Machado Leite M, Alarcão M, Cordeiro E, Ribeiro J (2005) Minas de Urânio e seus resíduos: Efeitos na saúde da população. Relatório Científico I.
- Martin F, Earl R, Tawn EJ (1991) A cytogenetic study of men occupationally exposed to uranium. *Br J Ind Med*, 48, 98-102.
- Meszaros G, Bognár G, Köteles GJ (2004) Long-persistence of chromosomal aberrations in uranium miners. *J Occup Health*, 46, 310-15.
- Muller WU, Kryscio A, Streffer C (2004) Micronuclei in lymphocytes of uranium miners of the former Wismut SDAG. *Cytogenet Genome Res*, 104: 295-98.
- Oftedal P (1991). Biological low-dose radiation effects. *Mutation Research*, 258, 191-205.
- Oliveira N, Rodrigues AS, Chaveca T, Rueff J (1998) Resposta adaptativa induzida por agentes genotóxicos. *Brotéria Genética*, XIX: 133-81.
- Prabhavathi PA, Padmavathi P, Reddy PP (2003). Chromosomal aberrations in the leucocytes of men occupationally exposed to uranyl compounds. *Bull Environ Contam Toxicol*, 70: 322-7.
- Preston RJ (2005) Bystander effects, genomic instability, adaptive response, and cancer risk assessment for radiation and chemical exposures. *Toxicol App Pharmacol*, 207: S550-S56.
- Ramsey MJ, Moore II DH, Briner JF, Lee DA, Olsen LA, Senft JR, Tucker JD (1995) The effects of age and lifestyle factors on the accumulation of cytogenetic damage as measured by chromosome painting. *Mutation Research*, 338:95-06.
- Rossner P, Boffetta P, Ceppi M, Bonassi S, Smerhovsky Z, Landa K, Juzova D, Sram R (2005) Chromosomal aberrations in lymphocytes of healthy subjects and risk of cancer. *Environ Health Perspect*, 113:517-20.
- Smerhovsky Z, Landa P, Rössner P, Juzova D, Brabec M, Zudova Z, Hola N, Zarska H, Nevsimalova E (2002) Increased risk of cancer in radon-exposed miners with elevated frequency of chromosomal aberrations. *Mutation Research*, 524: 165-76.
- Sram RJ, Beskid O, Binkova B, Rossner P, Smerhovsky (2004) Cytogenetic analysis using fluorescence in situ hybridization (FISH) to evaluate occupational exposure to carcinogens. *Toxicol Lett*, 149, 335-44.
- Sram RJ, Binkova B, Dobias L, Rossner P, Topinka J, Vesela D, Vesely D, Stejskalova J, Bavorova H, Rericha V (1993).. Monitoring genotoxic exposure in uranium miners. *Environ Health Perspect*, 99, 303-5.
- Stearns DM, Yazzie M, Bradley AS, Coryell VH, Shelley JT, Ashby A, Asplund CS, Lantz RC (2005) Uranyl acetate induces hprt mutations and uranium-DNA adducts in Chinese hamster ovary EM9 cells. *Mutagenesis*, 20: 417-23.
- Tawn EJ, Whitehouse CA (2001) Frequencies of chromosome aberrations in a control population determined by G banding. *Mutation Research*, 490: 171-77.
- Tedeschi B, Caporossi D, Vernole P, Padovani L, Mauri F (1996). Do human lymphocytes exposed to the fallout of the Chernobyl accident exhibit an adaptive response? III. Challenge with bleomycin in lymphocytes from children hit by the initial acute dose of ionizing radiation. *Mutation Research*, 354, 77-80.

Thayer KA, Melnick r, Burns K, Davis D, Huff J (2005) Fundamental flaws of hormesis for public health decisions. *Environ Health Perspect.*, 113, 1271-76.

Thierens H, Vral A, Barbe M, Meijlaers M, Baeyens A, Ridder LD (2002) Chromosomal radiosensitivity study of temporary nuclear workers and the support of the adaptive response induced by occupational exposure. *Int J Radiat Biol*, 78: 1117-26.

Tucker JD, Cofield J, Matsumoto K, Ramsey MJ, Freeman DC (2005) Persistence of chromosome aberrations following acute radiation: I, PAINT translocations, dicentrics, rings, fragments and insertions. *Environ Mol Mutag*, 45: 229-48.

Tucker JD, Cofield J, Matsumoto K, Ramsey MJ, Freeman DC (2005a) Persistence of chromosome aberrations following acute radiation: II, Does it matter how translocations are scored? *Environ Mol Mutag*, 45: 249-57.

Tucker JD, Morgan WF, Awa AA, Bauchinger M, Blakey D, Cornforth MN, Littlefield LG, Natarajan AT, Shasserre C (1995) A proposed system for scoring structural aberrations detected by chromosome painting. *Cytogenet Cell Genet*, 68: 211-21.

Wolff S (1998) Chromosomes in the assessment of the effects of low levels of genotoxic agents. *Human & Experimental Toxicology*, 17, 625-632.

Zaire R, Notter M, Riedel W, Eckhard T (1997) Unexpected rates of chromosomal instabilities and alterations of hormone levels in Namibian uranium miners. *Radiation research*, 147, 579-384.

Frequência genômica individual (FG) de aberrações cromossômicas basais, totais e estratificadas em translocações, cromossomas dicêntricos e fragmentos acêntricos e anéis por 100 células, no grupo não exposto (GN2')

Indivíduo	Idade	Aberrações totais	Translocações	Cromossomas dicêntricos	Fragmentos acêntricos e anéis
002	64	4,31	3,20	0,00	1,11
004	55	6,13	5,01	0,14	0,98
005	61	2,55	1,15	0,38	1,02
009	57	1,21	1,21	0,00	0,00
011	47	3,92	2,75	0,26	0,92
019	55	5,21	4,15	0,12	0,95
021	51	3,26	1,76	0,14	1,36
024	60	4,08	2,93	0,25	0,89
025	54	3,76	2,23	0,42	1,11
027	55	5,98	4,65	0,13	1,20
028	53	2,25	1,59	0,13	0,53
029	58	4,54	3,61	0,00	0,93
030	57	4,20	2,10	0,66	1,44
031	53	3,90	3,31	0,12	0,47
032	62	4,01	2,35	0,55	1,11
033	60	5,57	4,18	0,56	0,84
035	50	2,37	1,05	0,53	0,79
036	52	5,60	2,87	0,55	2,19
050	58	3,20	1,87	0,40	0,93
061	52	4,70	3,37	0,36	0,96
069	61	3,21	2,23	0,14	0,84
071	58	4,70	2,74	0,52	1,43
074	53	2,65	1,64	0,13	0,88
075	53	6,22	4,46	0,27	1,49
077	63	7,00	5,78	0,40	0,81
089	56	4,86	2,76	0,53	1,58
090	63	3,31	1,79	0,41	1,10
091	56	4,11	3,44	0,26	0,40
092	57	2,50	1,95	0,14	0,42
093	47	4,16	3,74	0,00	0,42
094	56	1,63	1,09	0,27	0,27
096	52	4,30	2,08	0,55	1,66
099	52	3,46	2,63	0,28	0,55

Frequência genômica individual (FG) de aberrações cromossômicas basais totais e estratificadas em translocações, cromossomas dicêntricos e fragmentos acêntricos e anéis por 100 células, no grupo exposto (GE')

Indivíduo	Idade	Aberrações totais	Translocações	Cromossomas dicêntricos	Fragmentos acêntricos e anéis
006	61	5,44	4,46	0,28	0,70
007	50	5,03	3,87	0,39	0,77
008	55	5,12	3,97	0,26	0,90
010	53	3,58	2,30	0,38	0,90
012	54	1,62	0,67	0,00	0,94
016	49	6,14	4,58	0,26	1,31
022	48	0,99	0,74	0,12	0,12
023	50	4,72	3,23	0,27	1,21
026	62	3,01	1,92	0,27	0,82
037	64	5,40	2,96	0,26	2,18
038	50	4,60	3,63	0,14	0,84
040	54	5,16	4,32	0,00	0,84
043	63	7,85	6,44	0,12	1,29
044	49	5,57	4,08	0,68	0,82
045	48	4,73	3,38	0,41	0,95
046	47	4,54	2,14	0,27	2,14
047	53	5,20	3,56	0,41	1,23
048	57	7,69	5,96	0,40	1,33
051	47	1,85	0,86	0,00	0,99
054	55	2,96	1,93	0,26	0,77
067	65	4,84	3,88	0,14	0,83
068	52	6,74	5,68	0,26	0,79
072	64	3,67	1,90	0,41	1,36
073	56	3,90	3,06	0,00	0,84
076	50	6,14	5,19	0,00	0,96
078	46	6,33	4,72	0,37	1,24
082	59	3,57	2,92	0,11	0,54
083	56	2,19	2,06	0,14	0,00
084	57	2,37	0,97	0,00	1,39
085	58	3,64	1,69	0,39	1,56
086	54	5,27	3,61	0,28	1,39
088	52	4,41	3,58	0,14	0,69

Frequência genômica individual (FG) de aberrações cromossômicas radioinduzidas (ensaio *challenge*) totais e estratificadas em translocações, cromossomas dicêntricos e fragmentos acêntricos e anéis por 100 células, no grupo não exposto (GN2')

Indivíduo	Idade	Aberrações totais		Cromossomas dicêntricos	Fragmentos acêntricos e anéis
002	64	196,59	73,61	34,64	88,34
004	55	177,90	75,07	30,03	72,81
005	61	188,70	80,77	30,29	77,64
009	57	208,35	88,84	37,85	81,67
011	47	192,90	71,29	34,15	87,46
019	55	215,61	86,33	44,56	84,73
021	51	167,09	61,15	37,00	68,94
024	60	177,03	69,33	35,64	72,07
025	54	220,82	88,96	35,33	96,53
027	55	212,82	81,64	39,44	91,73
028	53	205,20	84,47	35,49	85,24
029	58	188,07	76,91	32,31	78,85
030	57	217,19	82,49	43,89	90,81
031	53	211,03	69,72	39,95	101,37
032	62	162,14	72,51	25,10	64,54
033	60	222,25	83,08	50,27	88,90
035	50	178,28	70,56	32,65	75,07
036	52	164,08	80,12	26,19	57,78
050	58	146,41	58,10	27,89	60,42
061	52	164,92	62,00	31,86	71,06
069	61	159,77	66,62	28,30	64,85
071	58	173,85	60,29	34,62	78,95
074	53	183,02	72,18	35,89	74,94
075	53	200,87	73,72	37,93	89,22
077	63	197,93	66,36	41,43	90,14
089	56	185,91	74,44	35,90	75,57
090	63	206,57	86,84	39,02	80,71
091	56	151,35	73,03	25,73	52,59
092	57	170,68	59,55	32,72	78,41
093	47	171,01	76,48	32,55	61,97
094	56	169,02	62,66	29,40	76,97
096	52	178,76	69,46	34,05	75,25
099	52	203,46	75,04	41,44	86,98

Frequência genômica individual (FG) de aberrações cromossômicas radioinduzidas (ensaio *challenge*) totais e estratificadas em translocações, cromossomas dicêntricos e fragmentos acêntricos e anéis por 100 células, no grupo exposto (GE')

Indivíduo	Idade	Aberrações totais	Translocações	Cromossomas dicêntricos	Fragmentos acêntricos e anéis
006	61	186,04	73,51	31,45	81,08
007	50	159,77	52,77	34,08	72,92
008	55	167,47	61,46	29,96	76,05
010	53	102,82	40,51	20,64	41,67
012	54	122,33	51,83	21,42	49,07
016	49	190,86	70,48	43,81	76,57
022	48	223,97	92,86	39,71	91,40
023	50	149,46	61,97	28,07	59,42
026	62	135,32	62,80	22,06	50,47
037	64	143,34	55,22	29,00	59,12
038	50	147,51	55,27	30,15	62,09
040	54	155,86	53,66	32,85	69,35
043	63	148,37	54,78	27,39	66,20
044	49	239,91	101,18	46,80	91,93
045	48	154,69	53,14	28,41	73,14
046	47	179,79	65,03	36,72	78,04
047	53	196,77	58,64	41,70	96,43
048	57	137,77	53,45	28,88	55,44
051	47	96,61	40,29	14,08	42,24
054	55	146,73	57,34	26,71	62,68
067	65	139,69	48,61	33,77	57,31
068	52	198,63	86,14	31,86	80,63
072	64	135,13	57,18	25,85	52,09
073	56	139,24	52,22	26,87	60,16
076	50	180,63	56,25	40,01	84,37
078	46	173,46	58,21	33,83	81,42
082	59	168,27	69,52	31,99	66,75
083	56	184,30	65,26	35,05	83,99
084	57	159,66	57,18	33,44	69,04
085	58	117,76	52,61	20,92	44,24
086	54	204,06	81,47	36,03	86,56
088	52	181,70	69,52	34,76	77,42

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente Relatório Científico II descreve os resultados de dois estudos que finalizam o projecto MINURAR: i) o estudo da contaminação interna das populações por radionuclidos da série do urânio, e ii) a avaliação de efeitos genotóxicos na população.

i) Estudo da contaminação interna do organismo pelos radionuclidos da série do urânio

O estudo visou, genericamente, comparar a população da freguesia de Canas de Senhorim, designada por GE (grupo exposto) onde se localiza a mina da Urgeiriça e as escombreyas da mina e a zona do tratamento químico do minério, com a população de um conjunto de 7 outras freguesias, dividido em dois subgrupos: GN1 (grupo não exposto 1) que inclui as freguesias de Queirã, Rio de Mel e Moreira de Rei onde existiam pequenas explorações ou ocorrências de urânio (mas não escombreyas do tratamento químico do minério) e GN2 (grupo não exposto 2) que inclui as freguesias de Campo da Madalena, Sátão, S. Pedro e Seia, onde nunca existiu qualquer mina ou ocorrência de urânio.

A investigação sobre a contaminação das populações, efectuada através da análise de elementos radioactivos descendentes do urânio (^{210}Po e ^{210}Pb) no cabelo dos habitantes, indica que há uma acumulação de ^{210}Po no organismo humano mais acentuada na população de GE e também na população de GN1, em comparação com o grupo GN2, que representa o fundo radioactivo natural não alterado. Relativamente ao ^{210}Pb observou-se uma exposição mais elevada na população de GN1 em comparação à de GE e de GN2. Em conclusão, a população da região de Canas de Senhorim e também a população das freguesias de GN1 onde houve actividade extractiva e onde há escombros de antigas minas de urânio, apresentam indícios de maior acumulação de radionuclidos que as de outras freguesias da região onde não houve minas de urânio (GN2). Note-se que este aumento na acumulação de radionuclidos no organismo é, no entanto, ligeiro e apenas detectável através da análise estatística de grandes amostras (grupos) da população.

Pode-se assim afirmar, por um lado, que há uma maior acumulação de radionuclidos no organismo dos habitantes expostos às escombreyas do tratamento químico do minério e aos escombros mineiros. Por outro lado, todos os grupos apresentam valores médios de radioactividade no cabelo mais elevados que as populações de outras regiões do País, pois a região Beirã é caracterizada por uma radioactividade natural elevada (Carvalho e Oliveira, 2006a).

ii) Estudo dos efeitos genotóxicos na população

Os estudos sobre os efeitos genotóxicos basearam-se na comparação entre as frequências de aberrações cromossómicas basais e radioinduzidas experimentalmente (ensaio *challenge*) num subgrupo do Grupo Exposto de Canas de Senhorim (GE'), e noutro subgrupo seleccionado das quatro freguesias do Grupo GN2 (GN2').

Verificou-se que a frequência total de aberrações cromossómicas basais e, em particular, de translocações - o indicador mais sensível de um efeito cumulativo de exposição prolongada a radiação ionizante - é mais elevada na população de GE' comparativamente à de GN2', embora sem significância estatística. No que se refere às aberrações cromossómicas radioinduzidas experimentalmente, observou-se uma frequência significativamente mais baixa no grupo GE', quer de aberrações totais quer de cada um dos tipos de aberrações. Este resultado indica a existência de uma provável resposta adaptativa no grupo GE', reflectindo, possivelmente, uma maior capacidade celular de reparação de lesões do DNA e pressupondo uma exposição prévia a agentes genotóxicos.

No seu conjunto, os resultados dos estudos apresentados neste relatório são convergentes. Através das análises de cabelo verificou-se uma acumulação de ^{210}Po no organismo ligeiramente mais acentuada na população de Canas de Senhorim (GE) - e também de GN1 - comparativamente à da população de GN2, que indica uma exposição ambiental mais elevada a radionuclidos da série de urânio. Esta exposição ambiental mais elevada da população de Canas de Senhorim pode ter efeitos genotóxicos, embora as diferenças não tenham sido estatisticamente significativas para um dos parâmetros investigados. Mesmo assim, os dados da avaliação de genotoxicidade, quando conjugados com o que foi observado em vários parâmetros de avaliação da saúde descritos no Relatório Científico I, vão no mesmo sentido e sugerem um efeito biológico da exposição a radionuclidos da série do urânio e/ou a outros contaminantes químicos resultantes da extracção e tratamento do minério.

CONCLUSÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES DO PROJECTO MINURAR

GRUPO DE COORDENAÇÃO

José Marinho Falcão¹; Fernando P. Carvalho²; Maria Guida Boavida³, Mário Machado Leite⁴;
Madalena Alarcão⁵; Eugénio Cordeiro⁶; João Ribeiro⁷

1. Coordenador Geral - Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge, Observatório Nacional de Saúde;
2. Instituto Tecnológico e Nuclear, Departamento de Protecção Radiológica e Segurança Nuclear;
3. Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge, Centro de Genética Humana
4. Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação (anterior IGM) – Laboratório do Porto;
5. Faculdade de Psicologia e de Ciências da Educação, Universidade de Coimbra;
6. Administração Regional de Saúde do Centro, Centro Regional de Saúde Pública do Centro;
7. Hospital de S. Teotónio SA (Viseu), Laboratório de Patologia Clínica

CONCLUSÕES FINAIS

Terminados os estudos sobre as concentrações de ^{210}Po e ^{210}Pb no cabelo e sobre os efeitos genotóxicos na população, cujos resultados constam da primeira parte do Relatório Científico II, torna-se possível apresentar as conclusões finais e completas do projecto MINURAR.

O projecto MINURAR visou, genericamente, comparar a população da freguesia de Canas de Senhorim, designada por GE (grupo exposto) onde se localiza a mina da Urgeiriça e as escombreyas resultantes da mina e do tratamento químico do minério, com a de um conjunto de 7 outras freguesias, dividido em dois sub-grupos: GN1 (grupo não exposto 1) que inclui as freguesias de Queira (Vouzela), Rio de Mel e Moreira de Rei (Trancoso) onde existiam pequenas explorações ou ocorrências de urânio (mas não escombreyas do tratamento químico do minério), e GN2 (grupo não exposto 2) que inclui as freguesias de Campo da Madalena (Viseu), Sátão, S. Pedro (Celorico da Beira) e Seia onde nunca existiu qualquer mina ou ocorrência de urânio conhecida.

O estudo incluiu três componentes distintas:

- A.** Estudo da radioactividade ambiente;
- B.** Estudo da distribuição dos metais e de outros contaminantes químicos no ambiente;
- C.** Efeitos na saúde da população.

Os resultados das duas primeiras componentes e da maior parte da terceira foram apresentados no Relatório Científico I (Marinho Falcão et al., 2005), enquanto que o presente relatório reporta os estudos da contaminação interna por radionuclidos e os estudos sobre os efeitos genotóxicos na população.

Resumem-se em seguida as principais conclusões das três componentes do estudo.

A. RADIOACTIVIDADE AMBIENTE

Do conjunto de resultados apresentados no Relatório Científico I pode deduzir-se que as áreas ocupadas pelas escombreyas do tratamento químico do minério e de outras actividades mineiras na freguesia de Canas de Senhorim, contêm materiais francamente radioactivos. Estas escombreyas constituem uma fonte de radiação que pode originar doses de radiação externa significativas para quem frequente os locais, constituindo também uma fonte de radão e de poeiras radioactivas que se dispersam na atmosfera. No restante território da freguesia de

Canas de Senhorim o risco radiológico é bem menor e é, em muitos parâmetros, comparável ao fundo radioactivo natural determinado em GN2.

As freguesias do grupo GN1, sobretudo Moreira de Rei e Rio de Mel, apresentam também valores mais elevados de alguns parâmetros quando comparados com GN2, o que decorre da existência de escombros mineiros da extracção de urânio naquelas freguesias.

B.- DISTRIBUIÇÃO DOS METAIS E DE OUTROS CONTAMINANTES QUÍMICOS

Como síntese final desta componente do estudo, pode afirmar-se que a auréola de dispersão dos elementos químicos a partir da escombreira da Mina da Urgeiriça e demais instalações mineiras abandonadas não se manifesta para além dos limites da bacia de drenagem que envolve a linha de água principal local. Contudo, há indicadores claros de que a actividade mineira do urânio na região influenciou o ambiente a tal ponto que se torna visível através de um plano de observação global do território que não foi especificamente projectado para rastreio dos indícios dessa actividade mineira.

C. EFEITOS NA SAÚDE DA POPULAÇÃO

C.1 Diferenças entre a população de Canas de Senhorim e a população de comparação

Foi avaliado um conjunto de parâmetros laboratoriais e de índole epidemiológica referente à saúde da população de GE em comparação com as de GN1 e GN2, globalmente designadas por GN (Relatório Científico I). No que se refere à avaliação de efeitos genotóxicos na população, foram seleccionados para estudo dois subgrupos das populações GE e GN2, designados respectivamente, por GE' e GN2'.

Os resultados revelaram diferenças quer na comparação da população de Canas de Senhorim (GE) com a população do grupo não exposto (GN), quer na comparação de GE com o subgrupo das freguesias sem minas e escombreyras (GN2), com maior relevância para:

- diminuição das funções tiroideia, reprodutiva do homem e das três séries sanguíneas (eritrocitária, leucocitária e plaquetária) em GE;
- aumento das concentrações séricas de chumbo, cobre e zinco em GE;
- aumento da concentração de ^{210}Po no cabelo em GE;

- menor indução de aberrações cromossômicas em resposta à irradiação *in vitro* dos linfócitos (ensaio *challenge*) em GE'.

Embora com evidência menos forte, os resultados sugerem também:

- diminuição da função reprodutiva da mulher e da função renal em GE;
- aumento ligeiro da frequência de aberrações cromossômicas basais e, em particular de translocações, em GE'.

As diferenças encontradas entre GE e GN1, relativamente a vários parâmetros (e.g., função tiroideia, séries sanguíneas, metais pesados no sangue e radionuclídeos da série do urânio no cabelo) foram menores do que as diferenças entre GE e GN e entre GE e GN2.

Os resultados descritos nos capítulos 1 e 2 do presente Relatório revelando, na sua maioria, diferenças entre GE e GN2, vêm acentuar as diferenças entre estes grupos e assim reforçar as conclusões anteriormente apresentadas no Relatório Científico I.

C.2 Causas das diferenças encontradas

No que se refere às causas das diferenças encontradas entre os grupos analisados nos vários estudos referentes aos efeitos na saúde da população, a natureza observacional do estudo realizado não permite identificar, de forma definitiva e inequívoca, qual (ou quais) as exposições ou causas que explicam as diferenças encontradas. No entanto, a exposição prolongada da população residente na freguesia de Canas de Senhorim a níveis de radiação e de metais pesados, em geral superiores aos das populações das restantes freguesias, constitui uma explicação plausível para essas diferenças. Com efeito, não se identificou qualquer outra exposição que pudesse ter causado os efeitos observados em funções e parâmetros biológicos tão diversos.

RECOMENDAÇÕES

Tendo em conta os resultados e as conclusões anteriormente apresentados, considera-se adequado emitir as seguintes recomendações:

A - NO DOMÍNIO DA INTERVENÇÃO AMBIENTAL

1. Acelerar a concretização da necessária requalificação ambiental das zonas envolventes da mina de urânio, das instalações do tratamento do minério e das escombreyras radioactivas, na Urgeirça e noutros locais de antigas minas de urânio com características similares.
2. Garantir, através dos organismos competentes do Estado, que em nenhum desses locais de antigas minas de urânio subsistam riscos inaceitáveis de exposição da população às radiações ionizantes, isto é, que os valores de dose de radiação estejam em conformidade com as normas Europeias aplicáveis.
3. Assegurar que as soluções de requalificação ambiental adoptadas serão eficazes para resolver o problema da exposição e contaminação da população, não só no presente mas também por um período bastante alargado de tempo futuro. Ou seja, que as soluções não se limitem a adiar por uns anos um potencial problema de saúde pública e de contaminação ambiental e tenham na devida conta a longevidade dos resíduos radioactivos existentes nas escombreyras.
4. Pôr em prática um plano de monitorização radiológica ambiental na zona das antigas explorações de urânio. Só assim será possível acompanhar a exposição das populações às radiações ionizantes e detectar quaisquer alterações que possam vir a ocorrer.

B - NO DOMÍNIO DOS EFEITOS NA SAÚDE DAS POPULAÇÕES EXPOSTAS

1. Apreciar a viabilidade de realizar um estudo de coortes retrospectivo, comparativo, que estime os eventuais efeitos na mortalidade e na incidência de doenças nos últimos 30 anos, utilizando coortes de pessoas que residiam nas freguesias seleccionadas cerca do ano de 1975.
2. Garantir que a vigilância epidemiológica activa das populações possa ser accionável a todo o momento. Embora a sua activação não se afigure actualmente necessária, as Autoridades e Serviços de Saúde deverão estar preparadas para qualquer intervenção que se venha a revelar necessária.



Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge (INSA)
Observatório Nacional de Saúde (ONSA)
Portugal

Minas de Urânio e seus Resíduos - Efeitos na saúde da população
Relatório MINURAR
Lisboa: ONSA, Fevereiro de 2007

Propriedade: Instituto Nacional de Saúde
Av. Padre Cruz, 1649-016 Lisboa. Portugal

