



INSTITUTO SUPERIOR TÉCNICO
Universidade Técnica de Lisboa

**Comportamento de duas variedades de alface
(*Lactuca sativa L.*) quando expostas a ambiente
naturalmente contaminado**

Marisa Carvalho Marcelino

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

Engenharia do Ambiente

Júri

Presidente:	Professor Doutor Ramiro Joaquim de Jesus Neves
Orientador:	Professora Doutora Maria Orquídia Teixeira Neves
Vogais:	Professora Doutora Teresa Maria Fernandes Valente

Outubro 2010

AGRADECIMENTOS

A realização desta dissertação foi possível graças ao contributo de várias pessoas, às quais quero agradecer:

À Professora Orquídia Neves pela preciosa ajuda, orientação, disponibilidade e dedicação, pelos esclarecimentos e pelas opiniões e sugestões;

À minha família, em especial à minha mãe pelo apoio e incentivo permanentes;

Aos meus colegas e amigos, pela força e amizade.

A todos, muito obrigada.

RESUMO

Para avaliar e comparar o comportamento de duas variedades de alface (*Lactuca sativa L.*; var. Marady e Romana) quando expostas a ambiente contaminado e avaliar qual o seu contributo para possíveis riscos, associados ao seu consumo, na saúde humana, realizaram-se no Outono de 2005 e no Verão de 2006 ensaios de campo em solos agrícolas, nas imediações da mina de urânio da Cunha Baixa (Mangualde).

Nos ensaios foram utilizados dois solos (A e B), que foram divididos em dois talhões; um regado com água contaminada em urânio, alumínio e manganês e o outro com água não contaminada. Analisou-se o teor destes elementos nas águas de rega, nos solos e na cultura (folha e raiz).

A maior produção e os teores médios (peso seco) mais elevados de urânio, alumínio e manganês observaram-se na folha (5,37, 456,33, 374,78 mg/kg, respectivamente) e na raiz (28,20, 1263,75, 220,50 mg/kg, respectivamente) das plantas da variedade Romana. A concentração destes elementos foi influenciada, principalmente, por características do solo B e pela água de rega contaminada. Do coeficiente de translocação dos elementos verificou-se que, do total absorvido pela alface, o urânio se concentrou preferencialmente na raiz e o manganês na folha, nos dois ensaios, enquanto o alumínio se concentrou na folha da variedade Marady e na raiz da variedade Romana. Da análise do risco (individual e combinada) associado à exposição aos três elementos, considerando apenas o consumo da hortícola, concluiu-se que o coeficiente e o índice de risco foram muito inferiores à unidade, contribuindo pouco para possíveis efeitos negativos para a saúde dos residentes da Cunha Baixa.

Palavras-chave: Alface (*Lactuca sativa L.*), Cunha Baixa, solo, água de rega, contaminação, risco.

ABSTRACT

In order to evaluate and compare the behaviour of two varieties of lettuce (*Lactuca sativa L.*, var. Marady and Romana) when exposed to a contaminated environment and evaluated the risks of their consumption to the human health, there were carried out in the Autumn of 2005 and the Summer of 2006 field experiments in agricultural soil in the surroundings Cunha Baixa (Mangualde) uranium mine.

In the experiments were used two soils (A and B) both divided into two plots, one of them irrigated with water contaminated with uranium, aluminum and manganese and the other with uncontaminated water. The content of these elements were analyzed in irrigation water, soil and in the lettuce tissues (leaf and root) samples.

The greatest production and the highest average content (dry weight) of uranium, aluminum and manganese were observed in the leaf (5.37, 456.33, 374.78 mg/kg, respectively) and root (28.20, 1263.75, 220.50 mg/kg, respectively) of the Romana variety plant. The concentration of these elements was mainly influenced by soil B characteristics and by contaminated irrigation water. As for the coefficient of translocation of the elements, it was found that, of the total absorbed by the lettuce plants, the uranium was, in both experiments, mainly concentrated in the roots and the manganese in the leaf, while the aluminum concentrated on leaf of the Marady variety and on root of the Romana variety. Risk analysis (individual and combined) associated with exposure to the three elements, considering only the consumption of this vegetable, showed that the coefficient and the risk index were lower than the unity, contributing little to possible adverse effects on the health of Cunha Baixa's residents.

Keywords: Lettuce (*Lactuca sativa L.*), Cunha Baixa, soil, water irrigation, contamination, risk.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	i
RESUMO	ii
ABSTRACT	iii
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE QUADROS	viii
LISTA DE ABREVIATURAS.....	ix
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Objectivos	3
1.2 Estrutura da dissertação.....	3
2. ÁREA DE ESTUDO.....	5
3. METODOLOGIA.....	9
3.1 Ensaio experimentais e amostragem	9
3.2 Análise físico-química.....	11
3.3 Análise de dados	11
4. CARACTERÍSTICAS DA CULTURA DA ALFACE	14
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	16
5.1 Qualidade das águas de rega	16
5.2 Solo.....	18
5.2.1 Ensaio de Outono (2005)	19
5.2.2 Ensaio de Verão (2006)	23
5.3 Plantas.....	27
5.3.1 Produção	27
5.3.2 Teor de urânio	30

5.3.2.1 Coeficiente de translocação.....	33
5.3.3 Teor de alumínio	34
5.3.3.1 Coeficiente de translocação.....	37
5.3.4 Teor de manganês	38
5.3.4.1 Coeficiente de translocação.....	41
5.3.5 Risco para a saúde associado ao consumo de alface	42
5.3.6 Teores de elementos presentes na alface.....	43
6. CONCLUSÕES	46
BIBLIOGRAFIA.....	49

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Localização dos principais jazigos de urânio portugueses (Parra & Filipe, 2003).	1
Figura 2 - Localização geográfica da povoação da Cunha Baixa e da mina com o mesmo nome. (Adaptado de <i>Google Earth</i> , 10 de Maio de 2010).	5
Figura 3 – Vista geral da área do céu-aberto n.º 1, onde ocorreu a lixiviação do minério pobre (fotografia de 1990, gentilmente cedida ENU (Neves, 2002)).	6
Figura 4 - Bacia de decantação e estação de tratamento químico da água da mina (fotografia de Setembro de 1996 (Neves, 2002)).	7
Figura 5 - Esquema da disposição das plantas de alface, nas leiras dos talhões dos solos em estudo.	9
Figura 6 - Ensaio de Outono (2005), no solo C depois da plantação das alfaces (fotografia de Novembro de 2005, projecto UCROP).	10
Figura 7 – Ensaio de Verão (2006), talhão do solo A regado com água contaminada (A-C) (fotografia de Setembro de 2006, projecto UCROP).	10
Figura 8 – Percentagem do $U_{\text{disponível}}$ em relação ao teor de U_{total} nos vários talhões de solo, antes e depois do cultivo da variedade de alface Marady e de serem submetidos a rega com água contaminada (C), não contaminada (NC) e da rede pública (RP).	21
Figura 9 – Percentagem do $Mn_{\text{disponível}}$ em relação ao teor de Mn_{total} nos vários talhões de solo, antes e depois do cultivo da variedade de alface Marady e de serem submetidos a rega com água contaminada (C), não contaminada (NC) e da rede pública (RP).	23
Figura 10 - Percentagem do $U_{\text{disponível}}$ em relação ao teor de U_{total} nos vários talhões de solo, antes e depois do cultivo da variedade de alface Romana e de serem submetidos a rega com água contaminada (C), não contaminada (NC) e da rede pública (RP).	26
Figura 11 - Percentagem do $Mn_{\text{disponível}}$ em relação ao teor de Mn_{total} nos vários talhões de solo, antes e depois do cultivo da variedade de alface Romana e de serem submetidos a rega com água contaminada (C), não contaminada (NC) e da rede pública (RP).	27
Figura 12 - Produção de folha de alface (peso fresco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).	28
Figura 13 - Ensaio de Verão, solo A regado com água contaminada (a) e água não contaminada (b) (fotografias de Setembro de 2006, projecto UCROP).	28

Figura 14 - Produção de raiz de alface (peso fresco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).....	29
Figura 15 - Teor de U na folha da alface (peso seco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).....	31
Figura 16 - Teor de U na raiz da alface (peso seco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).....	32
Figura 17 - Teor de Al na folha da alface (peso seco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).....	35
Figura 18 - Teor de Al na raiz da alface (peso seco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).....	36
Figura 19 - Teor de Mn na folha da alface (peso seco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).....	38
Figura 20 - Teor de Mn na raiz da alface (peso seco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).....	40
Figura 21 – Índice de risco associado ao consumo de alface.	43

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1 – Características físico-químicas das águas de rega utilizadas nos ensaios de campo de 2005 e 2006.....	17
Quadro 2 – Relação de adsorção de sódio.....	17
Quadro 3 - Parâmetros analisados, nos talhões dos solos A, B e C, antes (A) e depois (D) do cultivo da alface, e de regados com água contaminada (C), não contaminada (NC) ou da rede pública (RP), no ensaio de 2005.....	19
Quadro 4 - Parâmetros analisados, nos talhões dos solos A, B e C antes (A) e depois (D) do cultivo da alface (ensaio de 2006) e de regados com água contaminada (C), não contaminada (NC) ou da rede pública (RP).....	24
Quadro 5 - Coeficiente de translocação do urânio (CT_U).....	34
Quadro 6- Coeficiente de translocação do Al (CT_{Al}).....	37
Quadro 7 - Coeficiente de translocação do Mn (CT_{Mn}).....	41
Quadro 8 - Dose de exposição ao U, Al e Mn por ingestão (DE_{ing}) de folhas de alface e respectivo quociente de risco.....	42
Quadro 9 – Teores de alguns elementos na alface (mg/kg, excepto quando indicado).....	44

LISTA DE ABREVIATURAS

ANOVA – *Analysis Of Variance*

CE – Condutividade eléctrica

COT – Carbono orgânico total

CT – Coeficiente de Translocação¹

CTC – Capacidade de Troca Catiónica

DE_{ing} – Estimativa da dose de exposição por ingestão²

DRf – Dose oral de referência³

ENU – Empresa Nacional de Urânio

ICP-MS – *Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry*

ICP-OES – *Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry*

IR – Índice de risco⁴

ISA – Instituto Superior de Agronomia

LAMPIST – Laboratório de Mineralogia Petrologia do Instituto Superior Técnico

n. d. – não detectado

n. f. – não fixado

OTQ – Oficina de Tratamento Químico

QR - Quociente de risco⁵

RAS – Razão de Absorção de Sódio

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

VMA – Valor Máximo Admissível

VMR – Valor Máximo Recomendável

¹ *Translocation Coefficient* (TC) na terminologia inglesa.

² *Exposure Dose from ingestion pathway* (ED_{ing}) na terminologia inglesa.

³ *Reference Dose* (RfD) na terminologia inglesa.

⁴ *Hazard Index* (HI) na terminologia inglesa.

⁵ *Hazard Quotient* (HQ) na terminologia inglesa.

1. INTRODUÇÃO

A descoberta de jazigos úrano-radíferos em Portugal data do início do século XX (1907). A primeira concessão (Rosmaneira) foi atribuída em 1909 (Silveira, 2001). Da exploração de minérios radioactivos em Portugal que ocorreu ao longo de aproximadamente um século (1907-2000), resultaram cerca de 62 minas de extracção de urânio confinadas principalmente à faixa Centro/Norte do país, mais particularmente aos distritos da Guarda, Portalegre e Viseu (Figura 1). Contudo a exploração com maior significado deu-se na Região das Beiras, onde o urânio foi explorado em diversas minas, como por exemplo nas minas da Urgeiriça (Nelas), Bica (Sabugal), Cunha Baixa e Quinta do Bispo (Mangualde) (Antunes, 2007).

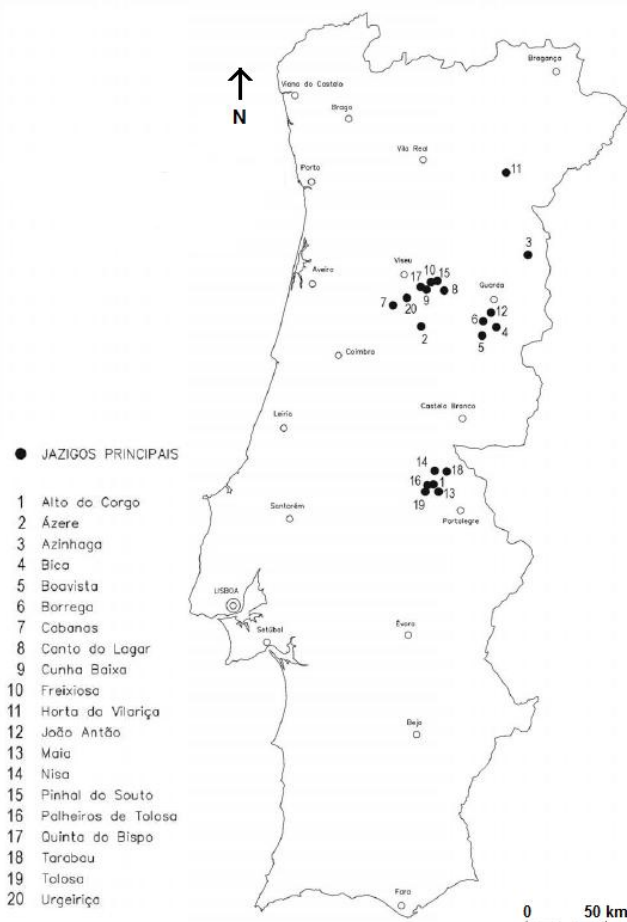


Figura 1 - Localização dos principais jazigos de urânio portugueses (Parra & Filipe, 2003).

Devido a alterações nas regras do mercado internacional de minério, as explorações foram terminadas ao longo do tempo até ao fim do século XX. A mina da Cunha Baixa (Mangualde – Viseu), que começou a sua actividade em 1970, foi um dos mais importantes jazigos uraníferos em Portugal (Ferreira, 2007). Depois da sua exploração terminar (1993) foram deixadas escombrelas a céu aberto, expostas à acção dos agentes de geodinâmica externa, tal como os ventos e as águas de escorrência que provocam a lixiviação dos materiais poluentes (Pedrosa & Martins, 1999). Da

exploração de urânio são também emitidas radiações que, só por si, podem constituir risco ambiental (Ferreira, 2007). Nos últimos anos de exploração da mina da Cunha Baixa, o processo de lixiviação ácida, realizado *in situ*, para a recuperação de urânio contido no minério pobre revelou-se como o principal responsável pela drenagem ácida, provocando assim não só a contaminação dos solos, mas também das águas superficiais e subterrâneas (Machado, 1998; Neves, 2002; Neves & Matias, 2004; Pedrosa & Martins, 1999; Pereira *et al.*, 2008; Santos Oliveira & Ávila, 1998). Nos solos da área envolvente à mina da Cunha Baixa, os teores totais de metais, como o urânio (U), alumínio (Al) e manganês (Mn), encontram-se segundo Pereira *et al.* (2008) acima de critérios de qualidade do solo definidos por diversos países europeus assim como pela Agência de Protecção Ambiental Americana (USEPA).

A mina da Cunha Baixa foi já considerada uma das minas que representam impactos ambientais mais graves (Magno, 2001; Silveira, 2001). As repercussões ambientais da actividade de exploração e do posterior abandono da mina manifestam-se na água dos poços de rega e nos solos que têm utilização agrícola por parte da população da localidade que se encontra nas imediações da área mineira (Santos Oliveira *et al.*, 1999; Neves *et al.*, 1999; 2003a, 2003b; 2005; Neves, 2002). Os riscos para a população e animais, associados à exposição ao urânio e a outros metais presentes na água de rega e no solo, como o alumínio e o manganês, que resultam da ingestão de alimentos de natureza vegetal/animal ou de partículas de solo, no caso do gado ou das crianças, podem originar efeitos biológicos, como consequência da sua actividade química e/ou radiológica (Neves *et al.*, 2008a).

Segundo estudos realizados sobre os efeitos toxicológicos do urânio, em mamíferos, tem-se verificado que os ossos são o principal alvo radiológico, enquanto os rins são o principal alvo químico (ATSDR, 1999). A exposição ao alumínio por via oral pode causar problemas renais e neurológicos como a doença de Alzheimer (ATSDR, 2008a). Também a exposição ao manganês pode causar problemas neurológicos e reprodutivos (ATSDR, 2008b).

Diversos trabalhos foram realizados com o objectivo de estudar os efeitos ambientais da actividade mineira e posterior abandono da Cunha Baixa em alimentos como, por exemplo, o milho (Ferreira, 2007; Neves, 2002; Neves *et al.*, 2003a), a alface (Ferreira, 2007) e a batata (Figueiredo, 2009). Nas plantas, a água e os sais minerais são absorvidos do solo através das membranas das raízes. Mesmo o urânio não sendo reconhecido como um elemento essencial ou benéfico tanto para as plantas como para os animais, muitas plantas podem absorvê-lo e incorporá-lo na sua biomassa (Neves *et al.*, 2008a). O alumínio também não é considerado essencial para maioria das plantas. O manganês, por ser um micronutriente essencial, é absorvido pelas plantas desempenhando diversas funções como, por exemplo, a activação e constituição de enzimas e o envolvimento tanto no transporte de electrões na fotossíntese como no crescimento reprodutivo: induz o florescimento, a polinização e o crescimento do fruto (Kirkby & Römheld, 2007).

As plantas estando em contacto directo com o solo podem através dos metais absorvidos, reflectir contaminações locais com efeitos negativos directos e podem, igualmente, constituir uma importante via de exposição para os seres humanos (Athar & Ahmad, 2002; Caussy *et al.*, 2003).

Em qualquer ponto do país é possível produzir alface (*Lactuca sativa* L.) (Miranda & Fernandes, 2001) e, consoante as variedades, é uma planta que se pode cultivar durante todo o ano ao ar livre (Lopes & Simões, 2006) adaptando-se a diversos tipos de climas (Costa, 1989). Vários autores afirmam que espécies vegetais e até variedades diferem quanto à capacidade de absorção e acumulação de metais (Nicklow *et al.*, 1983; Zurera *et al.*, 1987). A alface é considerada uma das hortícolas mais eficientes na absorção de tais elementos (Boon & Soltanpour, 1992; Nicklow *et al.*, 1983). Dowdy & Larson (1975) referiram que a alface acumulava facilmente metais enquanto, por exemplo, a batata e a cenoura seriam excelentes não-acumuladores.

Os habitantes da Cunha Baixa também cultivam alface, para consumo próprio, em solos agrícolas nas imediações da antiga área mineira e em diferentes épocas do ano (Verão e o Outono) regando-as com água de poços privados. O consumo desta hortícola pode ser uma via adicional de exposição da população da Cunha Baixa a elementos como o urânio, alumínio e manganês, capazes de causar efeitos na sua saúde.

Foi realizada uma investigação para estudar os efeitos da utilização de águas de rega e de solos contaminados, pelos impactes ambientais decorrentes da actividade mineira na Cunha Baixa, e concluir sobre os efeitos em produtos hortícolas, como a alface, e consequentemente avaliar o contributo do seu consumo para riscos na saúde da população. Esta investigação, que envolveu ensaios de campo no Outono de 2005 e no Verão de 2006, foi desenvolvida no âmbito do projecto UCROP (POCI/ECM/59188/2004) financiado pela FCT, ao abrigo do Programa Operacional Ciência e Inovação 2010 (POCI 2010) do Quadro Comunitário de Apoio III, participado pelo Fundo Comunitário Europeu FEDER, no qual o orientando não participou. Os resultados obtidos são apresentados e discutidos na actual dissertação.

1.1 Objectivos

A presente dissertação tem como objectivos avaliar e comparar a resposta de duas variedades de alface (Marady e Romana), quando sujeitas a ambiente naturalmente contaminado (água de rega e solo), nas imediações da mina de urânio desactivada da Cunha Baixa (Mangualde), em diferentes épocas de cultivo (Outono e Verão). Pretende-se também avaliar se a ingestão da hortícola representa riscos (não cancerígenos) para a saúde dos residentes da Cunha Baixa.

1.2 Estrutura da dissertação

Com vista ao cumprimento dos objectivos, a dissertação está dividida em seis capítulos.

No capítulo dois caracteriza-se a área em estudo e os principais problemas ambientais resultantes da actividade mineira da Cunha Baixa.

No terceiro capítulo descreve-se a metodologia utilizada nos ensaios experimentais, na amostragem, nas análises físico-químicas das amostras e na análise dos resultados obtidos nos ensaios de campo.

No capítulo quatro apresentam-se as principais características da cultura da alface.

No quinto capítulo apresentam-se e discutem-se os dados, relativos aos ensaios de campo realizados no Outono de 2005 e no Verão de 2006:

- a) dos parâmetros analisados nas águas de rega e nos solos, antes e depois do cultivo da alface;
- b) obtidos para a cultura referentes à produção, ao teor de urânio, alumínio e manganês na parte aérea (folha) e na raiz;
- c) do coeficiente de translocação destes elementos na planta e;
- d) da análise do risco (não cancerígeno), para a saúde dos habitantes, associado apenas ao consumo da alface.

No capítulo seis são apresentadas as principais conclusões deste estudo, seguido pela bibliografia consultada na dissertação.

2. ÁREA DE ESTUDO

A área onde foram realizados os ensaios de campo situa-se na povoação da Cunha Baixa (latitude 40°34' N e longitude 7°45' W), que pertence ao concelho de Mangualde, distrito de Viseu. A localização geográfica desta povoação pode ser observada na Figura 2.

A mina da Cunha Baixa que se localiza na mesma zona, Figura 2, situa-se na designada província uranífera das Beiras, onde os jazigos de urânio se instalaram em granitos variscos e rochas metamórficas associadas (JEN, 1968).



Figura 2 - Localização geográfica da povoação da Cunha Baixa e da mina com o mesmo nome. (Adaptado de Google Earth, 10 de Maio de 2010).

Esta mina cessou em 1993 a sua actividade depois de, aproximadamente, 20 anos de exploração (1970-1993). O minério era constituído principalmente por fosfatos secundários de urânio, autunite ($\text{Ca}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 10-12\text{H}_2\text{O}$) e torbernite ($\text{Cu}^{2+}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 8-12\text{H}_2\text{O}$). Entre 1970 e 1984, a exploração mineira realizou-se inicialmente em lavra subterrânea, e posteriormente a céu-aberto. Do minério rico extraído recuperava-se o urânio, na Oficina de Tratamento Químico (OTQ) da Urgeirica, a 25 km (Neves, 2002). Desta exploração foram extraídas aproximadamente 900 toneladas de U_3O_8 (Santos Oliveira & Ávila, 2001).

De 1984 até ao fim da exploração mineira, o processo de lixiviação ácida em pilha (Figura 3) permitiu recuperar urânio contido no minério considerado pobre (0,02-0,05 % U_3O_8). Este procedimento teve como base a dissolução do urânio contido no minério depositado em pilhas, através de soluções aciduladas com ácido sulfúrico e que percolavam desde o topo da pilha até à sua

base. Deste método resultaram licores onde predominavam complexos sulfatados de urânio, cujo elemento era extraído por meio de resinas permutadoras de iões, instaladas num complexo à superfície (Neves, 2002). As resinas saturadas em urânio eram, por sua vez, retiradas e transportadas para a OTQ da Urgeiriça, para eluição. Com um reajuste de pH com cal, os licores esgotados voltavam, por gravidade, às pilhas de minério pobre, iniciando assim um novo ciclo (Cordeiro Santos *et al.*, 1983). Este processo permitiu recuperar cerca de 76 toneladas de U_3O_8 (Santos Oliveira & Ávila, 2001) em 500 000 toneladas de minério, proveniente não só da mina da Cunha Baixa, mas também de outras próximas (Cordeiro Santos *et al.*, 1983).

Devido aos trabalhos de exploração a céu-aberto e à consequente depressão topográfica resultante, formou-se uma pequena lagoa natural e temporária (Figura 3), pela retenção das águas pluviais (Neves & Matias, 2004). A água da lagoa ácida e rica numa complexa mistura de metais, apresenta uma elevada toxicidade (Antunes *et al.*, 2007a, 2007b).



Figura 3 – Vista geral da área do céu-aberto n.º 1, onde ocorreu a lixiviação do minério pobre (fotografia de 1990, gentilmente cedida ENU (Neves, 2002)).

Tanto nas fases de exploração como de beneficiação dos minérios, geraram-se grandes volumes de resíduos sólidos e líquidos. Da exploração mineira resultou aproximadamente um milhão de toneladas de estéreis (Silveira, 2001), que foram depositados em escombrelas nas imediações da mina.

Segundo Neves & Matias (2004) a água que circulava, em profundidade, nas galerias da mina apresentava pH <4 e classificava-se como sulfatada cálcica ou sulfatada magnésiana. A elevada concentração de sulfato e diversos iões metálicos (Al, Mn, Fe, Zn, U), assim como a elevada actividade do ^{226}Ra são o reflexo do tipo de mineralização, da rocha encaixante e dos efeitos da actividade mineira.

A partir de 1990 a última empresa exploradora, ex-Empresa Nacional de Urânio, SA (ex-ENU) efectuou, em estação de tratamento químico à superfície, a neutralização da água que circulava nas galerias da mina. A neutralização desta água, depois de ser captada a partir do poço mestre da mina, era efectuada através de uma mistura de calcite (CaCO_3) e portlandite (Ca(OH)_2) e da adição de uma solução de BaCl a 5%, de modo a precipitar o rádio. Depois deste tratamento a água neutralizada era retida numa bacia de decantação, que não possuía nessa data impermeabilização do fundo (Figura 4). Inicialmente quando a capacidade da bacia era ultrapassada (aproximadamente 6000 m^3) o efluente era lançado directamente para o ambiente envolvente ou para a zona do céu-aberto onde decorreu a lixiviação em pilha (Neves & Matias, 2004). Actualmente essa descarga é controlada e monitorizada pela Empresa de Desenvolvimento Mineiro e a bacia encontra-se impermeabilizada.



Figura 4 - Bacia de decantação e estação de tratamento químico da água da mina (fotografia de Setembro de 1996 (Neves, 2002)).

Depois do encerramento da actividade mineira na mina da Cunha Baixa, a ex-ENU, com o objectivo de remediação ambiental da zona mineira, realizou a recuperação paisagística com cobertura arbórea (pinheiros) de algumas áreas.

Estudos realizados por Neves (2002) referem que as repercussões ambientais desta actividade e o seu posterior abandono traduzem-se na qualidade da água do principal curso de água que drena a área de exploração mineira (afluente da Ribeira do Castelo), na água dos poços de rega e nos solos que têm utilização agrícola por parte da população. No entanto, estudos posteriores (Neves & Matias, 2008) indicam que, de 1999 a 2004, a contaminação das águas subterrâneas sofreu, de modo natural, uma diminuição.

Tendo presente, que constitui um dever fundamental do Estado a recuperação das áreas degradadas do território nacional, consagrado na Lei n.º 11/1987, de 7 de Abril (Lei de Bases do Ambiente) e reconhecida a perigosidade das minas abandonadas em geral, e das áreas de exploração de minério radioactivo, como o urânio, o Decreto-Lei n.º 198-A/2001, de 6 de Julho, reconhece interesse público à tarefa de recuperação destas áreas. Um dos objectivos do Decreto-Lei n.º 198-A/2001 é a recuperação das áreas mineiras degradadas que compreende a sua caracterização, obras de remediação e monitorização ambiental (Decreto-Lei n.º 198-A/2001 de 6 de Julho). O Despacho conjunto n.º 242/2002, de 14 de Março enquadra a Mina da Cunha Baixa no âmbito do regime do Decreto-Lei n.º 198-A/2001 (Despacho conjunto n.º 242/2002 de 5 de Abril).

Actualmente já se encontra em curso o início do projecto de remediação ambiental na área mineira da Cunha Baixa a cargo da Empresa de Desenvolvimento Mineiro, SA (EDM, 2010).

3. METODOLOGIA

3.1 Ensaios experimentais e amostragem

Para estudar o comportamento de duas variedades de alface quando expostas a ambiente contaminado, na localidade da Cunha Baixa, realizaram-se ensaios de campo controlados. Estes ensaios decorreram no Outono de 2005 (Setembro a Novembro) e no Verão de 2006 (Julho a Setembro).

No ensaio de cada ano, utilizaram-se dois solos locais (A e B, distanciados 50 m entre si) com diferentes teores de urânio. Cada porção de solo experimental, com um total de 40 m², foi dividida em dois talhões com 17 m² (3,4 x 5 m, com espaçamento entre talhões de 1,2 m). Cada talhão foi ainda subdividido em 4 leiras ou réplicas com 2,5 m² (0,5 x 5 m cada e 0,4 m entre réplica). Em cada leira foram plantadas (com aproximadamente dez dias de crescimento) 28 alfaces (2 plantas x 14 pontos), como esquematizado na Figura 5, perfazendo um total de 448 plantas em cada ensaio. Foi igualmente utilizado um solo de controlo (solo C), colhido na região granítica de Sintra (Lisboa) e não contaminado com urânio, que foi colocado em 16 (4x4) contentores de plástico, representativos de 4 leiras (Figura 6). Em cada contentor foram plantadas duas alfaces, perfazendo o total de 32 plantas (Neves *et al.*, 2008b).

Antes e após o desenvolvimento vegetativo da cultura colheram-se amostras compósitas da camada superficial do solo (0-20 cm), em cada leira.

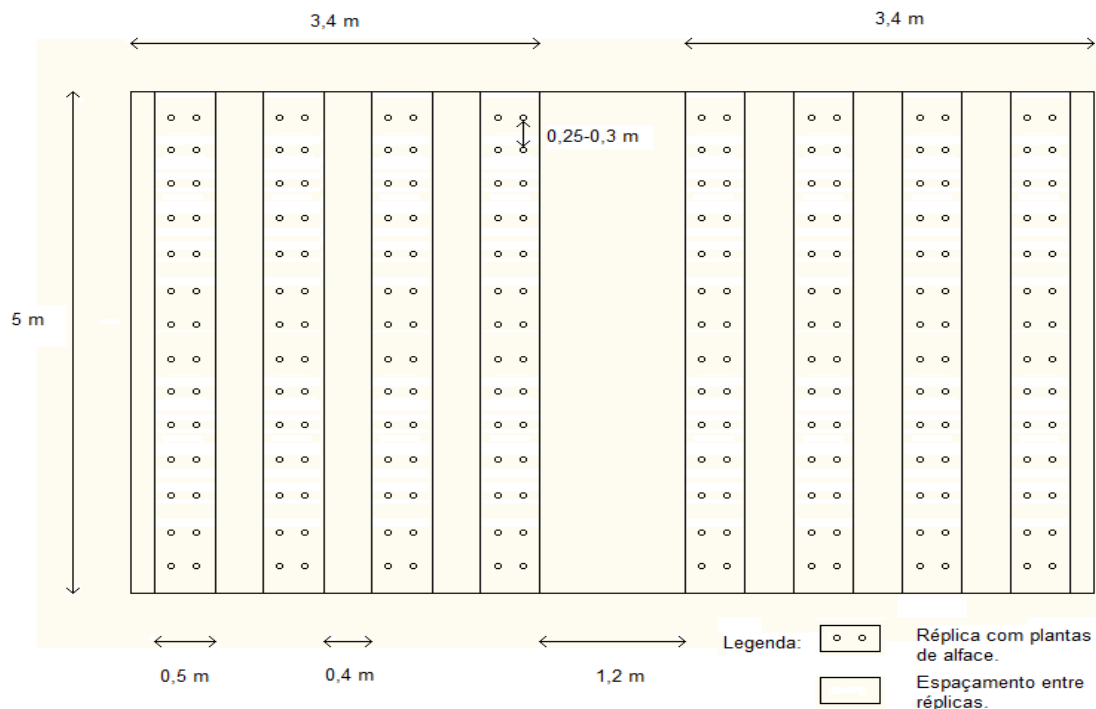


Figura 5 - Esquema da disposição das plantas de alface, nas leiras dos talhões dos solos em estudo.



Figura 6 - Ensaio de Outono (2005), no solo C depois da plantação das alfaces (fotografia de Novembro de 2005, projecto UCROP).

Em cada solo (A e B) um talhão foi regado com água contaminada (A-C e B-C) e outro com água não contaminada (A-NC e B-NC); extraídas de poços privados e habitualmente utilizadas para rega dos solos seleccionados (Figura 7). O solo C foi regado com água da rede pública (C-RP). Os solos locais e a água dos poços utilizados nestes ensaios foram escolhidos com base no trabalho de investigação desenvolvido anteriormente por Neves (2002).



Figura 7 – Ensaio de Verão (2006), talhão do solo A regado com água contaminada (A-C) (fotografia de Setembro de 2006, projecto UCROP).

Nos dois ensaios (2005 e 2006), com o objectivo de garantir um crescimento favorável da cultura foi aplicado nos solos fertilizante mineral (Nitromagnésio: 20,5 % N_{total} , 10,25% $N_{nitrico}$, 10,25% $N_{amoniacal}$, 12% CaO e 6% de MgO), 20 dias depois do transplante das alfaces.

No ensaio de Outono (2005) foi plantada alface da variedade Marady. A quantidade total de água utilizada para a rega da cultura durante o ensaio (36 L/m^2) foi influenciada pelas condições atmosféricas verificadas durante a experiência de campo (entre 21 de Outubro e 30 de Novembro de

2005 ocorreu, em média, um total de 222,4 mm de precipitação (Neves *et al.*, 2008b)). No ensaio de Verão (2006), foi plantada alface da variedade Romana (Neves & Abreu, 2009), regada com um total de, aproximadamente, 298 L/m² (entre 21 de Julho e 20 de Setembro de 2006 ocorreu, em média, um total de 72,5 mm de precipitação (Instituto de Meteorologia, 2006)).

As plantas (folhas e raízes) foram colhidas, no fim do período de crescimento; aproximadamente 60 dias depois do transplante. A selecção das variedades da cultura, o fertilizante utilizado, a frequência e quantidade de rega seguiram as práticas agrícolas locais.

3.2 Análise físico-química

Durante o decorrer da experiência de campo foram colhidas amostras da água de rega retirada dos poços privados, que foram filtradas. A filtração foi realizada depois de medida *in situ* a temperatura, o pH, o potencial redox e a CE e antes das amostras serem divididas em sub-amostras acidificadas (com HNO₃ até pH <2) e não acidificadas. As sub-amostras de água de rega foram usadas para análise de catiões e aniões (Neves & Abreu, 2009).

As plantas foram colhidas, no final do seu período de crescimento, sendo a parte comestível (folhas da alface) separada da parte não comestível (raízes). As plantas foram lavadas com água destilada e secas em estufa ventilada (40 °C) e posteriormente moídas para análise. Registaram-se também, o peso em fresco e em seco das amostras.

As amostras de solo foram secas ao ar, peneiradas em crivo de 2 mm e seguidamente analisadas em relação aos parâmetros físico-químicos: pH (1:2,5 suspensão solo:água); salinidade (condutividade eléctrica do extracto de saturação (CE)) e carbono orgânico total (COT), analisados por métodos clássicos (Póvoas & Barral, 1992), quer no LAMPIST, quer no ISA.

As análises químicas de urânio, alumínio e manganês foram realizadas no Canadá, em laboratório certificado (Actlabs Laboratory). A concentração total e a fracção disponível dos elementos em amostras de solo foram determinadas após, respectivamente, digestão ácida (HF, HClO₄, HNO₃ e HCl; Code UT4 Total Digestion, Actlabs Laboratory) e extracção com acetato de amónio 0,5 M, a pH 7 (1:50 massa:volume). Nas plantas o processo analítico utilizado envolveu incineração e ataque com HNO₃ e H₂O₂ (Code 2D HNO3-H2O2 digestion, Actlabs Laboratory). A concentração elementar nas plantas (peso fresco ou peso seco), em cada réplica, foi determinada usando as relações peso fresco/peso seco ou peso seco/peso nas cinzas. As amostras de solo e plantas foram analisadas por ICP-MS e as de água por ICP-OES (Neves & Abreu, 2009).

3.3 Análise de dados

Os resultados analíticos de cada talhão, para os solos A e B, apresentam-se como a média de quatro leiras e o respectivo desvio padrão. No solo C agruparam-se duas a duas as amostras correspondentes a quatro leiras, uma vez que a biomassa obtida foi reduzida, sendo os resultados apresentados como uma média representativa de duas leiras e o desvio padrão.

Os resultados experimentais foram sujeitos a uma análise de variância (ANOVA) usando o software STATISTICA 7 para Windows. Para comparar e determinar se os valores médios dos parâmetros associados a cada talhão eram ou não estatisticamente diferentes entre si utilizou-se o teste de Tukey (HSD), para um nível de significância de 5 %. Para identificar correlações estatísticas entre os vários parâmetros recorreu-se ao coeficiente de Pearson para um nível de significância de 5 %. Não foi possível comparar estatisticamente os resultados obtidos no solo C com os restantes, uma vez que o número de réplicas foi reduzido (duas leiras).

Para calcular o coeficiente de translocação (CT), que representa a capacidade da planta translocar um determinado elemento químico para a folha (parte comestível) em relação ao total absorvido pela planta (folha + raiz), recorreu-se à Equação 1.

Equação 1 - Coeficiente de translocação.

$$CT = \frac{[folha]}{[folha] + [raiz]}$$

[*folha*] - Concentração do elemento na folha (mg/kg; peso seco);

[*raiz*] - Concentração do elemento na raiz (mg/kg; peso seco).

O risco químico (não cancerígeno) para a saúde dos residentes da Cunha Baixa, como consequência da ingestão de alface, foi avaliado através do quociente de risco, QR (Equação 3), que relaciona a estimativa da dose de exposição ao elemento, por ingestão do alimento (DE_{ing} , Equação 2) com a respectiva dose oral de referência (DRf; mg/kg dia) (USEPA, 1989).

Equação 2 - Estimativa da dose de exposição por ingestão (DE_{ing} ; mg/kg dia).

$$DE_{ing} = \frac{C \times T_{ing} \times t_{exp} \times f_{exp}}{m \times tm_{exp}}$$

C – Concentração do elemento no alimento (mg/kg);

T_{ing} – Taxa de ingestão do alimento (kg/pessoa dia);

t_{exp} – Tempo de exposição (anos);

f_{exp} – Frequência de exposição (dias/ano);

m – Peso corporal médio (kg);

tm_{exp} – Tempo médio de exposição ($t_{exp} \times 365$ dias).

Equação 3 - Quociente de risco associado ao consumo de alimentos.

$$QR = \frac{DE_{ing}}{DRf}$$

DRf - Dose oral de referência (mg/kg dia).

Se a estimativa da dose de exposição ao elemento por ingestão de alimentos for superior à dose oral de referência ($QR > 1$), assume-se que poderão ocorrer riscos não cancerígenos para a saúde da população em estudo, decorrente do consumo desses alimentos.

Para verificar o risco combinado (não cancerígeno) associado à exposição simultânea a mais do que um elemento químico (assumindo efeitos cumulativos, USEPA, 2000), calculou-se o índice de risco (IR, USEPA, 1989) através da soma dos quocientes de risco (*QR*) de cada elemento. Se o valor do índice de risco é inferior à unidade, assume-se que não existem riscos (não cancerígeno) susceptíveis de ocorrer.

4. CARACTERÍSTICAS DA CULTURA DA ALFACE

A alface é originária do Próximo Oriente e da região Mediterrânica. Esta planta é cultivada desde há longa data e os primeiros testemunhos da sua existência vêm do Egipto. Existem pinturas em túmulos egípcios, datadas de 4500 anos antes de Cristo, que mostram uma variedade de alface de folhas longas que era cultivada na época. Do Egipto, o seu cultivo, passou para a Grécia e depois para Roma, onde adquiriu popularidade (Gardé & Gardé, 1988).

A alface é uma planta pertencente à família *Asteracea* (antigamente *Compositae*), cujo nome científico é *Lactuca sativa* L. (Miranda & Fernandes, 2001). Esta planta é herbácea, muito delicada, com um caule diminuto, não ramificado, ao qual se prendem as folhas (parte comestível). As folhas são grandes, lisas ou crespas, fechando-se ou não na forma de repolho. A cor das folhas varia do verde amarelado até ao verde-escuro, no entanto existem variedades de cor vermelha ou arroxeada (Filgueira, 1982). A textura das folhas é variável podendo apresentar-se macia ou amanteigada, ou rija e estaladiça (Gardé & Gardé, 1988). As raízes são do tipo aprumada, podendo atingir até 60 cm de profundidade, no entanto apresentam ramificações delicadas, curtas e finas (Filgueira, 1982).

As alfaces, quanto à forma, têm grande variabilidade. Em qualquer das variedades existem tipos que segundo a sua rusticidade para passarem o Inverno ou a sua maior ou menor facilidade de espigarem durante o Verão, se podem classificar em alfaces de Inverno, alfaces de Primavera e alfaces de Verão ou de Outono (Gardé & Gardé, 1988).

As variedades utilizadas nos ensaios de campo foram a Romana (ensaio de Verão) e a Marady (ensaio de Outono). As variedades de alfaces utilizadas estavam adaptadas às condições climáticas em que decorreu cada ensaio de campo, não sendo estas um factor que influencie o normal desenvolvimento vegetativo da cultura e consequentemente a absorção de contaminantes ou de nutrientes do solo ou da água de rega.

A alface cultiva-se em Portugal em quase todas as regiões e em todas as épocas do ano, desde que sejam escolhidas as variedades convenientes o que é de grande importância, para o bom êxito da cultura. Com efeito, algumas variedades suportam bem o calor sem terem tendência para espigar; outras são suficientemente rústicas para suportarem o Inverno que não seja demasiado rigoroso. Os climas temperados são, no entanto, os mais favoráveis, pois nas regiões mais quentes as alfaces endurecem e chegam a ficar com um gosto amargo, e, nas demasiado frias e húmidas, desenvolvem-se muito lentamente (Gardé & Gardé, 1988). A temperatura óptima para um crescimento rápido, no local definitivo de crescimento das plantas, é de 18 a 20 °C durante o dia e de 10 a 15 °C durante a noite (Miranda & Fernandes, 2001).

Se esta espécie hortícola apresenta algumas exigências quanto ao clima, quanto aos solos, adapta-se em quase todos, desde que não seja privada de água. Os solos que conduzem a melhores produções são os areno-argilosos ricos em matéria orgânica (2 a 4 %; Lopes & Simões, 2006), bem como solos de textura franca, bem drenados. Para as alfaces de Inverno deve escolher-se terrenos de textura arenosa, enquanto os terrenos argilosos são melhores para as variedades de Verão (Gardé & Gardé, 1988). A alface desenvolve-se mal em solos ácidos, situando-se o seu pH óptimo em 6,8; acima ou abaixo deste valor o rendimento da cultura decresce (Gardé & Gardé, 1988). A

alface é uma espécie moderadamente sensível à salinidade do solo. O intervalo de valores de salinidade do solo que a alface tolera é de 1,0 a 3,0 mS/cm (Foth, 1990), podendo resistir até 1,3 mS/cm sem redução significativa da produção (Miranda & Fernandes, 2001). Acima deste valor é aconselhável proceder à lavagem do excesso de sais.

A alface tem um sistema radicular pouco desenvolvido, a maior parte das raízes desenvolve-se entre os 10 e os 25 cm de profundidade, o que faz com que as plantas sejam muito sensíveis à falta de água. Um teor de humidade uniforme no solo permite um bom desenvolvimento (Miranda & Fernandes, 2001). Antes do repolhamento, a rega deve ser frequente, mas uma dose excessiva de água pode provocar uma lavagem dos nutrientes solúveis.

Esta planta é consumida, principalmente, como salada, embora possa ser também por vezes cozinhada, quer em sopas quer em esparregado. É rica em vitamina A, possui vitamina B1 e B2, apresenta vestígios da vitamina C e contém também cálcio e ferro (Gardé & Gardé, 1988). A alface é constituída essencialmente por água (95%), encontram-se também algumas fibras (1,5%), açúcares (0,9%), minerais (0,7%), proteínas (1,25%), lípidos (0,2%), vitaminas e ácidos orgânicos, com pequenas variedades entre tipos. O valor nutritivo é reduzido, 36 kJ (8,6 kcal) por 100 g de parte comestível (Miranda & Fernandes, 2001).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Qualidade das águas de rega

A água é indispensável à vida das plantas, absorvida pelas raízes e transpirada pela parte aérea, é-lhes necessária em quantidades bastante elevadas (Botelho da Costa, 2004). A água de rega é definida como a água superficial, subterrânea ou residual, que visa satisfazer ou complementar as necessidades hídricas das culturas agrícolas ou florestais (Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto).

A população da região da Cunha Baixa (Mangualde) utiliza habitualmente a água de poços privados para rega das suas culturas. A qualidade da água é definida como o conjunto de valores de parâmetros físicos, químicos, biológicos e microbiológicos da água que permite avaliar a sua adequação para determinados usos directos ou potenciais (Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto). A qualidade da água de rega é extremamente importante, uma vez que pode conter nutrientes úteis para as plantas ou, pelo contrário, ter uma composição química inadequada. A composição inadequada da água de rega tem a capacidade de provocar não só a degradação das características químicas e físicas do solo mas, também, conduzir a distúrbios metabólicos nas plantas que resultam em quebras de produção, diminuição da qualidade ou causam toxicidade com possível contaminação da cadeia alimentar (Abreu *et al.*, 2007).

A água de rega contaminada (C) e não contaminada (NC) utilizada nos ensaios de campo de 2005 e 2006 foi seleccionada de acordo com a investigação anteriormente realizada por Neves (2002). Para além destas águas foi utilizada também, para rega do solo de controlo, a água da rede pública.

No Quadro 1, apresentam-se os valores dos parâmetros analisados na água contaminada (C) que se encontram acima do valor máximo recomendável (VMR) e ou do valor máximo admissível (VMA) segundo a legislação portuguesa (Decreto-Lei n.º 236/98), assim como os valores, dos mesmos parâmetros, na água da rede pública e na não contaminada, para comparação. Pela inexistência na legislação portuguesa e em outros países da União Europeia de VMR e VMA, para o urânio na água de rega, utilizou-se o valor fixado na legislação australiana e neozelandesa (ANZECC, 2000).

A água de rega contaminada pode eventualmente causar efeitos no solo e ou na cultura da alface. Segundo Lazarova & Bahri (2005) o uso da água de rega com valores de pH fora do intervalo dos VMR pode causar desequilíbrios nutricionais que afectam o crescimento das plantas.

O efeito da condutividade eléctrica (CE) e dos sólidos dissolvidos totais (SDT) depende muito da resistência das culturas à salinidade, bem como do clima, do método de rega e da textura do solo (Decreto-Lei n.º 236/98). A salinidade da água de rega pode ser medida pela sua CE. A água da rede pública bem como a água não contaminada apresentam valores de CE, nos dois ensaios (Quadro 1), inferiores a 750 $\mu\text{S}/\text{cm}$, o que de acordo com Hergert & Knudsen (1997) são águas de rega que não apresentam efeitos prejudiciais. A água contaminada pode, segundo Hergert & Knudsen (1997), ter efeitos adversos sobre muitas culturas (como é o caso da alface) e requer práticas de cultivo

cuidadasas, uma vez que os valores de CE da água de rega estão entre 1500 $\mu\text{S/cm}$ e 3000 $\mu\text{S/cm}$. Segundo a legislação australiana e neozelandesa (ANZECC, 2000), o limite de CE da água de rega que a cultura da alface pode tolerar, para o crescimento em solos francos, é de 1500 $\mu\text{S/cm}$. Verifica-se assim, que a água de rega contaminada excede o valor de CE para a cultura da alface.

Quadro 1 – Características físico-químicas das águas de rega utilizadas nos ensaios de campo de 2005 e 2006.

Parâmetros	Amostras de água						VMR ⁽¹⁾	VMA ⁽¹⁾
	Rede pública		Não contaminada		Contaminada			
	2005	2006	2005	2006	2005	2006		
pH	8,2±0,5	7,8±0,5	6,2±0,1	5,8±0,0	4,4±0,0	4,2±0,0	6,5-8,4	4,5-9,0
CE ($\mu\text{S/cm}$)	102±42	156±7	215±55	406±46	1700±20	1818±1	1000	n. f.
SDT (mg/L)	99±3	89±11	167±12	258±27	1533±29	1610±15	640	n. f.
SO₄²⁻ (mg/L)	25±4	16±1	40±9	70±23	998±75	998±6	575	n. f.
Mn ($\mu\text{g/L}$)	2,0±1,0	0,3±0,3	15,0±11,0	31,7±29,3	4015±115	4520±0	200	10000
Al ($\mu\text{g/L}$)	169±83	16±0	93±71	13±5	8055±95	7200±300	5000	20000
U ($\mu\text{g/L}$)	1,0±0,5	0,8±0,6	18,9±0,3	14,2±0,2	1064±76	985±45	n. f.	100 ⁽²⁾
F⁻ ($\mu\text{g/L}$)	80±10	473±5	245±5	259±17	680±10	1165±25	1000	15000

Os valores correspondem à média de duas amostras \pm o desvio padrão (n=2).

⁽¹⁾ Valores máximo recomendado (VMR) e máximo admissível (VMA) estabelecidos na legislação Portuguesa (Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto);

⁽²⁾ Concentração máxima admitida para a rega a curto prazo (20 anos), estabelecida na legislação Australiana e Neozelandesa (ANZECC, 2000);

n. f. – não fixado.

De modo a determinar o risco de sodicização do solo foi calculado o valor da razão de absorção de sódio (RAS). Uma vez que o VMR pela legislação portuguesa (Decreto-Lei n.º 236/98) para o RAS é igual a 8, verifica-se que todos os valores deste parâmetro nas águas de rega utilizadas nos ensaios de campo são inferiores (Quadro 2).

Quadro 2 – Relação de adsorção de sódio.

Parâmetros	Amostras de água					
	Rede pública		Não contaminada		Contaminada	
	2005	2006	2005	2006	2005	2006
Na (mg/L)	14±1	12±0	21±2	22±2	33±0	32±0
Ca (mg/L)	13±1	17±2	15±1	22±5	236±16	244±8
Mg (mg/L)	1,7±0,1	1,6±0,0	6,5±0,5	9,0±1,3	100,2±0,8	89,6±0,5
RAS⁽¹⁾	1,00±0,08	0,74±0,05	1,12±0,04	0,99±0,00	0,46±0,01	0,44±0,00

⁽¹⁾ A relação de adsorção de sódio (RAS) é traduzida pela equação $RAS = Na^+ / \sqrt{(Ca^{2+} + Mg^{2+})/2}$, onde as concentrações estão expressas em meq/L (Decreto-Lei n.º236/98 de 1 de Agosto).

Segundo o diagrama do United States Salinity Laboratory (Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio, 2006) todas as águas utilizadas, nos dois ensaios, apresentam um baixo risco de sodicidade ou alcalização do solo devido ao valor de RAS ser inferior a 10. De acordo com o mesmo diagrama, e com base no valor da CE pode-se avaliar o risco de salinização do solo. Nos dois ensaios, o uso da água de rega da rede pública e da água não contaminada, no ensaio de 2005, representava baixo risco de salinização do solo. No ensaio de campo de 2006, a água não contaminada representava um risco de salinização médio para o solo. A água contaminada, nos dois ensaios de campo, representava alto risco de salinização do solo.

Em relação a outros parâmetros refere-se que o sulfato (SO_4^{2-}), quando apresenta teores elevados na água de rega, pode interferir com a absorção de outros nutrientes (Bauder *et al.*, 1990). O Mn na água de rega é tóxico para certo número de culturas, desde algumas décimas até poucos mg/L, mas normalmente só em solos ácidos (Decreto-Lei n.º 236/98). A água de rega com valores de alumínio superiores aos da legislação portuguesa constitui um risco de improdutividade em solos com pH <5,5; em solos com pH >7 o risco de toxicidade é eliminado por precipitar o alumínio (Decreto-Lei n.º 236/98). A rega com água contaminada com urânio pode causar contaminação de solos e de culturas; este é considerado como um elemento não essencial dado que nas plantas o urânio não tem funções metabólicas conhecidas (Berlin & Rudell, 1986). Águas de rega ricas em F^- não constituem problema em solos neutros e alcalinos, uma vez que o F^- é inativado (Decreto-Lei n.º 236/98).

5.2 Solo

O solo pode definir-se como o meio natural para o desenvolvimento das plantas terrestres, tal como se formou (solo dito *natural*), ou mais ou menos modificado como resultado da sua utilização pelo Homem. O solo serve de suporte às plantas terrestres que nele desenvolvem as suas raízes através das quais obtêm grande parte dos elementos nutritivos de que necessitam (Botelho da Costa, 2004).

Na região da Cunha Baixa os solos possuem uma textura franco-arenosa e incluem-se na unidade pedológica classificada como Cambissolos (Carta de Solos, 1978).

A textura e a capacidade de troca catiónica (CTC), dos solos A, B e C utilizados nos ensaios de campo de 2005 e 2006, foram determinadas no início da primeira experiência de campo (Outono de 2005). Segundo o diagrama triangular das classes de textura e de acordo com as percentagens das fracções areia, limo e argila determinou-se que os solos A (areia: 75%; limo: 15%; argila: 11%) e B (areia: 71%; limo: 16%; argila: 13%) enquadram-se na classe de textura franco-arenosa enquanto o solo C (areia: 86%; limo: 9%; argila: 6%) na areno-franca. Para a CTC dos solos A, B e C (n=8 para os solos A e B; n=4 para o solo C) registaram-se, respectivamente, valores de $9,39 \pm 0,46$, $11,29 \pm 0,43$ e $5,10 \pm 0,17$ cmol_c/kg (Neves *et al.*, 2008b). Segundo Varennes (2003) a CTC nos solos A e C classifica-se como baixa (5,0 – 10,0 cmol_c/kg) e como média no solo B (10,1 – 20,0 cmol_c/kg).

5.2.1 Ensaio de Outono (2005)

No Quadro 3 apresentam-se os parâmetros analisados, no ensaio de 2005, nos talhões dos solos A, B e C da Cunha Baixa, antes e depois do cultivo da alface (variedade Marady) e de regados com águas de diferente qualidade.

Quadro 3 - Parâmetros analisados, nos talhões dos solos A, B e C, antes (A) e depois (D) do cultivo da alface, e de regados com água contaminada (C), não contaminada (NC) ou da rede pública (RP), no ensaio de 2005.

Parâmetros		Talhões de solo				
		A-C	A-NC	B-C	B-NC	C-RP
pH (H ₂ O)	A	5,4±0,1 ^a	5,8±0,1 ^b	5,4±0,1 ^{a*}	5,8±0,2 ^b	5,9±0,1
	D	5,6±0,1 ^a	5,7±0,2 ^a	6,2±0,2 ^{b*}	5,5±0,1 ^a	6,7±0,4
CE (µS/cm)	A	618±57 ^a	744±25 ^a	1006±39 ^{a*}	985±107 ^a	442±32
	D	555±136 ^a	570±138 ^{ab}	549±360 ^{a*}	973±81 ^b	790±97
COT (g/kg)	A	14,8±0,5 ^a	14,6±1,1 ^a	10,9±0,9 ^b	10,4±0,6 ^b	10,1±1,5
	D	14,6±1,7 ^a	11,6±1,6 ^{ab}	10,7±1,2 ^b	8,9±0,9 ^b	11,3±0,2
K _{assimilável} (mg/kg)	A	175±15 ^a	295±64 ^b	249±21 ^{ab}	255±26 ^{ab}	106±1
	D	109±5 ^a	184±57 ^a	195±60 ^a	203±46 ^a	50±4
P _{assimilável} (mg/kg)	A	62±9 ^a	95±7 ^b	36±1 ^c	36±1 ^{ac}	0,97±0,22
	D	70±4 ^{ac}	84±3 ^a	38±2 ^b	53±11 ^{bc}	0,82±0,03
N _{mineral} (mg/kg)	A	23,0±1,2 ^{ab}	19,2±4,3 ^a	44,3±2,8 ^{b*}	39,2±4,1 ^{ab*}	7,1±1,8
	D	43,7±5,8 ^a	38,0±3,5 ^a	68,3±15,0 ^{b*}	69,6±16,7 ^{b*}	70,3±3,1
U _{total} (mg/kg)	A	39±3 ^a	39±2 ^a	96±16 ^b	117±10 ^b	2,78±0,78
	D	39±5 ^a	42±4 ^a	99±12 ^b	99±16 ^b	4,48±0,23
U _{disponível} (mg/kg)	A	2,67±0,77 ^a	2,95±0,78 ^a	14,65±3,42 ^b	14,36±4,11 ^b	0,04±0,01
	D	1,97±0,22 ^a	2,43±0,56 ^a	10,77±0,47 ^b	10,59±0,55 ^b	0,02±0,00
Al _{total} (%)	A	6,28±0,96 ^a	5,81±1,26 ^a	6,79±1,49 ^a	4,71±0,79 ^a	4,14±0,27
	D	6,72±0,97 ^a	6,39±1,42 ^a	6,82±1,27 ^a	5,96±1,23 ^a	5,17±0,65
Al _{disponível} (mg/kg)	A	21,9±8,4 ^a	n. d.	14,21±7,03 ^a	n. d.	n. d.
	D	17,03±6,15 ^a	7,25±2,93 ^a	n. d.	6,85±4,50 ^a	n. d.
Mn _{total} (mg/kg)	A	319±19 ^a	274±24 ^a	564±83 ^b	515±22 ^b	102±3
	D	320±24 ^a	309±24 ^a	591±60 ^b	541±70 ^b	114±10
Mn _{disponível} (mg/kg)	A	13,9±1,2 ^{ab}	9,62±0,28 ^a	23,4±2,6 ^b	15,9±1,5 ^{ab}	7,82±0,85
	D	21±2 ^a	16,6±4,1 ^a	25,1±9,2 ^a	15,7±1,5 ^a	2,91±0,69

Os valores correspondem à média ± o desvio padrão (n=4 para os solos A e B; n=2 para o solo C). Valores médios seguidos pela mesma letra, na mesma linha, não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD (p<0,05); o asterisco (*) identifica os valores médios antes e depois do cultivo das alfaces que são significativamente diferentes, para o mesmo parâmetro e talhão de solo.

n. d. – Não detectado: em 75 % das leiras dos solos A e B e 50 % no solo C.

No ensaio de campo realizado em 2005 e antes de plantar a alface, os talhões do solo A-C e B-C apresentavam reacção ligeiramente mais ácida (pH: $5,4 \pm 0,1$) e significativamente diferente dos talhões A-NC e B-NC (pH: $5,8 \pm 0,1$). Após a colheita das plantas, verificou-se que o pH do solo aumentou e foi significativamente diferente apenas no talhão B-C (pH: $6,2 \pm 0,2$). No solo C, o pH do solo também aumentou após o cultivo das alfaces (Quadro 3). Segundo a classificação de Pratolongo (Botelho da Costa, 2004) os solos dos talhões A-C e B-C, antes do cultivo da hortícola, e em B-NC, depois da colheita das plantas, eram ácidos (pH: 4,6 – 5,5) sendo pouco ácidos (pH: 5,6 – 6,5) nos restantes talhões. Neste ensaio, o valor do pH dos solos, antes e depois do cultivo da variedade Marady, era inferior ao valor considerado óptimo para o crescimento da cultura (pH: 6,8; capítulo 5), com excepção do pH registado no talhão C-RP, depois do cultivo das plantas, que se aproxima deste valor.

Neste ensaio e antes do cultivo da alface, apesar dos valores da condutividade eléctrica (CE) no solo B serem ligeiramente mais elevados do que em A (CE de B-C e de B-NC foi 1,6 e 1,3 vezes superior à registada, respectivamente, em A-C e A-NC), os valores médios de CE não foram significativamente diferentes, nos vários talhões dos solos A e B. Com excepção do talhão B-C, em geral e comparativamente ao início do ensaio, não se observaram diferenças significativas nos valores da CE do solo após o desenvolvimento e colheita das plantas, apesar dos valores terem diminuído. Este comportamento não se observou no solo C onde a CE média aumentou 1,8 vezes (Quadro 3). No final do ensaio a salinidade dos solos decresceu ligeiramente em relação ao início devido à precipitação elevada que se fez sentir no último mês de desenvolvimento vegetativo da hortícola, que inibiu completamente a rega e permitiu uma acção lixiviadora dos sais presentes no solo (Abreu *et al.*, 2007). Em todos os talhões do solo a CE é inferior ao valor de salinidade que se considera que a alface tolera no solo, sem que ocorra redução significativa da produção (1,0-3,0 mS/cm).

No início do ensaio campo de Outono, o carbono orgânico total (COT) era mais elevado nos talhões do solo A (A-C: $14,8 \pm 0,5$; A-NC: $14,6 \pm 1,1$ g/kg) e significativamente diferente das concentrações nos talhões do solo B (B-C: $10,9 \pm 0,9$; B-NC: $10,4 \pm 0,6$ g/kg) e não existiam diferenças significativas entre talhões do mesmo solo. Depois da colheita das plantas, não se registou, em geral, alterações significativas no teor deste parâmetro. No solo C verificou-se, também, que o COT médio se manteve aproximadamente constante, no início e no fim da experiência de campo. Segundo Varennes (2003), o teor de matéria orgânica⁶ presente nos solos A, B e C classifica-se como médio (16 – 30 g/kg de solo).

Nos solos A e B, no início da experiência de campo realizada, os teores de potássio assimilável ($K_{\text{assimilável}}$), fósforo assimilável ($P_{\text{assimilável}}$) e azoto mineral (N_{mineral}) foram adequados para a nutrição da alface, com excepção do N_{mineral} no solo A. Todos estes nutrientes estavam em défice no solo C, antes do cultivo da variedade de alface Marady. De acordo com o INIA (2000), 120 mg K/kg solo, 26-33 mg P/kg solo e 35-45 mg N/kg solo são considerados os valores óptimos para o crescimento da cultura. Após a colheita das plantas, os talhões A-C e C-RP apresentavam teores,

⁶ *Matéria orgânica* = $COT \times 1,724$

respectivamente, de $K_{\text{assimilável}}$ e de $K_{\text{assimilável}}$ e $P_{\text{assimilável}}$ inferiores aos acima referidos. A ausência do défice de N_{mineral} no solo após o desenvolvimento da hortícola poderá ser devida à contribuição do fertilizante Nitromagnésio utilizado.

Os teores médios de urânio total (U_{total}) no solo B antes e depois do cultivo das alfaces eram, respectivamente, cerca de 2,7 e 2,4 vezes maiores do que os do solo A (antes: 39,0; depois: 40,5 mg/kg), verificando-se ainda que entre talhões do mesmo solo os teores médios eram semelhantes. Para o mesmo talhão de solo, os teores médios de U_{total} também não se alteraram significativamente entre o início e o fim do ensaio. No solo C, o teor médio de U_{total} após a colheita da cultura era 1,6 vezes maior que o teor antes do cultivo.

Com excepção do solo C, nos solos A e B o teor médio de U_{total} é consideravelmente superior aos encontrados na literatura para o intervalo de concentração considerado como normal (0,3-11,7 mg/kg; Bleise *et al.*, 2002). A proximidade com a área mineira e a rega com água contaminada com U (Quadro 1) poderão ser factores que contribuíram para este enriquecimento (Neves *et al.*, 2008b). Amrhein *et al.* (1993) também referem que em San Joaquim Vallery (USA) a rega com água contaminada com urânio aumentou os níveis deste elemento nos centímetros superiores de solos agrícolas. Observa-se também que nos solos A e B o U_{total} é mais elevado que o valor guia preliminar (23 mg U/kg) estabelecido no Canadá para o U em solos agrícolas, que tem em consideração, tanto a protecção da saúde humana como a protecção ambiental (CCME, 2007).

O teor total de um dado elemento no solo pouco esclarece quanto à disponibilidade desse elemento para as plantas (Botelho da Costa, 2004).

Na Figura 8, pode-se observar que nos diferentes talhões de solo a percentagem de $U_{\text{disponível}}$ em relação ao U_{total} é baixa tanto no início (< 15,3 %) como no fim do ensaio de campo (<10,8 %).

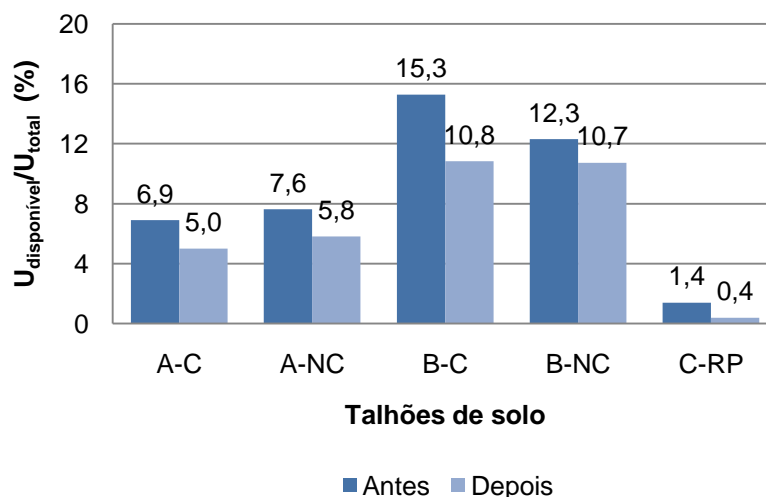


Figura 8 – Percentagem do $U_{\text{disponível}}$ em relação ao teor de U_{total} nos vários talhões de solo, antes e depois do cultivo da variedade de alface Marady e de serem submetidos a rega com água contaminada (C), não contaminada (NC) e da rede pública (RP).

Esta característica pode estar relacionada com o facto do urânio se encontrar preferencialmente ligado nos solos a óxidos de ferro não cristalinos (Neves *et al.*, 2009) assim como à

sua baixa CTC, como consequência da baixa fracção de argila (< 13 %) combinada com o tipo de minerais argilosos (caulinite > illite) e com o baixo teor de matéria orgânica (< 25,5 g/kg de solo) (Neves *et al.*, 2008b). Em geral, a matéria orgânica e os minerais de argila fornecem locais de carga negativa sendo por isso expectável a adsorção de espécies de U carregadas positivamente, como o urânio livre UO_2^{2+} , que predomina em condições ácidas (Ebbs *et al.*, 1998; Langmuir, 1978; Laroche *et al.*, 2005). De facto, antes do cultivo e depois do crescimento desta variedade de alface (Marady), verificou-se que o teor de $U_{\text{disponível}}$ em todos os solos correlacionou-se significativamente com a CTC do solo (Neves *et al.*, 2008b).

Em relação ao $U_{\text{disponível}}$ no solo verificou-se que os teores médios no solo B eram cerca de 5 vezes maiores que os teores analisados no solo A (Quadro 3) e que nos talhões do mesmo solo, antes e depois do cultivo da alface, os teores não foram significativamente diferentes. O teor médio de $U_{\text{disponível}}$ maior no solo B pode estar relacionado com o valor ligeiramente mais elevado de CTC e fracção argila, comparativamente ao solo A ou até com a concentração mais elevada de U presente na solução do solo (Neves *et al.*, 2008b). Comparando o teor médio de $U_{\text{disponível}}$ nos talhões regados com água contaminada e não contaminada, verificou-se que os teores não foram significativamente diferentes, o que sugere que a rega com água contaminada não influenciou o teor de $U_{\text{disponível}}$ no solo. No entanto, observou-se que no solo C o teor médio de $U_{\text{disponível}}$ depois do cultivo diminuiu para metade do valor registado antes (Quadro 3).

Nos talhões dos solos em estudo, o teor de Al total (Al_{total}) (Quadro 3) enquadra-se nas concentrações consideradas como normais (0,7-10%) para os solos em geral (ATSDR, 2008a). O teor de Al_{total} registado em todos os talhões dos solos A e B (Quadro 3), antes e depois do cultivo da hortícola, foi semelhante tal como no solo C, o que sugere que a rega com água contaminada não influenciou o teor total deste elemento no solo.

No que se refere à concentração média de alumínio disponível ($Al_{\text{disponível}}$) observou-se, em geral, que esta só foi detectada nas leiras dos solos para valores de pH inferiores a 5,8, o que está de acordo com o facto da acidez do solo poder tornar instáveis certos minerais, como os aluminosilicatos, aumentando assim a disponibilidade do alumínio para ser absorvido pelas plantas (Oliveira *et al.*, 2005). Nestes solos, verificou-se que a relação entre o teor de $Al_{\text{disponível}}$ e o teor de Al_{total} foi muito baixa (< $0,35 \times 10^{-3}$ %), quer no início e quer no fim da experiência de campo.

Relativamente ao teor de $Al_{\text{disponível}}$ no solo verificou-se que a maior diminuição deste teor, com o cultivo da alface, ocorreu no talhão B-C o que poderá ser explicado pelo aumento significativo do pH que ocorreu neste talhão (Quadro 3).

O teor médio de manganês total (Mn_{total}) nos solos A, B e C, antes e depois do cultivo da alface (Quadro 3), enquadra-se nos teores referidos por vários autores (20 a 3000 mg Mn/kg, Varennes, 2003; 40-900 mg/kg, ATSDR, 2008b). No ensaio de Outono, antes e depois do cultivo da alface, observou-se que os teores de Mn_{total} nos talhões do solo B eram, aproximadamente, 1,8 vezes maiores e significativamente diferentes do que os do solo A (Quadro 3) e que entre talhões do mesmo solo o teor não variou, tal como no solo C.

No solo apenas está facilmente disponível para a absorção pela raiz das plantas o catião Mn^{+2} que é solúvel e móvel (IMnI, 2010). Em relação ao teor médio de $Mn_{\text{disponível}}$ nos diferentes solos

verificou-se que é baixo comparativamente com o total, no início (< 7,7 %) e no fim (< 6,5 %) da experiência de campo (Figura 9).

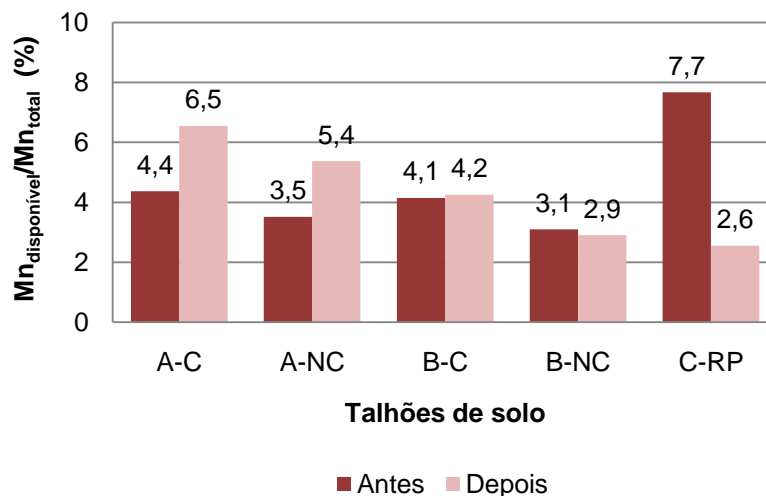


Figura 9 – Percentagem do $Mn_{disponível}$ em relação ao teor de Mn_{total} nos vários talhões de solo, antes e depois do cultivo da variedade de alface Marady e de serem submetidos a rega com água contaminada (C), não contaminada (NC) e da rede pública (RP).

Antes do cultivo e para talhões do mesmo solo A e B, o teor de $Mn_{disponível}$ não era significativamente diferente (Quadro 3). Após a colheita da alface, apesar dos teores nestes talhões não serem estatisticamente diferentes dos detectados antes do cultivo, observou-se uma tendência para o $Mn_{disponível}$ aumentar no solo A. No solo C, o teor de $Mn_{disponível}$ diminuiu com o cultivo, sendo o valor antes de plantar as alfaces 2,7 vezes maior que o registado depois da colheita.

5.2.2 Ensaio de Verão (2006)

No Quadro 4 apresentam-se os parâmetros analisados, no ensaio de 2006, nos talhões dos solos A, B e C da Cunha Baixa, antes e depois do cultivo da alface (variedade Romana) e de regados com águas de diferente qualidade.

No ensaio de 2006, o solo era inicialmente ácido (pH: 4,6 – 5,5) nos talhões A-C e B-C e pouco ácido (pH: 5,6 – 6,5) nos restantes talhões (Quadro 4). Antes e depois do cultivo da alface, verificou-se que o valor médio do pH não era significativamente diferente em todos os talhões dos solos A e B, assim como para o mesmo talhão; no entanto depois da colheita o talhão do solo B-NC passou a ser classificado como ácido (Botelho da Costa, 2004). Globalmente o valor médio do pH de todos os talhões, antes e depois do cultivo desta variedade de alface (Romana) era mais baixo que o valor óptimo de crescimento considerado para a cultura (pH: 6,8; capítulo 5), o que também não difere do ensaio de 2005 onde apenas o pH do solo registado no talhão C-RP (pH: $6,7 \pm 0,4$, Quadro 3), depois do cultivo, é considerado adequado.

Quadro 4 - Parâmetros analisados, nos talhões dos solos A, B e C antes (A) e depois (D) do cultivo da alface (ensaio de 2006) e de regados com água contaminada (C), não contaminada (NC) ou da rede pública (RP).

Parâmetros	Talhões de solo					
		A-C	A-NC	B-C	B-NC	C-RP
pH (H₂O)	A	5,5±0,2 ^a	6,1±0,2 ^a	5,0±0,1 ^a	5,7±0,2 ^a	5,4±0,1
	D	5,3±0,1 ^a	5,7±0,2 ^a	4,8±0,1 ^a	5,1±0,2 ^a	5,3±0,0
CE (μS/cm)	A	3436±230 ^{a*}	1449±582 ^{b*}	3590±143 ^{a*}	1014±109 ^{b*}	2040±275
	D	5128±646 ^{a*}	2854±305 ^{b*}	6313±585 ^{a*}	3044±680 ^{b*}	5636±251
COT (g/kg)	A	18,2±1,3 ^a	16,0±1,2 ^{ab*}	14,5±0,5 ^b	11,2±1,4 ^c	35,0±1,9
	D	16,6±2,0 ^a	10,9±0,5 ^{b*}	12,2±1,0 ^b	11,6±0,8 ^b	30,4±1,1
K_{assimilável} (mg/kg)	A	230±46 ^a	542±179 ^b	195±40 ^a	203±9 ^a	203±12
	D	197±19 ^a	459±93 ^b	162±33 ^a	191±19 ^a	104±12
P_{assimilável} (mg/kg)	A	128±34 ^{ab}	146±45 ^a	41±14 ^c	55±16 ^{bc}	19±0
	D	129±31 ^{ab}	149±38 ^a	42±5 ^c	56±9 ^{bc}	15±2
N_{mineral} (mg/kg)	A	25,5±7,4 ^{a*}	30,0±11,8 ^{a*}	20,6±8,6 ^{a*}	23,6±10,1 ^{a*}	67,0±8,5
	D	90±22 ^{a*}	74±3 ^{a*}	135±11 ^{b*}	86±25 ^{a*}	153±5
U_{total} (mg/kg)	A	92±6 ^a	100±3 ^{a*}	248±6 ^{b*}	252±17 ^{b*}	10,0±3,2
	D	68±41 ^{ab}	45±3 ^{b*}	109±26 ^{a*}	94±5 ^{ab*}	7,7±1,6
U_{disponível} (mg/kg)	A	1,36±0,42 ^a	1,30±0,29 ^a	10,09±0,95 ^{b*}	8,29±0,91 ^{b*}	0,04±0,02
	D	1,86±0,54 ^a	1,45±0,30 ^a	12,75±1,00 ^{b*}	10,81±1,13 ^{b*}	0,05±0,02
Al_{total} (%)	A	7,71±0,43 ^a	8,09±0,22 ^{ac}	9,07±0,25 ^{bc}	9,63±0,38 ^{b*}	6,40±0,47
	D	8,28±0,72 ^{ab}	7,38±0,28 ^a	8,52±0,54 ^b	8,49±0,31 ^{ab*}	7,66±0,73
Al_{disponível} (mg/kg)	A	n. d.	n. d.	1,57±1,66 ^{a*}	n. d.	n. d.
	D	n. d.	n. d.	6,18±2,32 ^{a*}	3,64±2,33 ^a	n. d.
Mn_{total} (mg/kg)	A	545±45 ^{a*}	496±31 ^{a*}	760±21 ^{b*}	787±27 ^{b*}	411±4
	D	387±101 ^{a*}	301±25 ^{a*}	562±15 ^{b*}	575±14 ^{b*}	456±10
Mn_{disponível} (mg/kg)	A	9,29±1,22 ^a	7,19±0,65 ^a	27,16±3,19 ^{b*}	17,64±2,28 ^{c*}	7,30±0,05
	D	11,00±1,87 ^a	8,09±0,97 ^a	33,83±2,52 ^{b*}	25,54±1,73 ^{c*}	8,23±1,83

Os valores correspondem à média ± o desvio padrão (n=4 para os solos A e B; n=2 para o solo C). Valores médios seguidos pela mesma letra, na mesma linha, não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD (p<0,05); o asterisco (*) identifica os valores médios antes e depois do cultivo das alfaces que são significativamente diferentes, para o mesmo parâmetro e talhão de solo.

n. d. – Não detectado: em 100 % das leiras dos solos A e B e no mínimo 50 % no solo C.

Nos solos A e B a CE média registada nos talhões regados com água contaminada aumentou (2 a 3 vezes) e manteve-se, tal como no início do ensaio, significativamente diferente da CE dos talhões que foram regados com água não contaminada. No solo C observou-se que a CE também aumentou (Quadro 4). Este resultado poderá ser consequência da precipitação de sais solúveis que decorreu durante o ensaio por acção da evaporação da água de rega. A CE do solo nos talhões regados com água contaminada e em B-NC e C-RP, depois do cultivo da alface, ultrapassou o limite

superior do intervalo de valores considerado adequado para o desenvolvimento da cultura (1,0-3,0 mS/cm; capítulo 5), contrariamente ao observado no ensaio de 2005 (Quadro 3), onde a CE média dos solos foi mais baixa que os valores ótimos apresentados.

No início do ensaio campo de 2006, a concentração média do COT não era significativamente diferente nos talhões do solo A (A-C: $18,2 \pm 1,3$; A-NC: $16,0 \pm 1,2$ g/kg), contrariamente ao que se verificou em B (B-C: $14,5 \pm 0,5$; B-NC: $11,2 \pm 1,4$ g/kg). Apenas em A-NC o COT foi menor e significativamente diferente após o cultivo das alfaces, relativamente ao início do ensaio de campo (Quadro 4). No solo C observou-se, também, que o COT diminuiu no fim da experiência ($30,4 \pm 1,1$ g/kg), comparativamente ao início ($35,0 \pm 1,9$ g/kg). De acordo com Varennes (2003), o teor de matéria orgânica⁷ presente na maioria dos talhões dos solos é, tal como em todos os talhões do ensaio de 2005, classificado como médio (16 – 30 g/kg), com exceção do talhão A-C antes do cultivo da hortícola (31-45 g/kg: alto) e do solo C-RP antes e após o cultivo (> 45 g/kg: muito alto).

Nos solos A e B, no início do ensaio de campo de Verão, os teores de $K_{\text{assimilável}}$ e $P_{\text{assimilável}}$ foram superiores aos valores considerados adequados para o desenvolvimento da cultura (120 mg K/kg solo, 26-33 mg P/kg solo; INIA, 2000), enquanto o N_{mineral} era inferior aos valores considerados ótimos (35-45 mg N/kg solo; INIA, 2000) o que não ocorreu no solo B no ensaio de 2005 (Quadro 3). No solo C, os teores de $K_{\text{assimilável}}$ e N_{mineral} eram superiores ao valor adequado, contrariamente ao registado em 2005, enquanto o teor de $P_{\text{assimilável}}$ era inferior. Após a colheita das alfaces, todos os talhões dos solos A e B possuíam teores destes nutrientes acima dos adequados para o seu desenvolvimento desta hortícola e no solo C, os teores de $K_{\text{assimilável}}$ e $P_{\text{assimilável}}$ encontravam-se em défice contrariamente ao teor de N_{mineral} . A ausência do défice de N_{mineral} no solo após o desenvolvimento da hortícola poderá ser devida à contribuição do fertilizante Nitromagnésio utilizado.

Os teores médios de U_{total} , antes da plantação da alface da variedade Romana, para o mesmo solo, não foram significativamente diferentes, sendo os de B 2,5 a 2,7 vezes superiores aos teores registados no solo A (Quadro 4), tal como observado no ensaio de 2005 (Quadro 3). Após a colheita este comportamento manteve-se, mas o teor de U_{total} diminuiu em todos os talhões de solo com exceção do teor no talhão A-C, que não era significativamente diferente comparativamente aos teores registados no início da experiência (Quadro 4). Em geral, no ensaio de 2006 os teores de U_{total} eram aproximadamente o dobro dos registados em 2005.

No que respeita à relação percentual entre os teores de $U_{\text{disponível}}$ e U_{total} verificou-se que esta continua, tal com em 2005 (Figura 8), a ser baixa quer no início (< 4,1 %) quer no fim (< 11,7 %) da experiência de campo (Figura 10).

No que respeita ao $U_{\text{disponível}}$ no solo, os teores nos talhões do solo B eram significativamente diferentes e superiores (cerca de 7 vezes) aos do solo A antes e depois do cultivo (Quadro 4), tal como verificado no ensaio de 2005 (Quadro 3). Para o mesmo talhão, os teores de $U_{\text{disponível}}$ foram superiores e significativamente diferentes no fim do ensaio, apenas no solo B. No solo C registou-se o menor teor de $U_{\text{disponível}}$ e este manteve-se aproximadamente constante durante o ensaio de campo (Quadro 4).

⁷ *Matéria orgânica* = $COT \times 1,724$

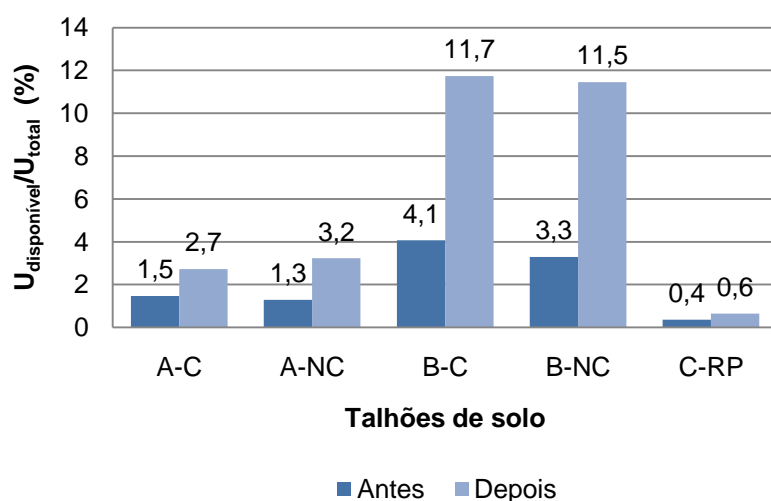


Figura 10 - Percentagem do $U_{\text{disponível}}$ em relação ao teor de U_{total} nos vários talhões de solo, antes e depois do cultivo da variedade de alface Romana e de serem submetidos a rega com água contaminada (C), não contaminada (NC) e da rede pública (RP).

No ensaio de 2006, o teor médio de Al_{total} nos diferentes solos era idêntico ao registado no ensaio de 2005 (Quadro 3).

Nos solos ácidos com pH inferior a 5,5 o teor de alumínio na solução do solo tende a aumentar e surgem espécies catiónicas, que podem ser tóxicas para as plantas (Varenes, 2003). Neste ensaio, o $Al_{\text{disponível}}$ só foi detectado no solo B e apenas nos talhões onde o valor de pH foi inferior a $5,1 \pm 0,2$ (Quadro 4). De facto, depois da colheita da cultura detectou-se correlação entre o $Al_{\text{disponível}}$ e o pH do solo B ($r = -0,80$).

O teor médio de $Al_{\text{disponível}}$, comparativamente com o total, era muito baixo: antes do cultivo representou em B-C apenas $1,7 \times 10^{-5} \%$ e depois da colheita $7,3 \times 10^{-5}$ e $4,3 \times 10^{-5} \%$, respectivamente, nos talhões B-C, B-NC.

No ensaio de Verão, os teores médios de Mn_{total} (Quadro 4) nos talhões do solo B foram significativamente diferentes e, aproximadamente, 1,5 e 1,7 vezes superiores aos do solo A, respectivamente, antes e após o cultivo da alface. Observou-se ainda que entre talhões do mesmo solo os teores médios eram semelhantes. Para o mesmo talhão dos solos A e B, os teores de Mn_{total} registados depois da colheita da alface foram inferiores e significativamente diferente dos obtidos antes da plantação, contrariamente ao solo C onde o teor de Mn_{total} aumentou.

No ensaio realizado no Verão de 2006, o teor médio de $Mn_{\text{disponível}}$ foi baixo, comparativamente com o total (Figura 11), quer no início ($< 3,6 \%$) quer no fim da experiência de campo ($< 6,0 \%$).

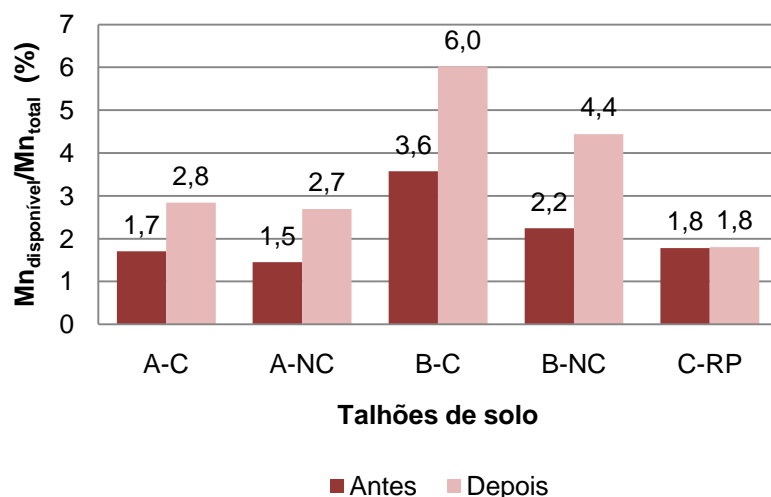


Figura 11 - Percentagem do $Mn_{\text{disponível}}$ em relação ao teor de Mn_{total} nos vários talhões de solo, antes e depois do cultivo da variedade de alface Romana e de serem submetidos a rega com água contaminada (C), não contaminada (NC) e da rede pública (RP).

No início da experiência de campo os teores médios de $Mn_{\text{disponível}}$ nos talhões do solo A foram semelhantes e cerca de 3 vezes inferiores aos dos talhões do solo B (B-C: $27,16 \pm 3,19$, B-NC: $17,64 \pm 2,28$ mg/kg) que eram significativamente diferentes entre si. Esta tendência manteve-se depois da colheita das alfaces. No solo C, o teor de $Mn_{\text{disponível}}$ manteve-se aproximadamente constante com o cultivo desta variedade (Quadro 4).

5.3 Plantas

5.3.1 Produção

A produção da folha da alface nos ensaios de 2005 e 2006, nos diferentes talhões de solo e submetidos a diferentes águas de regas, está representada na Figura 12.

No ensaio de 2005, observou-se no solo A uma diminuição de 53 % (0,95 kg) na produção de folha nas plantas regadas com água contaminada e no solo B uma diminuição de 42 % (0,59 kg), o que sugere que a água de rega contaminada teve uma influência negativa na produção da parte aérea da variedade de Outono. No entanto, pelo teste de Tukey HDS ($p < 0,05$), os valores médios da produção de folha da cultura, quer no solo A quer no solo B, não são considerados estatisticamente diferentes. Não se observou, igualmente, diferenças significativas na produção em talhões de solos diferentes quando regados com a mesma água, o que indica pouca influência das características do solo, na produção da parte aérea da alface. Neste ensaio, a produção de folha, tanto no solo A como no B, correlacionou-se com o $P_{\text{assimilável}}$ no solo antes ($r=0,83$, $r=0,92$, respectivamente) e depois do cultivo ($r=0,92$, $r=0,87$, respectivamente). Esta correlação traduz a importância deste macronutriente na produção de biomassa.

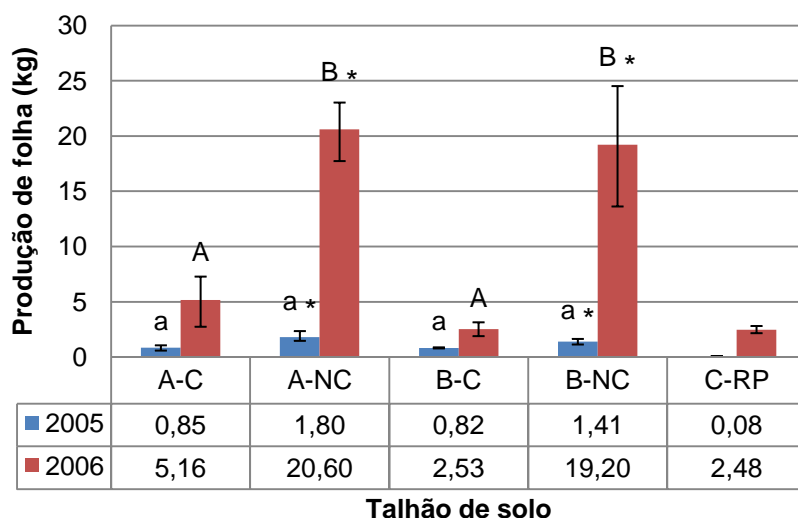


Figura 12 - Produção de folha de alface (peso fresco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).

As barras representam a média num talhão (n=4 para os solos A e B; n=2 para o solo C). Valores médios com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($p < 0,05$), em que minúsculas e maiúsculas se reportam, respectivamente, aos ensaios de 2005 e de 2006; o asterisco (*) identifica os valores médios do ensaio de 2005 e 2006, no mesmo talhão, que são significativamente diferentes.

No ensaio de 2006 nos solos A e B a produção foi, em média, também menor nos talhões regados com água contaminada: A-C menos 75 % (15,44 kg) e B-C menos 87 % (16,67 kg), e significativamente diferente da produção nos talhões regados com água não contaminada, o que parece indicar uma maior influência da qualidade da água de rega na produção da folha na variedade de Verão (Figura 13). Nos talhões dos solos A e B regados com água contaminada (A-C e B-C) observou-se uma redução de 51% (2,63 kg) na produção de folha do talhão B-C comparativamente com a do talhão A-C, o que parece também indicar alguma influência da qualidade do solo, ainda que estatisticamente os valores médios não sejam significativamente diferentes.

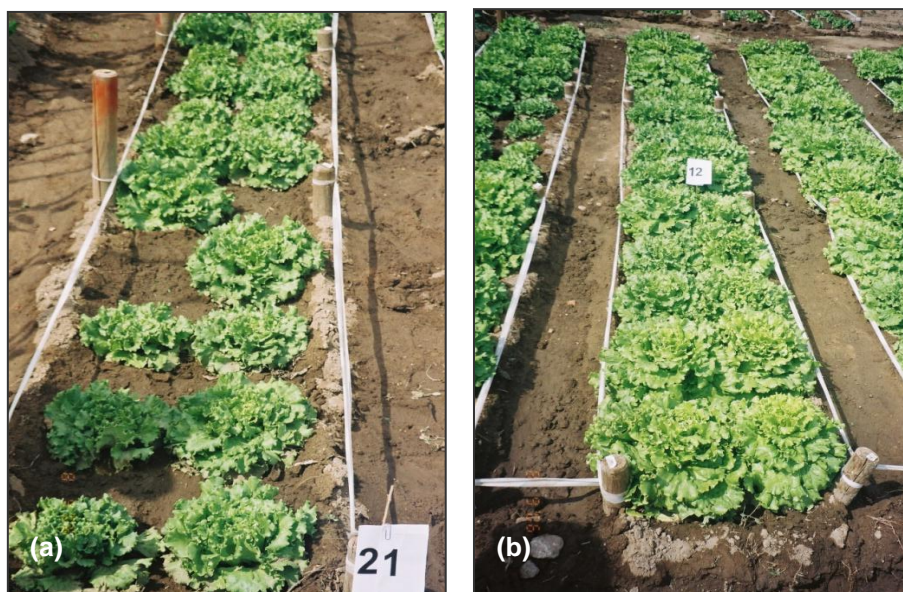


Figura 13 - Ensaio de Verão, solo A regado com água contaminada (a) e água não contaminada (b) (fotografias de Setembro de 2006, projecto UCROP).

No ensaio de 2006, a produção de folha, tanto no solo A como no B, correlacionou-se com a CE no solo antes ($r=-0,93$, $r=-0,95$, respectivamente) e depois do cultivo ($r=-0,96$, $r=-0,97$, respectivamente), reflectindo a influência negativa da salinidade do solo na produção da cultura.

Globalmente, a produção média da parte aérea da alface foi mais elevada no ensaio de 2006, sugerindo que esta variedade de Verão terá naturalmente tendência para, em média, originar uma maior produção, comparativamente com a variedade de Outono (Figura 12). No entanto, estatisticamente só os valores médios de produção de folha obtida no ensaio de 2006 são significativamente diferentes e superiores aos de 2005 nos talhões regados com água não contaminada, ocorrendo o maior aumento de produção (1044 %) no talhão A-NC (18,80 kg). Estes resultados parecem indicar que, efectivamente, a variedade de alface de Verão utilizada no ensaio de 2006 tem em condições normais maior produtividade que a variedade de 2005.

Em relação ao solo C, destaca-se o aumento de 2,40 kg (3000 %) entre a produção de 2005 e de 2006, evidenciando também a maior produtividade da variedade de Verão, independentemente das características do solo e a qualidade da água de rega. Como o número de plantas em cada réplica no solo C (16 plantas) é inferior ao número de alfaces em cada leira nos solos A e B (28 plantas) o valor médio da produção de folha não pode ser directamente comparado. No entanto, se assumirmos uma correlação linear entre o número de plantas e a produção obter-se-ia para a produção de folha no solo C 0,14 kg em 2005 e 4,34 kg em 2006.

As raízes desempenham várias funções que abrangem o suporte da planta, a absorção a translocação de água e nutrientes, a síntese de algumas fitohormonas e a formação de órgãos de reserva nalgumas espécies vegetais (Varenes, 2003). A produção de raiz da alface nos ensaios de 2005 e 2006, nos diferentes talhões de solo submetidos a diferentes águas de regas está representada na Figura 14.

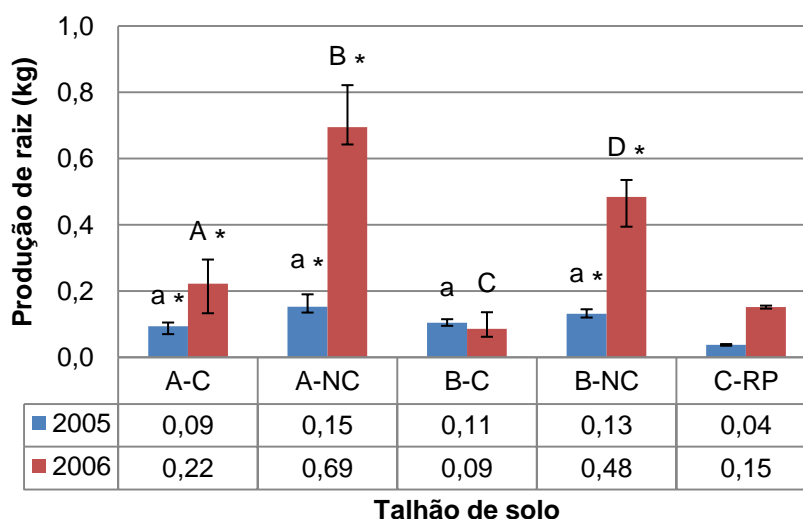


Figura 14 - Produção de raiz de alface (peso fresco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública). As barras representam a média num talhão ($n=4$ para os solos A e B; $n=2$ para o solo C). Valores médios com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($p<0,05$), em que minúsculas e maiúsculas se reportam, respectivamente, aos ensaios de 2005 e de 2006; o asterisco (*) indica os valores médios do ensaio de 2005 e 2006, no mesmo talhão, que são significativamente diferentes.

A produção de raiz ocorrida no ensaio de 2005 no solo A e B, não foi, tal como na folha, significativamente diferente nos vários talhões, o que sugere, que não existiu uma forte influência do solo ou da água de rega na produção da raiz da alface da variedade de Outono. Todavia, para o mesmo solo, existiu uma diminuição da produção de raiz da alface de 40 % (0,06 kg) e 15 % (0,02 kg), respectivamente, nos talhões do solo A e B quando regadas com água contaminada. Neste ensaio, tal como verificado para a folha, a produção de raiz correlacionou-se, antes e depois do cultivo, com o teor $P_{\text{assimilável}}$ presente no solo A ($r=0,81$, $r=0,90$, respectivamente) e no solo B ($r=0,89$, $r=0,82$, respectivamente).

No ensaio de 2006, a produção de raiz foi significativamente diferente em todos os talhões. Para o mesmo solo, a produção média de raiz nas leiras regadas com água contaminada foi inferior (A: 68 % (0,47 kg) e B: 81 % (0,39 kg)) à produção média da raiz das plantas regadas com água não contaminada. Os resultados seguem a mesma tendência observada para a parte aérea neste ensaio, que traduzem também a influência da utilização de água de rega contaminada. Comparando os solos A e B regados com a mesma água verificou-se diminuição da produção média de raiz no solo B (B-C: 59% (0,13 kg) e B-NC: 30 % (0,21 kg)), relativamente ao solo A, sugerindo alguma influência do solo na diminuição da produção de raiz. Neste ensaio, tal como na folha a produção da raiz correlacionou-se, antes e depois do cultivo, com a CE no solo A ($r=-0,83$, $r=-0,96$, respectivamente) e no solo B ($r=-0,98$, $r=-0,96$, respectivamente).

Comparando os dois ensaios, verifica-se que com excepção do talhão de solo B-C a produção de 2006 foi sempre significativamente diferente e superior à de 2005 (Figura 14), ocorrendo o maior aumento (128 %) no talhão A-NC (0,54 kg). Observa-se, ainda que entre estes ensaios as diferenças de produção da raiz foram sempre menores nos talhões de solo regados com água contaminada (A-C e B-C).

No solo C, tal como na folha, destaca-se o aumento de 0,11 kg na produção de raiz do ensaio de 2006 comparativamente ao de 2005. Neste solo, a baixa produção quer da parte aérea quer da raiz pode estar relacionada com a falta de nutrientes, como por exemplo o fósforo e o potássio no solo em 2005 (capítulo 5.2.1) e de fósforo em 2006 (capítulo 5.2.2).

5.3.2 Teor de urânio

O teor de U na folha da alface nos ensaios de 2005 e 2006, nos diferentes talhões submetidos a diferentes águas de rega, apresenta-se na Figura 15.

No ensaio realizado em 2005, verificou-se que o teor médio de urânio na folha não foi significativamente diferente quando se comparam talhões do mesmo solo regados com água de diferente qualidade. No entanto o teor médio de U na folha da alface desenvolvida nos talhões do solo B é mais elevado e significativamente diferente do detectado nas folhas da planta do solo A, estando em conformidade com o teor de U disponível de cada solo (Quadro 3), o que sugere uma maior influência do solo no teor de U na folha, relativamente à qualidade da água de rega. Neste

ensaio, o teor de U na folha apenas se correlacionou com o $Mn_{\text{disponível}}$ no solo B, depois do cultivo ($r=0,74$) e negativamente com a produção da folha ($r=-0,75$) no solo A.

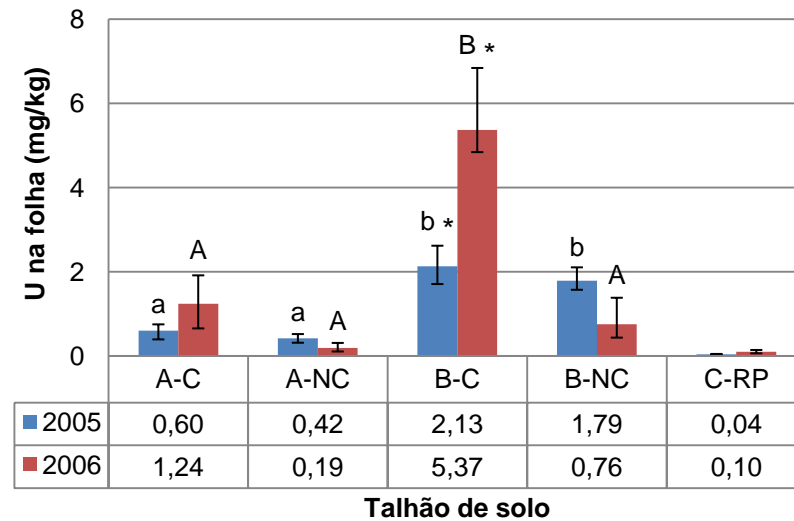


Figura 15 - Teor de U na folha da alface (peso seco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).

As barras representam a média num talhão (n=4 para os solos A e B; n=2 para o solo C). Valores médios com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($p<0,05$), em que minúsculas e maiúsculas se reportam, respectivamente, aos ensaios de 2005 e de 2006; o asterisco (*) identifica os valores médios do ensaio de 2005 e 2006, no mesmo talhão, que são significativamente diferentes.

Na cultura de 2006, observou-se que o teor médio de U nas folhas de alface do talhão A-C foi 6,5 vezes superior ao valor médio do teor no A-NC, apesar de estatisticamente não serem considerados valores médios significativamente diferentes. No talhão do solo B-C o teor médio de U na folha é 7,1 vezes superior ao valor médio observado na folha do talhão B-NC (Figura 15). Estes resultados indicam mais uma vez a influência da qualidade da água de rega no teor de U na folha da alface da variedade de Verão utilizada neste estudo, o que está de acordo com os autores que verificaram que para um mesmo solo, o teor de urânio nas plantas tende a aumentar com o enriquecimento do elemento na água (Gulati *et al.*, 1980; Hakonson-Hayes *et al.*, 2002; Lakshmanan & Venkateswarlu, 1988). Nos talhões do solo A e B regados com a mesma água verificou-se que os teores médios de U na folha são mais elevados no solo B do que no A, estando de acordo com o teor de U disponível de cada solo (Quadro 4), o que reflecte também a influência do solo. Neste ensaio, o teor de U na folha no solo A correlacionou-se, antes e depois do cultivo, com a CE ($r=0,79$ e $r=0,95$, respectivamente) e com o teor de $Mn_{\text{disponível}}$ no solo ($r=0,89$ e $r=0,94$, respectivamente) e também com o teor de $U_{\text{disponível}}$ e N_{mineral} do solo após a colheita ($r=0,75$ e $r=0,86$, respectivamente). No solo B, o teor de U na folha correlacionou-se com a CE e o teor de $Mn_{\text{disponível}}$ no solo antes ($r=0,97$ e $r=0,94$, respectivamente) e depois do cultivo ($r=0,98$ e $r=0,96$, respectivamente) e com o N_{mineral} do solo depois do cultivo ($r=0,87$). No ensaio de Verão verificou-se também que o teor de U na folha correlacionou-se negativamente, em ambos os solos A e B, com a produção de folha da alface ($r=-0,88$ e $r=-0,95$, respectivamente).

Comparando os dois ensaios, os teores médios de U na folha são significativamente diferentes no talhão B-C, sendo o teor deste elemento em 2006 2,5 vezes superior ao valor de registado em 2005. Dado que o teor de urânio disponível no solo do ensaio de campo de 2005 (Quadro 3) foi apenas significativamente diferente e superior ao do solo de 2006 (Quadro 4) nos talhões B-C e B-NC, antes do cultivo (2005 B-C: 14,65±3,42, B-NC: 14,36±4,11 mg/kg; 2006 B-C: 10,09±0,95, B-NC: 8,29±0,91 mg/kg), este comportamento poderá estar relacionado com a quantidade de água fornecida à planta, que foi maior no ensaio de Verão para satisfazer as suas maiores necessidades hídricas.

No solo C, em ambos os ensaios, o teor médio de U na folha da alface foi inferior ao teor mais baixo obtido para a cultura nos solos A e B (Figura 15). O teor médio de U na folha no ensaio de 2006 foi 2,5 vezes o valor da concentração média registada no ensaio de 2005.

No trabalho experimental com alfaces (*L. sativa L.*) realizado por Saric' *et al.* (1995) num solo de um depósito de estéreis (concentração média de 17 mg U/kg) da mina de urânio Kalna-Gabrovnica (Servia), foi detectada na parte aérea, uma concentração média de 2,15 mg U/kg (peso seco). Além disso, Hakonson-Hayes *et al.* (2002) encontrou uma concentração similar de U (2,30 ± 0,39 mg U/kg peso seco) na parte comestível de alface (*Lactuca scariola L.*) cultivada num solo com uma concentração média de 2,3 mg U/kg e regada com água com 1200 µg U/L. No presente trabalho, só o teor médio de U nas folhas das alfaces cultivadas no talhão B-C em 2006 (Figura 15), regadas com uma água de concentração similar, foi superior aos indicados anteriormente.

O teor de U na raiz da alface, nos ensaios de Outono e de Verão nos diferentes talhões submetidos a diferentes águas de rega apresenta-se na Figura 16.

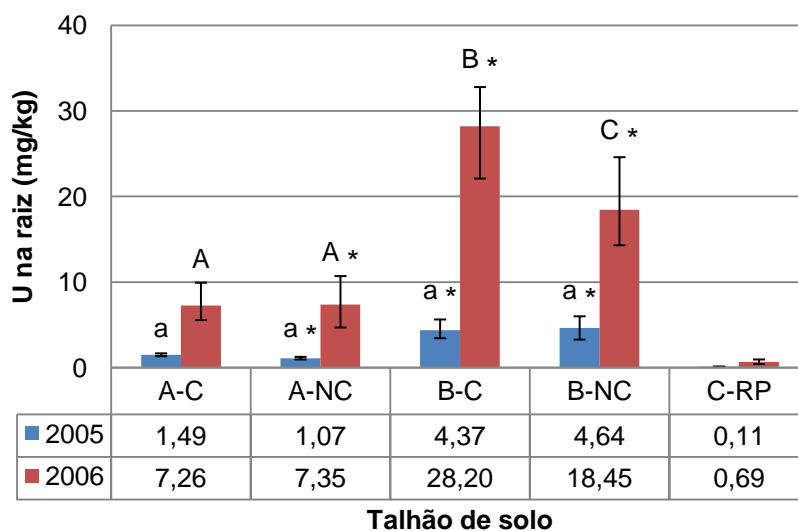


Figura 16 - Teor de U na raiz da alface (peso seco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).

As barras representam a média num talhão (n=4 para os solos A e B; n=2 para o solo C). Valores médios com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($p < 0,05$), em que minúsculas e maiúsculas se reportam, respectivamente, aos ensaios de 2005 e de 2006; o asterisco (*) identifica os valores médios do ensaio de 2005 e 2006, no mesmo talhão, que são significativamente diferentes.

Em 2005, o teor de U determinado ao nível da raiz da cultura não foi significativamente diferente nos vários talhões dos solos A e B. Contudo nos talhões do solo B (B-C e B-NC) verificou-se que a concentração média de U na raiz foi superior à registada nos talhões do solo A (2,9 e 4,3 o valor registado em A-C e A-NC, respectivamente), estando de acordo com o teor de U disponível de cada solo (Quadro 3), o que poderá indicar alguma influência do solo na absorção e consequente retenção deste elemento pela variedade de alface de Outono. Neste ensaio, o teor de U na raiz correlacionou-se no solo A com o pH, a CE e o teor de $Mn_{\text{disponível}}$ do solo antes do cultivo ($r=-0,78$, $r=-0,71$, $r=0,89$, respectivamente) e com o N_{mineral} do solo depois do cultivo ($r=0,77$). No solo B correlacionou-se com a CE, com o teor de $K_{\text{assimilável}}$ no solo antes do cultivo ($r=-0,78$, $r=-0,87$, respectivamente). Somente no solo A se verificou correlação entre o teor de U na raiz e o teor de U da folha ($r=0,76$).

No ensaio de 2006, os teores de urânio na raiz do solo A foram inferiores aos do solo B e entre talhões do solo A não foram significativamente diferentes (Figura 16). No solo B a concentração de U na raiz das plantas cultivadas no talhão B-C foi significativamente diferente e 1,5 vezes superior ao teor registado na raiz no talhão B-NC. Os resultados obtidos para o ensaio de 2006 reflectem a influência conjugada da qualidade da água de rega e de características do solo. Neste ensaio, o teor de U na raiz, no solo A, correlacionou-se com o $P_{\text{assimilável}}$ do solo antes ($r=0,95$) e depois do cultivo ($r=0,87$); no solo B correlacionou-se com a CE e o COT antes do cultivo ($r=0,78$, $r=0,76$, respectivamente) e com a sua produção ($r=-0,74$).

No que se refere à comparação entre os dois ensaios, o teor médio de U registado na raiz da cultura foi, com excepção do talhão A-C, sempre significativamente diferente e mais elevado em 2006. Apesar de neste talhão o teor médio de U na raiz no ensaio de 2006 não ser considerado estatisticamente diferente observou-se um teor 4,9 vezes maior que o detectado no ensaio de 2005. Estes resultados indicam que a variedade de Verão, concentrou e reteve maior quantidade de U na raiz que a variedade de Outono, provavelmente devido a uma maior exposição ao elemento através da rega e a características intrínsecas da variedade.

No solo C o teor médio de U na raiz no ensaio de 2006 foi 6,3 vezes o teor médio registado no ensaio de 2005. Nos dois ensaios foi, também, sempre inferior ao teor mais baixo obtido nos solos A e B, que ocorreu em 2005 no talhão A-NC.

Comparando o teor médio de U nas folhas e nas raízes em todos os talhões de solo, na experiência de campo realizada em 2005 e 2006 observou-se que o teor deste elemento nas raízes foi, aproximadamente, 2 a 3 e 5 a 39 vezes o registado nas folhas, respectivamente.

5.3.2.1 Coeficiente de translocação

No Quadro 5 apresentam-se os valores do coeficiente de translocação para o U (CT_U) obtidos nos ensaios de 2005 e de 2006.

No ensaio de 2005, verificou-se que os valores médios de CT_U em todos os talhões de solo, não diferiram significativamente entre si e que a variedade de Outono utilizada neste estudo mostrou

capacidade para translocar 27 a 30% do elemento para a parte aérea, em relação ao total de U absorvido pela planta (raiz + folha), independentemente do teor disponível no solo ou na água de rega.

No ensaio de 2006, a alface utilizada mostrou diferente e menor (2 a 15 %) capacidade de translocar o U para a parte aérea; as plantas de alface cultivadas nos talhões de solo regados com água contaminada (A-C e B-C) mostraram menor capacidade para reter o U, absorvido ao nível da raiz.

No solo C, o valor do CT_U aproxima-se do obtido para as alfaces regadas com água contaminada, mesmo tendo sido regadas com água da rede pública.

Quadro 5 - Coeficiente de translocação do urânio (CT_U).

Ensaio	Talhão de solo				
	A-C	A-NC	B-C	B-NC	C-RP
2005	0,29±0,03 ^a	0,28±0,04 ^a	0,33±0,04 ^a	0,28±0,03 ^a	0,27±0,04
2006	0,15±0,08 ^A	0,02±0,00 ^B	0,16±0,04 ^A	0,04±0,02 ^B	0,13±0,00

Os valores correspondem à média ± desvio padrão (n = 4 para o solo A e B e n= 2 para solo C). Valores médios seguidos pela mesma letra, na mesma linha, não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($p < 0,05$).

Em ambos os ensaios verificou-se que o CT_U é sempre inferior a 0,50, concluindo-se que as alfaces concentram maioritariamente o U na parte não comestível (raízes), o que está de acordo com resultados de outros autores que relatam, para a concentração de U a ordem seguinte: raiz>folhas/rebentos>frutos/grãos (Duquène *et al.*, 2006; Ribera *et al.*, 1996; Shahandeh & Hossner, 2002; Singh, 1997).

5.3.3 Teor de alumínio

Na Figura 17 apresenta-se o teor de Al na folha da alface, nos ensaios de 2005 e de 2006, nos diferentes talhões quando submetidos a diferentes águas de rega.

No ensaio de 2005, o teor médio de Al na folha da cultura, nos solos A e B, não foi significativamente diferente nos vários talhões, o que sugere, que não existiu uma forte influência do solo ou da água de rega na concentração de Al na parte aérea da variedade de Outono. Contudo, para o mesmo solo, as alfaces cultivadas nos talhões A-C e B-C possuem teores médios de Al 1,7 e 1,5 vezes superiores os registados em A-NC e B-NC, respectivamente, o que pode ser indicativo de alguma influência da água de rega no teor médio de Al na parte aérea. Neste ensaio, o teor de Al na folha do solo A correlacionou-se negativamente com a produção ($r = -0,73$) e com o teor de U ($r = 0,99$), enquanto no solo B correlacionou-se apenas com o teor de U na parte aérea ($r = 0,86$).

No ensaio de 2006, só o teor médio de Al na folha no talhão B-C foi significativamente diferente e superior ao registado nos restantes talhões que não são significativamente diferentes entre si. No entanto, o teor médio de Al na folha de A-C é 2,3 vezes o registado em A-NC, e o teor médio em B-C é 3,7 vezes o registado nas folhas cultivadas em B-NC, o que indica, para o mesmo

solo, uma possível influência da água de rega contaminada, no teor médio de Al na parte aérea da cultura. Em talhões regados com a mesma água também se observa que o teor de Al, é mais elevado no solo B do que no solo A sugerindo igualmente alguma influência do solo. Neste ensaio, no solo A, o teor de Al na folha correlacionou-se com a CE, o teor de Mn disponível no solo antes ($r=-0,80$, $r=0,83$, respectivamente) e depois do cultivo ($r=0,91$, $r=0,90$, respectivamente) e com o N_{mineral} depois da colheita ($r=0,87$). No solo B, o teor de Al na folha correlacionou-se com a CE e o teor de U e $Mn_{\text{disponível}}$, no solo antes ($r=0,86$, $r=0,86$, $r=0,97$, respectivamente) e depois do cultivo ($r=0,92$, $r=0,77$, $r=0,92$, respectivamente) e com N_{mineral} do solo depois do cultivo ($r=0,84$). O teor de Al na folha dos solos A e B correlacionou-se com a sua produção (A: $r=-0,85$; B: $r=-0,86$) e com o teor de U na folha (A: $r=0,94$; B: $r=0,93$).

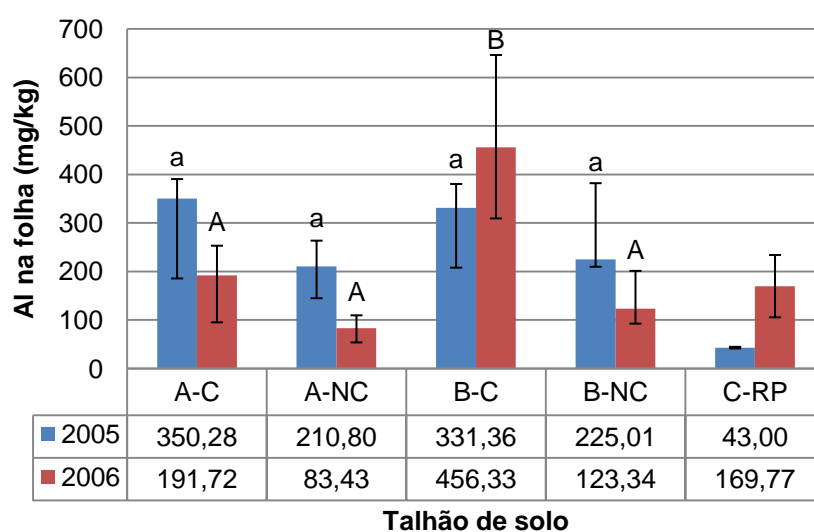


Figura 17 - Teor de Al na folha da alface (peso seco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).

As barras representam a média num talhão ($n=4$ para os solos A e B; $n=2$ para o solo C). Valores médios com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($p<0,05$), em que minúsculas e maiúsculas se reportam, respectivamente, aos ensaios de 2005 e de 2006; o asterisco (*) identifica os valores médios do ensaio de 2005 e 2006, no mesmo talhão, que são significativamente diferentes.

Pela comparação dos resultados dos dois ensaios, verificou-se que apesar dos teores não serem considerados significativamente diferentes, a variedade de Outono nos talhões do solo A possui um teor médio de Al na folha mais elevado do que a variedade de Verão (em 2005 o valor registado em A-C e de A-NC foi, respectivamente, 1,8 e 2,5 vezes o valor de 2006). No solo B, esta tendência foi também observada, mas apenas para a folha das alfaces no talhão B-NC (em 2005 o teor médio de Al foi 1,8 vezes maior que o de 2006). Este resultado poderá em parte dever-se ao facto do teor de Al, tanto na água contaminada como na não contaminada, ser mais elevado em 2005 que em 2006 (Quadro 1).

No solo C e no ensaio de 2005, a concentração de Al na folha da cultura foi menor do que a registada nas plantas dos outros talhões, apesar de, neste ensaio, a concentração de Al na água da rede pública ser superior à da água não contaminada. No ensaio de 2006, verificou-se que o teor médio de Al foi superior ao observado nas plantas regadas com água não contaminada. Este

resultado pode eventualmente ser consequência do teor mais elevado de Al na água da rede pública que o da água não contaminada (Quadro 1) e da maior frequência de rega em 2006, dado que o Al não se encontra disponível em ambos os solos (Quadro 3 e Quadro 4). O teor de Al médio na folha do solo C no ensaio de 2006 é 3,9 vezes o valor da concentração média no ensaio de 2005.

Segundo Kabata-Pendias & Pendias (2001) o teor de Al nas folhas de alface é de 73 mg/kg peso seco. Dos dois ensaios de campo realizados, só o teor médio de Al nas folhas das alfaces cultivadas no talhão C-RP (43,00 mg/kg peso seco), no ensaio de Outono e em A-NC (83,43 mg/kg peso seco) no ensaio de Verão, se aproximaram daquele valor, sendo os restantes resultados consideravelmente superiores.

O teor de Al na raiz da alface, nos ensaios de Outono e de Verão nos diferentes talhões quando submetidos a diferentes águas de rega apresenta-se na Figura 18.

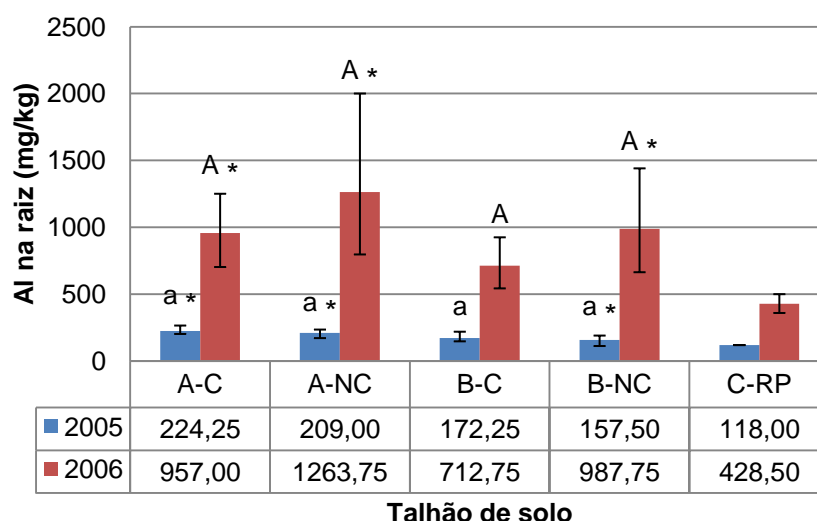


Figura 18 - Teor de Al na raiz da alface (peso seco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).

As barras representam a média num talhão (n=4 para os solos A e B; n=2 para o solo C). Valores médios com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($p < 0,05$), em que minúsculas e maiúsculas se reportam, respectivamente, aos ensaios de 2005 e de 2006; o asterisco (*) identifica os valores médios do ensaio de 2005 e 2006, no mesmo talhão, que são significativamente diferentes.

No ensaio de 2005, nos solos A e B, o teor médio de Al na raiz da cultura não foram significativamente diferentes, não se evidenciando qualquer tendência para influência quer da água de rega quer do solo. Apesar de se observar que o valor médio do teor é mais elevado para as plantas dos talhões do solo A do que para as do B (Figura 18). Neste ensaio, o teor de Al na raiz correlacionou-se, no solo A, com a CE e o COT do solo ($r=0,80$, $r=0,73$, respectivamente) e no solo B com o N_{mineral} ($r=0,78$), apenas depois do cultivo.

Na cultura de 2006, nos solos A e B, a concentração média de Al na raiz da alface também não foi significativamente diferente em todos os talhões. Todavia para o mesmo solo, verificou-se que o teor médio foi mais elevado nos talhões regados com água não contaminada e comparando entre talhões regados com a mesma água, os teores de Al na raiz foram mais baixos no solo B. Neste ensaio, o teor de Al na raiz, no solo A, correlacionou-se com o teor de $K_{\text{assimilável}}$ e de $P_{\text{assimilável}}$ do solo

antes do cultivo ($r=0,75$, $r=0,75$, respectivamente) e com o pH do solo antes ($r=0,73$) e depois da colheita ($r=0,71$) enquanto no solo B correlacionou-se com o teor de $U_{\text{disponível}}$, $P_{\text{assimilável}}$ e N_{mineral} do solo depois do cultivo ($r=-0,79$, $r=0,73$, $r=-0,72$, respectivamente).

Da comparação das duas variedades utilizadas na experiência de campo, para o mesmo talhão de solo, os teores médios de Al na raiz da alface são, em geral, mais elevados no ensaio de 2006, embora os teores médios no talhão B-C não sejam significativamente diferentes.

Relativamente ao solo C, o teor médio de Al na raiz no ensaio de 2005 e no de 2006 foi menor do que os obtidos nos restantes talhões de solo, para cada ensaio. O teor de Al médio na raiz no ensaio de 2006 foi 3,6 vezes a concentração média registada no ensaio de 2005.

Na experiência de campo realizada em 2005, o teor médio de Al nas folhas da alface de todos os talhões de solo foi, cerca, de uma a três vezes superior ao registado na raiz, enquanto no ensaio de campo de 2006 o teor deste elemento foi maior nas raízes; sendo duas a quinze vezes o registado nas folhas.

5.3.3.1 Coeficiente de translocação

Observa-se que o coeficiente de translocação do Al (Quadro 6) é aproximadamente igual nos talhões do mesmo solo (A ou B), no ensaio de 2005. Como todos os coeficientes de translocação do Al (CT_{Al}) são em média, iguais ou superiores a 0,50, a planta do total absorvido concentra mais Al na folha do que na raiz.

Em relação ao total absorvido pela planta, observou-se que a alface utilizada no ensaio de 2006 apresentou maior capacidade de translocar Al para a parte aérea principalmente quando regada com água contaminada, contudo concentra sempre muito mais Al na raiz do que na folha, uma vez que os CT_{Al} são bastante inferiores a 0,50.

Comparando os CT_{Al} , das alfaces para os solos A e B, observa-se que são mais elevados no ensaio de 2005, relativamente a 2006.

Quadro 6- Coeficiente de translocação do Al (CT_{Al}).

Ensaio	Talhão de solo				
	A-C	A-NC	B-C	B-NC	C-RP
2005	0,57±0,06 ^a	0,50±0,09 ^a	0,65±0,07 ^a	0,62±0,04 ^a	0,27±0,01
2006	0,18±0,07 ^A	0,07±0,03 ^A	0,39±0,13 ^B	0,12±0,07 ^A	0,27±0,05

Os valores correspondem à média ± desvio padrão ($n = 4$ para o solo A e B e $n = 2$ para solo C). Valores médios seguidos pela mesma letra, na mesma linha, não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($p < 0,05$).

No solo C e no ensaio de 2005, o CT_{Al} é inferior ao dos restantes talhões, enquanto em 2006, é inferior ao calculado para alface do talhão B-C. Nos dois ensaios os CT_{Al} são iguais e menores de 0,50, concluindo-se que as duas variedades de alface utilizadas na experiência de campo têm a mesma capacidade de translocar Al para as folhas (27 %) quando cultivadas no solo C e regadas com água da rede pública (Quadro 1).

5.3.4 Teor de manganês

O teor de Mn na folha da alface, nos ensaios de Outono e de Verão nos diferentes talhões quando submetidos a diferentes águas de rega apresenta-se na Figura 19.

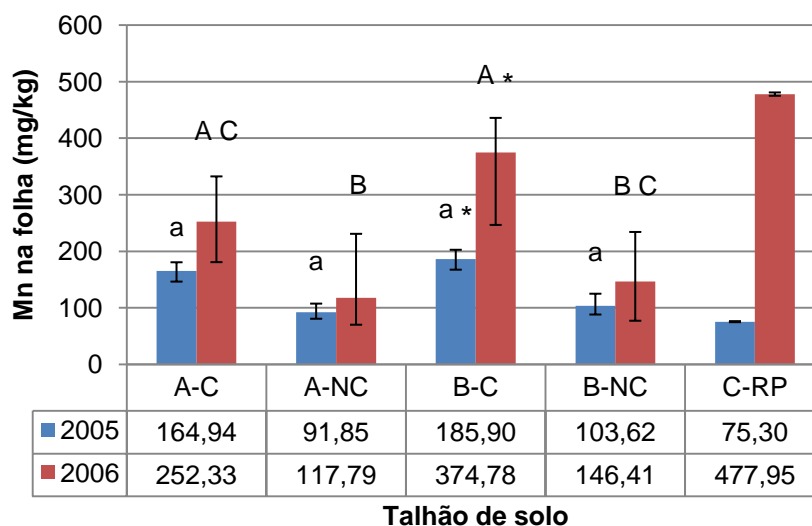


Figura 19 - Teor de Mn na folha da alface (peso seco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).

As barras representam a média num talhão (n=4 para os solos A e B; n=2 para o solo C). Valores médios com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($p < 0,05$), em que minúsculas e maiúsculas se reportam, respectivamente, aos ensaios de 2005 e de 2006; o asterisco (*) identifica os valores médios do ensaio de 2005 e 2006, no mesmo talhão, que são significativamente diferentes.

No ensaio de 2005, nos solos A e B, os teores médios de Mn na folha de alface não são significativamente diferentes, ainda que apresentem tendência para serem mais elevados nos talhões regados com água contaminada; a concentração média na folha em A-C e B-C é 1,8 vezes o valor nos talhões regados com água não contaminada. Este resultado indica uma possível influência da água de rega na concentração de Mn na folha da alface utilizada neste ensaio. Neste ensaio, verificou-se que o teor de Mn na folha, dos solos A e B, correlacionou-se negativamente com a produção da folha (A: $r = -0,95$; B: $r = -0,95$) e apenas no solo A com o teor de U ($r = 0,76$) e de Al ($r = 0,73$) na folha. O teor de Mn na folha, no solo A, correlacionou-se com o pH, a CE e o teor de $Mn_{disponível}$ no solo antes do cultivo ($r = -0,96$, $r = -0,80$, $r = 0,96$, respectivamente) e com o teor de $K_{assimilável}$ e $P_{assimilável}$ no solo antes ($r = -0,89$, $r = -0,82$, respectivamente) e depois do cultivo ($r = -0,74$, $r = 0,90$, respectivamente). No solo B correlacionou-se com o pH, o teor de $P_{assimilável}$ e $Mn_{disponível}$ do solo antes ($r = -0,86$, $r = -0,81$, $r = 0,87$, respectivamente) e depois da colheita ($r = 0,89$, $r = -0,75$, $0,71$ respectivamente).

No ensaio de 2006, para o mesmo solo A e B, observa-se que os valores na folha são significativamente diferentes e mais elevados quando os solos foram regados com água contaminada; o teor médio de Mn na folha em A-C e B-C foi, respectivamente, 2,1 e 2,6 vezes superior ao valor em A-NC e B-NC, o que sugere também a influência da qualidade da água de rega nos teores de Mn ao nível da folha da alface utilizada neste ensaio. Nos talhões de solo regados com a mesma água, os valores médios de Mn na folha não são significativamente diferentes, apesar de

mostrarem tendência para serem mais elevados em B-C (1,5 vezes o valor em A-C). Neste ensaio, o teor de Mn na folha dos solos A e B correlacionou-se com a produção (A: $r=-0,85$; B: $r=-0,88$) e com o teor de U na folha (A: $r=0,89$; B: $r=0,86$) e apenas no solo A com o teor de Al na folha ($r=0,85$). No solo A o teor de Mn na folha correlacionou-se com a CE e com o teor de $Mn_{\text{disponível}}$ do solo antes ($r=0,75$, $r=0,78$, respectivamente) e depois do cultivo ($r=0,89$, $r=0,92$ respectivamente) e com o teor de N mineral do solo depois do cultivo ($r=0,72$). No solo B, o teor de Mn na folha correlacionou-se com o $U_{\text{disponível}}$ e o COT no solo antes do cultivo ($r=0,78$, $r=0,89$, respectivamente), com a CE do solo antes ($r=0,86$) e depois do cultivo ($r=0,86$) e com o N mineral e o Mn disponível no solo depois do cultivo ($r=0,73$, $r=0,78$, respectivamente).

Ao comparar os resultados dos dois ensaios, nos solos A e B, o teor médio de Mn na folha da alface em 2006 foi superior (nos talhões A-C e B-C o valor médio da concentração de Mn na folha da alface foi, respectivamente, 1,5 e 2,0 vezes o teor em 2005), contudo só no talhão B-C é que os teores foram considerados significativamente diferentes do teor observado em 2005. Os resultados observados sugerem uma tendência para que a folha da alface utilizada em 2006 concentre mais Mn que a variedade utilizada em 2005, consequência provavelmente quer de possíveis características intrínsecas à variedade e/ou do facto do teor de Mn na água de rega ter sido mais elevado em 2006, na água contaminada e não contaminada (Quadro 1).

No solo C, no ensaio de 2005, o teor médio de Mn na folha da alface foi inferior a qualquer um dos registados nos restantes talhões. No entanto, em 2006, e apesar do teor de Mn na água da rede pública ser inferior ao de 2005, o teor médio deste elemento na folha da alface de Verão utilizada no ensaio de campo foi o mais elevado de todos os talhões (477,95 mg/kg). No ensaio de 2006 o teor de Mn médio na parte aérea da alface foi 6,3 vezes o valor da concentração média, deste elemento, no ensaio de 2005.

As concentrações médias de Mn obtidas (peso seco), na parte aérea das alfaces, estão de acordo com os teores normais de Mn nas plantas, encontrados na bibliografia (20-500 mg Mn/kg de peso seco; Varennes, 2003). A alface é uma planta sensível à toxicidade de Mn (Varennes, 2003), valores de Mn entre 400-1000 mg/kg (peso seco), como registado no talhão C-RP em 2006 (477,95 mg/kg, peso seco), são considerados tóxicos para a parte aérea das plantas em geral, e 300 mg Mn/kg (peso seco) tolerável (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Por outro lado sendo um micronutriente essencial para as plantas, o Mn encontra-se em défice na parte aérea da planta entre 10-30 mg/kg (peso seco) (Kabata-Pendias & Pendias, 1992), o que não se verificou nas alfaces do presente estudo.

O teor de Mn na raiz da alface, nos ensaios de Outono e de Verão nos diferentes talhões quando submetidos a diferentes águas de rega apresenta-se na Figura 20.

No ensaio de 2005, nos solos A e B, os teores médios de Mn na raiz não foram significativamente diferentes. Contudo, verificou-se que a concentração média de Mn na raiz em B-C foi 2,1 vezes o valor em B-NC. Neste ensaio, o teor de Mn na raiz nos solos A e B correlacionou-se com a produção da raiz (A: $r=-0,83$; B: $r=-0,85$) e apenas no solo A com o teor de U na raiz ($r=0,89$). No solo A o teor de Mn na raiz correlacionou-se ainda com o pH, a CE, o teor de $K_{\text{assimilável}}$, Mn e Al disponível do solo antes do cultivo ($r=-0,89$, $r=-0,72$, $r=-0,76$, $r=0,90$, $r=0,72$ respectivamente) e com o

teor de $P_{\text{assimilável}}$ no solo antes ($r=-0,88$) e depois da colheita ($r=-0,77$). No solo B o teor de Mn na raiz correlacionou-se com o teor de Mn no solo antes do cultivo ($r=0,85$) e com o pH e o $P_{\text{assimilável}}$ do solo antes ($r=-0,89$, $r=-0,84$, respectivamente) e depois do cultivo ($r=0,82$, $r=-0,80$, respectivamente).

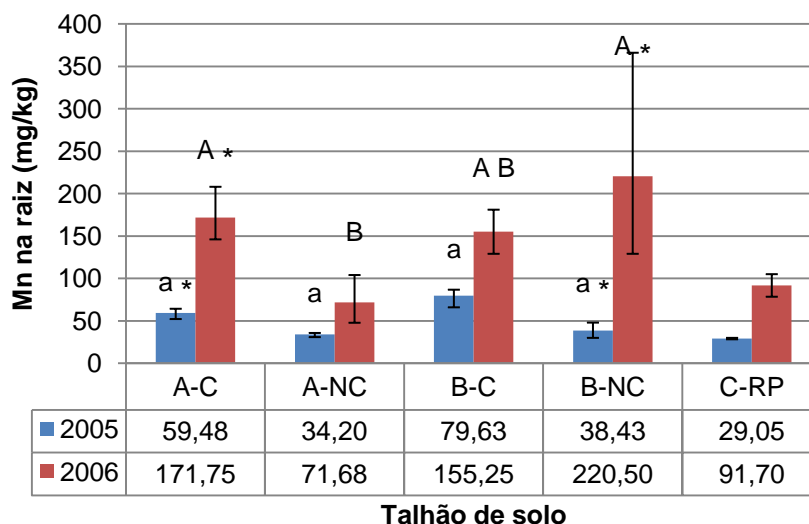


Figura 20 - Teor de Mn na raiz da alface (peso seco) nos solos A, B e C submetidos a diferentes águas de rega (C – contaminada; NC – não contaminada; RP – rede pública).

As barras representam a média num talhão ($n=4$ para os solos A e B; $n=2$ para o solo C). Valores médios com a mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($p<0,05$), em que minúsculas e maiúsculas se reportam, respectivamente, aos ensaios de 2005 e de 2006; o asterisco (*) identifica os valores médios do ensaio de 2005 e 2006, no mesmo talhão, que são significativamente diferentes.

No ensaio de 2006, apenas no talhão A-C o teor médio de Mn na raiz é considerado significativamente diferente e 2,4 vezes superior ao observado na raiz das plantas cultivadas em A-NC. Para talhões regados com a mesma água e quando foi utilizada água de rega contaminada os valores médios não diferem significativamente, mas quando foi utilizada água não contaminada o teor médio de Mn na raiz é significativamente diferente e mais elevado em B-NC (3,1 vezes o valor médio registado em A-NC). Neste ensaio, o teor de Mn da raiz no solo A e B correlacionou-se, respectivamente, com a produção ($r=-0,94$) e com o teor de Al ($r=0,87$) da raiz. No solo A, o teor de Mn na raiz correlacionou-se com a CE e o teor de $Mn_{\text{disponível}}$ do solo antes ($r=0,85$, $r=0,79$, respectivamente) e depois do cultivo ($r=0,87$, $r=0,78$, respectivamente) e com o COT e o teor de $K_{\text{assimilável}}$ do solo depois do cultivo ($r=0,76$, $r=-0,74$, respectivamente). No solo B correlacionou-se com o pH, teor de $P_{\text{assimilável}}$ e N_{mineral} do solo depois do cultivo ($r=0,81$, $r=0,83$, $r=-0,74$, respectivamente).

Em geral, a alface cultivada em 2006 concentra, em média, mais Mn na raiz que a alface de 2005, mas apenas para os talhões A-C e B-NC os valores são significativamente diferentes. Este resultado poderá indicar que a concentração média de Mn ao nível da raiz está relacionada com a quantidade mais elevada de água de rega utilizada em 2006 e com possíveis características intrínsecas a cada variedade de alface utilizada nos ensaios.

No talhão C-RP, no ensaio de 2005 a raiz da alface concentrou menos Mn que em qualquer outro talhão. Contudo em 2006, o teor médio de Mn foi maior que o de A-NC. O teor de Mn na raiz no ensaio de Verão foi 3,2 vezes o valor médio no ensaio de Outono.

No ensaio de 2005, nos solos A e B, o teor de Mn na folha da alface correlacionou-se com o da raiz (A: $r=0,94$; B: $0,90$) enquanto em 2006, o teor de Mn na folha correlacionou-se com o da raiz ($r=0,82$) apenas no solo A.

Na experiência de campo realizada em 2005 e em 2006, o teor médio de Mn nas folhas de todos os talhões de solo foi, respectivamente e cerca, de duas a três e de uma a cinco vezes superior ao registado nas raízes, com excepção do talhão B-NC em 2006 onde o teor registado nas raízes foi 1,5 vezes o das folhas.

5.3.4.1 Coeficiente de translocação

Verifica-se que o coeficiente de translocação do Mn (CT_{Mn}) é aproximadamente igual em todos os talhões de solo no ensaio de 2005 (Quadro 7), o que poderá indicar que a alface de Outono utilizada no ensaio de campo possui a mesma capacidade de translocar este elemento (70-73 %) nas diversas situações de cultivo, relativamente ao total absorvido pela planta. Uma vez que os CT_{Mn} são superiores a 0,50 a alface de Outono utilizada neste estudo concentra mais Mn na parte aérea relativamente à raiz. O que está de acordo com Varennes 2003, que refere que o Mn é facilmente translocado para a parte aérea das plantas, contrariamente ao Al (Quadro 6).

No ensaio de 2006, com excepção da alface desenvolvida no talhão B-NC, os CT_{Mn} não diferem significativamente e são também superiores a 0,50, ainda que comparativamente a 2005 os CT_{Mn} sejam ligeiramente menores, o que revela que a variedade de alface de Verão utilizada no ensaio de campo possui uma capacidade de translocação semelhante, concentrando mais Mn ao nível da folha do que na raiz. No talhão B-NC a planta concentrou mais Mn ao nível da raiz do que na parte aérea, pois o seu CT_{Mn} é menor que 0,50.

Quadro 7 - Coeficiente de translocação do Mn (CT_{Mn}).

Ensaio	Talhão de solo				
	A-C	A-NC	B-C	B-NC	C-RP
2005	$0,73 \pm 0,02^a$	$0,73 \pm 0,02^a$	$0,70 \pm 0,04^a$	$0,73 \pm 0,01^a$	$0,72 \pm 0,00$
2006	$0,59 \pm 0,06^A$	$0,60 \pm 0,06^A$	$0,70 \pm 0,03^A$	$0,40 \pm 0,12^B$	$0,84 \pm 0,02$

Os valores correspondem à média \pm desvio padrão ($n = 4$ para o solo A e B e $n = 2$ para solo C). Valores médios seguidos pela mesma letra, na mesma linha, não são significativamente diferentes pelo teste de Tukey HSD ($p < 0,05$).

Em C-RP o CT_{Mn} é o mais elevado de todos os talhões, nestas condições a planta concentra na folha (84 %) a maior parte do Mn absorvido a partir o solo ou da água.

5.3.5 Risco para a saúde associado ao consumo de alface

De forma a avaliar o possível risco da exposição aos elementos em estudo para a saúde dos habitantes da Cunha Baixa, por ingestão de folhas de alface, foi calculado o quociente de risco (QR; capítulo 3.3), através da relação entre a estimativa da dose de exposição ao U, Al e Mn por ingestão (DE_{ing} ; capítulo 3.3) e a respectiva dose oral de referência (U: 0,003 mg/kg dia (USEPA, 2010); Al: 1 mg/kg dia (ATSDR, 2008a); Mn: 0,14 mg/kg dia (IRIS, 2010)). A avaliação foi realizada para três faixas etárias da população: criança (5-11 anos), adolescente (12-19 anos) e adulto (>20 anos) com um peso corporal médio (m), respectivamente, de 32, 55 e 70 kg e uma taxa de ingestão da alface (T_{ing}) de 0,02, 0,025 e 0,03 Kg/dia, tendo em consideração os hábitos alimentares da população local. A avaliação foi realizada para um tempo de exposição (t_{exp}) de 1 ano, para uma frequência de consumo (f_{exp}) de 72 dias por ano (correspondente a 1 vez por dia, 6 vezes por semana durante 3 meses).

Os resultados obtidos apresentam-se no Quadro 8, onde foi considerada para o efeito a concentração (C) de U mais elevada (0,234 mg/kg peso fresco) obtida na parte comestível da planta, a qual se detectou na alface de variedade Romana (Verão de 2006), desenvolvida no solo B regado com água contaminada e que apresentou, também, 19,9 e 16,23 mg/kg peso fresco, respectivamente, de Al e Mn.

Quadro 8 - Dose de exposição ao U, Al e Mn por ingestão (DE_{ing}) de folhas de alface e respectivo quociente de risco.

		Criança	Adolescente	Adulto
U	DE_{ing}	$2,88 \times 10^{-5}$	$2,10 \times 10^{-5}$	$1,98 \times 10^{-5}$
	QR	0,0096	0,0070	0,0066
Al	DE_{ing}	$2,45 \times 10^{-3}$	$1,78 \times 10^{-3}$	$1,68 \times 10^{-3}$
	QR	0,0025	0,0018	0,0017
Mn	DE_{ing}	$2,00 \times 10^{-3}$	$1,46 \times 10^{-3}$	$1,37 \times 10^{-3}$
	QR	0,0143	0,0104	0,0098

Da avaliação do risco de exposição ao U, Al e Mn, quando se considera apenas a ingestão de alface, verifica-se que o QR relativo a cada elemento (Quadro 8) é consideravelmente inferior à unidade ($DE_{ing} < DRf$), o que indica que a ingestão desta hortícola não representa efeitos negativos para a saúde da população (crianças, adolescentes e adultos) que consome alface destes solos agrícolas.

Se for considerado o risco associado à exposição simultânea aos três elementos (assumindo efeitos cumulativos), observa-se que o índice de risco (IR; USEPA, 1989) é também inferior à unidade (Figura 21). Para as faixas etárias consideradas, verificou-se que as crianças são o grupo da população para o qual o QR e o IR é mais elevado ainda que inferiores à unidade.

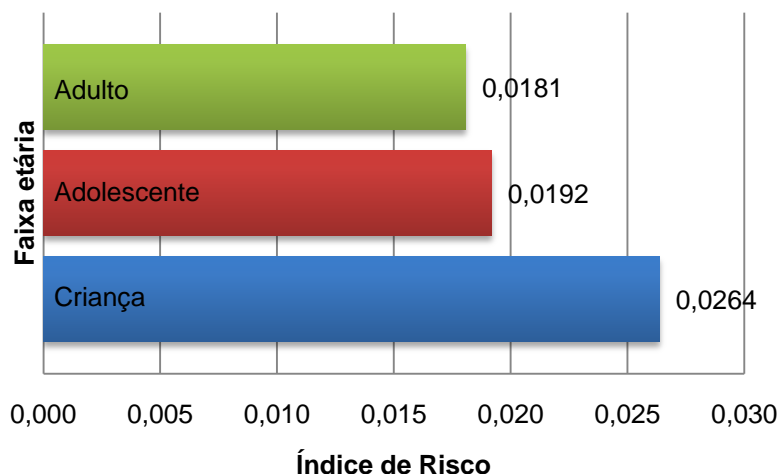


Figura 21 – Índice de risco associado ao consumo de alface.

Em 2004, a Organização Mundial de Saúde estabeleceu, para o urânio, como limite de ingestão tolerável diária (LTD) o valor de 0,6 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ peso corporal dia (WHO, 2004). Para as crianças, adolescentes e adultos, com o peso corporal e taxa de ingestão da hortícola do talhão B-C, considerados anteriormente, estimou-se que o teor de U ingerido era, respectivamente, cerca de 24,4 % (0,146 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ peso corporal dia), 17,7 % (0,106 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ peso corporal dia) e 16,7 % (0,100 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ peso corporal dia) do LTD. Verifica-se que o consumo exclusivo da alface e com o teor de U mais elevado tem um contributo aparentemente baixo para possíveis efeitos negativos (nefrotoxicidade) na saúde dos residentes da Cunha Baixa. No entanto, é necessário ter em conta que o consumo adicional de outros alimentos de origem vegetal ou animal produzidos nesta região poderão aumentar a exposição diária ao U e originar riscos para a saúde.

5.3.6 Teores de elementos presentes na alface

A aquisição de um nutriente pelas plantas depende da disponibilidade deste na solução do solo e da capacidade de absorção do nutriente pela planta. A disponibilidade é definida como a fracção do nutriente que está acessível ao vegetal e depende de inúmeros factores (temperatura, pH da solução do solo, humidade, teor de matéria orgânica, etc) (Scribd, s. d.). Factores intrínsecos da planta, como a potencialidade genética, influenciam também de modo decisivo a absorção e metabolização dos nutrientes minerais. Há também diferenças na capacidade e velocidade de absorção de um determinado nutriente entre espécies e variedades (Scribd, s. d.).

No Quadro 9 apresentam-se os teores de alguns elementos na alface, encontrados na bibliografia para a parte comestível.

Quadro 9 – Teores de alguns elementos na alface (mg/kg, excepto quando indicado).

Elementos	Parte comestível da alface (folha)	
	Peso fresco	Referência bibliográfica
Cálcio	700	(INSDRJ, 2006)
Ferro	15	
Magnésio	220	
Potássio	3130	
Sódio	30	
Zinco	4	
Alumínio	0,1	(Kabata-Pendias & Pendias, 2001)
Manganês	0,1-4	
Urânio	0,5-5 (µg/kg)	(Schnug <i>et al.</i> , 2005)

Nos ensaios de campo de 2005 e 2006, os teores médios de cálcio (Ca) e de ferro (Fe), nas folhas das alfaces cultivadas em todos os talhões de solo, eram inferiores aos teores destes elementos encontrados na bibliografia para a parte comestível (Quadro 9), com excepção do obtido nas plantas do solo C no ensaio de 2006 (Ca: 810 mg/kg, Fe:18 mg/kg).

No ensaio de 2005, apenas se pode verificar que o teor médio de magnésio (Mg) na folha (peso fresco) nos talhões dos solos A e B era, respectivamente, superior a 115 mg/kg e 101 mg/kg e que no solo C (223 mg/kg) se aproxima do indicado pelo INSDRJ (2006) (220 mg/kg). No ensaio de 2006, o teor médio de Mg na parte aérea da planta nos talhões A-C (270 mg/kg), B-C (280 mg/kg) e C-R (452 mg/kg) foram já superiores ao valor (Quadro 9) estabelecido pelo INSDRJ (2006).

Nos dois ensaios de campo, apenas foi possível verificar que o teor médio de potássio (K), na parte comestível da hortícola, nos talhões do solo A era maior que 115 mg/kg (2005) e 116 mg/kg (2006) e em B superior a 101 mg/kg (2005) e 118 mg/kg (2006). No solo C, as concentrações médias de K (2005: 1973 mg/kg, 2006: 115 mg/kg) foram muito inferiores ao encontrado na bibliografia (3130 mg/kg).

No que se refere ao teor médio de sódio (Na) nas folhas da alface, nos ensaios de Outono e Verão, observa-se que foram em geral superiores ao valor indicado pelo INSRJ (2006) (30 mg/kg), tendo o valor máximo sido registado no solo C (2005: 132 mg/kg, 2006: 399 mg/kg); tal apenas não se verificou no ensaio de 2005, nos talhões A-NC (26 mg/kg) e B-C (29 mg/kg).

Nos dois ensaios de campo, os teores médios de zinco (Zn) na parte aérea da alface foram, aproximadamente, iguais ou superiores à concentração encontrada na bibliografia (Quadro 9), com o valor máximo a ser registado no talhão B-C (2005: 5 mg/kg, 2006: 9 mg/kg).

Nos solos A e B todos os teores de U (peso fresco) registados na folha da alface de variedade Marady foram muito superiores ao teor indicado em Schnug *et al.* (2005) (Quadro 9); verificou-se o teor mais baixo nas plantas do talhão A-NC (21,4 µg/kg) e o mais elevado nas do talhão B-C (102,8 µg/kg). No solo C, as folhas da alface apresentavam um teor médio (3,6 µg/kg) dentro do

intervalo 0,5 a 5 µg/kg. Nas folhas da hortícola cultivada em 2006 observaram-se, em todos os talhões, teores médios mais elevados; entre 6 (C-RP) a 234 µg/kg (B-C).

Em ambos os ensaios, o teor médio de Al nas folhas da planta foram muito superiores aos encontrados na bibliografia (Quadro 9), variando no ensaio de 2005 entre 3,9 (C-RP) e 16,3 mg/kg (B-C) e no ensaio de 2006 entre 3,7 (A-NC) e 19,9 mg/kg (B-C).

No ensaio de 2005, os teores médios de Mn na folha da alface também foram mais elevados que os encontrados na literatura (Quadro 9) variando entre 4,67 mg/kg (A-NC) e 9,17 mg/kg (B-C), tal como observado nas folhas da alface de variedade Romana onde se detectaram teores entre 4,9 mg/kg (A-NC) e 29,3 mg/kg (C-RP).

6. CONCLUSÕES

A presente dissertação pretendeu avaliar e comparar a resposta de duas variedades de alface (Marady e Romana), adaptadas à época do ano em que decorreu o ensaio de campo (Outono de 2005 e Verão de 2006) e sujeitas a ambiente naturalmente contaminado (água de rega e solo), na localidade da Cunha Baixa (Mangualde). Teve também como objectivo avaliar se a ingestão da hortícola representava riscos (não cancerígenos) para a saúde dos residentes da Cunha Baixa.

Nos ensaios foram utilizados dois solos agrícolas (A e B) localizados nas imediações de uma antiga mina de urânio, que foram divididos em dois talhões; um regado com água contaminada e o outro com água não contaminada.

Da análise da qualidade das águas de rega, utilizadas nos ensaios de campo concluiu-se que a rega com a água contaminada teve efeitos negativos na cultura, nomeadamente ao nível da produção e do aumento da concentração do U, Al e Mn. Esta água apresentou valores de pH inferior aos VMR (pH: 6,5-8,4) e VMA (pH: 4,5-9,0), elevada CE (2005: 1700 ± 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$; 2006: 1818 ± 1 $\mu\text{S}/\text{cm}$), teores elevados de U (2005: 1064 ± 76 $\mu\text{g}/\text{L}$; 2006: 985 ± 45 $\mu\text{g}/\text{L}$), Al (2005: 8055 ± 95 $\mu\text{g}/\text{L}$; 2006: 7200 ± 300 $\mu\text{g}/\text{L}$) e Mn (2005: 4015 ± 115 $\mu\text{g}/\text{L}$; 2006: 4520 ± 0 $\mu\text{g}/\text{L}$).

Na experiência de campo de 2005, os teores totais e disponíveis de U, Al e Mn no solo, no fim do ensaio, não se alteraram significativamente, comparativamente com o início. Observou-se que os talhões do solo B possuíam teores totais mais elevados de U e Mn, comparativamente com o solo A. Em relação à fracção disponível destes elementos verificou-se que, na globalidade, os talhões do solo B também registaram concentrações mais elevadas de U e Mn e o solo A de Al. Os teores médios mais elevados de $U_{\text{disponível}}$ ($14,65 \pm 3,42$ mg/kg) e $Al_{\text{disponível}}$ ($21,9 \pm 8,4$ mg/kg) foram registados antes da plantação das alfaces, respectivamente, nos talhões B-C e A-C, e de $Mn_{\text{disponível}}$ ($25,1 \pm 9,2$ mg/kg) no talhão B-C depois da colheita.

No ensaio de Verão (2006) e em geral, os teores totais do U, Al e Mn no solo diminuíram com o cultivo da alface, contrariamente ao teor disponível dos elementos que aumentou, principalmente no solo B. Também no solo B os teores totais e disponíveis dos elementos foram, em geral, superiores aos registados no solo A. Os teores médios disponíveis mais elevados de U ($12,75 \pm 1,00$ mg/kg), Al ($6,18 \pm 2,32$ mg/kg) e Mn ($33,83 \pm 2,52$ mg/kg) foram registados no talhão B-C, no fim do ensaio.

Verificou-se que a relação percentual dos teores disponíveis dos elementos em relação aos teores totais é baixa, tanto no ensaio de 2005 (U <15,3 %, Al \approx 0%, Mn <7,7 %) como no de 2006 (U <11,7 %, Al \approx 0%, Mn <6 %), sendo, em geral, as percentagens mais altas registadas no solo B.

Na experiência de campo de 2005, nos solos A e B, a utilização da água de rega contaminada exerceu uma influência negativa (redução de 53 % e 42 %, respectivamente) na produção da parte aérea da variedade Marady enquanto as características medidas do solo exerceram pouca influência. No ensaio de 2006 nos solos A e B a produção foi, em média, também menor (redução de 75 e 87 %, respectivamente) nos talhões regados com água contaminada (A-C e B-C), parecendo indicar uma maior influência da qualidade da água de rega na produção da folha na variedade de Verão. Neste ensaio, nos talhões dos solos A e B regados com água contaminada observou-se uma redução na produção de folha no solo B de cerca de 51 % comparativamente com

A, o que parece também indicar alguma influência da qualidade do solo. Comparativamente a 2005, a produção média da parte aérea da alface foi mais elevada no ensaio de 2006 (maior aumento de produção: 1044 %), sugerindo que a variedade de Verão (Romana) terá naturalmente tendência para, em média, originar uma maior produção, comparativamente com a variedade Marady (Outono).

Verificou-se que a produção de raiz ocorrida no ensaio de 2005 no solo A e B não sofreu influência significativa quer do solo quer da água de rega. No ensaio com a variedade Romana, tal como na parte aérea, conclui-se que existiu influência da água de rega (redução de 68 % (A-C) e 81 % (B-C)) e do solo mais contaminado (redução de 59% (B-C) e 30 % (B-NC)) na produção de raiz.

No ensaio realizado em 2005, nos solos A e B, o teor médio de urânio na folha da planta sofreu maior influência do solo do que da água. No cultivo de 2006, tanto a água rega contaminada como o solo com maior concentração de U originaram teores deste elemento mais elevados na folha da alface de variedade Romana (0,19 a 5,37 mg U/kg peso seco). Comparativamente com 2005, o teor de U na folha da hortícola foi significativamente maior que em 2006 apenas no talhão de solo B-C; uma vez que o teor de U disponível no solo deste talhão, antes do cultivo, foi significativamente menor em 2006, conclui-se que este comportamento poderá estar relacionado com a maior quantidade de água de rega fornecida à planta no ensaio de Verão. No solo C, as plantas apresentaram um teor de U menor nas folhas, comparativamente com os restantes talhões.

O solo B influenciou a concentração de urânio na raiz da variedade Marady (B-C: 4,37 e B-NC: 4,64 mg/kg peso seco), uma vez que neste solo os teores de urânio foram mais elevados, comparativamente com a raiz da alface cultivada no solo A (2,9 e 4,3 o valor registado em A-C e A-NC, respectivamente). Do ensaio de campo de Verão conclui-se que tanto as características das águas de rega como as dos solos, como o teor de U disponível, influenciaram o teor de U na raiz da variedade Romana. Ao comparar as duas variedades de alface em estudo observou-se que a variedade Romana tem tendência para concentrar e reter mais U na raiz que a variedade Marady, possivelmente devido a uma maior exposição ao elemento através da rega e de características intrínsecas da variedade. Na raiz desenvolvida no solo C registou-se o menor teor de U, comparativamente com os restantes talhões de solo utilizados neste trabalho.

Através do coeficiente de translocação do urânio na planta concluiu-se que as variedades de alface em estudo concentram maioritariamente o U na parte não comestível (raízes).

No que se refere ao teor de Al na folha da alface de variedade de Marady concluiu-se que a utilização da água de rega contaminada contribuiu para a concentração mais elevada de Al na parte aérea da hortícola. No ensaio de Verão, para além da qualidade da água de rega, também as características do solo parecem ter influenciado o teor de Al na folha. A variedade de Outono concentrou mais Al que a variedade de Verão, no solo A. No solo B esta tendência foi verificada apenas num dos talhões (B-NC). Concluindo-se assim, que houve uma possível influência do teor de Al das águas de rega de 2005, mais elevado que o de 2006. As hortícolas desenvolvidas em 2006 no solo C, contrariamente às colhidas em 2005, possuíam uma concentração de Al na folha superior à das plantas que cresceram em talhões regados com água não contaminada, evidenciando a interferência do teor de Al mais elevado na água da rede pública relativamente à água não contaminada.

Na experiência de campo de 2005, as características da água de rega e do solo não interferiram significativamente na concentração de Al na raiz das alfaces. No ensaio de Verão observou-se a tendência para a alface concentrar mais alumínio na raiz quando cultivada no solo A regado com água não contaminada. Globalmente os teores médios de Al na raiz da alface foram mais elevados no ensaio de 2006, relativamente ao de 2005. No solo C, o teor de Al na raiz foi inferior ao registado nos restantes talhões, sendo, no entanto, inferior em 2005.

Do coeficiente de translocação do Al nas plantas desenvolvidas em 2005, nos solos A e B, conclui-se que a alface de variedade Marady concentra mais Al na folha que na raiz, contrariamente ao verificado na alface de variedade Romana. No solo C as duas variedades de alface utilizadas no estudo apresentaram a mesma capacidade de translocar Al para as folhas (27 %).

No que respeita ao Mn registou-se as concentrações mais elevadas nas folhas da alface cultivada em 2005, nos solos A e B, quando regadas com água contaminada; o mesmo se verificou no ensaio de 2006. O teor de Mn na folha da alface foi superior em 2006, comparativamente a 2005, nos talhões dos solos A e B, o que pode resultar de possíveis características intrínsecas da variedade Romana e/ou do facto do teor de Mn ter sido mais elevado em 2006, na água contaminada e não contaminada. No solo C em 2005, o teor de Mn na folha das alfaces foi menor que em qualquer outro talhão de solo, enquanto em 2006 foi superior às restantes concentrações de Mn obtidas.

No ensaio de 2005 e 2006, nos solos A e B, os teores médios de Mn na raiz não sofreram aparentemente influencia quer do solo quer da água de rega. Em geral, a alface em 2006 concentrou mais Mn na raiz que a alface em 2005, o que poderá indicar que a concentração média de Mn ao nível da raiz está relacionada com a quantidade mais elevada de água de rega em 2006 e/ou com possíveis características das variedades utilizadas no estudo. Também no solo C se verificou a tendência da alface de Verão concentrar mais Mn na raiz que a de Outono.

Do coeficiente de translocação do Mn, conclui-se em geral e relativamente ao total absorvido pela planta que as duas variedades de alface em estudo concentram mais Mn nas folhas. A variedade Marady apresentou a mesma capacidade de translocar Mn para a folha (73 %), independentemente das condições de cultivo, enquanto na variedade Romana esta capacidade foi ligeiramente menor e variável (40 a 84 %).

Da análise de risco (não cancerígeno) para a saúde humana relativo à exposição a cada elemento, considerando unicamente o consumo de alface e tendo em conta os hábitos alimentares dos residentes da Cunha Baixa, conclui-se que a ingestão desta hortícola não representava efeitos negativos para a saúde. O mesmo se verificou para o risco associado à exposição simultânea aos três elementos (U, Al e Mn). Das três faixas etárias consideradas, as crianças são o grupo da população onde o quociente de risco ($< 0,0143$) e o índice de risco (0,0264) foi mais elevado, apesar de ser muito inferior à unidade.

Concluiu-se ainda que a alface que concentrou mais U (talhão B-C, ensaio de 2006) quando consumida por crianças, adolescentes e adultos representa, respectivamente, 24,2 %, 17,7 % e 16,7 % do limite de ingestão tolerável diário estabelecido pela OMS para este elemento (0,6 $\mu\text{g}/\text{Kg}$ peso corporal dia).

BIBLIOGRAFIA

Abreu, M. M., Neves, O., & Vicente, E. M. (2007). O Solo a Paisagem e o Uso da Terra. *Efeitos da qualidade da água de rega na produção de alface (Lactuca sativa L.) em solos da área mineira da Cunha Baixa* (pp. 88-89). Actas do Encontro Anual da Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo, Vila Real, 4-6 Julho, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

Amrhein, C., Mosher, P. A., & Brown, A. D. (1993). The effects of redox on Mo, U, B, V, and As solubility in evaporation ponds. *Soil Science* , 155 (4) , 249-255.

Antunes, S. C. (2007). *Avaliação ecotoxicológica integrada da área adjacente a uma mina de urânio abandonada*. Tese de Doutoramento: Universidade de Aveiro, Departamento de Biologia.

Antunes, S. C., Figueiredo, D. R., Marques, S. M., Castro, B. B., Pereira, R., & Gonçalves, F. (2007b). Evaluation of water column and sediment toxicity from an abandoned uranium mine using a battery of bioassays. *The Science of the Total Environment* , 374, pp. 252-259.

Antunes, S. C., Pereira, R., & Gonçalves, F. (2007a). Acute and Chronic Toxicity of Effluent Water from an abandoned Uranium Mine. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* , 53 (2), pp. 207-213.

ANZECC, Australian and New Zealand Environmental and Conservation Council. (2000). *Water quality for irrigation and general water use. Water Guidelines, Vol. 1, Chap. 4, pp. 4.2-11*. Obtido em 7 de Abril de 2010, de http://www.mincos.gov.au/publications/australian_and_new_zealand_guidelines_for_fresh_and_marine_water_quality

Athar, R., & Ahmad, M. (2002). Heavy metal Toxicity: Effect on plant growth and metal uptake by wheat, and on free living Azotobacter. *Water, Air an Soil Pollution* , 138, pp. 165-180.

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2008b). *Draft Toxicological profile for manganese*. Public Health Service, U. S. Department of Health and Human Services. Obtido em 1 de Julho de 2010, de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp151.html>

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2008a). *Toxicological profile for aluminum*. Public Health Service, U. S. Department of Health and Human Services. Obtido em 1 de Julho de 2010, de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp22.html>

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (1999). *Toxicological profile for uranium*. Public Health Service, U. S. Department of Health and Human Services. Obtido em 1 de Julho de 2010, de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp150.html>

- Bauder, T. A., Waskom, R. M., & Davis, J. G. (1990). *Irrigation water Quality Criteria. Crop Series Irrigation 0.506*. Obtido em 13 de Maio de 2010, de <http://www.ext.colostate.edu/PUBS/crops/00506.html>
- Berlin, M., & Rudell, B. (1986). Uranium. In: Friberg L., Nordberg G. F., Vouk Vb (eds). *Handbook on the toxicology of metals*, 2ª Ed. Amesterdão: Elsevier.
- Bleise, A., Danesi, P. R., & Burkart, W. (2002). Properties, use and health effects of depleted uranium (DU): a general overview. *Journal Environmental Radioactivity*, 64, 93-112.
- Boon, D. Y., & Soltanpour, P. N. (1992). Lead, cadmium, and zinc contamination of aspen garden soils and vegetation. *Journal of Environmental Quality*, vol. 21, 82-86.
- Botelho da Costa, J. (2004). *Caracterização e constituição do solo* (7.ª ed.). Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.
- Carta de Solos. (1978). Unidades Pedológicas segundo o esquema da FAO para a Carta dos Solos da Europa (escala 1:1000000). Atlas de Portugal, Comissão Nacional do Ambiente. Portugal.
- Caussey, D., Gochfeld, M., Gurzau, E., Neagu, C., & Ruedel, H. (2003). Lessons from case studies of metals: investigating exposure, bioavailability, and risk. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 16, pp. 45-51.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. (2007). *Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: Uranium*. Obtido em 25 de Setembro de 2010, de Canadian environmental quality guidelines (1999), CCME, Winnipeg.: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/285/>
- Centro Operativo e de Tecnologia de Regadio. (2006). *Rede de Controlo da Qualidade da Água de Rega. Relatório anual 2005*. Beja.
- Cordeiro Santos, J., Freire, P., & Fiúza, A. M. (1983). Tratamento de minérios pobres da mina da Cunha Baixa. *Bol. Minas Inst. Geol. Min.* (pp. 139-145). Lisboa, 20 (3).
- Costa, J. M. (1989). A Cultura da Alface. Direcção Regional de Agricultura do Algarve.
- Decreto-Lei n.º 198-A/2001 de 6 de Julho. *Diário da República - I Série A, n.º 155 de 6-7-2001. Ministério da Economia*. Obtido em 11 de Maio de 2010, de Diário da República Electrónico: <http://www.dre.pt/sug/1s/diplomas.asp>
- Decreto-Lei n.º 236/98 de 1 de Agosto. *Diário da República - I Série A, n.º 176 de 1-8-1998. Ministério do Ambiente*. Obtido em 7 de Abril de 2010, de Diário da República Electrónico: <http://www.dre.pt/sug/1s/diplomas.asp>

Despacho conjunto n.º242/2002 de 5 de Abril. *Diário da República - II Série A, n.º 80 de 5-4-2002. Ministério da Economia e do Ambiente e do Ordenamento do Território*. Obtido em 11 de Maio de 2010, de Diário da República Electrónico: <http://www.dre.pt/sug/2s/diplomas-lista.asp>

Dowdy, R. H., & Larson, W. E. (1975). The availability of sludge-borne metals to various vegetable crops. *Journal of Environmental Quality*, vol. 4, 278-282.

Duquène, L., Vandenhove, H., Tack, F., Van der Avoort, E., Van Hees, M., & Wannin, J. (2006). Plant-induced changes in soil chemistry do not explain differences in uranium transfer. *Journal of Environmental Radioactivity*, 90, 1-14.

Ebbs, S. D., Brady, D. J., & Kochian, L. V. (1998). Role of U speciation in the uptake and the translocation of uranium by plants. *Journal of Experimental Botany*, 49, 1183-1190.

Empresa de Desenvolvimento Mineiro, S. (2010). *EDM - Projectos e Obras em curso*. Obtido em 11 de Maio de 2010, de <http://www.edm.pt/html/projcurso.htm>

Ferreira, M. J. (2007). *Toxicidade de solos uraníferos em cogumelos e plantas comestíveis*. Dissertação de mestrado: Universidade de Aveiro, Departamento de Biologia.

Figueiredo, V. R. (2009). *Efeitos da qualidade da água de rega na cultura da batata (Solanum tuberosum L.) e em solos da área mineira da Cunha Baixa (Mangualde)*. Dissertação de Mestrado: Instituto Superior Técnico.

Filgueira, F. A. (1982). *Manual de Olericultura - Cultura e Comercialização de Hortaliças (Vol. 2)*. Agronómica Ceres.

Foth, H. D. (1990). *Fundamentals of soil sciences*. New York: Wiley.

Gardé, A., & Gardé, N. (1988). *Culturas Hortícolas (6ª ed.)*. Porto: Cássica Editora.

Gulati, K. L., Oswald, M. C., & Nagpaul, K. K. (1980). Assimilation of uranium by wheat and tomato plants. *Plant and Soil*, 55 (1), pp. 55-59.

Hakonson-Hayes, A. C., Fresquez, P. R., & Whicker, F. W. (2002). Assessing potential risks from exposure to natural uranium in well water. *J. Environ. Radioactivity*, 59, pp. 29-40.

Hergert, G. W., & Knudsen, D. (1997). *Irrigation Water quality Criteria. G77-328-A. (Neb-Guide)* Obtido em 12 de Maio de 2010, de <http://www.p2pays.org/ref/20/19718.htm>

IMnI, International Manganese Institute. (2010). *Health, Safety & Environment - Environment*. Obtido em 5 de Agosto de 2010, de IMnI: http://manganese.org/health_safety_and_environment/environment

INIA, Instituto Nacional de Investigação Agrária-Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva. (2000). *Manual de fertilização das culturas*.

INSDRJ, Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge. (2006). *Tabela da Composição de Alimentos*. Lisboa: Centro de Segurança Alimentar e Nutrição, Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge, pp 87.

Instituto de Meteorologia. (2006). *Boletim Meteorológico para a Agricultura, n.º1975-1980*. Obtido em 20 de Abril de 2010, de Instituto de Meteorologia, IP Portugal: <http://www.meteo.pt/pt/index.html>

IRIS, Integrated Risk Information System. (2010). *Manganese (CASRN 7439-96-5)*. Obtido em 25 de Setembro de 2010, de <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0373.htm>

JEN, Junta de Energia Nuclear. (1968). *A Província Uranífera do Centro de Portugal. Suas características estruturais tectónicas e metalogenéticas*. Junta de Energia Nuclear, Lisboa, pp 130.

Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (2001). *Trace elements in soils and plants* (3ª. ed.). Nova Iorque: CRC Press.

Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (1992). *Trace elements in soils and plants*. (2ª. ed.). CRC Press.

Kirkby, E. A., & Römheld, V. (2007). Micronutrientes na fisiologia de plantas: funções, absorção e mobilidade. *Versão em português do boletim Micronutrients in plant physiology: functions, uptake and mobility. Informações Agronômicas N.º118*. International Plant Nutrition Institute, Reino Unido.

Lakshmanan, A. R., & Venkateswarlu, K. (1988). Uptake of uranium by vegetables and rice. *Water, Air & Soil Pollution*, 38, pp. 1-2 (online abstract).

Langmuir, D. (1978). Uranium solution-mineral equilibrium at low temperatures with applications to sedimentary ore deposits. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 42, 547-569.

Laroche, L., Henner, P., Camilleri, V., Morello, M., & Garnier-Laplace, J. (2005). Root uptake of uranium by a higher plant model (*Phaseolus vulgaris*) - bioavailability from soil solution. *Radioprotection*, 40 (Supl 1), S33-S39.

Lazarova, V., & Bahri, A. (2005). *Water Reuse for Irrigation: Agriculture, Landscapes, and Turf Grass*. CRC Press, pp 408.

Lopes, A., & Simões, A. M. (2006). *Produção integrada em hortícolas, família das Asteráceas - Alface*. Oeiras: Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das pescas. Direcção-Geral de Protecção das Culturas.

Machado, M. J. (1998). *Estudo de impacto ambiental em minas abandonadas - comportamento dos metais dissolvidos nas águas da Cunha Baixa e Quinta do Bispo*. Secção de Hidroquímica. Instituto Geológico e Mineiro, Lisboa, Portugal.

Magno, C. E. (2001). O sistema de gestão territorial e os recursos geológicos em Portugal. *Bol. Minas* , 38 (3), pp. 151-160.

Miranda, F., & Fernandes, T. (2001). *Manual de Boas Práticas: Alface*. Obtido em 2 de Março de 2010, de http://www.crcvirtual.org/vfs/old_crcv/biblioteca/disqual_alface/

Neves, M. O., Matias, M. J., Abreu, M. M., Magalhães, M. C., & Basto, M. J. (2005). Abandoned mine site characterization for remediation: the case of the Cunha Baixa uranium mine (Viseu, Portugal). International Workshop on Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and their Remediation. *IAEA Proceeding Series* , 159-169.

Neves, O. (2002). *Minas desactivadas e impactos geoquímicos ambientais: O caso da mina de urânio da Cunha Baixa (Viseu)*. Tese de Doutoramento, Depart. Eng.^a Minas e Georrecursos, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Portugal.

Neves, O., & Abreu, M. M. (2009). Are uranium-contaminated soil and irrigation water a risk for human vegetables consumers? A study case with *Solanum tuberosum L.*, *Phaseolus vulgaris L.* and *Lactuca sativa L.* *Ecotoxicology* , Vol. 18, pp. 1130-1136.

Neves, O., & Matias, M. J. (2008). Assessment of groundwater quality and contamination problems ascribed to an abandoned uranium mine (Cunha Baixa region, Centro Portugal). *Environ Geol* , Vol. 53, pp. 1799-1810.

Neves, O., & Matias, M. J. (2004). Focos de poluição na área mineira da Cunha Baixa (Viseu, Portugal). *Caderno Lab. Xeolóxico de Laxe* (Vol. 29, pp. 187-202). Coruña.

Neves, O., Abreu, M. M., & Matias, M. J. (2003a). Comportamento do urânio, alumínio e manganês no milho cultivado em solos na área da mina de urânio da Cunha Baixa. *Memórias e Notícias* , 2 (Nova Série), 265-278.

Neves, O., Abreu, M. M., & Matias, M. J. (2009). Distribuição do urânio nas várias fases-suporte em solos da área mineira da Cunha Baixa (Portugal). *Revista de Ciências Agrárias* , vol. 32, n.º1, 195-204.

Neves, O., Abreu, M. M., & Vicente, E. M. (2008a). Transferência do urânio no sistema água-solo-planta (*Lactuca sativa L.*) na área mineira da Cunha Baixa. *Revista Electrónica de Ciências da Terra, Geosciences On-line Journal, GEOTIC - Sociedade Geológica de Portugal* , Vol. 5 - nº 3.

- Neves, O., Abreu, M. M., & Vicente, E. M. (2008b). Uptake of Uranium by Lettuce (*Lactuca sativa* L.) in Natural Uranium Contaminated Soils in Order to Assess Chemical Risk for Consumers. *Water Air Soil Pollut* , Vol. 195, pp. 73-84.
- Neves, O., Abreu, M. M., Basto, M. J., & Matias, M. J. (1999). Contribuição para o estudo da contaminação resultante da exploração e abandono da mina da Cunha Baixa. II. Solos. *Actas XI Semana de Geoquímica / II Congresso Ibérico de Geoquímica dos Países de Línguas Portuguesa* , Lisboa, Portugal, 483-486.
- Neves, O., Matias, M. J., & Cores Graça, R. (2003b). Efeitos da actividade mineira na qualidade da água de rega: um caso de estudo na envolvente da mina de urânio da Cunha Baixa. *Comunicações Seminários Sobre Águas Subterrâneas. APRH-LNEC* , Lisboa, 27 e 28 de Fevereiro.
- Nicklow, C. W., Comas-Haezebrouck, P. H., & Feper, W. A. (1983). Influence of varying soil lead levels on lead uptake of leafy and root vegetables. *Journal of the American Society for Horticulture Science* , vol. 108, 193-195.
- Oliveira, S. M., Bertagnolli, D., Bohrer, D., Nascimento, P. C., Pomblum, S. C., Arantes, L. C., et al. (2005). *Nível sérico de alumínio: influência da água e de alimentos ingeridos por pacientes com insuficiência renal crônica mantidos em hemodiálise*. Brasil, Universidade Federal de Santa Maria.
- Parra, A. A., & Filipe, A. B. (2003). *Ocorrências portuguesas de urânio*. Lisboa: Instituto Geológico e Mineiro, Ministério da Economia.
- Pedrosa, M. Y., & Martins, H. M. (1999). *Hidrologia da Mina da Cunha Baixa - Estudo Preliminar*. Estudo de Impacto Ambiental em Minas Abandonadas. Instituto Geológico e Mineiro, Lisboa, Portugal.
- Pereira, R., Antunes, S. C., Marques, S. M., & Gonçalves, F. (2008). Contribution for Tier I of the Ecological Risk Assessment of Cunha Baixa uranium mine (Central Portugal): I soil chemical characterization. *The Science of the Total Environment* , 390, 377-386.
- Póvoas, I., & Barral, M. F. (1992). Métodos de análise de Solos. *Comunicações Instituto de Investigação Científica Tropical. Série Ciências Agrárias* , 10, pp. 41-61.
- Ribera, D., Labrot, F., Tisnerat, G., & Narbonne, J. F. (1996). Uranium in the environment: Occurrence, transfer and biological effects. *Revue environmental Contamination and Toxicology* , 146, 53-80.
- Santos Oliveira, J. M., & Ávila, P. F. (1998). *Estudo geoquímico na área da mina da Cunha Baixa (Mangualde, no Centro de Portugal)*. Instituto Geológico e Mineiro, Lisboa, Portugal.

Santos Oliveira, J. M., & Ávila, P. F. (2001). Geoquímica na área envolvente da Mina da Cunha Baixa (Mangualde, no centro de Portugal). *Estudos, Notas e Trabalhos. Instituto Geológico Mineiro*, 43 (pp. 25-47).

Santos Oliveira, J. M., Canto Machado, M. J., Neves, O., & Matias, M. J. (1999). Estudos de impacte químico associado a uma mina de urânio no centro de Portugal. *Anais do V Congresso de Geoquímica dos Países de Língua Portuguesa & VII Congresso Brasileiro de Geoquímica*, Porto Seguro, Baía, Brasil, 170-1730.

Saric', M. R., Stojanovic', M., & Babic', M. (1995). Uranium in plant species grown on natural barren soil. *J. Plant Nutri*, 18 (7), 1509-1518.

Schnug, E., Steckel, H., & Haneklaus, S. (2005). Contribution of uranium in drinking waters to the daily uranium intake of humans - a case study from Northern Germany. *FAL Agricultural Res*, 4, 227-236.

Scribd. (s. d.). *Nutrição Mineral de Plantas*. Disponível em <http://www.scribd.com/doc/2644157/Nutricao-Mineral-de-Plantas>, a 4 de Outubro de 2010.

Shahandeh, H., & Hossner, L. R. (2002). Role of soil properties in phytoaccumulation of uranium. *Water, Air and Soil Pollution*, 141, 165-180.

Silveira, B. C. (2001). Impacte radiológico da exploração de urânio em Portugal. *Geonovas, Rev. Assoc. Portg. Geólogos*, n.º 15, 71-86.

Singh, K. P. (1997). Uranium uptake by plants. *Current Science*, 73 (6), 532-535.

USEPA, U. S. Environmental Protection Agency. (2010). *Human Health Risk Assessment Summary Table*. Mid-Atlantic Risk Assessment, U. S. EPA, Washington, DC. Obtido em 25 de Setembro de 2010, de http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/Generic_Tables/index.htm

USEPA, U. S. Environmental Protection Agency. (2000). *Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health (2000)*. (Final report). EPA-822-B-00-004. Office of Science and Technology, Office of Water, Washington, DC, USA.

USEPA, U. S. Environmental Protection Agency. (1989). *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A) Interim Final*. EPA/540/1-89/002, Office of Emergency and Remedial Response, U. S. EPA, Washington, DC. Obtido em 25 de Setembro de 2010, de <http://www.epa.gov/swerrims/riskassessment/ragsa/index.htm>

Vandenhove, H., Antunes, K., Wannijn, J., Duquène, L., & Van Hees, M. (2007b). Method of diffusive gradients in thin films (DGT) compared with other soil testing methods to predict uranium phytoavailability. *Science of the Total Environment*, 373, 542-555.

Vandenhove, H., Van Hees, M., Wouters, K., & Wannijin, J. (2007a). Can we predict uranium bioavailability based on soil parameters? Part 1: Effect of soil parameters on soil solution uranium concentration. *Environmental Pollution* , 145 , 587-595.

Varenes, A. (2003). *Produtividade dos Solos e Ambiente*. Lisboa: Escolar Editora.

WHO, World Health Organization. (2004). *Uranium in drinking-water: a summary statement*. Guidelines for Drinking Water Quality, 3rd Ed., Chapter 12. Obtido em 25 de Setembro de 2010, de http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/uranium/en/

Zurera, G., Estrada, B., Rincon, F., & Pozo, R. (1987). Lead and cadmium contamination levels in edible vegetables. *Pollution Environmental Contamination Toxicology* , vol. 38, 805-812.