



INSTITUTO SUPERIOR TÉCNICO  
Universidade Técnica de Lisboa

**Bioconcentração do urânio em duas variedades  
de feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) e respectivas  
consequências ambientais**

**Filipe Garcia Campos**

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em  
**Engenharia do Ambiente**

**Júri**

Presidente: Professor Doutor António Jorge Gonçalves de Sousa

Orientador: Professora Doutora Maria Orquídia Teixeira Neves

Vogais: Professora Doutora Maria Manuela da Silva Inácio

**Novembro 2012**



## **Agradecimentos**

Em primeiro lugar o meu agradecimento é dirigido à Professora Doutora Orquídia por me ter permitido a realização desta dissertação, pela orientação e disponibilidade demonstrada. Agradeço também à minha família pelo apoio, aos meus amigos Rui Andrade, João Lopes e Bruno Nogueira pelo auxílio na revisão da dissertação e resumo alargado, e a todos os amigos e colegas que cultivei ao longo dos anos, dentro e fora do IST pela motivação e amizade.



## Resumo

Em 2006, entre Abril e Outubro realizaram-se dois ensaios de campo com os objectivos de avaliar os efeitos da contaminação do solo e da água de rega no desenvolvimento do feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivado em dois solos agrícolas situado nas imediações de uma antiga mina de urânio em Cunha Baixa (Mangualde, Portugal) e determinar o risco existente para a saúde da população local que utilize o feijão como fonte de alimento.

Os ensaios foram realizados em dois solos idênticos mas com diferentes características, nomeadamente em relação à concentração média de urânio (41 e 126 mg U/kg) e salinidade (340 e 1820  $\mu\text{s/cm}$ ). Cada solo foi dividido em dois talhões, um deles irrigado com água contaminada (U: 1030 -1040  $\mu\text{g/L}$ ; Al: 7500–8000  $\mu\text{g/L}$  ; Mn: 4520  $\mu\text{g/L}$ ) e o outro utilizando água não contaminada (U: 14–20  $\mu\text{g/L}$ ; Al: 17–23  $\mu\text{g/L}$  ; Mn: 2,4–5,8  $\mu\text{g/L}$ ). Como controlo, utilizou-se um solo proveniente da Serra de Sintra, cuja cultura foi irrigada com água da rede de abastecimento público.

Após a colheita da cultura e nos dois ensaios, o teor de urânio total no solo aumentou significativamente em ambos os solos de Cunha Baixa, embora o teor disponível não se tenha alterado. No segundo ensaio, realizado no Verão, os teores de alumínio e manganês total no solo também aumentaram significativamente, após a colheita, embora a quantidade de manganês disponível tenha diminuído em ambos os solos. Na planta, foi detectada uma presença significativa de urânio na vagem do feijoeiro (até 71  $\mu\text{g/kg}$ , em peso verde), que se correlacionou significativamente com o teor de U disponível no solo. A análise de risco por ingestão da cultura (feijão verde) indicou, contudo, que não existe uma exposição significativa aos elementos contaminantes suspeitos (U, Mn e Al) que indique a ocorrência de efeitos prejudiciais (não cancerígenos) na saúde da população local.

**Palavras-chave:** Feijão-verde (*Phaseolus vulgaris* L.), Urânio, Contaminação, Risco, Cunha Baixa.

## Abstract

Between April and October 2006, two field experiments were carried out in order to assess repercussions of soil and water irrigation quality in two French bean varieties (*Phaseolus vulgaris* L.) using two agricultural soils located in the vicinity of an old uranium mine in Cunha Baixa (Mangualde, Portugal).

In the two soils with different characteristics, particularly concerning uranium average content (41 and 126 mg U/kg) and electrical conductivity (340 and 1820  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ), the crops were irrigated with water collected from two distinct private wells, one of them contaminated (U: 1030–1040  $\mu\text{g}/\text{L}$ ; Al: 7500–8000  $\mu\text{g}/\text{L}$ ; Mn: 4520  $\mu\text{g}/\text{L}$ ; F: 1200  $\mu\text{g}/\text{L}$ ) while the second was not (U: 14–20  $\mu\text{g}/\text{L}$ ; Al: 17–23  $\mu\text{g}/\text{L}$ ; Mn: 2,4–5,8  $\mu\text{g}/\text{L}$ ). Soil from Serra de Sintra (Lisboa) was used as control group and crop irrigation was made using local tap (non-contaminated) water.

After the crop harvest and in both experiments, the total uranium soil content rose significantly in the experimental soils of Cunha Baixa, while the available uranium fraction had a negligible change. In the second field experiment, total aluminum and manganese soil content also increased, while the available manganese of the soil decreased. The edible bean part has been found to have high uranium content (up to 71  $\mu\text{g}/\text{kg}$  FW), significantly correlated with U availability of the soil. The risk assessment regarding oral exposure through bean consumption revealed that inhabitants of Cunha Baixa were subject to contaminant levels well below established safety thresholds, suggesting that non-cancer adverse health effects are unlikely to occur.

**Keywords:** French bean (*Phaseolus vulgaris* L.), uranium, contamination, oral exposure, risk, Cunha Baixa.

# Índice

<b>1. Introdução.....</b>	<b>1</b>
1.1 Objectivos.....	3
<b>2. Propriedades do urânio.....</b>	<b>5</b>
<b>2.1 Risco associado à ingestão de urânio .....</b>	<b>6</b>
<b>3. Características da cultura.....</b>	<b>9</b>
3.1 Origem e difusão.....	9
3.2 Valor alimentar.....	10
3.3 Descrição botânica e características .....	11
3.4 Sistema radicular, caule e folhas.....	11
3.5 Características edafoclimáticas .....	12
<b>4. Local de estudo .....</b>	<b>15</b>
4.1 Historial da actividade mineira na Cunha Baixa.....	16
4.2 Reabilitação da área da mina abandonada.....	19
<b>5. Metodologia .....</b>	<b>21</b>
5.1 Ensaios .....	21
5.2 Amostragem e análise físico-química.....	25
5.3 Análise de dados .....	26
5.4 Risco químico.....	26
<b>6. Resultados e discussão.....</b>	<b>29</b>
6.1 Qualidade da água de rega.....	29
6.1.1 Caracterização hidroquímica.....	31
6.1.2 Parâmetros contemplados na legislação .....	31
6.2 Solo.....	35
6.3 Feijoeiro .....	43

6.3.1 Análise da Produção.....	43
6.3.2 Vagem.....	43
6.3.3 Folha e caule .....	45
6.3.4 Raiz.....	46
6.3.5 Teor de urânio (U).....	47
6.3.6 Teor de alumínio (Al) e manganês (Mn).....	49
6.4 Avaliação do risco por ingestão .....	51
6.5 Outros elementos presentes na vagem do feijoeiro .....	56
<b>7. Conclusão .....</b>	<b>59</b>
<b>8. Bibliografia.....</b>	<b>61</b>
<b>9. Anexos .....</b>	<b>67</b>



## Índice de figuras

Figura 1 – Fases de germinação do <i>Phaseolus vulgaris</i> L. (adaptado de <a href="http://www.biosci.ohiostate.edu">http://www.biosci.ohiostate.edu</a> ).....	11
Figura 2 – Lagoa formada a partir da corta do céu aberto nº 1 (fonte: EDM) .....	17
Figura 3 – Lagoa do céu-aberto nº2 (fonte: EDM) .....	18
Figura 4 – Sementes das duas variedades de feijão utilizados nos ensaios de campo.....	21
Figura 5 – Fotografia aérea da área de Cunha Baixa com a localização dos solos assinalada.	22
Figura 6 - Planta da disposição dos feijoeiros nos talhões de cultivo para os solos A e B.....	23
Figura 7 – Solo de controlo durante o desenvolvimento da cultura.....	23
Figura 8 – Talhão do solo A com quatro réplicas, irrigado com água não contaminada. ....	24
Figura 9 - Localização dos pontos de amostragem de água (retirado de Neves, 2002). ....	30
Tabela 3 - Parâmetros analisados para os solos A, B e C, antes (A) e depois (D) do cultivo do feijão, regados com água contaminada (C), não contaminada (NC) e rede de abastecimento pública (RP), no ensaio de Primavera (Maio-Julho).....	36
Figura 10 – Condutividade eléctrica medida no ensaio de verão, antes e depois do cultivo nos vários talhões de solo irrigados com água de diferente qualidade. ....	41
Figura 11 – Vagens obtidas após a colheita dos feijoeiros.....	44
Figura 12 - Produção média da vagem (kg peso verde) para cada talhão de solo nos ensaios de Primavera e Verão. ....	45
Figura 13 - Produção média da Folha/Caule (kg peso verde) para cada talhão de solo nos ensaios de Primavera e Verão. ....	45
Figura 14 - Produção média da raiz (g peso verde) para cada talhão de solo nos ensaios de Primavera e Verão.....	46

Figura 15 - Concentração de urânio ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso seco) na vagem, nos ensaios de Primavera e Verão.....	47
Figura 16 - Concentração de urânio ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso seco) na folha/caule no ensaio de verão.....	48
Figura 17 - Concentração de alumínio ( $\text{mg}/\text{kg}$ peso seco) na vagem e na folha/caule obtida nos ensaios de Primavera e Verão.....	50
Figura 18 - Concentração de manganês ( $\text{mg}/\text{kg}$ peso seco) na vagem e na folha/caule obtida nos ensaios de Primavera e Verão.....	50
Figura 19 – Máximos registados para as concentrações médias de U n parte comestível (kg peso verde), nos estudos realizados com a batata (com pele), alface e feijão em Cunha Baixa. .....	54
Figura 20 – Dose de exposição de U por ingestão da batata, alface e feijão, para os habitantes de Cunha Baixa.....	55

## Índice de tabelas

Tabela 1 - Caracterização do minério explorado em Cunha Baixa .....	16
Tabela 2 – Parâmetros analisados para as amostras de água da rede de abastecimento público e dos poços P24 e P15. ....	34
Tabela 4 - Parâmetros analisados para os talhões dos solos A, B e C, antes (A) e depois (D) do cultivo do feijão, regados com água contaminada (C), não contaminada (NC) e rede de abastecimento pública (RP), no ensaio de Verão (Agosto-Outubro). ....	40
Tabela 5 - Produção média da vagem, folha e raiz do feijão (kg peso verde), em cada talhão de solo. ....	43
Tabela 6 - Teor médio de urânio presente na vagem do feijoeiro ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ peso seco) nos ensaios de Primavera e Verão. ....	47
Tabela 7 - Teores médios de alumínio e manganês na vagem ( $\text{mg}/\text{kg}$ peso seco). ....	49
Tabela 8 - Dados relativos à avaliação do risco para a saúde dos residentes da Cunha Baixa por ingestão do feijão, relativamente ao U, Al e Mn. ....	53
Tabela 9 - Risco conjunto cumulativo relativo à ingestão de feijão (vagem), alface (folha) e batata (tubérculo) para exposição ao U, Al e Mn. ....	55
Tabela 10 – Comparação entre valores bibliográficos e valores verificados na vagem dos feijoeiros plantados em Cunha Baixa relativamente à concentração média de alguns elementos químicos. ....	56
Tabela 11 – Matriz dos coeficientes de correlação de Spearman obtidos para os talhões do solo A no ensaio de Primavera. ....	67
Tabela 12 – Matriz dos coeficientes de correlação de Spearman obtidos para os talhões do solo A no ensaio de Verão. ....	68
Tabela 13 – Matriz dos coeficientes de correlação de Spearman obtidos para os talhões do solo A e B no ensaio de Primavera .....	69

Tabela 14 – Matriz dos coeficientes de correlação de Spearman obtidos para os talhões do solo B no ensaio de Primavera .....	70
Tabela 15 – Matriz dos coeficientes de correlação de Spearman obtidos para os talhões do solo B no ensaio de Verão. ....	71
Tabela 16 – Matriz dos coeficientes de correlação de Spearman obtidos para os talhões do solo A e B no ensaio de Verão .....	72

## Acrónimos

ATSDR - *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*

CE – Condutividade Eléctrica

COT – Carbono Orgânico Total

CTC – Capacidade de Troca Catiónica

EDM – Empresa de Desenvolvimento Mineiro

EFSA – European Food Safety Authority

EXMIN – Companhia de Indústria e Serviços Mineiros e Ambientais

ICP-MS – Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry

ICP-OES – Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry

IR – Índice de Risco

MRL – *Minimum Risk Level*

NRC – Nacional Research Council

n.a. – não analisado

n.d. – não detectado

n.f. – não fixado

OD – Oxigénio Dissolvido

RAS – Relação de Absorção de Sódio

RfD – Dose de referência (do inglês *Reference Dose*)

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SST – Sólidos Suspensos Totais

VMA – Valor Máximo Admissível

VMR – Valor Máximo Recomendado

WISE – World Information Service on Energy



# 1. Introdução

A extracção mineira esteve sempre associada a grandes modificações da paisagem envolvente e é actualmente reconhecido que a presença de minas desactivadas ou abandonadas representam uma origem significativa de riscos de carácter ambiental, químico, físico e paisagístico, capaz de influenciar negativamente as áreas circundantes, sendo por isso requerido uma análise, monitorização contínua e controlo estrito dos factores de risco envolvidos (Santos Oliveira e Ávila, 2001).

A exploração de minerais radioactivos é, de entre o leque de minerais extraídos, uma das mais problemáticas, por estar relacionada com factores de risco radiológico e químico. Os resíduos mais habituais em minas de urânio, que persistem anos após o encerro das minas, são escombrelas e lamas resultantes dos efluentes tratados, bem como efluentes acidificados, nos casos em que é feita a lixiviação de minério *in situ*. As escombrelas resultantes podem afectar áreas adjacentes, não só pela radioactividade dos elementos como também pela presença de metais pesados. O facto de estarem expostas a céu aberto, no caso de não existir uma impermeabilização adequada em locais críticos, desencadeia, por intermédio de processos de geodinâmica externa, fenómenos de transferência destes elementos para os vários compartimentos ambientais (ar, solo e aquíferos) (Santos Oliveira e Ávila 1998; Machado, 1998; Pedrosa e Martins, 1999).

De acordo com documentos disponíveis, a primeira descoberta de jazigos urano-radíferos em Portugal ocorreu em 1907, sendo que a exploração mineira se iniciou posteriormente, de 1913 a 1940, inicialmente relativa ao rádio e a partir de 1951, também para o urânio. A actividade cessou em 2000 por condicionalismos de natureza diversa (fim da era do armamento nuclear, busca de energias alternativas e aparecimento de outros países produtores como a Austrália e Canadá). Durante este período os jazigos foram explorados em 62 concessões, estando a grande maioria localizada no centro do país (Santos Oliveira e Ávila, 2001). A região das Beiras foi um dos locais mais importantes relativamente à exploração de urânio, na qual se enquadra a área mineira de Cunha Baixa (Distrito de Viseu), considerado um dos pólos uraníferos mais relevantes. Os trabalhos mineiros de reconhecimento tiveram início em 1967, seguidos da fase de exploração que ocorreu entre

1970 e 1993 (Guimas, 1998) tendo resultado, após encerramento, na deposição de uma grande volumetria de material estéril, nas escombreliras situadas na área em redor e particularmente próximas da aldeia de Cunha Baixa.

Estudos anteriores apontaram para a existência de problemas relacionados com uma drenagem ácida e contaminação generalizada de aquíferos superficiais, em particular com urânio, alumínio, manganês e sulfatos, que ainda persistem actualmente apesar do encerro da mina em 1993 (Neves, 2002; Santos Oliveira *et al.*, 2005; Neves *et al.*, 2005). O uso de ácido sulfúrico como agente lixiviante, associado à natureza geológica dos materiais das escombreliras, conduz à acidificação da água da mina e sua escorrência para a proximidade dos terrenos, dependendo da variação do nível de precipitação e do nível freático no poço da mina (Antunes *et al.*, 2007; Machado, 1998; Pedrosa e Martins, 1999; Santos Oliveira e Ávila, 1998). Também as lamas antigas provenientes das lagoas de tratamento, em conjunto com o lixiviado, contribuem para a contaminação das águas superficiais e subsuperficiais e, conseqüentemente, dos solos, contaminando-o com uma complexa mistura de metais (Santos Oliveira e Ávila, 1998). As repercussões ambientais reflectem-se sobretudo na utilização da água dos poços de rega e no cultivo em solos de uso agrícola pela população que reside nas imediações da mina (Neves, 2002; Neves & Matias, 2008). Alguns anos após ter cessado a actividade, a mina foi classificada como prioritária para uma intervenção destinada a mitigar os efeitos nefastos, causados sobretudo pela drenagem ácida dos efluentes da mina. (Pedrosa e Martins, 1999; Machado, 1998; Santos Oliveira e Ávila, 1998).

Cunha Baixa foi também objecto de estudo relativamente à contaminação de urânio e processos de transferência entre o sistema solo, água e planta. Efecturaram-se ensaios de campo com o milho (*Zea mays* L.) (Neves, 2002; Neves *et al.* 2003), o cogumelo (*Macrolepiota procera*) (Ferreira, 2007), a alface (*Lactuca sativa* L.) (Marcelino, 2010) e a batata (*Solanum tuberosum* L.) (Figueiredo, 2009). Os resultados obtidos para o milho, desenvolvido em solo ácido (pH <4,5), revelaram um teor de urânio elevado na planta (128 –158 mg/kg), quando irrigada com água contaminada (2,1–3,6 mg U/L), exibindo uma maior acumulação nas raízes (20–129 mg U/kg peso seco) do que na folha (0,6–1,2 mg/kg U peso seco), caule (121–166 µg/kg peso seco) e grão do cereal (< 26 µg/kg peso seco). Em 2005, os ensaios de campo realizados com a alface revelaram que, embora a planta acumule urânio na raiz, possui



também a capacidade de mobilizar 30% do urânio absorvido para a parte comestível da folha (até 2,6 mg U/kg peso seco). No caso dos cogumelos, o estudo revelou que a espécie concentra mais urânio na haste ( $152 \pm 106$  mg/kg peso seco) do que no píleo ( $5,44 \pm 1,34$  mg/kg peso seco).

## 1.1 Objectivos

A dissertação tem como objectivo a avaliação do desenvolvimento do feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris* L.) condicionado pela presença de elementos potencialmente tóxicos presentes no solo e na água de irrigação, numa zona localizada nas imediações de uma antiga mina de urânio em Cunha Baixa (Mangualde) e eventuais riscos para a saúde que advêm do consumo da hortícola. Será dado principal destaque ao urânio, devido ao seu risco químico e radiológico e ao alumínio e manganês por se terem registadas concentrações elevadas destes elementos na água de rega dos poços da região. A análise de risco será feita contemplando o consumo individual de feijão-verde, e em conjunto com outros dois vegetais, agregando na dieta a alface e a batata, de modo a alcançar um indicador que permitirá esclarecer os habitantes de Cunha Baixa em relação a possíveis efeitos na saúde derivados do consumo destas hortícolas.



## 2. Propriedades do urânio

O urânio (U, nº atômico 92) é um metal de elevada densidade (18,95 g/cm<sup>3</sup>, a 293 K) de aspecto prateado (na forma processada). Apesar de ter sido isolado pela primeira vez em 1841, pelo químico francês E. Péligot, foi só em 1896 que Henry Becquerel descobriu a sua propriedade radioactiva (Hopkins, 1923). O urânio ocorre naturalmente na crosta terrestre, normalmente em baixas concentrações (2 a 4 mg/kg), encontrando-se amplamente disperso em todo o tipo de rochas, no solo e na água subterrânea. A sua distribuição no planeta é dinamizada através de processos como a erosão provocada pelo vento e a água, a dissolução, precipitação e a actividade vulcânica.

O urânio está distribuído em três isótopos, todos radioactivos: <sup>234</sup>U, <sup>235</sup>U, e <sup>238</sup>U (Meirath *et al.*, 2003). A percentagem em peso associada a cada um dos isótopos é de 0,0053%, 0,711% e 99,284% respectivamente. Apesar de terem as mesmas características químicas, os isótopos têm propriedades radioactivas diferentes, sendo a radioactividade total associada a cada isótopo de 48,9% para <sup>234</sup>U, 2,2% a <sup>235</sup>U e 48,9% a <sup>238</sup>U. As especificidades referidas atribuem-se à diferença entre tempos de meia-vida de cada um dos isótopos (tempo necessário para desintegrar a metade da massa deste isótopo, através da libertação de radiação, podendo durar segundos ou milhões de anos, dependendo do grau de instabilidade do radioisótopo). Os tempos de meia-vida são de 244 mil anos (<sup>234</sup>U); 710 milhões de anos (<sup>235</sup>U) e 4500 milhões de anos, relativamente ao isótopo <sup>238</sup>U (WISE, 2009). Devido à sua instabilidade, o urânio decai originando elementos derivados, tais como o radão, chumbo, polónio e bismuto, emitindo, durante o processo, radiação alfa, beta e, nalguns casos, radiação gama, com uma intensidade variável. A quantificação do nível de radioactividade em unidades SI é expressa na unidade becquerel (Bq).

Quando em contacto com o ar, o urânio é facilmente oxidado originando compostos como UO<sub>2</sub> ou U<sub>3</sub>O<sub>8</sub>, sendo que os estados de oxidação mais importantes são de +4 e +6 (Frondel, 1958). A natureza dos elementos radioactivos associada à sua grande capacidade migratória aumenta o seu potencial de mobilização e transferência ao longo da cadeia trófica (Araújo *et al.* 1999; Chen *et al.* 2005; Pruvot *et al.* 2006).

## 2.1 Risco associado à ingestão de urânio

A maioria do urânio que entra no corpo humano ocorre maioritariamente por via oral (através do consumo de alimentos e de água com compostos solúveis de U, p. ex.  $\text{UO}_2\text{F}_2$  ou  $\text{UF}_4$ ) e via respiratória (inalação de partículas atmosféricas radioactivas). A contaminação por via cutânea é também possível (contacto com compostos insolúveis, p. ex.  $\text{UO}_2$  e  $\text{U}_3\text{O}_8$ ) mas menos frequente que as anteriores. A quantificação da exposição recebida por um ser humano é feita através das variáveis de dose recebida (quantidade), duração (tempo de exposição) diferente para o tipo de via de contaminação. Além disso também se tem em conta características específicas como a idade, o sexo, o genótipo (características hereditárias) e estado de saúde do indivíduo. Actualmente, o consenso da comunidade médica e científica acerca dos efeitos do urânio é de que, em casos de exposição acentuada, manifestam-se primariamente os efeitos relativos à toxicidade química, antes que os efeitos da radiação constituam um problema (IAEA, 2012).

De entre os vários efeitos da toxicidade química e radiológica do urânio, destacam-se a perturbação no funcionamento do sistema renal, a alteração do metabolismo celular, um aumento da probabilidade de mutações espontâneas nas células, aumentando a incidência no desenvolvimento de células cancerígenas provocada pela radiação ionizante emitida durante o decaimento radioactivo. Além do risco radiológico dos isótopos do urânio, existe também um risco associado com a maioria dos radioisótopos derivados da série de decaimento do urânio, quando presentes em alimentos ou partículas inaladas (IAEA, 2012). Tal como os adultos, as crianças estão igualmente expostas a pequenas quantidades de urânio no ar, nos alimentos e na água potável. Não existe contudo um conhecimento de casos em número suficiente, que permitam afirmar uma maior susceptibilidade aos efeitos do urânio nesta faixa etária, que é por norma a mais sensível.

Tal como no solo ou na água, existem vestígios de urânio na maioria dos alimentos. A sua presença pode ser detectada em todo seu volume constituinte ou acumulado especialmente no material celular exterior, constituinte da pele ou da casca, no caso dos frutos e plantas leguminosas. Nos EUA, a quantidade de urânio ingerida por via oral encontra-se, tipicamente, na gama compreendida entre 0,9 a 1,5  $\mu\text{g U/ dia}$ , tanto nos alimentos como na

água potável, perfazendo um total que varia entre 1,8 a 3,0 µg por dia (ATSDR, 2011). Segundo Harley (1998), de acordo com um estudo baseado em ocorrências naturais de fontes de contaminação radioactiva em países europeus, a dose diária de urânio ingerida encontra-se entre 0,5 e 2 µg/dia. O autor estimou também quantidades diárias de ingestão de urânio no Japão (0,5 a 3 µg/dia) e no Reino Unido (0,5 a 0,9 µg/dia) comparáveis aos valores referidos anteriormente para os EUA. Com base nestes dados, os autores sugeriram um valor médio diário total para a ingestão de urânio de 4 µg/dia, embora mencionando frequentemente não ser explicitado se o consumo de água está ou não incluído nos vários estudos disponíveis. O Comité Científico das Nações Unidas para Efeitos da Radiação Atómica (UNSCEAR, 2000) estimou que a quantidade total anual de urânio introduzida no corpo humano de um adulto é de 460 µg/ano por ingestão de alimentos sólidos e líquidos, e de 0,59 µg/ano por via inalatória.

Tal como outros metais residuais, a biodisponibilidade de urânio nos alimentos afectam a quantidade absorvida pelo corpo humano através do tracto gastrointestinal. Estudos revelaram contudo, que uma dieta rica em fibras é passível de reduzir a quantidade de U absorvido (Gibson, 1994; Golden & Golden, 1981), ao passo que a presença de ligandos com baixo peso molecular como o citrato, podem promover um aumento da sua absorção. No entanto, nas condições de pH quase neutras do tracto intestinal superior, o urânio, ao contrário da maioria dos metais pesados, tem uma propensão para a formação de complexos aniónicos oxidantes relativamente estáveis, que inibem a formação de complexos com quelantes orgânicos. Deste modo, apesar da biodisponibilidade de urânio em alimentos constituir um factor importante em estudos sobre ingestão de urânio, a extrapolação dos resultados para outros metais pesados tais como o zinco ou o chumbo deve ser evitada (Brookins, 1988). De acordo com o relatório científico da EFSA (2009), a biodisponibilidade do urânio via oral é bastante limitada, com uma taxa de absorção de 1-2 % para o urânio solúvel e de 0,2 %, no caso de compostos insolúveis. A maior parte do urânio ingerido é eliminada pela circulação sistémica, num processo composto por duas fases. Cerca de um terço do urânio absorvido é retido no corpo, inicialmente nos rins e fígado, e posteriormente distribuído e acumulados na estrutura óssea. Estima-se que o tempo de meia vida do urânio em humanos esteja compreendido entre 180 a 360 dias (EFSA, 2009). Na agricultura, a contaminação de plantas poderá ocorrer se o urânio e outros metais estiverem no solo em

concentrações elevadas, particularmente em formas bio disponíveis. O feijão-verde, sendo uma das plantas anualmente cultivadas e consumidas pelos habitantes de Cunha Baixa e também usada como alimento para o gado, constitui uma potencial via de exposição para seres humanos e animais.

### 3. Características da cultura

#### 3.1 Origem e difusão

O feijão pertence à grande família das leguminosas, a qual possui mais de 12000 espécies. As leguminosas constituem uma das mais importantes famílias de plantas para a agricultura, sendo uma das principais fontes de alimento para consumo humano, em especial nas zonas tropicais em desenvolvimento (Graham & Vance, 2000). As ocorrências de leguminosas na Península Ibérica englobam-se na subfamília da *Papilionadas*, caracterizadas por flores que apresentam uma corola semelhante à forma de uma borboleta. Dentro desta família, o feijão foi incluído por Carolus Linnaeus (principal impulsionador da taxonomia moderna) no género *Phaseolus*, constituindo a espécie *P.vulgaris* L. A palavra *Phaseolus* deriva do grego *Phaselus*, nome de um legume de fruto comprido e de uma espécie de chalupa com aspecto semelhante ao do fruto referido (Ripado, 1992).

Apesar de não se conhecer em detalhe o local de origem do feijão, crê-se que o seu cultivo ocorreu na área geográfica da Mesoamérica, em particular no Peru (segundo o revolucionário venezuelano Francisco de Miranda), onde seria cultivada desde tempos muito antigos, tendo sido encontradas sementes como parte integrante de alimentos deixados em túmulos Incas. O seu cultivo estendeu-se a outras partes das Américas, tendo sido cultivado pelos índios mexicanos e norte-americanos, de que obtinham boa parte do seu sustento. A introdução do feijão na Europa decorreu durante o século XVI e foi feita pelos espanhóis, tendo sido transportadas diversas espécies de feijoeiro (*Phaseolus Vulgaris* L., *Phaseolus coccineus* L. e *Phaseolus lunatus* L.) A obtenção de linhagens puras foi facilitada pela autogamia da planta, seguidas por um trabalho de selecção controlado, tendo possibilitado a criação de variedades em número considerável. Os técnicos holandeses têm desempenhado uma acção de relevo no melhoramento do feijoeiro, dirigido sobretudo para a obtenção de variedades adaptáveis a diversas características do solo e com resistências a várias pragas e doenças. Desde o início da sua introdução na Europa, o feijão tem sido cultivado para fins alimentares com aproveitamento da vagem e da semente, e mais tarde, como cultura arvense, com o objectivo de enriquecer o solo (o feijão tem a faculdade de

captar o azoto atmosférico, através de bactérias fixadoras de azoto que vivem em simbiose na superfície da raiz) e também como componente da alimentação de gado (Ripado, 1992).

As espécies do género *Phaseolus* mais cultivadas são a *P. Vulgaris* L. (feijão comum); *P. lunatus* L. (feijão fava ou manteiga); *P. multiflorus* L. (feijão escarlate) e *P. mungo* L. (feijão preto). Actualmente, a cultura do *P. vulgaris* ocupa em todo o mundo uma área correspondente a cerca de 24 milhões de hectares. Segundo Gardé & Gardé (1988) a grande expansão do feijoeiro deve-se ao seu valor alimentar, complementada pela uma grande diversidade de usos, fácil conservação e adaptabilidade a vários tipos de solo.

Entre os principais países produtores europeus incluem-se a Holanda, Bélgica, Luxemburgo, França, Itália e Espanha. Neste último país, a cultura ocupa uma posição de destaque entre as plantas hortícolas, logo a seguir ao tomate, pimento, couve e alface (Ripado, 1992). Em Portugal, a área dedicada à cultura pertence sobretudo ao milho. Os elementos de estatística agrícola publicada pelo INE referem-se quase exclusivamente ao feijão seco em grão, tendo-se mantido bastante estáveis durante os últimos anos. Em 1987, o consumo anual aparente foi de 59 472 t, o que, considerando uma população de 9 625 900 indivíduos, representa uma capitação de 4,43 kg/pessoa (Ripado, 1992).

### **3.2 Valor alimentar**

O feijão é um alimento de grande valor nutricional, sendo considerado o mais equilibrado de todas as hortícolas. As suas vagens são consumidas principalmente em sopas e saladas. A semente seca do feijão é também um ingrediente comum em sopas, purés ou guisados, conservando-se durante bastante mais tempo, desde que adequadamente preparada e armazenada. Na sua constituição, o feijão-verde tem 6,2% de proteínas, 0,2% de lípidos e 63% de carboidratos, com um valor calórico de 150 Cal (627,6 kJ) por 100 g de parte comestível (Duke, 1983). Após secagem, a quantidade de água presente na semente do feijão reduz-se em cerca de 13%, sendo o restante constituído por matéria seca onde predominam féculas e matérias azotadas. Em algumas regiões (como em Cunha Baixa), a rama é aproveitada na alimentação dos animais domésticos sendo considerada, em muitos casos, como um bom substituto do feno de luzerna (Ripado, 1992).



### 3.3 Descrição botânica e características

O feijoeiro comum é uma planta herbácea e anual, de germinação epígea (as primeiras folhas surgem dos embriões das espermatófitas, irrompendo durante a germinação das sementes - Figura 1).

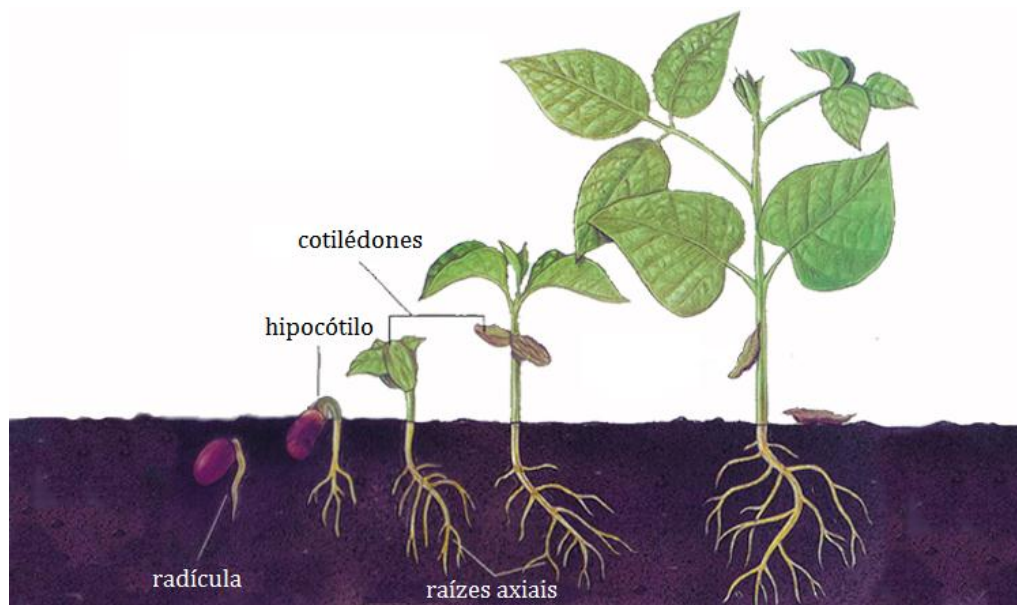


Figura 1 – Fases de germinação do *Phaseolus vulgaris* L. (adaptado de <http://www.biosci.ohiostate.edu>)

### 3.4 Sistema radicular, caule e folhas

As raízes do feijoeiro são bem desenvolvidas e profundas, habitualmente entre 15 a 30 cm de profundidade (Doorembo & Kassan, 1987). Durante o crescimento existe uma raiz principal com numerosas raízes secundárias ramificadas, podendo ser facilmente interrompida por obstáculos no solo. O caule é levemente pubescente (revestido de leve penugem), delgado e frágil. As folhas têm uma coloração verde com dimensões que variam de acordo com o teor de azoto presente no solo de cultura. (Sprent & Minchin, 1985). Os frutos (ou vagens) são, no geral, achatados, desenvolvendo-se longitudinalmente (13 cm a 25 cm na fase adulta), com cores de tonalidades distintas no decorrer da maturação. As sementes desenvolvem-se dentro das vagens (o feijão propriamente dito) em número e forma variável, dependendo da variedade. Na cultura ao ar livre o amadurecimento tem lugar no Verão enquanto as variedades mais tardias amadurecem só no Outono (Ripado, 1992). O peso da semente oscila

normalmente entre 25 a 500 mg, sendo consideradas de pequena dimensão para pesos menores que 260 mg e de grande dimensão caso registem um peso superior a 400 mg (Nienhuis & Singh, 1986).

### 3.5 Características edafoclimáticas

O Feijoeiro comum está adaptado a climas quentes subtropicais, no entanto as condições de clima mediterrânico ou temperado quente são-lhe bastante favoráveis, desenvolvendo-se e produzindo melhor em regiões com oscilações térmicas menores. Durante o início do ciclo vegetativo, a planta dá especial preferência a luminosidade atmosférica regular, preferindo, durante a maturação, um ambiente mais seco. Após a germinação, a temperatura ideal encontra-se entre os 18°C e 30°C. O crescimento é afectado pelas temperaturas nocturnas e diurnas, registando-se maior produção para temperaturas de 24°C de dia e de 20°C durante a noite (Bouwkamp & Summers, 1982). Com temperaturas inferiores a 15°C, o crescimento do feijão é limitado, com uma redução da dimensão das plantas e na produção, afectando os seus tecidos e aumentando a razão folhas/caule (Drijfhout *et al.*, 1991). A produção de flores é severamente afectada quando a temperatura atinge 2°C. A ocorrência de temperaturas muito elevadas (superiores a 30°C) associadas com teores de humidade baixos pode provocar a queda das flores e das próprias vagens recém-formadas. As vagens desenvolvidas nestas condições apresentam uma grande percentagem de grãos vazios, frutos com pouca turgidez e de pequena dimensão (Maroto, 1989).

A estimativa de consumo hídrico do feijoeiro é de 300 a 500 mm, bem distribuídos ao longo do ciclo. A ocorrência de um défice hídrico no solo pode prejudicar o desenvolvimento do feijoeiro, especialmente durante a floração (Doorenbos & Kassam, 1979). Os ventos fortes exercem um efeito negativo sobre a produtividade do feijoeiro, observando-se quebras de cerca de 8% em fases prematuras do crescimento e de 14% na altura da floração (Bubenzer & Weis, 1974). A humidade relativa ideal situa-se entre 60 % e 75% ao longo do ciclo vegetativo da planta e, como regra, observa-se uma melhor tolerância à humidade nas fases iniciais do desenvolvimento (Ripado, 1992).

Embora não sendo uma planta exigente relativamente ao tipo de solo, o feijoeiro tem preferência por solos de textura média – franca, areno-argilosa ou franco-arenosa. Uma boa drenagem interna é essencial para o êxito da cultura. O cultivo em solos com uma grande fracção argilosa deve ser evitado, adaptando-se melhor aos solos ligeiros ou médios bem drenados. Os valores de pH do solo ideais para o desenvolvimento do feijoeiro variam consoante a literatura disponível, contudo verifica-se que uma ligeira acidez é vantajosa. Quanto à salinidade do solo, o feijão é considerado uma planta com baixa tolerância, atingindo reduções de 50 % na produção quando irrigada com água acima de 2400  $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$  de CE (Márcio José de Santana *et al.*, 2010).



## 4. Local de estudo

A mina e a vila de Cunha Baixa localizam-se no centro de Portugal, em Mangualde, no distrito de Viseu (40°34'11 N latitude e 7°45'24 W de longitude). A área mineira encontra-se ladeada por solo de uso agrícola, desde norte até sudoeste, onde se cultiva uma variedade de cereais e vegetais (milho, batatas, couves, feijão, cebolas, cenoura, tomates, alface e espinafres), regularmente incluídos na alimentação dos habitantes locais, bem como na dos animais de criação.

A região possui um clima temperado, com Verões secos e Invernos húmidos. A gama de temperaturas anuais oscila entre os 5 a 25°C, com uma distribuição de precipitação pouco uniforme (precipitação média entre 1100 a 1400 mm H<sub>2</sub>O), na qual 70% ocorre de Novembro a Abril. O relevo da região é suave, com um declive em encosta inferior a 5%. A altitude varia entre 400 e 500 m, sendo que a área da mina se encontra na cota mais elevada (Neves, 2008).

A área encontra-se situada numa faixa uranífera da Península Ibérica, caracterizada geologicamente por encaves de rochas metasedimentares incluídos em granitos de idade hercínica, com texturas no geral porfiróides (Matos Dias & Costa, 1972). A mineralização dominante no jazigo em Cunha Baixa contém urânio hexavalente, na forma oxidada U<sub>3</sub>O<sub>8</sub>, e na forma fosfatada representada por autunite [Ca(UO<sub>2</sub>)<sub>2</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>.10-12H<sub>2</sub>O] e torbenite [Cu<sup>2+</sup>(UO<sub>2</sub>)<sub>2</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>.8-12H<sub>2</sub>O], em veios de quartzo fumado (por vezes brechificados) numa matriz de granito biotítico.

A drenagem da água subterrânea é condicionada por um conjunto de falhas que a direcciona para a ribeira do castelo, um afluente primário do Rio Mondego pertencente à bacia hidrográfica do rio do Castelo. O solos da região são classificados, de uma forma geral, como Cambissolos (Carta de Solos, 1978), e os estudados na proximidade da área mineira contêm baixos teores de argila (< 16 % ), são ácidos (pH < 5,5), com uma capacidade de troca cationica reduzida (CTC < 6,4 cmol<sub>c</sub>/kg) e baixo teor de carbono orgânico total (COT < 21 g/kg) (Neves, 2002).

## 4.1 Historial da actividade mineira na Cunha Baixa

Entre 1970 a 1987, a exploração da mina da Cunha Baixa decorreu inicialmente em lavra subterrânea, com recurso a trabalhos de desmonte que atingiram a profundidade máxima de 350 metros. Posteriormente a mina foi explorada através de desmontes a céu aberto, por degraus, até à profundidade máxima de 60 m. O minério extraído era controlado e separado radiometricamente em três categorias. A sua classificação apresenta-se na Tabela 1.

Tabela 1 - Caracterização do minério explorado em Cunha Baixa

Categoria qualitativa	Teor (% de $U_3O_8$ )	Destino
Minério rico	$\geq 0,05\%$	OTQ <sup>1</sup> (Urgeiriça)
Minério pobre	0,02% - 0,05%	Depositado em pilhas
Minério estéril	$< 0,02\%$	Escombreiras

<sup>1</sup>Oficina de tratamento químico

O desmonte nº1, concluído em 1979, produziu, além de minério rico, aproximadamente 400 000 t de minério pobre com um teor médio de 0,045% de  $U_3O_8$  enquanto o desmonte a céu aberto nº2, contíguo ao anterior, produziu cerca de 60 000 t de minério igualmente pobre (Cordeiro Santos *et al.*, 1983). Após a extracção o minério era encaminhado para a oficina de tratamento químico (OTQ) da Urgeiriça, para recuperação do urânio. No total, foram recolhidas sensivelmente 900 toneladas de  $U_3O_8$  da exploração (Santos Oliveira e Ávila, 2001).

Desde 1984 até ao ano de encerramento da actividade mineira, em 1993, recorreu-se à lixiviação estática em pilha com  $H_2SO_4$  para a extracção do minério, realizada no espaço originado pela escavação do desmonte a céu aberto nº1. Este processo consiste na obtenção de urânio a partir de depósitos residuais, com origem em minério explorado por métodos convencionais ou em jazigos que não sejam economicamente viáveis para extracção segundo métodos tradicionais. Neste caso em particular, o processo era feito através da percolação de uma solução aquosa de ácido sulfúrico ( $1 < \text{pH} < 2$ ) sobre pilhas de minério estéril, recuperando-se para a fase aquosa, o urânio contido no minério presente nas zonas mais pobres do jazigo (300 a 500 mg/kg de  $U_3U_8$ ), principalmente resultante da exploração em

zonas situadas entre a base do céu aberto e o segundo piso da mina. Durante o decorrer de processo, o licor resultante da lixiviação era bombeado a partir do fundo do poço da mina para a superfície, onde era conduzido para um tanque de recolha que alimentava, por acção gravítica, um conjunto de cinco colunas de adsorção com resinas permutadoras de iões. As resinas saturadas em urânio eram removidas e transportadas para a oficina de tratamento químico (OTQ) da Urgeiriça para eluição. No final, os licores esgotados eram sujeitos a um reajuste de pH (com cal), onde eram novamente encaminhados para a pilha de minério, completando o processo (Cordeiro Santos *et al.*,1983). Esta actividade incidiu em cerca de 500 000 t de minério e permitiu recuperar cerca de 76 toneladas de  $U_3O_8$  (Santos Oliveira e Ávila, 2001).

Durante os trabalhos de exploração formaram-se depressões topográficas que deram origem a lagoas naturais (Fig. 2 e 3), favorecendo a retenção das águas pluviais. A água que circulava em maior profundidade, na galeria da mina, tinha um valor de  $pH < 4$ , e classificava-se como sulfatada cálcica/magnésiana. O material da rocha encaixante, em conjunto com os efeitos da actividade mineira contribuiu para a elevada concentração em sulfatos, diversos iões metálicos (Al, Mn, Fe, Zn e U) e uma elevada actividade do radioisótopo  $^{226}Ra$  (Neves & Matias, 2004).



Figura 2 – Lagoa formada a partir da corta do céu aberto nº 1 (fonte: EDM)



Em 1990, foi implantada uma estação de tratamento químico nas imediações da escombreira de modo a neutralizar e minimizar os efeitos da água ácida acumulada na superfície do céu aberto nº1 e nas galerias da mina. Após a neutralização, a água era encaminhada para uma lagoa de decantação cujo fundo não estava impermeabilizado. Até 1998, sempre que a água na lagoa excedia a sua capacidade, esta era drenada para o meio circundante, passando a ser reencaminhada, em data posterior, para a área do céu aberto nº1. Actualmente essa descarga é controlada e monitorizada pela Empresa de Desenvolvimento Mineiro e a bacia foi entretanto impermeabilizada.

Os estudos sobre a qualidade da água desta lagoa de decantação (Neves & Matias, 2004) indicaram que os processos de neutralização e decantação se revelavam eficazes em relação à remoção (por precipitação) da maioria dos iões dissolvidos. Porém, detectou-se ainda a permanência de concentrações relativamente elevadas de urânio e sulfatos, conduzindo também a um aumento do teor de flúor e da dureza da água superficial e subterrânea. Com o decorrer do tempo, foram necessárias operações de limpeza da lagoa para remoção das lamas que se acumulam no fundo, sendo posteriormente depositadas na área do céu aberto, contribuindo também para a contaminação da água superficial e subterrânea (Neves & Matias, 2004).



Figura 3 – Lagoa do céu-aberto nº2 (fonte: EDM)



## 4.2 Reabilitação da área da mina abandonada

Desde 1995, a área da mina foi sujeita a diversos estudos realizados por diversas instituições e empresas (ex-ENU, IST, ex-IGM, ex-EXMIN e EDM S.A.), para um diagnóstico dos principais problemas ambientais e geotécnicos associados e caracterização da situação geoambiental de referência. Os principais problemas da mina a resolver no âmbito do projecto de remediação da área mineira em Cunha Baixa (EDM, 2012), tendo em conta a proximidade à povoação, podem-se sistematizar nos seguintes tópicos:

- Os efluentes ácidos existentes, de elevada carga iónica e conteúdo em urânio, implicam a necessidade temporária de operações de controlo e tratamento sistemático, até que a água atinja padrões de qualidade compatíveis com a sua rejeição no meio hídrico envolvente;
- A inter-relação entre os domínios hídricos superficial e subterrâneo, com infiltrações de escorrências superficiais para o meio subterrâneo, nas áreas afectadas por trabalhos mineiros com subsequentes influências e aumento dos fenómenos de propagação da contaminação;
- A contaminação de solos, águas e aluviões causada por algumas escorrências e percolação a partir de escombrelas ou depósitos de lamas de tratamento que, particularmente em associação com precipitação, implicam riscos para a saúde pública e de animais;
- A presença de céus abertos, alguns de grande dimensão, que, para além do forte impacto visual na paisagem, determinam riscos para pessoas e animais.

Em Setembro de 2011 iniciaram-se obras na área mineira de Cunha Baixa, com a desmatação de terreno para requalificação ambiental, contando com um investimento de 12 milhões de euros da Empresa de Desenvolvimento Mineiro (EDM), em parceria com a Câmara Municipal de Mangualde. Os objectivos do projecto de remediação ambiental apresentam soluções mitigadoras e correctivas destinadas a:

- Impedir a comunicação hídrica actualmente existente entre o céu aberto nº1 e a parte subterrânea da mina, promovendo-se a diminuição do caudal de água contaminada afluente do céu aberto nº1;
- Eliminar o potencial de reactividade, diminuir significativamente os níveis de radiometria e controlar a dispersão geoquímica e hidroquímica associada aos depósitos existentes, quer de

- materiais de escombrelras mais enriquecidos, quer de antigas lamas de tratamento;
- Diminuir a emanação e consequente dispersão de gás radão para a atmosfera;
  - Optimização das estruturas e processos associados ao controlo e ao tratamento dos efluentes ácidos;
  - Controlar o escoamento superficial em todo o perímetro da área mineira, no sentido de se diminuÍrem fenómenos de erosão e afluências descontroladas de águas pluviais à zona dos 4 céus abertos existentes (1, 2, 3 e 4);
  - Proceder ao tratamento de áreas com solos agrícolas que se apresentem contaminadas e;
  - Promover a irrigação a jusante de áreas com aproveitamento agrícola com águas de qualidade adequada.

Até ao momento, a reabilitação da antiga área mineira da Cunha Baixa é uma das obras mais caras até ao momento, em que o processo de recuperação ambiental sofreu sucessivos revezes, estando as obras ainda a decorrer até à presente data (Agosto de 2012).

## 5. Metodologia

### 5.1 Ensaios

Na localidade de Cunha Baixa, entre Abril e Outubro de 2006, realizaram-se dois ensaios de campo com a cultura da leguminosa feijoeiro comum (*Phaseolus vulgaris L.*), utilizando as variedades “patareco” e “francês” (fig. 4), respectivamente, no primeiro e segundo ensaio. O feijoeiro inclui-se numa variedade de hortícolas seleccionadas para uma investigação 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 e participado pelo Fundo Comunitário Europeu FEDER, no qual o orientando não participou. O principal objectivo deste projecto era o de avaliar o impacto da utilização de água de rega contaminada em solos agrícolas da área envolvente de uma antiga exploração uranífera (mina da Cunha Baixa, Mangualde, Viseu).



Figura 4 – Sementes das duas variedades de feijão utilizados nos ensaios de campo.

O cultivo do feijoeiro foi feito em solo de uso agrícola (fig. 5), no qual se plantam com regularidade diversos produtos hortícolas e cuja localização foi baseada no trabalho de investigação realizado por Neves (2002). O primeiro ensaio decorreu durante a Primavera e o início do Verão, entre 27 de Abril e 24 de Julho (altura da colheita), enquanto o segundo foi realizado consecutivamente ao precedente, durante Verão e até ao início do Outono, entre 31 de Julho e 16 de Outubro. Os ensaios foram realizados em dois solos (referenciados por A e B) com 40 m<sup>2</sup> de área individual, distanciados 50 m entre si.

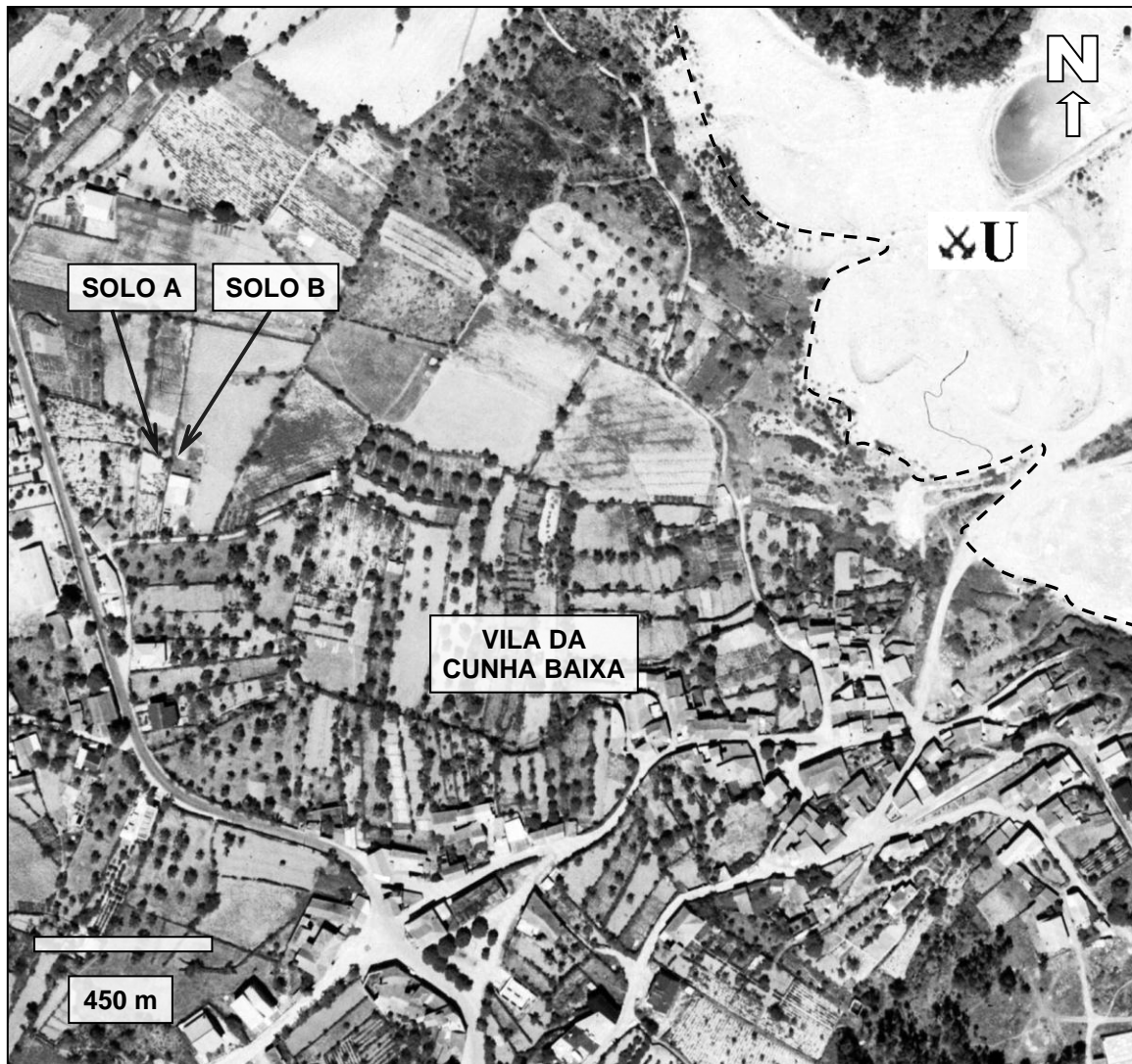


Figura 5 – Fotografia aérea da área de Cunha Baixa com a localização dos solos assinalada.

A área de ambos foi dividida em dois talhões ( $3,4 \times 5$  m de dimensão, com um espaçamento de 1,2 m entre talhões). Em cada talhão foram cultivadas quatro réplicas ( $2,5 \text{ m}^2$  cada), com um espaçamento de 0,4 m entre si (ver Figura 6). Em cada réplica foram plantados 28 feijoeiros (2 plantas  $\times$  14 pontos), perfazendo um total de 448 plantas no total de ambos os ensaios. Como controlo, utilizou-se um terceiro solo (referenciado como C) proveniente da região granítica de Sintra, situada na sub-região da Grande Lisboa. O solo C (Figura 7) foi distribuído por 16 contentores de plásticos ( $4 \times 4$ , com uma dimensão aproximada de  $0,2 \text{ m}^2$ ), como forma representativa das quatro leiras dos outros dois solos.

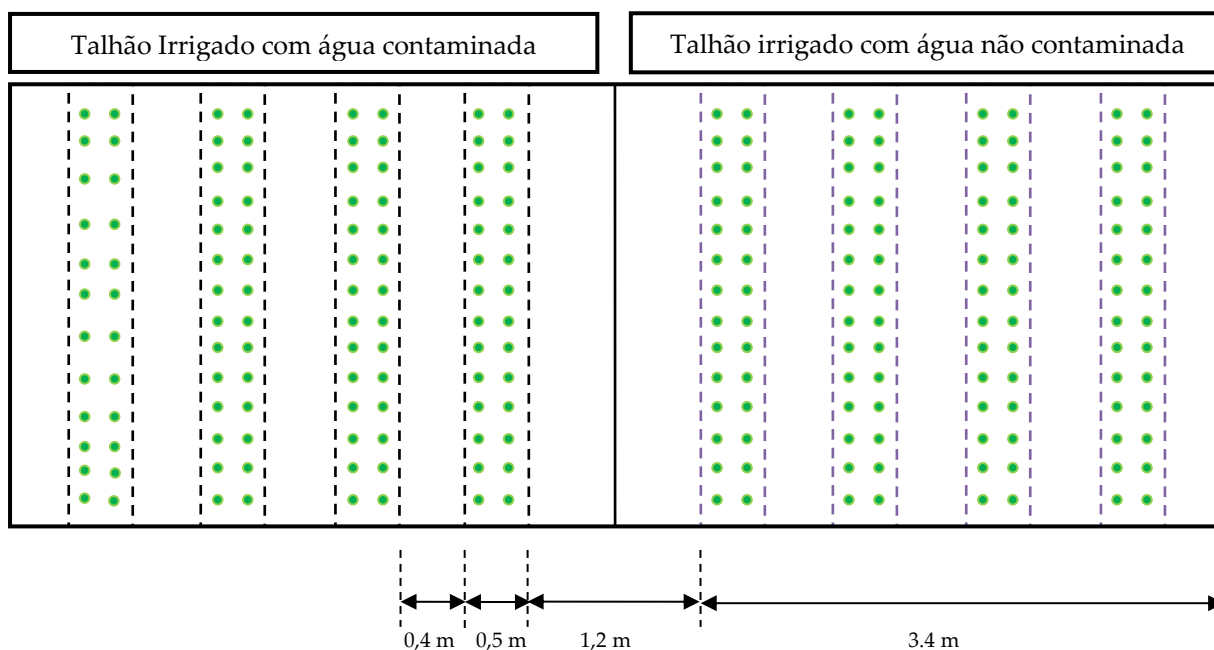


Figura 6 - Planta da disposição dos feijoeiros nos talhões de cultivo para os solos A e B.



Figura 7 – Solo de controlo durante o desenvolvimento da cultura.

Nos solos A e B, a irrigação de cada talhão foi feita com água de qualidade distinta, com origem em poços da região utilizados pelos locais para irrigação de culturas. Um dos talhões foi regado com água não contaminada (referenciado por A-NC ou B-NC, conforme o solo) enquanto o segundo talhão foi regado com água contaminada (referenciado por A-C ou B-C). O solo de controlo foi irrigado com água canalizada da rede pública local (designado por C-RP). Na figura 8 apresenta-se a disposição dos feijoeiros de um talhão de solo irrigado com água não contaminada.





Figura 8 – Talhão do solo A com quatro réplicas, irrigado com água não contaminada.

A irrigação do solo (frequência e quantidade) e o uso de fertilizantes foi feito de acordo com as técnicas e hábitos agrícolas da população de Cunha Baixa. O fertilizante mineral aplicado no solo foi o “nitromagnésio 20.5%” cuja composição é de 20.5%  $N_{total}$ ; 10.25%  $N_{nitrico}$ ; 10.25%  $N_{amônia}$ ; 12% CaO e 6% de MgO. Este fertilizante é indicado para adubação de cobertura de todas as culturas e particularmente recomendado para culturas exigentes em magnésio, nas quais se inclui o feijoeiro (Mischan *et al.*, 1996).

Na estação meteorológica de Viseu, a mais próxima de Cunha Baixa, registaram-se, em 2006, temperaturas mensais médias compreendidas entre 10,6 e 22,2° C em Maio; 13,3 e 25,2 ° C em Junho e 16,1 e 29,6 ° C em Julho, salientando-se uma descida acentuada dos valores da temperatura mínima desde o dia 29 até ao dia 31 de Maio, com quedas superiores a 10 ° C, tendo-se registando uma temperatura média mínima de 8,7 ° C no último dia.

Durante o segundo ensaio experimental, as temperaturas médias mensais oscilaram entre 16,2 e 29,4 ° C em Agosto; 14,5 e 24,9 ° C em Setembro e entre 12,5 e 18,9 ° C em Outubro. Entre os dias 1 e 10 de Setembro registaram-se valores muito altos da temperatura máxima do ar, bastante além dos respectivos valores médios, excedendo 35° C (Instituto Meteorológico, 2006).

## 5.2 Amostragem e análise físico-química

Em cada local de amostragem do solo foram colhidas amostras compósitas da camada superficial (até 20 cm de profundidade) antes da cultura e após a colheita das plantas. As amostras de solo foram secas numa estufa ventilada a 40 °C. Após mistura e homogeneização, foram peneiradas (crivagem <2 mm) para análise de parâmetros físico-químicos como: o pH (rácio solo/água de 1:2,5), salinidade (condutividade eléctrica do extracto de saturação – CE) seguindo metodologia clássica de Póvoas & Barral (1992), carbono orgânico total (COT) (Walkley & Black, 1934), P e K extractáveis (Egner *et al.*, 1960) e N mineral (Keeney & Nelson, 1982). A determinação dos teores totais no solo foi doseada no extracto após digestão triácida (HF, HClO<sub>4</sub>, HNO<sub>3</sub> e HCl, *Code UT4 Total Digestion, Actlabs*, 2011) e os teores da fracção disponível na solução de extracção com acetato de amónio 0,5 mol/L a pH 7 (Schollenberger & Simon, 1945); ambos os extractos foram analisados por ICP-MS.

A água de rega foi amostrada durante os ensaios e filtrada através de uma membrana de celulose (porosidade de 0,45 µm), após medição da temperatura, pH, potencial *redox* e condutividade eléctrica (CE<sub>A</sub>) no local. Posteriormente, uma parte das amostras foram acidificadas com HNO<sub>3</sub> a pH < 2 e armazenadas a 4°C até à realização das análises relativas aos cátions (Neves & Abreu, 2009). A componente aniónica das amostras da água de rega foi analisada no Laboratório de Mineralogia e Petrologia do IST por cromatografia iónica (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e espectrofotometria (F<sup>-</sup> e P total) enquanto a componente cationica foi analisada por ICP-OES (Actlabs, 2011).

Após o fim do período de crescimento (75 a 90 dias), colheram-se os feijoeiros e separaram-se as raízes, as folhas/caules e vagens. Após lavagem com água destilada para remoção de partículas e poeiras, as diferentes partes das plantas foram secas numa estufa a 40° C. O peso verde e o peso seco foram registados em cada amostra, tendo sido posteriormente moídas e enviadas para análise química no laboratório do Canadá. As concentrações dos elementos no feijão foram determinadas no extracto da digestão das cinzas (*Code 2D HNO<sub>3</sub> - H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> digestion, Actlabs Laboratory*), por ICP-MS. As concentrações, baseadas no peso verde ou peso

seco, foram calculadas utilizando, respectivamente, o rácio peso verde/seco ou peso seco/cinza para cada réplica (Neves & Abreu, 2009).

### 5.3 Análise de dados

Os resultados das análises, representados pela média das quatro réplicas e respectivo desvio padrão, em cada talhão, foram sujeitos ao teste estatístico (não paramétrico) de Kolmogorov-Smirnov (*two-sample K-S test*), para um nível de significância de 5%. Este teste é utilizado na comparação de dois conjuntos de amostras (no caso  $n=4$ , correspondente ao número de réplicas em cada leira de solo), quantificando a distância entre as distribuições empíricas (contínuas) de duas amostras e, de acordo com o nível de significância, indicando se as duas amostras provêm da mesma distribuição ou se têm origem em distribuições distintas (sendo significativamente diferentes entre si). O teste Kolmogorov-Smirnov é um teste não paramétrico de grande utilidade na comparação de duas amostras porque não faz suposições prévias acerca do seu tipo de distribuição. O *software* empregue na análise estatística foi o STATISTICA 10 para Windows 7. No caso do solo C, devido à menor biomassa produzida, optou-se por apresentar os resultados calculando a média, agrupando as leiras duas a duas. A correlação estatística entre parâmetros foi realizada através do coeficiente de correlação de Spearman, para um nível de significância de 5%. As correlações entre as concentrações obtidas nas plantas e solo, em cada talhão de solo experimental, apenas se puderam calcular entre os talhões com um mínimo de quatro amostras (solos A e B), pelo que o solo C ( $n=2$ ) foi excluído desta análise.

### 5.4 Risco químico

A avaliação do risco de exposição oral crónica foi calculada de acordo com o método proposto pela agência de protecção ambiental (EPA, 1987), desenvolvido pela secção do sistema integrado de gestão de riscos (IRIS). Baseado no conhecimento sobre o funcionamento dos mecanismos de homeostasia e de resposta-efeito do corpo humano, considera-se a existência de um valor limite (*exposure thresholds*) específico para cada agente químico, abaixo do qual não existem quaisquer efeitos tóxicos observáveis no ser humano.



Esta característica é a que distingue essencialmente o estudo dos riscos entre compostos carcinogêneos e não carcinogêneos (que assume a não existência de valores seguros).

Os efeitos da toxicidade não carcinogênea têm sido avaliados por intermédio de conceitos como “dose diária tolerável” (ADI), “factor de segurança” (SF) e “margem de segurança” (MOS). A EPA agrupou estes conceitos e definiu o RfD (dose de referência), um parâmetro que engloba valores limites de exposição para as diversas vias de exposição possíveis de determinado elemento. A RfD é expressa em mg/kg·dia e corresponde a uma estimativa (grau de incerteza com um erro de magnitude de primeira ordem) da exposição diária da população humana (incluído subgrupos sensíveis) para uma baixa probabilidade de risco durante o seu tempo de vida médio.

O quociente de risco (QR) é empregue na avaliação de potenciais efeitos não cancerígenos de agentes químicos e é calculado pelo quociente entre a dose de exposição diária durante um período de tempo específico e a dose de referência (RfD) correspondente ao agente químico em questão para igual período de exposição. O seu valor fornece uma estimativa que permite a identificação de situações de alto ou baixo risco. Se o quociente for menor que 1, admite-se que o agente químico é seguro para a saúde humana (risco reduzido), não constituindo um motivo de preocupação. Caso QR exceda a unidade, existe uma forte probabilidade de ocorrência de efeitos não-cancerígenos do agente químico sobre a saúde, embora não seja garantido que tal aconteça dado a existência de uma margem de segurança contida no cálculo dos RfD que têm em conta coeficientes de incerteza em relação aos efeitos intra-espécie e inter-espécie (caso o valor tenha sido extrapolado baseado em testes clínicos com animais). O quociente de risco é determinado da seguinte forma:

$$QR = DE_{ing} / RfD$$

Onde:

QR = Quociente de risco (adimensional)

DE<sub>ing</sub> = Dose média diária de exposição por ingestão (mg/kg·dia)

RfD = Dose de referência (mg/kg·dia)

Em que:

$$DE_{ing} = C \times T_{ing} \times F_e / m$$

$$F_e = F \times D_e / (D_e \times 365)$$

Onde:

$DE_{ing}$  = Dose de exposição por via oral

C = Concentração do elemento químico (mg/kg)

$T_{ing}$  = Taxa de ingestão (g/dia)

$F_e$  = Factor de exposição (adimensional)

$D_e$  = Duração total de exposição (anos)

F = Frequência de exposição (dias/ano)

m = Peso corporal médio (kg)

No cálculo do risco combinado de vários compostos, caso exerçam efeitos no mesmo órgão alvo, deve-se estimar o risco total através da soma dos quocientes de risco individuais correspondentes a cada agente:

$$HQ_c = \sum HQ_i$$

O resultado obtido denomina-se por índice de risco (IR). Caso o IR seja menor que a unidade, não são esperados quaisquer efeitos não cancerígenos, tal como em QR (EPA, 1987).

## 6. Resultados e discussão

### 6.1 Qualidade da água de rega

As preocupações acerca da qualidade da água tinham sido ignoradas até há poucas décadas atrás, porque sempre existiram recursos abundantes e disponíveis com água adequada. Ao longo do séc. XX têm existido vários valores guia da qualidade da água referentes à irrigação de culturas, embora nenhuma tenha sido totalmente satisfatória por causa da ampla variabilidade de características em condições reais (Ayers & Westcot, 1985).

A água de rega pode ter uma origem superficial, subterrânea ou residual, e tem como objectivo satisfazer ou complementar os requerimentos hídricos de culturas agrícolas (D.L. 236/98). A irrigação agrícola está permanentemente dependente de uma fonte de água com qualidade mínima exigida, contudo diversas actividades antrópicas podem inviabilizar ou condicionar o uso deste recurso.

A qualidade da água é definida pela legislação portuguesa 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”. As diversas normas de qualidade ambiental são estabelecidas em função de diversos critérios, sendo permanentemente actualizadas á medida que melhor se conhecem os efeitos e interacções das espécies químicas presentes na água (Neves, 2002). Os parâmetros físico-químicos relevantes à qualidade encontram-se dispostos no Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto, anexo XVI, onde consta um conjunto de valores limite - VMR (valor máximo recomendado) e VMA (valor máximo admissível), relativos à água destinada à rega. O VMR estabelece um valor da norma de qualidade que não deve ser preferencialmente excedido e o VMA corresponde a um valor limite máximo que não deve ser ultrapassado. Em relação ao urânio, utilizaram-se os limites estabelecidos na legislação australiana e neozelandesa (ANZECC, 2000) para água de irrigação a curto prazo (20 anos), dado que não existem referências a este elemento na legislação portuguesa ou em outros países da U.E.

A composição química da água está associada à natureza do meio em que circula (contacto com rochas e circulação no solo) e está sujeita a fenómenos que alteram as suas propriedades naturais, pelo que a sua qualidade pode oscilar grandemente em função do tipo e da quantidade de sais dissolvidos. Como resultado, a adequabilidade da água é condicionada pelas condições de uso que podem favorecer um aumento na concentração dos constituintes da água, podendo afectar a produção agrícola. No local onde se realizaram os ensaios de campo, os habitantes de Cunha Baixa utilizam água dos poços para a irrigação das culturas, que se encontram habitualmente em terrenos de cultivo ou próximos de habitações. A água utilizada nos ensaios foi captada em dois poços privados, designados por P24 (com água não contaminada) e P15 (com água contaminada), seleccionados e referenciados de acordo com a investigação conduzida por Neves (2002), num estudo que visou, entre outros objectivos, a identificação dos poços contaminados da região. Para irrigação do solo de controlo (solo C), foi utilizada a água da rede local de abastecimento público. A localização geográfica dos dois poços está indicada na Figura 9, enquanto que as características físico-químicas da amostras (rede de abastecimento público; poços P15 e P24) apresentam-se na Tabela 2, onde se destaca, com cor diferente, os parâmetros que igualem ou excedam o VMR e/ou o VMA, de acordo com a legislação (D.L. nº 236/98).

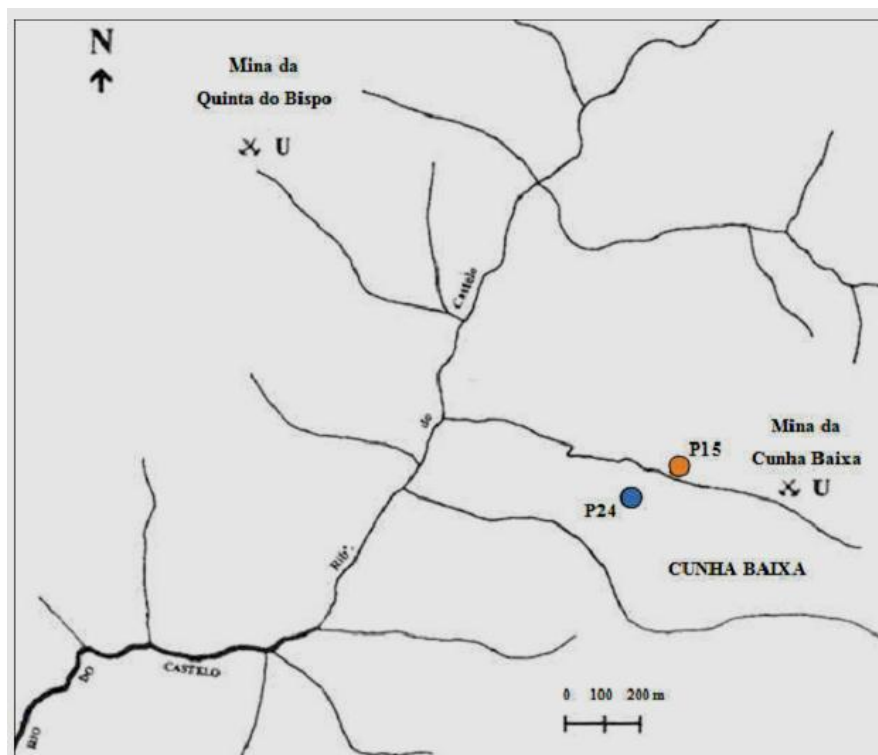


Figura 9 - Localização dos pontos de amostragem de água (retirado de Neves, 2002).

### 6.1.1 Caracterização hidroquímica

De acordo com a classificação química das amostras, efectuada com base na composição aniónica e catiónica predominante e sua projecção no Diagrama de Piper, a água da rede de abastecimento pública caracteriza-se como hidrogenocarbonatada-cloretada cálcica, a do poço P24 como sulfatada-cloretada sódica e a do poço P15 sulfatada cálcica. Segundo Neves (2002), a existência de água do tipo sulfatado na região da Cunha Baixa pode ser atribuída à influência de actividades antrópicas, particularmente a agricultura e a exploração mineira, que mesmo após ter cessado a actividade, continua a influenciar a qualidade do ambiente envolvente. Em relação à dureza, as amostras da rede pública e do poço P24 classificam-se como águas macias (dureza total  $<300$  mgeq  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ), enquanto a do poço P15 classifica-se como sendo muito dura (dureza total  $> 300$  mgeq  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ). A proximidade deste último poço à estação de tratamento químico da mina, na qual se utilizou calcite e portlandite para a neutralização do efluente, foi indicado por Neves & Matias (2004) como sendo a principal causa da sua dureza.

### 6.1.2 Parâmetros contemplados na legislação

O pH é um indicador da actividade do hidrogénio  $\text{H}^+$ , representado logaritmicamente. A alcalinidade refere-se à capacidade tampão da água (resiliência à alteração de pH por neutralização dos ácidos), medida através da concentração do ião bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-/\text{L}$ ). Os valores de pH normalmente medidos na água que circula nos graníticos hercínicos das Beiras situam-se entre 5,5 e 6,7 com alcalinidade situada entre 5,0 e 44,5  $\text{mg HCO}_3^-/\text{L}$  (Carvalho *et al.*, 1990). Comparativamente a estes valores, por observação da Tabela 2, verifica-se que o valor médio de pH da água do poço P15 ( $4,3 \pm 0,1$ ) é inferior à gama referida, sendo também menor que o valor limite estabelecido no VMA. A água amostrada do poço P24, embora com um valor médio de pH ( $5,9 \pm 0,1$ ) e alcalinidade (28  $\text{HCO}_3^-/\text{mg/L}$ ) enquadrados na gama característica da região, situa-se abaixo do limite inferior estabelecido no VMR, respeitando, no entanto, o VMA.

Os sólidos dissolvidos totais (SDT) e a condutividade eléctrica (CE) são parâmetros que permitem quantificar a salinidade da água e cujo efeito nas plantas depende da resiliência da

cultura, do clima, do método de rega e da textura do solo (Decreto-Lei nº236/98). De acordo com os valores obtidos para a concentração em SDT e da classificação apresentada por Drever (1997) a água da rede pública e do poço P25 são classificadas como água doce (<1000 mg/L SDT) e a água do poço P15 como salobra (1000 a 20 000 mg/L SDT). A diminuição da produtividade da planta em relação à CE do solo para valores de 1000, 1500, 2300, 3600 e 6500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  são de 0, 10, 25, 50 e 100% respectivamente, de acordo com um estudo realizado por Ayers & Westcot (1985). Segundo Bernardo (1996), o feijão é considerado uma planta pouco tolerante à salinidade da água de irrigação, podendo haver redução de até 50% na produção, quando irrigada com água com valores de CE superior a 2400  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . O perigo da salinidade reside na acumulação dos sais na zona radicular da planta, retidos no solo após irrigação, diminuindo a disponibilidade de água (efeito osmótico) na raiz e acelerando a sua escassez na planta. O modo para evitar a salinização do solo passa por manter o equilíbrio entre a quantidade de sais que é fornecida ao solo, através da irrigação, e a quantidade de sais que deixa a camada de solo através da drenagem. Em climas áridos ou com muito vento, a evaporação da água promove o enriquecimento do solo em solutos, agravando o risco da salinização. Existe também uma toxicidade associada à presença de sais complexos e de iões como o magnésio, cloretos, sulfatos, carbonatos e bicarbonatos (Munns, 2002). A CE registada para o poço P15 é a única que excede o VMR (Tabela 2), o que de acordo com os autores referidos poderá representar um impacto provável na produção do feijoeiro.

A quantidade de sódio considerada prejudicial é estabelecida em função dos teores conjuntos de cálcio e magnésio presentes no solo, pois estes elementos têm a capacidade de mobilizar o sódio através de permutação catiónica. A Razão de Absorção de Sódio (RAS), desenvolvida pelo departamento de agricultura norte-americano, é usada para determinar o grau de absorção de sódio pelo solo. Os valores deste parâmetro são inferiores ao VMR em vigor nas três águas amostradas (Tabela 2).

Relativamente aos restantes parâmetros, salienta-se a presença do sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) no poço P15, com uma concentração superior ao VMR (Tabela 2,  $[\text{SO}_4^{2-}]$ :  $1008 \pm 4$  mg/L), à qual se pode atribuir ao uso de fertilizantes em práticas agrícolas e à drenagem ácida, resultante da actividade mineira. O sulfato dissolvido pode reduzir-se a sulfureto pela acção de bactérias

reduzidas, volatilizar-se sob forma de sulfureto de hidrogénio, precipitar num sal insolúvel no solo ou incorporar-se nas plantas.

O manganês excede igualmente o VMR no poço P15, não ultrapassando, no entanto o VMA (Tabela 2). Apesar de essencial para o crescimento das plantas em pequenas concentrações, o manganês é tóxico a partir de determinados teores (dependo da resiliência da planta), causando problemas ao nível das folhas, conferindo-lhes formas anómalas e chegando a provocar a morte da matriz vegetal, nas suas extremidades (necrose). A disponibilidade do manganês é tanto maior quanto menor o pH da água, ligando-se preferencialmente à matéria orgânica particulada (Hong *et al.*, 2010). O feijão inclui-se entre as culturas que requerem uma grande quantidade de manganês disponível (*Ambient Water Quality Guidelines for Manganese*, 2001).

O magnésio é outro dos nutrientes secundários para o desenvolvimento das plantas que excede o VMA no poço P15. A sua concentração poderá contribuir para a redução do RAS ao nível do solo. O VMA é ultrapassado ainda para concentrações de alumínio e flúor, podendo contribuir para uma redução de produtividade nos solos com pH <5,5 no caso do alumínio, facto que está ligado à acumulação e toxicidade que o excesso deste nutriente causa nas plantas (ATSDR, 2008b). O flúor não constitui um problema em solos neutros e alcalinos (D.L. nº 236/98; Anon, 1973; Bollard & Butler, 1966). No entanto, os solos em estudo são ácidos, pelo que a disponibilidade do flúor para absorção das plantas é maior, podendo haver consequências relacionadas com uma redução da taxa de fotossíntese e alterações morfológicas nas folhas (Ambika & Sumalatha, 2005). Contudo, o flúor tem uma tendência para a formação de complexos com diversos catiões, entre os quais se inclui o alumínio, o que poderá diminuir a toxicidade de ambos para a planta (Takmaz-Nisancioglu & Davison, 1988). A concentração de urânio é excedida relativamente ao poço P15, por um factor de dez, em relação ao limite estabelecido de 100 µg/L (ANZEC, 2000).

Tabela 2 – Parâmetros analisados para as amostras de água da rede de abastecimento público e dos poços P24 e P15.

Parâmetros	Amostras de água			VMR <sup>(1)</sup>	VMA <sup>(1)</sup>
	Rede	P24	P15		
T (°C)	27,7±0,8	21,2±0,9	23,1±0,1	n.f.	n.f.
pH	8,2±0,1	5,9±0,1	4,3±0,1	6,5-8,4	4,5-9,0
CE (µS/cm)	151±13	340±21	1820±3	1000	3000 <sup>(2)</sup>
E (mV)	425±14	316±19	415±3	n.f.	n.f.
OD (mg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	n.f.	n.f.
SST (mg/L)	n.a.	n.a.	n.a.	60	n.f.
SDT (mg/L)	87±13	208±24	1630±6	640	n.f.
Cl <sup>-</sup> (mg/L)	17±3	28±3	18±1	70	n.f.
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	1,7±0	39,9±1,5	27,3±1,3	50	n.f.
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	16±1	43±5	1008±4	575	n.f.
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	37±3	28±2	n.d.	n.f.	610 <sup>(2)</sup>
Ca (mg/L)	18±1	16±1	256±4	n.f.	400 <sup>(2)</sup>
Mg (mg/L)	1,4±0,1	7,6±0,2	89,1±1,0	n.f.	61 <sup>(2)</sup>
Mn (µg/L)	0,4±0,2	4,1±1,7	4520±0	200	10000
Si (mg/L)	3,0±0,4	5,9±0,4	15,5±0,5	n.f.	n.f.
Al (µg/L)	17±1	20±3	7750±250	5000	20000
Na (mg/L)	11±1	19±1	31±1	n.f.	920 <sup>(2)</sup>
K (mg/L)	1,6±0,1	11,0±0,9	8,2±0,4	n.f.	78 <sup>(2)</sup>
U (µg/L)	1,3±0,2	17,0±3,0	1035±5	n.f.	100 <sup>(3)</sup>
P (µg/L)	n.d.	50±20	n.d.	n.f.	12000 <sup>(3)</sup>
F <sup>-</sup> (µg/L)	505±28	170±72	1200±10	1000	15000
Fe (µg/L)	10±0	10±0	10±0	5000	n.f.
Zn (µg/L)	37,4±0,4,1	12,3±0	475±7	2000	10000
Cu (µg/L)	6,2±1,8	6,9±1,0	39,3±0,2	200	5 000
Ni (µg/L)	0,6±0,1	0,8±0,3	98,2±0,6	500	2000
Co (µg/L)	0,02±0,01	0,03 ±0,01	39,9±0,8	50	10 000
Dureza <sup>(4)</sup>	51±3	72±2	1004±5	n.f.	n.f.
RAS <sup>(5)</sup>	0,64±0,04	0,97±0,02	0,43±0,01	8	n.f.

Os valores correspondem à média ± desvio-padrão para n=2.

<sup>(1)</sup> Valores máximo recomendado (VMR) e máximo admissível (VMA) estabelecidos na legislação Portuguesa (Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto); <sup>(2)</sup> Valores experimentais usados por Ayers & Westcot (1985) para avaliar problemas de qualidade da água de rega; <sup>(3)</sup> Concentração máxima admitida para a rega a curto prazo (20 anos), estabelecida na legislação australiana e neozelandesa (ANZECC, 2000); <sup>(4)</sup> Dureza total, expressa em mgeq CaCO<sub>3</sub>/L; <sup>(5)</sup> Relação de adsorção de Sódio (RAS) – *Sodium Adsorption Ratio* (SAR) na terminologia inglesa traduzida pela equação:  $RAS = Na^+ + \sqrt{(Ca^{2+} + Mg^{2+})} / 2$ , com as concentrações expressas em meq/L (Ayers & Westcot, 1985).

- Excede o VMA/VMR.

n.d. – não detectado; n.f. – não fixado; n.a. – não analisado.



## 6.2 Solo

O solo é um sistema dinâmico e extraordinariamente complexo, com uma grande diversidade de propriedades e interações entre os componentes constituintes. Uma das definições aceites para o conceito de solo é a seguinte: um meio natural para o desenvolvimento das plantas, mais ou menos modificado pela actividade humana, constituído substrato geológico não consolidado, matéria orgânica e ar ou água ocupando os espaços intersticiais. Sujeito a uma transformação por factores bioclimáticos, o solo difere do material que lhe deu origem em relação a propriedades físico-químicas, biológicas e morfológicas. (Botelho da Costa, 2004; *Soil Science Society of America*, 2011). Enquanto meio receptor, é permanentemente susceptível de ser contaminado ou poluído por compostos perigosos para os seres vivos.

Os solos da zona de Cunha Baixa são pouco desenvolvidos, derivados de um substrato predominantemente granítico, classificados como Cambissolos (Carta de Solos, 1978) e ainda como solos Litólicos, não húmicos, de climas sub-húmidos e semiáridos e solos incipientes, característicos de baixas (coluvissolos) (Carta agrícola e florestal de Solos de Portugal, 1978). Os solos estudados apresentam uma textura ligeira (franco-arenosa) e um teor de matéria orgânica (M.O.)<sup>1</sup> médio (solos A e B: 16 e 30 g/kg de solo) e muito alto (solo C: M.O.> 45 g/kg). De acordo com Varennes (2003) capacidade de troca cationica é classificada como baixa no solo A ( $6,6 \pm 1,4$  cmolc/kg) e média nos solos B e C ( $12,4 \pm 0,6$  cmolc/kg e  $17,4 \pm 0,1$  cmolc/kg respectivamente)). Na Tabela 3 apresentam-se os parâmetros analisados para ensaio de Primavera, nos talhões dos solos A, B e C da Cunha Baixa, antes e depois do cultivo do feijão (variedade patareco) e regados com águas de diferente qualidade.

---

<sup>1</sup> A quantidade de matéria orgânica é calculada pela multiplicação de um coeficiente de 1,724 pelo teor de carbono orgânico total - TOC (Varennes, 2003).

Tabela 3 - Parâmetros analisados para os solos A, B e C, antes (A) e depois (D) do cultivo do feijão, regados com água contaminada (C), não contaminada (NC) e rede de abastecimento pública (RP), no ensaio de Primavera (Maio-Julho).

Parâmetros		Talhões de Solo				
		A - NC	A - C	B - NC	B - C	C - RP
<b>pH</b> (H <sub>2</sub> O)	A	6,43±0,26a	6,15±0,23a*	5,86±0,29a	5,42±0,03b*	5,33±0,03
	D	6,06±0,22a	5,50±0,20b*	5,72±0,20ab	4,95±0,05c*	5,36±0,14
<b>CE</b> (µs/cm)	A	2436±1764a	785±364a*	1084±444a	1279±305a*	2488±0
	D	1449±582a	3436±230b*	1014±109a	3590±143b*	2040±275
<b>COT</b> (g/kg)	A	12,3±0,5a*	15,7±1,3b	10,0±0,5c	11,4±0,4a*	29,5±1,0
	D	16,0±1,2ac*	18,2±1,3a	11,2±1,4b	14,5±0,5c*	35,0±1,9
<b>K</b> <sub>assimilável</sub> (mg/kg)	A	668±259a	301±45b	257±39b*	259±26b	282±17
	D	542±179a	230±46b	203±9b*	195±40b	203±12
<b>P</b> <sub>assimilável</sub> (mg/kg)	A	133±44a	105±30a	48±13b	22±3c	19±1
	D	146±45a	128±34a	55±16b	41±14b	19±0
<b>N</b> <sub>mineral</sub> (mg/kg)	A	56±36a	20±7a	28±10a	37±7a	86±2
	D	30±12a	26±7a	24±10a	21±9a	67±9
<b>U</b> <sub>total</sub> (mg/kg)	A	52±8a*	30±6c*	123±20b*	129±13b*	2±0
	D	100±3a*	92±6a*	252±17b*	248±6b*	10±3
<b>U</b> <sub>disponível</sub> (mg/kg)	A	1,36±0,28a	0,83±0,26a	9,30±0,80b	10,21±0,41b	0,02±0
	D	1,30±0,29a	1,36±0,42a	8,29±0,91b	10,09±0,95b	0,04±0,02
<b>Al</b> <sub>total</sub> (%)	A	5,51±1,02a*	5,31±0,57a*	8,00±1,32a	7,45±1,44a	6,40±0,05
	D	8,09±0,22a*	7,71±0,43a*	9,26±0,14b	9,07±0,25b	6,40±0,47
<b>Al</b> <sub>disponível</sub> (mg/kg)	A	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	3,3±0,3
	D	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,5±0,0
<b>Mn</b> <sub>total</sub> (mg/kg)	A	355±35,1a*	324,50±27,3a*	709±91,9b	702,25±75,9b	595,5±3,5
	D	495,8±31,4a*	545,3±45,3a*	787,0±27,2b	759,8±20,6b	410,5±3,5
<b>Mn</b> <sub>disponível</sub> (mg/kg)	A	12,6±2,2a*	8,5±1,3a	21,2±2,7b	29,6±5,0b	7,5±0,1
	D	7,2±0,7a*	9,3±1,2a	17,6±2,3b	27,2±3,2c	7,3±0,0

Todos os valores são expressos pela média do talhão seguida do desvio padrão respectivo (n=4 nos solos A e B; n=2 no solo C). O asterisco (\*) identifica os parâmetros significativamente diferentes, antes (A) e depois (D) do cultivo do feijoeiro. Nos solos A e B, os valores significativamente diferentes pelo teste de Kolmogorov-Smirnov assinalam-se com letras distintas, para a mesma linha.

n.d. – não detectado

No início do ensaio de Primavera, os valores de pH registados para os solos A e B indicam uma reacção ácida, de acordo com a escala de Pratolongo, comum em solos de origem granítica da região das Beiras. O solo C, igualmente de origem granítica, revelou-se igualmente ácido (Freitas, 1984).

Nos talhões A-NC, A-C e B-NC registaram-se níveis de pH moderadamente ácidos, estatisticamente semelhantes e significativamente diferentes do talhão B-C (Tabela 3, pH:  $5,42 \pm 0,03$ ), com valores incluídos na classe de solos muito ácidos (Freitas, 1984). Após a colheita, registou-se uma descida aparente de cerca de meia unidade no pH dos solos A e B (menos expressivo em B-NC), mas apenas significativamente diferente nos talhões regados com água contaminada. Apesar da classificação do pH não se ter alterado em qualquer dos talhões, constitui, contudo, um indicador da influência da acidez da água de rega contaminada proveniente do poço P15. Para a totalidade dos talhões, o pH situa-se abaixo da gama ideal para o desenvolvimento do feijoeiro (pH: 6,0-7,5; INIA, 2000), podendo ter repercussões ao nível da produção.

Os valores registados para a condutividade eléctrica (CE) do solo antes da cultura revelam que os solos A, B e C situam-se na categoria de solos não salinos (0 a 2000  $\mu\text{s/cm}$ ) e pouco salinos (2000 a 4000  $\mu\text{s/cm}$ ), em que apenas culturas muito sensíveis aos sais serão afectadas (INIA, 2000). Após a colheita, registou-se uma subida significativa da EC nos talhões irrigados com água contaminada (A-C e B-C), para valores de  $3436 \pm 230$  e  $3590 \pm 143$   $\mu\text{s/cm}$  (Tabela 3), respectivamente.

Relativamente aos macronutrientes do solo para a cultura, o potássio assimilável está presente em maior concentração no talhão A-NC (Tabela 3, K:  $668 \pm 259$  mg/kg) enquanto que os restantes, com cerca de metade deste valor, não diferem significativamente entre si. A quantidade de potássio presente em ambos os solos é considerada como muito alta, sendo no entanto considerada adequada em termos nutricionais (INIA, 2000). O fósforo assimilável está disponível em menores quantidades nos solos B e C, que os insere na classe de fertilidade média, no caso do talhão B-C e C-RP (51 a 200 mg/kg de solo), e alta para os talhões A-C, A-NC e B-NC (< 200 mg/kg de solo, INIA, 2000). Tanto no potássio como para o fósforo assimilável, não se registaram alterações significativas antes e após a cultura. O azoto

mineral (azoto do nitrato e do amónio) encontra-se presente em concentrações estatisticamente semelhantes ao longo de todos os talhões de solo e também não se alterou significativamente entre o início e o fim da cultura.

Na análise do teor de urânio total do solo registou-se uma diferença significativa entre os solos A e B, amostrados antes e após a cultura. Em relação ao solo A, o teor total no solo B é cerca de 2 a 4 vezes superior, enquanto o teor disponível é entre 8 a 10 vezes superior. No solo C, as concentrações de urânio registam valores semelhantes aos considerados como teor de fundo geoquímico para solos não contaminados (0,3-11,7 mg/kg; Bleise *et al.*, 2003). O valor de fundo para solos aluvionares desenvolvidos na região da Cunha Baixa é de 12 mg/kg (Santos Oliveira *et al.*, 2005), sendo que os solos A e B ultrapassam este valor em pelo menos no dobro da concentração (Tabela 3, U: 30 a 252 mg/kg). Se considerar-se o valor guia (preliminar) de 23 mg U/kg em solos de uso agrícola, estabelecido pelo Canadá (CCME, 2007) para protecção ambiental e da saúde humana, verifica-se que a concentração total do elemento nos solos analisados é elevada comparativamente a este valor, pelo que a sua utilização para fins agrícolas não seria recomendável.

Embora o teor total referido seja relevante, é no teor disponível que reside o maior interesse, por se encontrar numa forma assimilável que permite a sua adsorção e transporte através das raízes da planta. O teor de urânio disponível nos solos é considerado baixo e representa, em média, 2%, 6% e 1% do urânio total dos solos A, B e C, respectivamente. A baixa disponibilidade do urânio total poderá estar relacionado com baixa fracção de argila no solo (< 13%), matéria orgânica (< 25,5 g/kg de solo) e conseqüentemente média/baixa capacidade de troca catiónica. De uma forma geral, a adsorção das espécies livre de uranilo  $UO_2^{2+}$  (forma oxidada mais comum) ocorre na presença de matéria orgânica e minerais argilosos, carregados negativamente, constituindo superfícies propícias para uranilo se ligar, predominantemente em condições ácidas (Laroche *et al.*, 2005).

O teor total de alumínio encontra-se em concentrações compreendidas entre 55,1 g/kg e 92,6 g/kg de solo (Tabela 3). A concentração espectável de alumínio no solo tem uma enorme variabilidade, podendo oscilar entre os 7 e 100 g/kg (ATSDR, 2008b). A presença e transporte de alumínio são controlados por diversos factores ambientais tais como pH, salinidades e a

presença de várias espécies com quem possa formar complexos (aniões como flúor, sulfato e fosfato), condicionada pela geologia do local. Em geral, a solubilidade e mobilidade do alumínio é maior quando o solo tem menor valor de pH e matéria orgânica capaz de formar complexos orgânicos de alumínio (ATSDR, 2008b). Em relação ao alumínio disponível no solo A e B, este encontra-se em concentrações inferiores ao limite de detecção do método de análise. A única exceção corresponde ao solo C, (C-RP: 3,3 mg Al/kg), possivelmente causado pelo pH ácido do solo conjugado com o teor de matéria orgânica (> 45 g/kg) e CTC (17,4 cmolc/kg) superiores em relação aos solos A e B, que potenciam a retenção do alumínio, disponibilizando maior número de cargas negativas disponíveis adsorção e troca iónica (Kabata-Pendias, 2011).

O conteúdo de manganês naturalmente presente no solo possui uma grande variabilidade, habitualmente entre 40 a 900 mg/kg (ATSDR, 2008b). O teor total detectado nos talhões em estudo varia entre 324 e 709 mg/kg de solo (Tabela 3), sendo significativamente diferente entre os talhões A e B, com ambos os talhões do solo B a registarem valores cerca de 2 vezes superiores aos do solo A. Após a colheita da cultura registou-se apenas uma descida significativamente diferente nos talhões do solo A. A maioria do manganês disponível encontra-se sob espécies de troca, associado a matéria orgânica e na forma de diversos óxidos. O manganês disponível nos solos de estudo constitui apenas uma pequena fracção do teor total no solo (de 1 a 4%). A sua concentração é fortemente condicionada pelo pH do solo (aumentando com descida mesmo), teor em M.O., humidade e arejamento do solo (Schulte *et al.* 1999).

Tabela 4 - Parâmetros analisados para os talhões dos solos A, B e C, antes (A) e depois (D) do cultivo do feijão, regados com água contaminada (C), não contaminada (NC) e rede de abastecimento pública (RP), no ensaio de Verão (Agosto-Outubro).

Parâmetros		Talhões de Solo				
		A - NC	A - C	B - NC	B - C	C - RP
<b>pH</b> (H <sub>2</sub> O)	A	5,5 ± 0,1a	4,8 ± 0,0b	5,5 ± 0,2a	5,0 ± 0,1c	5,0 ± 0,1
	D	5,6 ± 0,1a	4,8 ± 0,1b	5,6 ± 0,2a	4,9 ± 0,1b	5,1 ± 0,1
<b>CE</b> (µs/cm)	A	2164 ± 241a*	4224 ± 95b*	2121 ± 218a*	3968 ± 91c*	3568 ± 110
	D	525 ± 79a*	2818 ± 141b*	308 ± 36a*	2189 ± 216c*	1508 ± 3
<b>COT</b> (g/kg)	A	13,7 ± 0,7a	14,8 ± 1,2a	12,0 ± 1,1a	12,0 ± 0,7a	30,7 ± 0,3
	D	14,7 ± 1,0a	14,4 ± 0,5a	10,2 ± 2,1b	9,6 ± 1,4b	23,5 ± 0,2
<b>K</b> <sub>assimilável</sub> (mg/kg)	A	322 ± 53a	183 ± 18b*	303 ± 54a	237 ± 14a*	170 ± 4
	D	247 ± 15a	106 ± 22b*	205 ± 45ac	151 ± 9bc*	91 ± 0
<b>P</b> <sub>assimilável</sub> (mg/kg)	A	111 ± 11a*	93 ± 12abd*	67 ± 18bc*	55 ± 5cd*	57 ± 6
	D	196 ± 5a*	172 ± 5b*	142 ± 13c*	145 ± 5c*	158 ± 0
<b>N</b> <sub>mineral</sub> (mg/kg)	A	54 ± 12ab*	65 ± 4a*	60 ± 5ab*	74 ± 10b*	106 ± 2
	D	13 ± 1a*	24 ± 4b*	11 ± 1a*	17 ± 4a*	75 ± 0
<b>U</b> <sub>total</sub> (mg/kg)	A	31 ± 3a*	53 ± 15ab*	64 ± 18bc*	109 ± 46c*	2 ± 0
	D	101 ± 5a*	104 ± 4a*	271 ± 4b*	259 ± 3c*	8 ± 1
<b>U</b> <sub>disponível</sub> (mg/kg)	A	2,06 ± 0,08a	2,42 ± 0,21a	11,33 ± 1,60b	21,39 ± 0,32b	0,03 ± 0
	D	2,15 ± 0,07a	2,84 ± 0,18a	12,69 ± 1,23b	13,31 ± 10,9b	0,07 ± 0,04
<b>Al</b> <sub>total</sub> (%)	A	5,10 ± 0,26a*	5,90 ± 0,28bc*	5,61 ± 0,70ac*	5,50 ± 0,29ab*	4,34 ± 0,09
	D	8,38 ± 0,22a*	8,24 ± 0,38a*	9,17 ± 0,27b*	8,74 ± 0,42ab*	6,84 ± 0,22
<b>Al</b> <sub>disponível</sub> (mg/kg)	A	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,75 ± 0,25
	D	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	4,25 ± 0,75
<b>Mn</b> <sub>total</sub> (mg/kg)	A	220,8 ± 11,7a*	384,8 ± 58,3b*	469,0 ± 31,2bc*	533,8 ± 109,4c*	485,0 ± 29,0
	D	430,3 ± 9,7a*	458,5 ± 16,8a*	800,0 ± 39,9b*	750,5 ± 7,9b*	398,5 ± 5,5
<b>Mn</b> <sub>disponível</sub> (mg/kg)	A	13,1 ± 1,2a*	18,7 ± 0,2c*	23,7 ± 0,9b*	39,4 ± 7,9d*	12,3 ± 1,6
	D	5,8 ± 0,8a*	11,5 ± 0,6bd*	10,2 ± 0,9ad*	23,0 ± 4,5c*	8,7 ± 1,5

Todos os valores são expressos pela média do talhão seguida do desvio padrão respectivo (n=4 nos solos A e B; n=2 no solo C). O asterisco (\*) identifica os parâmetros significativamente diferentes, antes (A) e depois (D) do cultivo do feijoeiro. Nos solos A e B, os valores significativamente diferentes, pelo teste de Kolmogorov-Smirnov, assinalam-se com letras distintas para a mesma linha.

n.d. – não detectado.

No segundo ensaio de campo, realizado desde o Verão até ao início do Outono, o pH dos solos oscilou entre 4,8 e 5,6 (Tabela 4), registando uma ligeira acidificação, comparativamente aos valores do ensaio prévio. Tal como no ensaio anterior, o valor médio do pH em todos os talhões desta variedade de feijão, permanece inferior, antes e após a cultura, ao valor óptimo de crescimento considerado para a cultura (pH: 6,0-7,5; INIA,2000).

Na CE registaram-se valores elevados relativamente ao ensaio anterior (antes da cultura), possivelmente pela maior evaporação da água durante início do período estival, que terá causado um aumento da concentração de sais no solo à superfície. Após o fim da cultura verificou-se uma diminuição acentuada e significativamente diferente em todos os talhões, como se pode observar na Figura 10. Esta ocorrência deveu-se possivelmente à precipitação registada poucos dias antes da colheita da cultura/solo que exerceu uma acção lixiviadora dos sais presentes no solo.

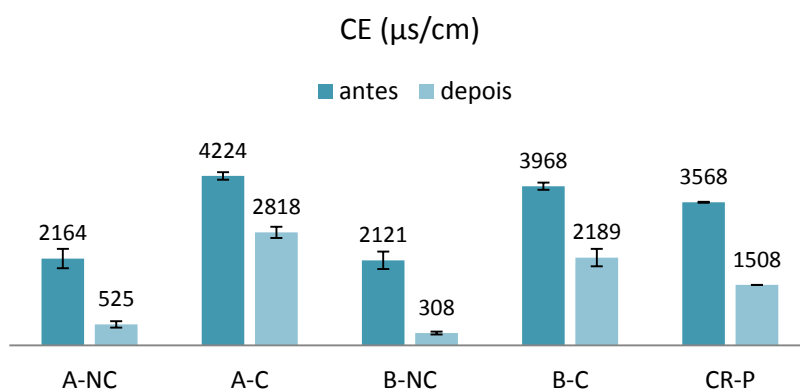


Figura 10 – Condutividade eléctrica medida no ensaio de verão, antes e depois do cultivo nos vários talhões de solo irrigados com água de diferente qualidade.

O COT mantém valores próximos ao ensaio anterior e estatisticamente semelhantes entre os valores obtidos antes e depois do cultivo. A gama de valores médios para os solos A e B encontra-se entre 9,6 e 14,8 g/kg de solo (Tabela 4), classificando-se como tendo um teor médio de matéria orgânica (16 a 30 g/kg; Varennes, 2003). No solo C, o valor de COT diminuiu após o cultivo, equivalente a uma transição de muito alto (MO > 45 g/ kg) para alto (30 - 45 g/kg) relativamente ao teor médio em matéria orgânica.

Os macronutrientes K, P e N não registaram alterações significativas em comparação com o ensaio prévio, sendo que o potássio e fósforo encontram-se em níveis cuja classe de

fertilidade é considerada de “alta a muito alta” (INIA, 2000). É interessante verificar que as concentrações de potássio antes e após a cultura são significativamente diferentes, existindo um aumento do teor disponível, em todos os talhões. Um comportamento inverso observa-se com o azoto mineral, existindo um decréscimo do teor, com valores significativamente diferentes entre o início e o fim do ensaio.

Relativamente ao urânio total, os teores médios iniciais nos solos A e B são semelhantes aos registados no ensaio de Primavera, com a particularidade de que novamente é registado um aumento geral do teor de urânio, com valores significativamente diferentes após o desenvolvimento da cultura. Após a colheita do feijoeiro, a fracção disponível de U permanece relativamente inalterada, com valores estatisticamente semelhantes em relação aos do início do ensaio. A percentagem de urânio disponível relativa ao teor total permanece baixa ao longo de todos os talhões, embora ligeiramente mais elevada que no início do ensaio de Primavera, atingindo os 17,7% no talhão B-NC, um valor em cerca de duas vezes superior relativamente à fracção detectada no ensaio anterior, de 7,6% em relação ao urânio total presente no solo.

O teor de alumínio total regista valores médios semelhantes ao ensaio anterior, com concentrações entre 43,4 e 91,7 g/kg. No início do ensaio, existe uma homogeneidade na distribuição do alumínio em todos os solos (43,4 a 59,0 g/kg), verificando-se uma subida significativa do teor após a cultura em cerca de 3%, em média, para todos os talhões de solo.

O teor total de manganês registou uma subida generalizada após o cultivo, em que os talhões do solo B revelaram as concentrações mais elevadas, significativamente diferentes do solo A. No entanto, o manganês disponível diminuiu em todos os talhões e a fracção de manganês disponível relativo ao teor total permaneceu baixa, tal como no ensaio da Primavera, com um máximo de 7,4% no talhão de solo B-C.



## 6.3 Feijoeiro

### 6.3.1 Análise da Produção

Após o fim do ciclo vegetativo do feijão, as plantas foram colhidas e separadas as suas partes constituintes: folhas/caules, vagem e raiz. Os resultados obtidos para a produção de cada uma das partes apresentam-se na Tabela 5. No solo C apresenta-se entre parêntesis a produção equivalente para efeitos de comparação, caso o solo tivesse sido cultivado com igual número de plantas à das réplicas dos solos A e B (28 feijoeiros).

Tabela 5 - Produção média da vagem, folha e raiz do feijão (kg peso verde), em cada talhão de solo.

		Solo A		Solo B		Solo C
		A-NC	A-C	B-NC	B-C	C-RP
<b>Vagem (kg)</b>	Primavera	1,81 ± 0,80a*	1,67 ± 0,42a*	5,40 ± 0,77b*	5,16 ± 0,66b	0,21(0,74) ± 0,04
	Verão	9,36 ± 0,36b*	5,20 ± 0,36a*	9,67 ± 0,16b*	7,05 ± 0,91a	0,62(2,18) ± 0,05
<b>Folha e Caule (kg)</b>	Primavera	9,95 ± 0,77ab*	8,47 ± 0,60a*	9,88 ± 0,35b*	10,15 ± 0,61ab*	0,81(2,8) ± 0,15
	Verão	6,76 ± 0,32a*	3,40 ± 0,18b*	7,73 ± 0,14c*	5,69 ± 0,45d*	0,44(1,5) ± 0,06
<b>Raiz (g)</b>	Primavera	399 ± 22a*	353 ± 49ab*	333 ± 21b*	328 ± 17b	51(178) ± 9
	Verão	277 ± 14a*	171 ± 38b*	167 ± 15b*	238 ± 60ab	72(252) ± 0

Valores numa linha seguidos da mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste não paramétrico Kolmogorov-Smirnov ( $p \leq 5\%$ );

### 6.3.2 Vagem

Em relação a esta parte do feijoeiro (figura 11), obtiveram-se produções inferiores e significativamente diferentes, em ambos os solos no ensaio realizado na Primavera, comparativamente ao ensaio de Verão. Isto poderá representar uma influência de factores extrínsecos na cultura, como o clima (dia 31 de Maio foi atingida uma temperatura mínima do ar de 8,7 °C durante o desenvolvimento do feijoeiro) ou de factores intrínsecos, derivado das diferenças entre as duas variedades de feijão “patareco” e “francês”.

Relativamente à diferença de produção entre os solos, no ensaio de Primavera, o solo B registou, em média, o triplo da produção (5,28 kg) obtida no solo A (1,74 kg), uma diferença que pode ser indicadora de alguma influência das características do solo. Em termos de correlações, no ensaio de Primavera, verificou-se apenas uma correlação significativa entre a produção de vagem e as concentrações médias de urânio total e disponível em ambos os solos, quer antes ( $r=0,71$  e  $r=0,76$ ) quer depois do cultivo ( $r=0,67$  e  $r=0,72$ ).



Figura 11 – Vagens obtidas após a colheita dos feijoeiros.

O ensaio de Verão denuncia, no entanto, uma influência da qualidade da água de rega, traduzida pela menor produção (significativamente diferente) nos solos regados com água contaminada, com uma redução de 45% no solo A e de 27% no solo B, comparativamente aos talhões regados com água não contaminada. A produção correlacionou-se positivamente antes e depois da cultura com o potássio assimilável, dos talhões do solo A, ( $r_{\text{antes}} = 0,80$  e  $r_{\text{depois}} = 0,75$ ), e em ambos os solos com o pH ( $r_{\text{antes}} = 0,88$  e  $r_{\text{depois}} = 0,81$ ) e condutividade eléctrica ( $r_{\text{antes}} = -0,81$ ;  $r_{\text{depois}} = -0,89$ ) o que, neste caso, reflecte a influência da baixa tolerância do feijão à salinidade do solo, onde os valores de EC atingiram 4224  $\mu\text{s}/\text{cm}$  (Tabela 3, talhão A-C).

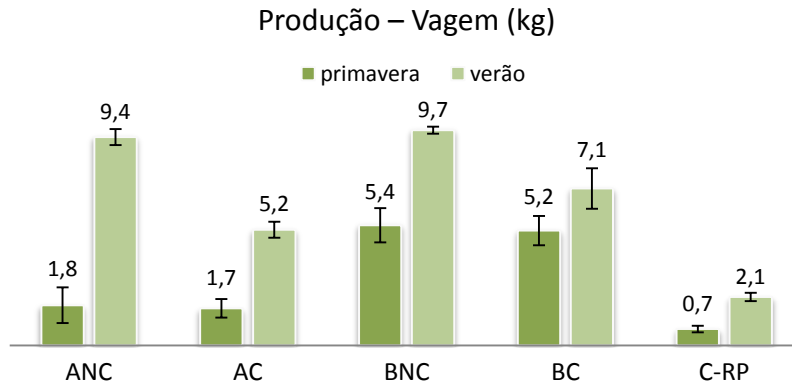


Figura 12 - Produção média da vagem (kg peso verde) para cada talhão de solo nos ensaios de Primavera e Verão.

### 6.3.3 Folha e caule

A produção da folha/caule do feijoeiro apresentou uma tendência diferente da obtida para a vagem. No ensaio de Primavera a produção obtida foi superior em todos os talhões, relativamente ao ensaio de Verão (ao contrário da vagem), como é visível na figura 13. Apenas se registaram diferenças significativas na produção entre os vários talhões no ensaio de Verão (Tabela 5). A influência da água, neste ensaio, foi evidente em ambos os solos, tendo-se obtido uma produção inferior nos talhões regados água contaminada. O solo A registou uma redução de 50%, enquanto que a produção no solo B registou uma diminuição de 26%. Nos dois solos, A e B, obtiveram-se correlações negativas da produção, com a condutividade eléctrica antes e depois da cultura ( $r_{\text{antes}} = -0,85$  e  $r_{\text{depois}} = -0,94$ ) e com o pH ( $r_{\text{antes}} = 0,83$  e  $r_{\text{depois}} = 0,77$ ). No solo A a produção correlacionou-se fortemente com a concentração no solo de fósforo ( $r_{\text{depois}} = 0,85$ ) e potássio assimilável ( $r_{\text{antes}} = 0,80$  e  $r_{\text{depois}} = 0,80$ ).

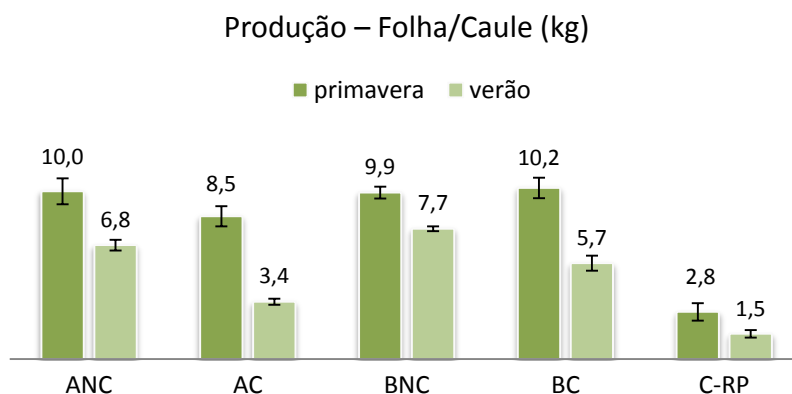


Figura 13 - Produção média da Folha/Caule (kg peso verde) para cada talhão de solo nos ensaios de Primavera e Verão.

### 6.3.4 Raiz

A produção de raízes do feijão apresenta um comportamento semelhante ao da folha/caule, registrando igualmente valores significativamente mais elevados no ensaio de Primavera (figura 14). Comparando a produção dos vários talhões do mesmo solo, não foram registadas diferenças significativas que indiquem algum tipo de influência da qualidade da água de rega.

No ensaio de Verão, a produção do talhão A-NC foi superior e significativamente diferente ao talhão A-C, nas três partes da planta. Isto poderá atribuir-se ao pH do talhão A-C que mantém valores médios mais baixos (solo muito ácido) tanto no início como no fim da cultura (Tabela 4, pH: 4,8), que se encontram mais afastados da gama de pH ideal para o desenvolvimento do feijão (pH: 6,0-7,5; INIA, 2000) do que os restantes talhões (Tabela 4, pH: [4,9 ; 5.6]). Uma justificação alternativa poderá ser atribuída à influência da água de rega utilizada, dado que a água contaminada tem igualmente o pH mais ácido (Tabela 2, pH: 4,3) do que a água não contaminada (Tabela 2, pH: 5,9;). No solo A, para o ensaio de Verão a produção da raiz correlacionou-se positivamente com o pH do solo ( $r_{\text{depois}}=0,79$ ) e negativamente com a condutividade eléctrica ( $r_{\text{antes}}= -0,83$ ;  $r_{\text{depois}}= -0,74$ ) e teor de urânio disponível no solo após cultivo ( $r_{\text{depois}}= -0,81$ ).

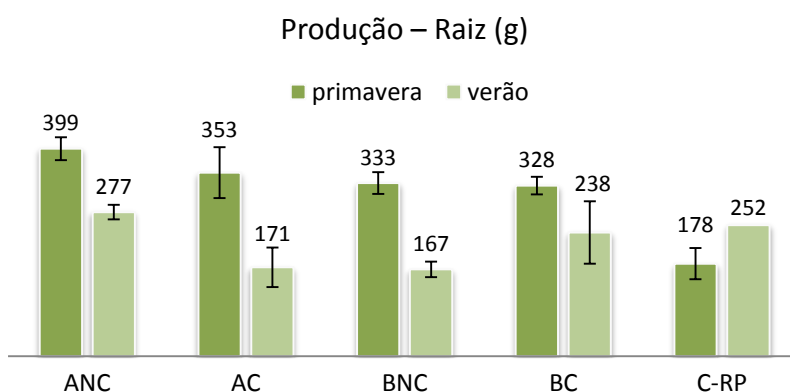


Figura 14 - Produção média da raiz (g peso verde) para cada talhão de solo nos ensaios de Primavera e Verão.

### 6.3.5 Teor de urânio (U)

Na Tabela 6 são apresentados os teores de U detectados nas vagens e nas folhas/caules do feijoeiro durante os ensaios de Primavera e Verão, para os talhões dos solos A, B e C. Para o conjunto da folha/caule apenas foi possível obter os registos das análises relativas ao ensaio de Verão.

Tabela 6 - Teor médio de urânio presente na vagem do feijoeiro ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  peso seco) nos ensaios de Primavera e Verão.

		Solo A		Solo B		Solo C
		A-NC	A-C	B-NC	B-C	C-RP
<b>Vagem</b>	Primavera	106,8 $\pm$ 17,4a	210,9 $\pm$ 81,2ab	283,4 $\pm$ 31,2b	433,2 $\pm$ 167,6b*	60,8 $\pm$ 14,2
	Verão	94,0 $\pm$ 22,8a	140,8 $\pm$ 12,9a	239,1 $\pm$ 55,3b	193,9 $\pm$ 23,2b*	31 $\pm$ 1,0
<b>Folha e caule</b>	Verão	700,4 $\pm$ 69,4a	1460,9 $\pm$ 67,1b	1133,4 $\pm$ 449,5b	1244,3 $\pm$ 150,7b	259,6 $\pm$ 57,6

Valores em linha seguidos pela mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste não-paramétrico Kolmogorov-Smirnov ( $p \leq 5\%$ ).

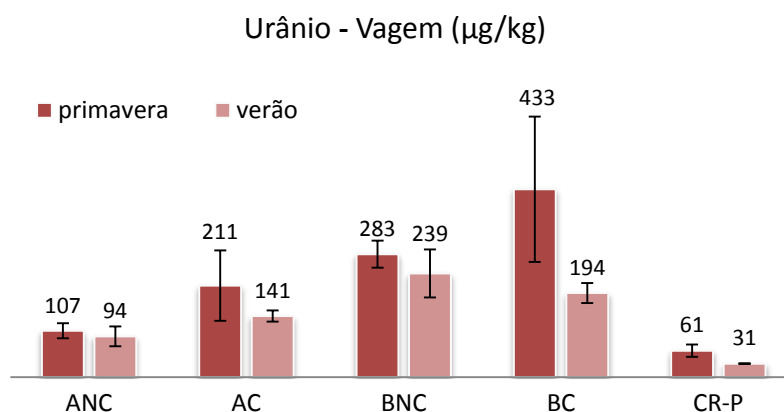


Figura 15 - Concentração de urânio ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  peso seco) na vagem, nos ensaios de Primavera e Verão.

Comparando os talhões regados com água de diferente qualidade, verificou-se que a concentração de U na vagem foi superior nos que foram regados com água contaminada (figura 15), embora com diferenças pouco acentuadas e médias estatisticamente semelhantes. Identicamente, o conjunto das folhas e caule (figura 16) apresenta um comportamento semelhante, mas com teores médios significativamente diferentes nos feijoeiros desenvolvidos no solo A (ensaio de Verão), em que o talhão A-C apresenta um valor médio

em cerca do dobro relativamente ao talhão A-NC. No conjunto total, as diferenças entre concentrações de U detectado nas duas partes do feijoeiro (vagem e folha/caule) entre talhões do mesmo solo apontam para uma influência do teor de U na água de rega, com uma maior evidência no solo A, provavelmente pelo menor teor de urânio presente no solo, evidenciado em maior grau o efeito da água de rega contaminada.

Relativamente à influência do tipo de solo no teor de urânio da planta, verifica-se que a vagem dos feijoeiros desenvolvidos no solo B têm uma concentração 2,1 vezes superior à detectada no solo A no ensaio de Primavera, e 1,8 vezes maior no ensaio de Verão, uma característica que poderá ser atribuída à diferente concentração de U disponível de ambos os solos (em média, no solo B, o teor de  $U_{\text{disponível}}$  é 6,1 vezes superior ao do solo A). No ensaio de Verão a concentração de U na vagem do correlacionou-se com o U disponível no solo antes ( $r=0,87$ ) e após cultivo ( $r=0,89$ ) e negativamente com o teor de fósforo disponível no solo antes ( $r= 0,86$ ) e após cultivo ( $r= -0,86$ ).

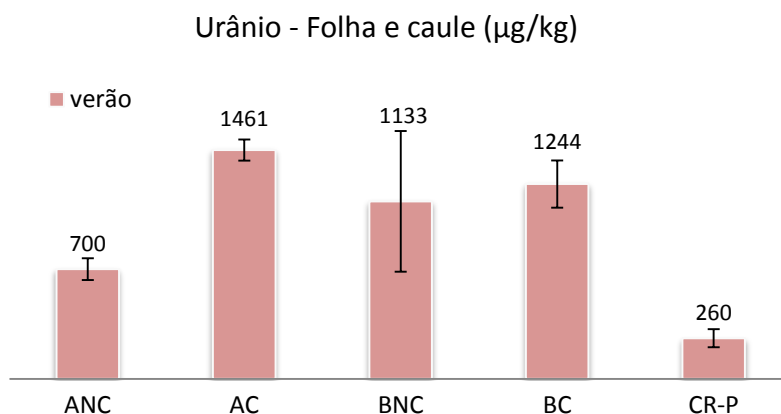


Figura 16 - Concentração de urânio ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  peso seco) na folha/caule no ensaio de verão.

No ensaio de Verão, a concentração de U na folha/caule no solo A correlacionou-se o teor de potássio disponível no solo antes ( $r= -0,89$ ) e depois do cultivo ( $r= -0,90$ ), com o N mineral depois do cultivo ( $r= 0,76$ ) e com o pH do solo antes do cultivo ( $r= -0,79$ ).

Uma comparação entre o teor de urânio detectado no feijão cultivado em Cunha Baixa com os valores encontrados por Anke *et al.* (2007) num estudo que envolveu a análise de 116 alimentos provenientes de supermercados situados na região este da Alemanha e de

diversas plantas hortícolas (incluindo o feijão) e selvagens cultivadas numa área mineira para exploração de urânio (Ronneburg–Seelingstaad), revela que os feijões desenvolvidos em Cunha Baixa contêm, em geral, um teor superior relativamente à quantidade presente nos alimentos do estudo referido, com concentrações que oscilam entre 0,8 e 40 µg U/kg em peso seco no caso dos alimentos do supermercado, e ao feijão cultivado na área mineira de Ronneburg, com o teor médio de 8,1 µg/kg peso seco.

### 6.3.6 Teor de alumínio (Al) e manganês (Mn)

Na Tabela 7 apresentam-se as concentrações de alumínio e manganês na vagem do feijoeiro durante os ensaios de Primavera e Verão, nos talhões dos solos A, B e C.

Tabela 7 - Teores médios de alumínio e manganês na vagem (mg/kg peso seco).

		Solo A		Solo B		Solo C	
		A-NC	A-C	B-NC	B-C	C-RP	
Vagem	Al	Primavera	86,4 ± 13,8a	76,7 ± 31,3a	80,6 ± 6,7a	98,3 ± 47,0a	77,8 ± 25,8
		Verão	54,5 ± 20,5a	57,1 ± 16,6a	68,0 ± 15,7a	50,3 ± 8,1a	63,0 ± 7,6
Vagem	Mn	Primavera	35,7 ± 15,0ac	35,9 ± 5,0a*	31,7 ± 4,1a	64,4 ± 12,2bc	85,6 ± 15,2
		Verão	38,4 ± 3,9a	103,6 ± 9,6b*	35,7 ± 3,8a	77,0 ± 12,1b	144,6 ± 7,1

Valores em linha seguidos pela mesma letra não são significativamente diferentes pelo teste não-paramétrico Kolmogorov-Smirnov ( $p \leq 5\%$ ).

Em ambos os ensaios, as concentrações de Al obtidas para a vagem do feijoeiro são estatisticamente semelhantes para todos os talhões analisados, uma indicação de que o tipo de solo ou de água de rega não terão uma influência preponderante no comportamento deste elemento, apesar do teor elevado na água contaminada do poço P15. A figura 17 apresenta uma comparação gráfica do teor de Al na vagem dos vários talhões de solo, nos dois ensaios de campo.

### Alumínio - Vagem (mg/kg)

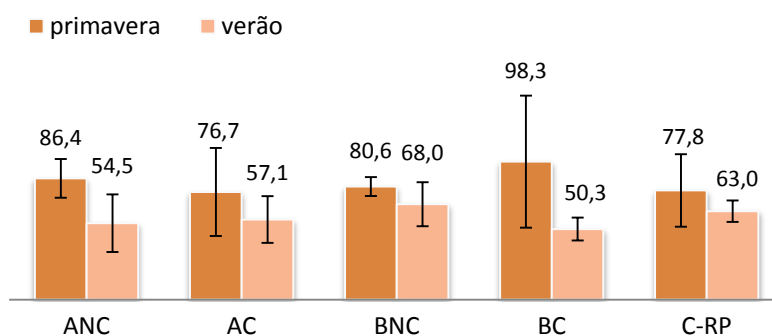


Figura 17 - Concentração de alumínio (mg/kg peso seco) na vagem e na folha/caule obtida nos ensaios de Primavera e Verão.

Em relação à concentração de Mn, verificaram-se, no geral, concentrações mais elevadas nos talhões regados com água contaminada (A-C e B-C) e no solo C, em ambos os ensaios (fig. 18). O valor das concentrações dos talhões A-C e C-RP distinguem-se particularmente dos restantes, no ensaio de Verão, com teores mais elevados em relação ao ensaio anterior (2,9 e 1,8 vezes superiores, respectivamente). No ensaio de Primavera, a concentração de Mn na vagem do feijão desenvolvido no solo B correlacionou-se com o pH do solo antes ( $r = -0,97$ ) e depois da cultura ( $r = -0,92$ ). No ensaio de Verão, a correlação ocorreu em ambos os solos, antes ( $r_A = 0,96$ ;  $r_B = 0,89$ ) e depois do cultivo ( $r_A = -0,89$ ;  $r_B = -0,87$ ). Esta tendência estatística suporta um estudo efectuado que indica maior disponibilidade do Mn quando o pH do solo diminui (Schulte *et al.*, 1999).

### Manganês - Vagem (mg/kg)

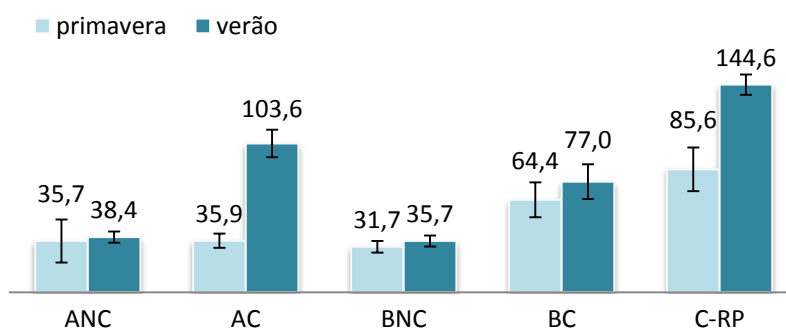


Figura 18 - Concentração de manganês (mg/kg peso seco) na vagem e na folha/caule obtida nos ensaios de Primavera e Verão.



## 6.4 Avaliação do risco por ingestão

O risco de exposição por ingestão para a saúde dos habitantes de Cunha Baixa foi avaliado através do quociente de risco (Cap. 4.4), que relaciona a dose de exposição ( $DE_{ing}$ ) de cada um dos elementos (U, Mn e Al) associada à ingestão do feijão-verde, com a dose de referência (RfD) estabelecida, relativa à exposição por via oral. A determinação da dose de exposição para U, Mn e Al por ingestão baseou-se directamente nos hábitos de consumo local, com uma taxa de ingestão ( $t_{ing}$ ) de 50 g/dia, uma frequência de consumo de 24 dias/ano e duração de exposição de 1 ano no seguimento de um estudo relacionado com o mesmo tema, efectuado por Neves *et al.* (2011). A avaliação de risco incidiu sobre duas faixas etárias da população: crianças (5-11 anos) e adultos (> 20 anos), assumindo-se um peso corporal médio (m) de 32 e 70 kg, respectivamente. Relativamente às concentrações de cada um dos elementos utilizou-se o teor máximo detectado na vagem, correspondente às plantas desenvolvidas nos talhões A-C (Mn: 15,5 mg/kg peso verde) e B-C (U: 71  $\mu$ g/kg e Al: 17,0 mg/kg peso verde).

O manganês é um elemento essencial para diversas funções do corpo humano (intervém na síntese de enzimas, no ciclo da ureia e na formação de osso e cartilagem), no entanto, uma exposição crónica diária a concentrações elevadas, nomeadamente por via inalatória, pode ter consequências ao nível do sistema nervoso central, afectando as funções motoras, nomeadamente a lentidão e dificuldade na coordenação de movimentos (ATSDR, 2008a). Nos estudos relativos à ingestão, apenas se observaram efeitos em animais aos quais foi administrada doses muito elevadas, a qual surtiu efeitos relacionados com mudanças de comportamento e dificuldades de coordenação motora, assim como alterações no sistema reprodutor, diminuição de fertilidade e a inflamação dos rins. Embora a população humana esteja exposta a concentrações significativas de compostos inorgânicos de manganês, há ainda uma carência de estudos que indiquem com clareza quais os efeitos adversos na saúde relativos à sua ingestão. Os estudos efectuados em seres humanos indicam uma dificuldade na determinação do nível de exposição (Zhang *et al.*, 1994) e uma incerteza de que os efeitos observados possam ser atribuídos exclusivamente à presença de manganês (ATSDR, 2008a). A RfD de ingestão crónica do manganês definida pela EPA (1990), determinada com base

em estudos epidemiológicos, é de 0,14 mg/kg·dia, o equivalente a cerca de 10 mg/dia para um peso corporal médio de 70 kg (Schroeder *et al.*, 1966; WHO, 2001; NRC, 1989).

O alumínio é o terceiro elemento em maior abundância na crosta terrestre, encontrando-se amplamente distribuído no ambiente, geralmente associado a outros elementos por causa da grande reactividade da forma livre. A principal via de exposição a este elemento ocorre por inalação, seguido da exposição por ingestão. A maioria da exposição ao alumínio por via oral provém de alimentos (utilização em aditivos, recipientes de conservas ou refrigerantes, e utensílios de cozinha), da água potável (no tratamento de água para abastecimento) e de determinados medicamentos como anti-ácidos, anti-úlcerosos e aspirinas (Lione, 1985). A quantidade média de alumínio ingerida diariamente por um adulto é estimada entre 0,10 e 0,12 mg/kg·dia (Pennington e Schoen, 1995). Na década de 1980, diversos estudos sugeriram a existência de um elo entre o alumínio e a propensão para o aparecimento da doença de Alzheimer, baseado na presença do elemento na água potável. Em 1998, a organização mundial de saúde (WHO, 2012) demonstrou reservas em relação à causalidade directa entre os dois factores, pelos estudos não terem entrado em conta todas as fontes de exposição de alumínio nos indivíduos afectados. Embora não existam ainda provas cabais relativas ao alumínio como sendo a principal causa da doença de Alzheimer, a maioria dos investigadores está em acordo de que o metal é um componente importante no aparecimento de problemas do foro neurológico, relacionados com demência (Meiri *et al.*, 1991). O RfD estimado para o Al é baseado num valor proposto pela ATSDR (2008b), a qual propôs uma dose oral de referência de 1 mg/kg·dia, baseado no MRL (*minimum risk level*) para a exposição oral durante um período de duração intermédia (15 a 364 dias), baseado em efeitos observados com estudos de roedores sujeitos a uma dieta controlada com lactato de alumínio (Golub e Germann, 2001). Dada a natureza cumulativa e contacto persistente com o alumínio na indústria alimentar, o painel científico da EFSA (2009) recomendou a adopção de um valor inferior relativo à exposição oral, traduzido por um limite semanal tolerável de 1mg/kg semana, em vez de 1 mg/kg·dia. A RfD crónica estabelecida para o urânio é de 0,003 mg/kg·dia, baseado em estudos que indicaram uma toxicidade nefrológica acompanhada de uma perda de massa corporal acentuada (IRIS, 2008). Os resultados e pressupostos utilizados na análise de risco apresentam-se na Tabela 8.

Tabela 8 - Dados relativos à avaliação do risco para a saúde dos residentes da Cunha Baixa por ingestão do feijão, relativamente ao U, Al e Mn.

Parâmetros globais de exposição		Criança	Adulto	Unidade
Peso corporal médio	m	32	70	kg
Frequência de exposição	$f_{exp}$	24		dias/ano
Tempo de exposição	$t_{exp}$	365		dias
Taxa de ingestão	$t_{ing}$	0,05		kg/dia
Parâmetros toxicológicos				
RfD	U	0,003		mg/kg-dia
	Al	1		
	Mn	0,14		
Concentrações máximas detectadas na vagem (peso verde)				
C	U	71		$\mu\text{g/kg}$
	Al	17,0		mg/kg
	Mn	15,5		
Dose de exposição por ingestão				
$DE_{ing}$	U	$7,30 \times 10^{-6}$	$3,30 \times 10^{-6}$	mg/kg-dia
	Al	$1,70 \times 10^{-3}$	$8,00 \times 10^{-4}$	
	Mn	$1,60 \times 10^{-3}$	$7,30 \times 10^{-4}$	
Quociente de Risco				
QR	U	$2,40 \times 10^{-3}$	$1,10 \times 10^{-3}$	adimensional
	Al	$1,70 \times 10^{-3}$	$8,00 \times 10^{-4}$	
	Mn	$1,10 \times 10^{-2}$	$5,20 \times 10^{-3}$	
<i>Tolerable Intake Dose</i>				
TDI (OMS)	U (0,6)	1,2	0,6	%

Tendo em conta que esta análise apenas contempla o consumo individual de feijão, excluindo da dieta outros vegetais potencialmente enriquecidos/contaminados, verifica-se que o quociente de risco obtido para cada elemento é inferior à unidade, em ambas faixas etárias. Para o U, Al e Mn a ingestão do feijão tem uma contribuição de 0,0024, 0,0017 e 0,011 para as crianças e de 0,0011, 0,0008 e 0,0052 para os adultos, pelo que a sua ingestão não acarreta, em princípio, riscos para a saúde da população em Cunha Baixa.

A TDI (*Tolerable Dose Intake*) relativa ao urânio, proposta pela organização mundial de saúde é de 0,6  $\mu\text{g/kg-dia}$  (WHO, 1998), um limite também não excedido através do consumo desta hortícola que, assumindo a taxa de ingestão mencionada na tabela 8, corresponde a 0,05 e

0,11  $\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{dia}$ , o que perfaz 0,6 e 1,2% da TDI para a faixa etária dos adultos e das crianças, respectivamente.

Estudos prévios relativos à planta do milho cultivado em solos de Cunha Baixa, sob condições não controladas (Neves, 2002; Neves *et al.*, 2003) revelaram que os teores de urânio na parte aérea da planta (0,6 a 1,2  $\text{mg}/\text{kg}$  peso seco) poderiam ser uma fonte de riscos quer para os animais quer para os solos, quando as plantas são usadas como fonte de alimento ou fertilizante orgânico. Além do milho, já se realizaram estudos com a alface (Marcelino, 2010) e a batata (Figueiredo, 2009). As conclusões indicaram que, apesar da elevada concentração de urânio detectada no solo, na água de irrigação e nos vegetais ter sido alta, a avaliação do risco para a saúde baseada no quociente de risco, indicou que, individualmente, o seu consumo não acarreta efeitos adversos (não carcinogêneos) durante o tempo de vida médio de uma pessoa. Na figura 19 apresentam-se as concentrações máximas (médias), detectadas em análises efectuadas para as três plantas hortícolas em Cunha Baixa, em que a alface regista o teor mais elevado, de 234  $\mu\text{g U}/\text{kg}$  peso verde.

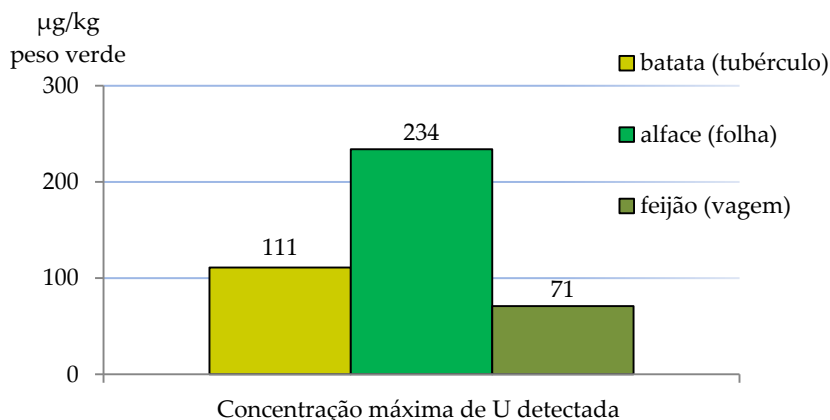


Figura 19 – Máximos registados para as concentrações médias de U n parte comestível (kg peso verde), nos estudos realizados com a batata (com pele), alface e feijão em Cunha Baixa.

Na figura 20 podem comparar-se as diferentes doses de exposição para o urânio, estimadas para a dieta da população residente em Cunha Baixa. A batata, com maior frequência e quantidade de consumo anual, contribui com a dose de exposição mais elevada (consumo combinado de 55 dias/ano com pele e 310 dias/ano sem pele).

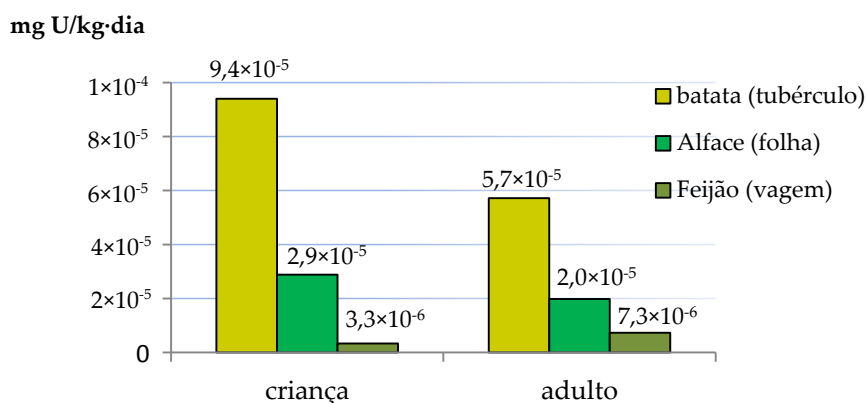


Figura 20 – Dose de exposição de U por ingestão da batata, alface e feijão, para os habitantes de Cunha Baixa.

Ao invés de se considerar o feijão individualmente, como fonte exclusiva de urânio, poderá incluir-se na dieta a alface e a batata (hortícolas cujas concentrações foram avaliadas em estudos anteriores realizados no mesmo local por Figueiredo (2009) e Marcelino (2010), permitindo elaborar uma previsão acerca dos efeitos cumulativos relativos ao risco de ingestão dos três alimentos em conjunto, fornecendo uma perspectiva mais realista. Os resultados da análise do risco apresentam-se na tabela 9, onde se considerou também a avaliação para os outros elementos em análise. O risco total para U, Al e Mn corresponde ao somatório dos quocientes de risco (QR) obtidos para cada planta.

Tabela 9 - Risco conjunto cumulativo relativo à ingestão de feijão (vagem), alface (folha) e batata (tubérculo) para exposição ao U, Al e Mn.

Quociente de Risco			Unidade	
Parâmetro		Criança		Adulto
QR	U	0,0433	0,0268	adimensional
	Al	0,0122	0,0073	
	Mn	0,034	0,019	

Os valores obtidos, largamente inferiores à unidade, confirmam que os riscos de saúde relativos à ingestão dos três alimentos são bastante reduzidos. Convém referir que a estimativa para a dose de exposição é ainda calculada por excesso, dado que a absorção destes elementos no sistema digestivo ser bastante reduzida, tal como referido anteriormente em 2.1.

## 6.5 Outros elementos presentes na vagem do feijoeiro

Na Tabela 10 apresentam-se concentrações de alguns elementos presentes na vagem do feijoeiro cultivado em Cunha Baixa e comparam-se com teores de referência retirados da bibliografia. A presença destes elementos na planta é condicionada por diversos factores como tipo de solo, temperatura, humidade, teor de matéria orgânica, assim como factores intrínsecos da própria espécie. Para além destes, segundo Laroche *et al.* (2005), existe também uma variação temporal da concentração conforme os diferentes estágios de desenvolvimento da planta.

Tabela 10 – Comparação entre valores bibliográficos e valores verificados na vagem dos feijoeiros plantados em Cunha Baixa relativamente à concentração média de alguns elementos químicos.

Ensaio		Primavera			Verão			Unidade
Solo		A	B	C	A	B	C	
	Valor de referência							
Cálcio	400 <sup>(3)</sup>	512	534	878	708	602	690	mg/kg peso verde
Ferro	7 <sup>(3)</sup> / 17-89 <sup>(4)</sup>	14	16	18	11	11	13	
Magnésio	170 <sup>(3)</sup>	306	369	444	495	470	500	
Potássio	2520 <sup>(3)</sup>	240	265	236	156	157	120	
Sódio	20 <sup>(3)</sup>	5	5	7	4	5	6	
Zinco	2 <sup>(3)</sup>	7	7	7	7	8	7	
Manganês	4 a 25 <sup>(3)</sup>	36	48	64	71	56	145	mg/kg peso seco

<sup>(3)</sup>INSDRJ (2006)

<sup>(4)</sup>Kabata-Pendias (2011).

Nos feijões cultivados durante os ensaios em Cunha Baixa, as concentrações médias de cálcio, magnésio, zinco e manganês, encontrada nas vagens, são superiores aos valores de referência propostos na bibliografia. Os teores de cálcio e magnésio poderão ter sido condicionados pela influência da água de irrigação dos poços, devido à sua composição mineral predominante, sulfatada cálcica/magnésiana, bem como através do contributo do teor disponível no solo. Os valores de ferro, em ambos os ensaios, são ligeiramente inferiores (11 a 18 mg/kg, Tabela 10) à gama encontrada em uma das fontes bibliográficas (Kabata-Pendias, 2011), que se situa entre os 17 e os 89 mg/kg, em peso verde (Tabela 10). O sódio e potássio ocorrem igualmente em concentrações inferiores às que constam na bibliografia de referência, destacando-se este último, com um valor correspondente a apenas 10% do valor respectivo, um défice não expectável à partida, dado a disponibilidade no solo adequada

para o feijão. O Potássio é crucial para processos funcionais na planta tais como o transporte de nutrientes através do potencial osmótico e fundamental na manutenção da integridade da estrutura celular da planta, particularmente em relação às folhas (O'Toole *et al.*, 1979), cujas extremidades se tornam amareladas na falta do elemento (efeito que não se verificou nos feijões cultivados em Cunha Baixa).





## 7. Conclusão

As análises da água de rega provenientes de dois poços nas imediações da mina de Cunha Baixa confirmaram a existência de uma fonte contaminada (poço P15), cujos parâmetros de qualidade como a CE ( $1820 \pm 3 \mu\text{S/cm}$ ), Al ( $7750 \pm 250 \mu\text{g/L}$ ), Mn ( $4520 \mu\text{g/L}$ ) e F ( $1200 \pm 10 \mu\text{g/L}$ ) excediam o VMR e o pH ( $4,3 \pm 0,1$ ) encontrava-se abaixo do limite inferior do VMA (pH: 4,5). O teor de U ( $1035 \pm 5 \mu\text{g/L}$ ) ultrapassava o valor de referência estabelecido na legislação da Austrália e Nova Zelândia ( $100 \mu\text{g/L}$ ). Nos restantes locais de recolha (poço P24 e água da rede de abastecimento público), os parâmetros de qualidade enquadraram-se nos requisitos estabelecidos para o uso de água de irrigação.

Nos solos cultivados, verificou-se que a irrigação com água contaminada não influenciou directamente a variação dos teores de elementos potencialmente tóxicos (Al, Mn e U) em Cunha Baixa. Em ambos os ensaios, observou-se um aumento significativamente diferente, da concentração em  $U_{\text{total}}$  nos solos A e B, independente da água de rega utilizada. A influência da água contaminada manifestou-se no ensaio de Primavera, provocando uma subida significativa da CE do solo após o desenvolvimento vegetativo da cultura (Solo A:  $785 \rightarrow 3436 \mu\text{S/cm}$ ; Solo B:  $1279 \rightarrow 3590 \mu\text{S/cm}$ ) e diminuição do pH (Solo A:  $6,15 \rightarrow 5,50$ ; Solo B:  $6,15 \rightarrow 5,50$ ), muito provavelmente pelos seus valores de pH ( $4,3 \pm 0,1$ ) e condutividade eléctrica e ( $1820 \pm 3 \mu\text{S/cm}$ ), sendo a mais ácida e salina das águas recolhidas.

A produção relativa às diferentes partes do feijão (raiz, folha/caule e vagem) revelou maior susceptibilidade ao tipo de água utilizada apenas no ensaio de Verão, com quebras de produção nos talhões irrigados com água contaminada. A produção obtida para a vagem foi superior no ensaio de verão e, em média, maior nos talhões do solo B. Em relação à folha/caule e raiz, obteve-se uma maior produção no ensaio de Primavera sem diferenças estatisticamente significativas entre os solos A e B.

A concentração em U, Al e Mn acumulada nas partes analisadas do feijoeiro teve uma dinâmica diferente, específica para cada elemento. O teor de U na vagem registou uma variabilidade maior no solo B quando irrigado com água contaminada, atingindo uma concentração máxima (BC:  $665 \mu\text{g/kg}$  peso seco) cerca de 2 vezes superior ao valor máximo

registado nos talhões irrigados com água não contaminada (BNC: 305 µg/kg peso seco), não tendo, no entanto conduzido a concentrações médias significativamente diferentes entre talhões do mesmo solo. O teor de U disponível no solo parece ter tido uma influência mais preponderante na presença do elemento na vagem do feijoeiro, já que no solo de controlo (solo C) se registou teor médio na vagem (45 µg U/kg) cerca de 79% inferior em relação ao teor médio das vagens (213 µg U /kg) desenvolvidas nos dois solos de Cunha Baixa. O valor máximo detectado relativamente à concentração de U na vagem do feijoeiro foi de 71 µg/kg peso verde (talhão de solo BC), com uma concentração inferior aos máximos registados em estudos anteriores com outras hortícolas cultivadas nas mesmas condições, com valores de 234 e 110 µg/kg peso verde, na alface e no tubérculo da batata com pele, respectivamente (Neves, 2008; Figueiredo *et al.*, 2011). As concentrações de Mn na vagem indicam uma influência da água de rega, sobretudo durante o Verão, com teores significativamente diferentes entre talhões, em que os irrigados com água contaminada registaram valores mais elevados (A-C: 103,6 ± 9,6 e B-C: 77,0 ± 12,1 mg/kg) comparativamente aos restantes (A-NC: 38,4 ± 3,9 e B-NC: 35,7 ± 3,8 mg/kg).

Os resultados da análise do risco de exposição oral crónica indicaram que não existem motivos de preocupação relativamente a efeitos não cancerígenos para a saúde (o quociente de risco obtido foi muito inferior à unidade) uma vez que os níveis de exposição ao U, Al e Mn demonstraram ser baixos, com uma contribuição de 0,0024, 0,0017 e 0,011 respectivamente, relativo à dose de referência de ingestão crónica por via oral, correspondente à faixa etária das crianças, mais sensível pelo menor corporal. Embora o risco radiológico para a saúde não ter sido abrangido neste estudo, o mesmo poderá relevar-se importante no consumo de hortícolas, particularmente no que se refere à translocação de rádio-226, baseado em resultados de um estudo realizado por Carvalho *et al.*, 2009b), no qual destaca a presença deste isótopo radioactivo em solos e na água de Cunha Baixa e a sua especial propensão para acumulação em produtos agrícolas, possibilitando a mobilização para o ser humano ao longo da cadeia trófica.

## 8. Bibliografia

Actlabs - Activation Laboratories Ltd., 2011, <http://www.actlabsint.com>

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2008a, "Draft Toxicological profile for manganese" Public Health Service, US Department of Health and Human Services. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=102&tid=23>

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2008b, "Toxicological profile for aluminum" Public Health Service, U. S. Department of Health and Human Services. Disponível em: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=191&tid=34>

ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2011, "Toxicological profile for uranium" Public Health Service, U. S. Department of Health and Human Services. Disponível em: de <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=440&tid=77>

Ambient Water Quality Guidelines for Manganese, 2001, National Library of Canada. Disponível em: <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/manganese/manganese.html>

Ambika SR, Sumalatha S, 2005, "Fluoride induced Cell Structural Deformity in *Phaseolus Vulgaris* L." Department of Botany, Bangalore University, Karnataka, India.

Antunes SC, Pereira R, Gonçalves F, 2007, "Acute and chronic toxicity of effluent water from an abandoned uranium mine" Arch. Environ. Contam. Toxicology ;53:207–13.

Ayers RS, Westcot DW, 1985, "Water quality for agriculture", Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO Irrigation and drainage paper, 29 Rev. 1, Rome. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/003/T0234E/T0234E00.htm>

Anon, 1973, "Water Quality Criteria", Committee on Water Quality Criteria, Environmental Studies Board, Environmental Protection Agency, Wash. D.C. EPA-R3-73-033. Disponível em: <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/BCguidelines/fluoride/fluorideto0-07.html>

ANZECC, Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, 2000, "Water quality for irrigation and general water use" Vol. 1. Water Quality Guidelines. Disponível em: <http://www.mfe.govt.nz/publications/water/anzecc-water-quality-guide-02/anzecc-water-quality-guide-02-pdfs.html>

Bernardo S, 1996, "Manual de irrigação" 6ª. ed. Viçosa: 596.

Bleise A, Danesi PR, Burkart W, 2003, "Properties, use and health effects of depleted uranium (DU): a general overview" J. Environ. Radioact. 2003; 64:93-112.

Bubenzer GD, Weis GG, 1974, "Effect of wind erosion on production of snap beans and peas" J. Am. Soc. Hort. Sci. 99(6); 527-529.

Carvalho MR, Cruz JV, Almeida CE, Silva MO, 1990, "Hidrogeoquímica das águas dos granitos hercínicos das Beiras" Geolis, Revista da Secção de Geologia Ec. e Aplicada, 4 (1,2): 229-248. Disponível em: [http://e-geo.ineti.pt/edicoes\\_online/obras/costa\\_almeida/tp027.pdf](http://e-geo.ineti.pt/edicoes_online/obras/costa_almeida/tp027.pdf)

Carvalho FP, Oliveira JM, Neves O, Abreu MM, Vicente EM, 2009b, "Soil to plant (*Solanum tuberosum* L.) radionuclide transfer in the vicinity of an old uranium mine", *Geochem Explor Environ Anal.* ;9(3):275–8.

Carta de Solos, 1978, "Unidades Pedológicas segundo o esquema da FAO para a Carta dos Solos da Europa (escala 1:1000000)" Portugal: Atlas de Ambiente, Comissão Nacional do Ambiente.

CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment, 2007, "Canadian soil quality guidelines for uranium: environmental and human health. Scientific supporting document" Winnipeg. Disponível em: [http://www.ccme.ca/assets/pdf/uranium\\_ssd\\_soil\\_1.2.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/uranium_ssd_soil_1.2.pdf)

Cordeiro Santos, J, Freire P, Fiúza AM, 1983, "Tratamento de minérios pobres da mina da Cunha Baixa" *Bol. Minas Inst. Geol. Min.* 139-145.

Decreto-Lei 236/98 de 1 de Agosto, Diário da República - I Série A, n.º 176 de 1-8-1998. Ministério do Ambiente. 3714-3715. Disponível em: <http://dre.pt/sug/1s/diplomas.asp>

Drever JJ, 1997, "The geochemistry of natural waters. Surface and groundwater environments", Prentice Hall (ed.), New Jersey, 3ª ed., 1-13.

Doorenbos J, Kassam AH, 1994, "Efeito da água no rendimento das culturas", Campina Grande: UFPB, 218 p.

Duke JA, 1983, "Handbook of Energy Crops" (Epub in NewCROPS web site), Disponível em: [http://www.hort.purdue.edu/newcrop/duke\\_energy/dukeindex.html](http://www.hort.purdue.edu/newcrop/duke_energy/dukeindex.html)

EDM, 2012, "Projectos e Obras em curso". Disponível em: <http://www.edm.pt/html/projcurso.htm>

Egner H, Riehm H, Domingo WR, 1960, "Untersuchungen über die chemische bodenanalysen als grundlage für die beurteilung der nährstoffzustandes der boden". II Chemische extra-cktions methoden zur phosphor und kaliumbestimmung. *K Lantbr Hogsk Annlr*, vol. 26; p. 199–215.

EFSA, 2009, "Safety of aluminium from dietary intake - Scientific Opinion of the Panel on Food Additives, Flavourings, Processing ", (Question Nos EFSA-Q-2006-168 and EFSA-Q-2008-254), Aids and Food Contact Materials.

EPA, 1987, "The Risk Assessment Guidelines of 1986. Office of Health and Environmental Assessment", Washington, DC. EPA/600/8-87/045.

Ferreira MJ, 2007, "Toxicidade de solos uraníferos em cogumelos e plantas comestíveis." Dissertação de mestrado: Universidade de Aveiro, Departamento de Biologia.

Figueiredo VR, 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.

Freitas FC, 1984, "Acidez e alcalinidade dos solos", Portugal – Atlas do Ambiente. Notícia explicativa III.2 Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, 22.

Frondele C, 1958, "Systematic mineralogy of uranium and thorium", US Geological Survey Bulletin 1064.

Gardé A, Gardé, N, 1988, *Culturas hortícolas*, 6ªed Porto: Clássica Editora.

Golub MS, Germann SL, 2001, "Long-term consequences of developmental exposure to aluminum in a suboptimal diet for growth and behavior in Swiss Webster mice.

Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0892036201001441>

Graham PH, Vance CP, 2000, "Nitrogen fixation in perspective: an overview of research and extension needs", *Field Crops Research*, 65, n.2-3, 93-106, 2000.

Golden BE, Golden MHN, 1981, "Effect of zinc supplementation on the dietary intake, rate of weight gain, and energy cost of tissue disposition in children recovering from severe malnutrition", *Am J Clin Nutr.*;34(5):900-8.

Guimas A, 1998, "Notes on the Cunha Baixa and Quinta do Bispo Mines", ENU, Lisbon 4 p.

Hong E, Ketterings Q, McBride M, 2010, "Nutrient Management Spear Program", Cornell University. College of Agriculture and Life Sciences.

Hopkins BS, 1923, "Chemistry of the Rarer Elements", D.C. Heath and Company, Boston/New York/Chicago/London.

Disponível em: <http://www.sciencemadness.org/library/books/chemistryoftherarerelements.pdf>

IAEA, 2012, International Atomic Energy Agency

Disponível em: <http://www.iaea.org>

INIA, 2000, "Manual de fertilização das culturas", Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva.

INSDRJ, 2006, "Tabela da Composição de Alimentos", Centro de Segurança Alimentar e Nutrição, Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge, p. 70.

IRIS, 2008, "Uranium, soluble salts". Disponível em: <http://www.epa.gov/iris/subst/0421.htm>

Instituto de Meteorologia, 2006, Informação climática entre Maio e Outubro de 2006, Disponível em: <http://www.meteo.pt/>

Kabata-Pendias A, 2011, "Trace elements in soils and plants" Fourth edition. New York: CRC Press.

Keeney DR, Nelson DW, 1982, Nitrogen-inorganic forms. In: PageAL, Miller RH, KeeneyDR, editors. *Methods of soil analysis*. 2nd ed. Madison, WI: Soil Science Society of America; 643–98

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

Lione A, 1985, "Aluminum toxicology and the aluminum-containing medications" *Pharmacol Ther* 29(2):255-285.

Machado MJ, 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.

Matos Dias JM, Costa, CVB, 1972, "A região uranífera da Cunha Baixa-Quinta do Bispo." *Memórias e Notícias, Publicações do Museu e Laboratório Mineralógico e Geológico da Universidade de Coimbra*, 73: 26-47.

Marcelino MC, 2010, "Comportamento de duas variedades de alface (*Lactuca sativa* L.) quando expostas a ambiente naturalmente contaminado." Dissertação de Mestrado: Instituto Superior Técnico.

Meiri H, Banin E, Roll M, 1991, "Aluminum ingestion - is it related to dementia?" *Department of Physiology, Hebrew University-Hadassah Medical School, Jerusalem, Israel.* , 191-205.

Mischan MM, Boaro CSF, Rodrigues JD, Pedras JF, Rodrigues SD, Delachiave ME, 1996, "Níveis de magnésio em solução nutritiva e o desenvolvimento do feijoeiro", *Avaliação de parâmetros biométricos Sci. agric. vol. 53 n. 2-3 Piracicaba May/Dec.*

Munns R, 2002, "Comparative physiology of salt and water stress." *Plant, Cell and Environment*, 25, nº2, 239-250.

Neves MO, 2002, "Minas desactivadas e impactos geoquímicos ambientais: O caso da mina de urânio da Cunha Baixa". Tese de Doutoramento, Depart. Eng.<sup>a</sup> Minas e Georrecursos, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.

Neves MO, Matias MJ, 2004, "Focos de poluição na área mineira da Cunha Baixa (Viseu, Portugal)", *Caderno Lab. Xeolóxico de Laxe, Revista de Xeoloxía Galega e do Hercínico Peninsular, Coruña*, 29: 187-202.

Neves, MO, Abreu MM, 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*, 18: 1130-1136.

Neves MO, Matias MJ, 2008, "Assessment of groundwater quality and contamination problems ascribed to and abandoned uranium mine (Cunha Baixa region, Centro Portugal)". *Environ. Geol.*, 53: 1799-1810.

Neves, MO, Abreu MM, Matias MJ, 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 MO, Abreu MM, Vicente EM, 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* , 5 - nº 3.

Neves MO, Abreu MM, Vicente EM, 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 Pollution*, 195: 73-84.

Neves MO, Abreu MM, Basto MJ, Matias, MJ, 1980, "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 MO, Matias MJ, 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*.

Neves MO, Abreu MM, Figueiredo V, 2011, "Uranium in vegetable foodstuffs: should residents near the Cunha Baixa uranium mine site (Central Northern Portugal) be concerned?" *Environmental Geochemistry and Health*; 34(2):181-9. Epub

NRC - National Research Council, 1989, "Recommended Dietary Allowances", 10th ed. Food and Nutrition Board, , National Academy Press, Washington, DC: 230-235.

O'Toole JC, Treharne K, Turnipseed M, Crookston K, Ozbun J, 1979, "Effect of potassium nutrition on leaf anatomy and net photosynthesis of *Phaseolus Vulgaris* L." Department of Horticultural Science and Landscape Architecture, University of Minnesota, St Paul, USA.

Pedrosa MY, Martins HM, 1999, "Hidrologia da Mina da Cunha Baixa - Estudo Preliminar. Estudo de Impacto Ambiental em Minas Abandonadas." Instituto Geológico e Mineiro, Lisboa, Portugal.

Pennington JAT, Schoen SA, 1995, "Estimates of dietary exposure to aluminum" *Food Additive Contaminants* 12(1):119-128.

Póvoas I, Barral MF, 1992, "Métodos de análise de Solos", *Comunicações - Instituto de Investigação Científica Tropical. Série Ciências Agrárias*, 10: 41-61.

Ripado MB, 1992, "O Feijão: Variedades, Cultura, Produção". *Publicações Europa-América*.

Santana MJ, Carvalho JA, Silva EL, Miguel DS, 2010, "Ciências agrotécnicas", *Lavras*. 27, n.2, 443-450, Março/Abril,

Santos Oliveira JM & Ávila PF, 1998, "Estudo geoquímico na área da mina da Cunha Baixa" (Mangualde, no Centro de Portugal) ". Instituto Geológico e Mineiro, Lisboa, Portugal.

Santos Oliveira JM, Ávila PF, 2001, "Geoquímica na área envolvente da Mina da Cunha Baixa. Estudos, Notas e Trabalhos", Instituto Geológico e Mineiro, 43: 25-47.

Santos Oliveira JM, Canto Machado MJ, Neves O, Matias MJ, 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.

Santos Oliveira JM, Canto Machado MJ, Pedrosa MY, Ávila P, Machado Leite MR, 2005, "Geochemical evaluation for the site characterization of Cunha Baixa uranium mine in Central Portugal". Environmental Contamination from Uranium Production Facilities and their Remediation, IAEA Proceedings of an International Workshop, Lisbon, 11-13 February 2004, Paper 21, 233-243. [http://www.pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1228\\_web.pdf](http://www.pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1228_web.pdf)

Schollenberger CJ, Simon RH, 1945, "Determination of exchange capacity and exchangeable bases in soil-ammonium acetate method", *Soil Science*, 59: 13-24.

Schulte EE, Kelling KA, 1999, "Soil and Applied Manganese", *Understanding plant nutrients series*, University of Wisconsin.

Takmaz-Nisancioglu S, Davison AW, 1988, "Effects of aluminium uptake by plants", *New Phytologist* Vol. 109, No. 2 (Jun., 1988), 149-155.

UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 2000, Disponível em: <http://www.unscear.org>

Varennes A, 2003, "Produtividade dos Solos e Ambiente" Lisboa: Escolar Editora.

Walkley A, Black IA, 1934, "An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method", *Soil Science* 37:29-38.

WISE, 2009, Uranium Radiation Properties. WISE Uranium Project. Disponível em: <http://www.wise-uranium.org/rup.html>

WHO, 2001, "Depleted uranium: sources, exposure and health effects". Department of Protection of the Human Environment. WHO/SDE/PHE/01.1. Disponível em: [http://www.who.int/ionizing\\_radiation/pub\\_meet/en/DU\\_Eng.pdf](http://www.who.int/ionizing_radiation/pub_meet/en/DU_Eng.pdf)

WHO, 2012, "Aluminium in Drinking-water", Background document for development of WHO Guidelines for Drinking water Quality. Disponível em: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/en/aluminium.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/aluminium.pdf)

WHO, 1998, World Health Organization, "Guidelines for Drinking-water Quality", Second edition, Addendum to Volume 2: Health Criteria and Other Supporting Information, WHO/EOS/98.1, Geneva, 283.

Zhang G, He P, Liu D, 1994, "Effects of high-level manganese sewage irrigation on children's neurobehavior." Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/7842882>



## 9. Anexos

Coef. Correlação Spearman (p<0,05; N=8) Solo A Primavera	Utot Santes ppm	Utot Sdepois ppm	Udis Santes ppm	Udis Sdepois ppm	pH antes	pH depois	EC antes µS/cm	EC depois µS/cm	Corg antes g/kg	Corg depois g/kg	K antes ppm	K depois ppm	P antes ppm	P depois ppm	N min. antes ppm	N min depois ppm	Al tot antes %	Al tot depois %	Mn tot antes ppm	Mn tot depois ppm	Mn disp antes ppm	Mn disp depois ppm	Prod vagem kg	Prod Folha/ Caule kg	Prod raiz g	U vagem ppm	Mn vagem ppm	Al vagem ppm	
Utot Santes ppm	1,00																												
Utot Sdepois ppm	0,52	1,00																											
Udis Santes ppm	0,33	0,43	1,00																										
Udis Sdepois ppm	-0,38	0,26	0,57	1,00																									
pH antes	0,68	0,25	-0,20	-0,78	1,00																								
pH depois	0,93	0,45	0,24	-0,57	0,83	1,00																							
EC antes µS/cm	0,69	0,40	-0,07	-0,71	0,95	0,88	1,00																						
EC depois µS/cm	-0,81	-0,43	-0,62	0,05	-0,35	-0,74	-0,40	1,00																					
Corg antes g/kg	-0,83	-0,79	-0,57	0,02	-0,36	-0,76	-0,52	0,74	1,00																				
Corg depois g/kg	-0,88	-0,45	-0,24	0,29	-0,56	-0,71	-0,50	0,60	0,71	1,00																			
K antes ppm	0,83	0,66	0,28	-0,43	0,82	0,93	0,92	-0,63	-0,78	-0,62	1,00																		
K depois ppm	0,86	0,62	0,24	-0,48	0,85	0,95	0,93	-0,67	-0,76	-0,67	0,99	1,00																	
P antes ppm	0,62	0,29	-0,33	-0,81	0,95	0,76	0,93	-0,24	-0,38	-0,57	0,78	0,81	1,00																
P depois ppm	0,31	0,14	-0,55	-0,81	0,72	0,50	0,76	0,12	-0,21	-0,31	0,54	0,55	0,88																
N min. antes ppm	0,69	0,40	-0,07	-0,71	0,95	0,88	1,00	-0,40	-0,52	-0,50	0,92	0,93	0,93	0,76	1,00														
N min depois ppm	0,05	0,40	-0,10	-0,14	0,41	0,17	0,45	0,38	-0,14	-0,12	0,40	0,33	0,43	0,50	0,45	1,00													
Al tot antes %	0,10	0,19	-0,50	-0,55	0,57	0,29	0,60	0,38	-0,02	0,00	0,40	0,36	0,60	0,71	0,60	0,79	1,00												
Al tot Depois %	0,29	0,76	0,14	-0,05	0,38	0,40	0,57	0,00	-0,55	-0,17	0,65	0,57	0,43	0,48	0,57	0,81	0,69	1,00											
Mn tot antes ppm	0,62	0,05	-0,19	-0,76	0,78	0,74	0,74	-0,24	-0,31	-0,40	0,61	0,62	0,67	0,55	0,74	0,33	0,67	0,33	1,00										
Mn tot depois ppm	-0,24	-0,50	-0,88	-0,60	0,26	-0,14	0,10	0,57	0,57	0,24	-0,24	-0,21	0,26	0,40	0,10	0,17	0,62	-0,12	0,48	1,00									
Mn disp Antes ppm	0,64	0,88	0,21	-0,10	0,59	0,62	0,67	-0,36	-0,74	-0,67	0,80	0,79	0,64	0,48	0,67	0,60	0,38	0,76	0,26	-0,31	1,00								
Mn disp depois ppm	-0,79	-0,19	-0,26	0,60	-0,63	-0,90	-0,74	0,74	0,67	0,52	-0,77	-0,79	-0,60	-0,43	-0,74	0,10	-0,10	-0,19	-0,64	0,19	-0,31	1,00							
Producao Vagem kg	0,12	-0,26	-0,17	-0,50	0,37	0,21	0,33	0,07	0,00	-0,36	0,18	0,21	0,50	0,55	0,33	0,19	0,02	-0,10	0,07	-0,02	0,14	-0,29	1,00						
Producao Folha/Caule kg	0,88	0,43	0,48	-0,17	0,32	0,74	0,38	-0,83	-0,86	-0,83	0,59	0,62	0,33	0,12	0,38	-0,24	-0,26	0,07	0,31	-0,48	0,45	-0,74	0,17	1,00					
Producao raiz g	0,48	-0,10	-0,17	-0,86	0,85	0,74	0,86	-0,29	-0,19	-0,26	0,67	0,69	0,79	0,67	0,86	0,24	0,48	0,21	0,76	0,26	0,21	-0,76	0,48	0,21	1,00				
Uvagem ppm	-0,57	-0,24	-0,79	-0,21	-0,07	-0,43	-0,07	0,57	0,55	0,52	-0,32	-0,31	0,12	0,38	-0,07	-0,02	0,24	-0,07	-0,29	0,48	-0,19	0,38	0,07	-0,60	-0,05	1,00			
Mnvagem ppm	-0,24	0,24	-0,57	0,05	-0,20	-0,31	-0,17	0,43	0,07	0,17	-0,23	-0,24	0,00	0,26	-0,17	0,10	0,33	0,24	-0,14	0,38	0,12	0,40	-0,36	-0,21	-0,43	0,62	1,00		
Alvagem ppm	0,12	0,10	0,02	-0,40	0,32	0,43	0,55	-0,26	-0,24	0,24	0,48	0,45	0,36	0,43	0,55	0,00	0,24	0,33	0,26	-0,10	0,07	-0,62	0,10	0,07	0,62	0,24	-0,12	1,00	

Tabela 11 – Matriz dos coeficientes de correlação de Spearman obtidos para os talhões do solo A no ensaio de Primavera.

Coef. Correlação Spearman (p<0,05; N=8) Solo A Verão	Utot Santes ppm	Utot Sdepois ppm	Udis Santes ppm	Udis Sdepoi s ppm	pH antes	pH depois	EC antes µS/cm	EC depois µS/cm	Corg antes g/kg	Corg depois g/kg	K antes ppm	K depois ppm	P antes ppm	P depois ppm	N min. antes ppm	N min depois ppm	Al tot antes %	Al tot depois %	Mn tot antes ppm	Mn tot depois ppm	Mn disp antes ppm	Mn disp depois ppm	Prod vagem kg	Prod Folha/ Caula kg	Prod raiz g	U vagem ppm	U folha/ caule ppm	Mn vagem ppm	Al vagem ppm	
Utot Santes ppm	1,00																													
Utot Sdepois ppm	0,26	1,00																												
Udis Santes ppm	0,69	0,75	1,00																											
Udis Sdepois ppm	0,55	0,28	0,74	1,00																										
pH antes(H2O)	-0,69	-0,36	-0,60	-0,71	1,00																									
pH depois(H2O)	-0,76	-0,20	-0,71	-0,88	0,81	1,00																								
EC antes µS/cm	0,79	0,40	0,81	0,81	-0,76	-0,81	1,00																							
EC depois µS/cm	0,68	0,57	0,90	0,85	-0,78	-0,91	0,83	1,00																						
Corg antes g/kg	0,02	0,10	0,06	0,47	-0,71	-0,37	0,26	0,33	1,00																					
Corg depois g/kg	-0,67	-0,49	-0,48	0,05	0,21	0,10	-0,43	-0,22	0,34	1,00																				
K antes ppm	-0,55	-0,39	-0,60	-0,78	0,95	0,75	-0,81	-0,76	-0,77	0,13	1,00																			
K depois ppm	-0,48	-0,31	-0,55	-0,83	0,93	0,78	-0,74	-0,76	-0,83	-0,04	0,98	1,00																		
P antes ppm	-0,48	0,11	-0,26	-0,40	0,50	0,40	-0,64	-0,28	-0,19	0,17	0,53	0,47	1,00																	
P depois ppm	-0,56	-0,51	-0,73	-0,77	0,85	0,79	-0,87	-0,88	-0,54	0,19	0,90	0,87	0,46	1,00																
N min. antes ppm	0,55	0,08	0,36	0,21	-0,38	-0,52	0,19	0,44	-0,10	-0,12	-0,13	-0,16	-0,24	-0,16	1,00															
N min depois ppm	0,69	0,31	0,57	0,67	-0,95	-0,79	0,67	0,73	0,62	-0,17	-0,86	-0,85	-0,55	-0,72	0,60	1,00														
Al tot antes %	0,57	0,12	0,64	0,86	-0,62	-0,79	0,71	0,69	0,28	0,05	-0,63	-0,66	-0,67	-0,56	0,50	0,71	1,00													
Al tot Depois %	0,51	0,69	0,81	0,40	-0,22	-0,32	0,46	0,52	-0,28	-0,54	-0,19	-0,12	-0,17	-0,24	0,42	0,32	0,51	1,00												
Mn tot antes ppm	0,62	0,18	0,67	0,83	-0,64	-0,71	0,88	0,66	0,28	-0,17	-0,72	-0,69	-0,81	-0,68	0,21	0,64	0,90	0,47	1,00											
Mn tot depois ppm	0,85	0,39	0,71	0,68	-0,77	-0,67	0,80	0,64	0,33	-0,57	-0,74	-0,67	-0,50	-0,59	0,26	0,74	0,65	0,57	0,74	1,00										
Mn disp Antes ppm	0,81	0,50	0,83	0,79	-0,83	-0,81	0,79	0,83	0,36	-0,38	-0,77	-0,74	-0,48	-0,68	0,55	0,88	0,81	0,68	0,76	0,90	1,00									
Mn disp depois ppm	0,76	0,20	0,71	0,88	-0,81	-1,00	0,81	0,91	0,37	-0,10	-0,75	-0,78	-0,40	-0,79	0,52	0,79	0,79	0,32	0,71	0,67	0,81	1,00								
Producao Vagem kg	-0,57	-0,32	-0,55	-0,55	0,83	0,69	-0,74	-0,71	-0,46	0,17	0,80	0,75	0,71	0,84	-0,48	-0,83	-0,62	-0,22	-0,67	-0,50	-0,67	-0,69	1,00							
Producao Folha/Caula kg	-0,52	-0,31	-0,55	-0,62	0,86	0,79	-0,67	-0,79	-0,54	0,00	0,80	0,80	0,52	0,85	-0,55	-0,86	-0,62	-0,16	-0,57	-0,43	-0,67	-0,79	0,95	1,00						
Producao raiz g	-0,50	-0,12	-0,62	-0,81	0,60	0,79	-0,83	-0,74	-0,24	-0,05	0,66	0,67	0,71	0,78	-0,29	-0,57	-0,83	-0,28	-0,88	-0,46	-0,60	-0,79	0,76	0,74	1,00					
Uvagem ppm	0,33	-0,08	0,45	0,86	-0,50	-0,74	0,71	0,62	0,35	0,29	-0,61	-0,67	-0,60	-0,66	0,10	0,45	0,81	0,10	0,83	0,38	0,48	0,74	-0,55	-0,57	-0,93	1,00				
U folha/caule ppm	0,33	0,49	0,64	0,81	-0,79	-0,62	0,69	0,71	0,71	0,05	-0,89	-0,90	-0,50	-0,78	0,12	0,76	0,74	0,38	0,76	0,63	0,76	0,62	-0,69	-0,69	-0,67	0,64	1,00			
Mnvagem ppm	0,74	0,29	0,69	0,86	-0,90	-0,95	0,86	0,90	0,54	-0,17	-0,88	-0,89	-0,40	-0,90	0,33	0,81	0,67	0,22	0,69	0,72	0,79	0,95	-0,74	-0,81	-0,74	0,69	0,69	1,00		
Alvagem ppm	-0,62	-0,28	-0,19	0,19	0,33	0,12	-0,14	-0,12	0,07	0,79	0,12	0,01	-0,05	0,06	-0,36	-0,33	0,19	-0,23	0,14	-0,47	-0,33	-0,12	0,14	0,10	-0,31	0,50	0,17	-0,19	1,00	

Tabela 12 – Matriz dos coeficientes de correlação de Spearman obtidos para os talhões do solo A no ensaio de Verão.

Coef. Correlação Spearman (p<0,05; N=8) Solo A e B Primavera	Utot Santes ppm	Utot Sdepois ppm	Udis Santes ppm	Udis Sdepois ppm	pH antes	pH depois	EC antes µS/cm	EC depois µS/cm	Corg antes g/kg	Corg depois g/kg	K antes ppm	K depois ppm	P antes ppm	P depois ppm	N min. antes ppm	N min depois ppm	Al tot antes %	Al tot depois %	Mn tot antes ppm	Mn tot depois ppm	Mn disp antes ppm	Mn disp depois ppm	Prod vagem kg	Prod Folha/ Caule kg	Prod raiz g	U vagem ppm	Mn vagem ppm	Al vagem ppm	
Utot Santes ppm	1,00																												
Utot Sdepois ppm	0,92	1,00																											
Udis Santes ppm	0,78	0,75	1,00																										
Udis Sdepois ppm	0,69	0,77	0,90	1,00																									
pH antes(H2O)	-0,46	-0,47	-0,76	-0,86	1,00																								
pH depois(H2O)	-0,17	-0,17	-0,50	-0,65	0,87	1,00																							
EC antes µS/cm	0,16	0,09	0,18	-0,01	0,10	0,19	1,00																						
EC depois µS/cm	-0,16	-0,11	0,06	0,23	-0,42	-0,72	0,01	1,00																					
Corg antes g/kg	-0,78	-0,80	-0,75	-0,63	0,41	0,00	-0,29	0,34	1,00																				
Corg depois g/kg	-0,83	-0,76	-0,65	-0,53	0,30	-0,03	-0,21	0,36	0,87	1,00																			
K antes ppm	-0,55	-0,55	-0,44	-0,59	0,54	0,45	0,58	-0,15	0,34	0,45	1,00																		
K depois ppm	-0,36	-0,38	-0,51	-0,65	0,70	0,62	0,43	-0,24	0,29	0,34	0,78	1,00																	
P antes ppm	-0,68	-0,69	-0,91	-0,95	0,92	0,74	0,07	-0,27	0,58	0,49	0,67	0,74	1,00																
P depois ppm	-0,63	-0,66	-0,89	-0,91	0,86	0,61	-0,06	-0,08	0,69	0,55	0,50	0,61	0,92	1,00															
N min. antes ppm	0,28	0,19	0,28	0,10	-0,03	0,06	0,98	0,09	-0,32	-0,26	0,50	0,36	-0,04	-0,15	1,00														
N min depois ppm	-0,30	-0,29	-0,23	-0,33	0,28	0,06	0,20	0,31	0,21	0,12	0,23	0,25	0,33	0,38	0,16	1,00													
Al tot antes %	0,69	0,64	0,57	0,52	-0,40	-0,20	0,36	0,03	-0,65	-0,73	-0,42	-0,50	-0,54	-0,47	0,40	0,08	1,00												
Al tot Depois %	0,69	0,80	0,74	0,72	-0,48	-0,14	0,36	-0,04	-0,91	-0,75	-0,37	-0,34	-0,64	-0,72	0,38	-0,10	0,70	1,00											
Mn tot antes ppm	0,92	0,80	0,71	0,62	-0,45	-0,19	0,22	-0,04	-0,75	-0,82	-0,61	-0,42	-0,66	-0,59	0,30	-0,09	0,83	0,73	1,00										
Mn tot depois ppm	0,65	0,64	0,65	0,65	-0,52	-0,29	0,24	0,00	-0,78	-0,71	-0,54	-0,59	-0,69	-0,74	0,25	-0,23	0,77	0,83	0,76	1,00									
Mn disp Antes ppm	0,77	0,80	0,86	0,83	-0,66	-0,44	0,45	0,19	-0,78	-0,66	-0,28	-0,29	-0,76	-0,80	0,55	-0,15	0,63	0,85	0,71	0,71	1,00								
Mn disp depois ppm	0,63	0,68	0,80	0,93	-0,88	-0,77	0,01	0,43	-0,54	-0,49	-0,66	-0,67	-0,93	-0,87	0,11	-0,18	0,59	0,69	0,65	0,72	0,81	1,00							
Producao Vagem kg	0,71	0,67	0,76	0,72	-0,54	-0,31	0,29	-0,03	-0,78	-0,81	-0,45	-0,47	-0,70	-0,71	0,32	-0,21	0,74	0,80	0,73	0,83	0,77	0,72	1,00						
Producao Folha/Caule kg	0,59	0,46	0,49	0,36	-0,24	0,03	0,32	-0,31	-0,50	-0,50	-0,01	0,00	-0,31	-0,26	0,41	-0,28	0,39	0,31	0,46	0,17	0,45	0,18	0,44	1,00					
Producao raiz g	-0,32	-0,43	-0,39	-0,58	0,73	0,66	0,48	-0,28	0,26	0,26	0,64	0,64	0,61	0,57	0,35	0,07	-0,26	-0,29	-0,30	-0,30	-0,34	-0,65	-0,23	0,03	1,00				
Uvagem ppm	0,56	0,56	0,46	0,54	-0,53	-0,40	0,07	0,30	-0,44	-0,38	-0,58	-0,43	-0,60	-0,53	0,11	-0,30	0,57	0,59	0,66	0,71	0,58	0,69	0,57	-0,04	-0,32	1,00			
Mnvagem ppm	0,23	0,22	0,35	0,43	-0,65	-0,70	0,21	0,65	-0,13	-0,02	-0,14	-0,33	-0,47	-0,36	0,34	0,05	0,38	0,23	0,27	0,27	0,52	0,56	0,19	0,22	-0,44	0,41	1,00		
Alvagem ppm	0,09	0,07	-0,01	-0,07	0,00	0,20	0,23	-0,04	-0,11	0,03	0,11	0,27	0,07	0,04	0,21	-0,13	0,07	0,16	0,18	-0,03	0,09	-0,06	-0,05	0,01	0,15	0,47	0,11	1,00	

Tabela 13 – Matriz dos coeficientes de correlação de Spearman obtidos para os talhões do solo A e B no ensaio de Primavera.

Coef. Correlação Spearman (p<0,05; N=8) Solo B Primavera	Utot Santes ppm	Utot Sdepois ppm	Udis Santes ppm	Udis Sdepois ppm	pH antes	pH depois	EC antes µS/cm	EC depois µS/cm	Corg antes g/kg	Corg depois g/kg	K antes ppm	K depois ppm	P antes ppm	P depois ppm	N min. antes ppm	N min depois ppm	Al tot antes %	Al tot depois %	Mn tot antes ppm	Mn tot depois ppm	Mn disp antes ppm	Mn disp depois ppm	Prod vagem kg	Prod Folha/ Caule kg	Prod raiz g	U vagem ppm	Mn vagem ppm	Al vagem ppm	
Utot Santes ppm	1,00																												
Utot Sdepois ppm	0,81	1,00																											
Udis Santes ppm	-0,14	-0,43	1,00																										
Udis Sdepois ppm	-0,10	-0,10	0,62	1,00																									
pH antes(H2O)	0,16	0,42	-0,54	-0,65	1,00																								
pH depois(H2O)	0,13	0,44	-0,73	-0,72	0,90	1,00																							
EC antes µS/cm	-0,83	-0,69	0,45	0,52	-0,53	-0,48	1,00																						
EC depois µS/cm	-0,17	-0,40	0,67	0,69	-0,80	-0,92	0,40	1,00																					
Corg antes g/kg	0,48	0,29	0,36	0,69	-0,71	-0,71	-0,02		1,00																				
Corg depois g/kg	-0,12	-0,07	0,43	0,69	-0,73	-0,71	0,45	0,81	0,71	1,00																			
K antes ppm	-0,75	-0,55	0,41	0,31	-0,33	-0,30	0,92	0,17	-0,17	0,31	1,00																		
K depois ppm	-0,30	-0,04	-0,36	-0,16	-0,02	-0,04	0,13	0,20	-0,01	0,40	0,14	1,00																	
P antes ppm	-0,05	0,24	-0,90	-0,81	0,75	0,85	-0,40	-0,76	-0,69	-0,62	-0,29	0,36	1,00																
P depois ppm	0,69	0,64	-0,55	-0,43	0,61	0,51	-0,93	-0,40	-0,05	-0,50	-0,93	-0,06	0,50	1,00															
N min. antes ppm	-0,64	-0,60	0,48	0,55	-0,74	-0,65	0,93	0,52	0,24	0,62	0,87	0,19	-0,52	-0,95	1,00														
N min depois ppm	-0,02	-0,36	0,12	-0,33	0,01	-0,25	-0,19	0,21	-0,12	-0,21	-0,16	0,29	0,07	0,19	-0,14	1,00													
Al tot antes %	0,12	-0,21	0,05	-0,17	0,10	0,10	-0,17	-0,33	-0,24	-0,71	-0,19	-0,75	0,00	0,19	-0,24	0,19	1,00												
Al tot Depois %	-0,77	-0,38	-0,26	-0,22	0,45	0,43	0,38	-0,25	-0,75	-0,20	0,35	0,32	0,50	-0,17	0,07	-0,11	-0,19	1,00											
Mn tot antes ppm	0,71	0,30	-0,19	-0,32	0,16	0,07	-0,83	-0,08	0,18	-0,42	-0,88	-0,28	0,12	0,79	-0,73	0,46	0,49	-0,53	1,00										
Mn tot depois ppm	-0,57	-0,38	0,06	-0,28	0,46	0,48	0,34	-0,46	-0,83	-0,46	0,44	-0,30	0,25	-0,30	0,05	-0,24	0,22	0,72	-0,46	1,00									
Mn disp Antes ppm	-0,52	-0,52	0,67	0,71	-0,79	-0,79	0,83	0,79	0,43	0,83	0,71	0,22	-0,71	-0,86	0,90	-0,12	-0,43	0,01	-0,65	-0,07	1,00								
Mn disp depois ppm	-0,19	-0,38	0,62	0,86	-0,90	-0,95	0,55	0,90	0,74	0,76	0,29	0,05	-0,81	-0,50	0,67	0,02	-0,14	-0,31	-0,17	-0,47	0,81	1,00							
Producao Vagem kg	-0,48	-0,38	0,26	0,26	0,24	0,07	0,40	-0,14	-0,43	-0,38	0,34	-0,41	-0,07	-0,17	0,10	-0,05	0,48	0,50	-0,25	0,61	0,02	0,02	1,00						
Producao Folha/Caule kg	0,19	0,10	0,31	0,69	-0,34	-0,46	0,17	0,24	0,52	0,10	0,05	-0,36	-0,50	-0,02	0,19	-0,05	0,38	-0,41	0,11	-0,37	0,17	0,55	0,43	1,00					
Producao raiz g	-0,28	-0,06	0,19	0,16	0,40	0,27	0,10	0,00	-0,35	-0,02	0,01	-0,16	0,00	0,05	-0,20	-0,32	-0,18	0,62	-0,27	0,60	0,02	-0,14	0,50	-0,22	1,00				
Uvagem ppm	0,24	0,05	-0,14	-0,10	-0,32	-0,06	-0,26	0,21	0,29	0,26	-0,43	-0,06	-0,05	0,12	-0,12	-0,26	-0,12	-0,24	0,30	-0,24	0,00	0,10	-0,62	-0,43	-0,04	1,00			
Mnvagem ppm	-0,05	-0,43	0,60	0,60	-0,97	-0,92	0,38	0,83	0,71	0,64	0,17	-0,08	-0,79	-0,48	0,60	0,12	0,02	-0,53	0,05	-0,49	0,69	0,88	-0,24	0,33	-0,37	0,38	1,00		
Alvagem ppm	-0,07	-0,21	-0,43	-0,31	-0,23	0,06	-0,14	0,05	-0,02	0,00	-0,35	0,12	0,29	0,12	-0,07	-0,05	0,07	0,05	0,29	-0,13	-0,12	0,00	-0,43	-0,43	-0,18	0,83	0,26	1,00	

Tabela 14 – Matriz dos coeficientes de correlação de Spearman obtidos para os talhões do solo B no ensaio de Primavera.

Coef. Correlação Spearman (p<0,05; N=8) Solo B Verão	Utot Santes ppm	Utot Sdepois ppm	Udis Santes ppm	Udis Sdepois ppm	pH antes(H2O)	pH depois(H2O)	EC antes μS/cm	EC depois μS/cm	Corg antes g/kg	Corg depois g/kg	K antes ppm	K depois ppm	P antes ppm	P depois ppm	N min. antes ppm	N min depois ppm	Al tot antes %	Al tot Depois %	Mn tot antes ppm	Mn tot depois ppm	Mn disp antes ppm	Mn disp depois ppm	Producao Vagem kg	Producao Folha/Caule kg	Producao raiz g	Uvagem ppm	U folha/caule ppm	Mn vagem ppm	Al vagem ppm
Utot Santes ppm	1,00																												
Utot Sdepois ppm	-0,36	1,00																											
Udis Santes ppm	-0,38	-0,49	1,00																										
Udis Sdepois ppm	0,36	-0,65	0,50	1,00																									
pH antes(H2O)	-0,26	0,74	-0,43	-0,40	1,00																								
pH depois(H2O)	-0,29	0,91	-0,61	-0,66	0,87	1,00																							
EC antes μS/cm	0,76	-0,78	-0,10	0,52	-0,60	-0,69	1,00																						
EC depois μS/cm	0,36	-0,72	0,12	0,14	-0,69	-0,75	0,76	1,00																					
Corg antes g/kg	-0,14	0,11	0,10	0,00	-0,40	-0,10	-0,14	-0,14	1,00																				
Corg depois g/kg	-0,36	0,37	-0,02	0,00	-0,10	0,06	-0,24	-0,14	0,57	1,00																			
K antes ppm	-0,07	0,54	-0,51	-0,35	0,92	0,71	-0,30	-0,40	-0,51	-0,19	1,00																		
K depois ppm	-0,07	0,72	-0,40	-0,37	0,91	0,75	-0,50	-0,54	-0,38	-0,08	0,89	1,00																	
P antes ppm	0,07	0,67	-0,74	-0,81	0,55	0,68	-0,29	-0,14	-0,05	-0,05	0,61	0,66	1,00																
P depois ppm	0,17	-0,13	-0,29	-0,48	-0,17	0,05	0,14	0,24	0,24	-0,48	-0,06	-0,19	0,43	1,00															
N min. antes ppm	0,48	-0,83	0,29	0,69	-0,64	-0,84	0,83	0,69	0,12	-0,05	-0,36	-0,51	-0,45	0,05	1,00														
N min depois ppm	0,19	-0,55	-0,10	0,19	-0,26	-0,47	0,69	0,76	-0,31	-0,02	0,08	-0,26	-0,10	0,05	0,67	1,00													
Al tot antes %	0,02	-0,08	0,12	0,26	-0,57	-0,31	0,12	0,02	0,93	0,67	-0,63	-0,54	-0,26	0,02	0,33	-0,12	1,00												
Al tot Depois %	-0,77	0,39	0,47	-0,01	0,32	0,25	-0,74	-0,59	0,38	0,42	0,13	0,27	-0,11	-0,29	-0,26	-0,40	0,22	1,00											
Mn tot antes ppm	0,17	-0,02	0,31	0,36	-0,45	-0,23	-0,07	-0,26	0,69	0,29	-0,67	-0,36	-0,36	-0,10	0,05	-0,64	0,71	0,18	1,00										
Mn tot depois ppm	-0,69	0,68	-0,07	-0,24	0,76	0,71	-0,76	-0,76	-0,14	0,33	0,55	0,54	0,10	-0,48	-0,67	-0,31	-0,24	0,63	-0,24	1,00									
Mn disp Antes ppm	0,31	-0,85	0,62	0,55	-0,90	-0,97	0,62	0,74	0,14	-0,12	-0,78	-0,73	-0,60	0,05	0,74	0,31	0,31	-0,28	0,33	-0,79	1,00								
Mn disp depois ppm	0,36	-0,73	0,43	0,50	-0,86	-0,90	0,67	0,79	0,00	0,07	-0,73	-0,68	-0,55	-0,19	0,64	0,40	0,26	-0,44	0,24	-0,69	0,90	1,00							
Producao Vagem kg	-0,29	0,84	-0,24	-0,26	0,83	0,78	-0,71	-0,79	-0,24	0,21	0,62	0,83	0,36	-0,52	-0,74	-0,55	-0,33	0,42	-0,05	0,79	-0,76	-0,62	1,00						
Producao Folha/Caule kg	-0,69	0,80	0,05	-0,29	0,57	0,62	-0,88	-0,76	0,26	0,60	0,31	0,51	0,19	-0,45	-0,64	-0,55	0,12	0,81	0,14	0,83	-0,62	-0,57	0,79	1,00					
Producao raiz g	0,10	-0,17	0,29	0,12	-0,69	-0,54	0,19	0,45	0,57	0,55	-0,67	-0,42	-0,12	-0,10	0,36	0,02	0,67	0,01	0,52	-0,50	0,62	0,67	-0,33	-0,02	1,00				
Uvagem ppm	-0,64	0,06	0,50	0,24	-0,05	-0,02	-0,43	-0,43	0,62	0,48	-0,22	-0,22	-0,43	-0,17	0,02	-0,24	0,55	0,84	0,36	0,43	-0,05	-0,24	0,02	0,55	0,07	1,00			
U folha/caule ppm	-0,07	-0,46	0,43	0,55	-0,52	-0,41	0,17	-0,07	0,31	0,10	-0,68	-0,75	-0,83	-0,14	0,19	-0,14	0,45	0,02	0,52	-0,05	0,36	0,31	-0,36	-0,14	0,02	0,48	1,00		
Mnvagem ppm	0,40	-0,73	0,21	0,19	-0,81	-0,80	0,71	0,90	0,19	-0,14	-0,55	-0,61	-0,14	0,43	0,76	0,55	0,29	-0,44	0,05	-0,90	0,83	0,74	-0,88	-0,74	0,60	-0,24	0,00	1,00	
Alvagem ppm	-0,50	0,38	0,31	-0,17	0,21	0,25	-0,64	-0,50	0,60	0,24	0,07	0,26	0,17	0,14	-0,19	-0,50	0,33	0,85	0,33	0,29	-0,19	-0,48	0,24	0,62	0,14	0,69	-0,14	-0,19	1,00

Tabela 15 – Matriz dos coeficientes de correlação de Spearman obtidos para os talhões do solo B no ensaio de Verão.

Coef. Correlação Spearman (p<0,05; N=8) Solo A e B Verão	Utot Santes ppm	Utot Sdepois ppm	Udis Santes ppm	Udis Sdepois ppm	pH antes(H2O)	pH depois(H2O)	EC antes μS/cm	EC depois μS/cm	Corg antes g/kg	Corg depois g/kg	K antes ppm	K depois ppm	P antes ppm	P depois ppm	N min. antes ppm	N min depois ppm	Al tot antes %	Al tot Depois %	Mn tot antes ppm	Mn tot depois ppm	Mn disp antes ppm	Mn disp depois ppm	Producao Vagem kg	Producao Folha/Caule kg	Producao raiz g	Uvagem ppm	U folha/caule ppm	Mn vagem ppm	Al vagem ppm		
Utot Santes ppm	1,00																														
Utot Sdepois ppm	0,66	1,00																													
Udis Santes ppm	0,70	0,79	1,00																												
Udis Sdepois ppm	0,80	0,71	0,91	1,00																											
pH antes(H2O)	-0,12	0,23	-0,12	-0,14	1,00																										
pH depois(H2O)	-0,24	0,18	-0,28	-0,34	0,90	1,00																									
EC antes μS/cm	0,24	-0,21	0,01	0,12	-0,81	-0,76	1,00																								
EC depois μS/cm	0,00	-0,45	-0,15	-0,11	-0,83	-0,80	0,87	1,00																							
Corg antes g/kg	-0,60	-0,59	-0,63	-0,58	-0,44	-0,21	0,29	0,39	1,00																						
Corg depois g/kg	-0,83	-0,77	-0,81	-0,75	-0,14	-0,04	0,09	0,30	0,80	1,00																					
K antes ppm	-0,05	0,19	-0,13	-0,15	0,96	0,83	-0,79	-0,75	-0,49	-0,17	1,00																				
K depois ppm	-0,15	0,10	-0,22	-0,26	0,95	0,87	-0,78	-0,74	-0,41	-0,08	0,95	1,00																			
P antes ppm	-0,70	-0,59	-0,85	-0,88	0,18	0,29	-0,08	0,15	0,54	0,73	0,19	0,30	1,00																		
P depois ppm	-0,72	-0,83	-0,88	-0,91	0,04	0,18	-0,02	0,23	0,60	0,72	0,06	0,14	0,82	1,00																	
N min. antes ppm	0,44	-0,04	0,28	0,37	-0,48	-0,62	0,41	0,46	-0,09	-0,16	-0,27	-0,41	-0,37	-0,20	1,00																
N min depois ppm	-0,17	-0,56	-0,31	-0,24	-0,70	-0,66	0,76	0,87	0,49	0,43	-0,60	-0,62	0,22	0,31	0,51	1,00															
Al tot antes %	0,24	0,09	0,20	0,32	-0,59	-0,56	0,54	0,39	0,37	0,13	-0,65	-0,71	-0,29	-0,19	0,33	0,31	1,00														
Al tot Depois %	0,25	0,48	0,57	0,38	-0,12	-0,16	0,06	-0,07	-0,24	-0,33	-0,14	-0,17	-0,36	-0,41	0,20	-0,03	0,39	1,00													
Mn tot antes ppm	0,77	0,74	0,87	0,90	-0,15	-0,26	0,07	-0,19	-0,49	-0,72	-0,21	-0,28	-0,88	-0,83	0,21	-0,41	0,46	0,44	1,00												
Mn tot depois ppm	0,69	0,89	0,83	0,81	0,10	0,03	-0,14	-0,41	-0,60	-0,78	0,07	-0,03	-0,75	-0,89	0,06	-0,41	0,19	0,58	0,79	1,00											
Mn disp Antes ppm	0,84	0,71	0,93	0,92	-0,24	-0,36	0,14	0,00	-0,57	-0,81	-0,21	-0,31	-0,87	-0,83	0,44	-0,18	0,30	0,41	0,88	0,77	1,00										
Mn disp depois ppm	0,67	0,31	0,66	0,73	-0,63	-0,76	0,57	0,52	-0,29	-0,44	-0,57	-0,63	-0,64	-0,63	0,55	0,28	0,44	0,16	0,64	0,40	0,79	1,00									
Producao Vagem kg	-0,07	0,34	0,03	0,03	0,88	0,81	-0,81	-0,89	-0,39	-0,16	0,79	0,84	0,08	-0,14	-0,57	-0,79	-0,45	0,02	0,03	0,30	-0,11	-0,51	1,00								
Producao Folha/Caule kg	-0,02	0,49	0,21	0,12	0,83	0,77	-0,85	-0,94	-0,39	-0,27	0,74	0,75	-0,10	-0,26	-0,49	-0,84	-0,34	0,22	0,19	0,44	0,03	-0,47	0,93	1,00							
Producao raiz g	-0,31	-0,27	-0,26	-0,34	0,11	0,24	-0,29	-0,04	0,32	0,30	0,13	0,26	0,26	0,35	-0,02	-0,05	-0,19	-0,30	-0,28	-0,42	-0,15	-0,21	0,10	0,13	1,00						
Uvagem ppm	0,63	0,75	0,87	0,89	-0,01	-0,20	-0,09	-0,31	-0,49	-0,66	-0,06	-0,21	-0,86	-0,86	0,19	-0,39	0,38	0,46	0,90	0,85	0,81	0,54	0,13	0,33	-0,36	1,00					
U folha/caule ppm	0,22	0,22	0,43	0,48	-0,73	-0,65	0,55	0,39	0,14	-0,13	-0,80	-0,85	-0,52	-0,44	0,23	0,30	0,62	0,34	0,49	0,36	0,43	0,58	-0,53	-0,44	-0,46	0,44	1,00				
Mnvagem ppm	0,14	-0,33	-0,02	0,02	-0,89	-0,87	0,85	0,94	0,43	0,18	-0,81	-0,82	0,04	0,13	0,51	0,79	0,51	-0,03	-0,02	-0,27	0,14	0,59	-0,90	-0,89	-0,06	-0,13	0,43	1,00			
Alvagem ppm	-0,26	0,11	0,10	0,09	0,21	0,07	-0,26	-0,26	0,14	0,21	0,04	0,00	-0,04	-0,04	-0,29	-0,32	0,32	0,13	0,21	0,01	-0,04	-0,15	0,21	0,30	-0,05	0,35	0,07	-0,20	1,00		

Tabela 16 – Matriz dos coeficientes de correlação de Spearman obtidos para os talhões do solo A e B no ensaio de Verão.