



FACULDADE DE ENGENHARIA DE RECURSOS NATURAIS

UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS DEPURADAS NA REGA E DE LAMAS URBANAS COMO FERTILIZANTE DOS SOLOS DO ALGARVE



Manuel da Silva Costa

Dissertação apresentada na Universidade do Algarve

prestação de Provas de Doutoramento no ramo das Ciências Agrárias



TESES
SD

Utilização de águas
residuais depuradas na
rega e em lamas U - Costa.

60008

FARO 2003



UNIVERSIDADE DO ALGARVE

FACULDADE DE ENGENHARIA DE RECURSOS
NATURAIS

**UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS DEPURADAS NA
REGA E DE LAMAS URBANAS COMO FERTILIZANTE
DOS SOLOS DO ALGARVE**

Manuel da Silva Costa

Dissertação apresentada na Universidade do
Algarve para efeitos de prestação de Provas de
Doutoramento no ramo das Ciências Agrárias.

FARO
2003

*

UNIVERSIDADE DO ALGARVE
SERVICO DE DOCUMENTAÇÃO
14/12/04 60008
631.6
cos+uti

3429T.

“A ÁGUA FAZ PARTE E É O PRINCÍPIO
DE TODAS AS COISAS”

TALES DE MILETO *circa* 580 a.C.

**UTILIZAÇÃO DE ÁGUAS RESIDUAIS DEPURADAS NA
REGA E DE LAMAS URBANAS COMO FERTILIZANTE
DOS SOLOS DO ALGARVE**

À minha família e ao Algarve.

RESUMO

No Algarve, a expansão urbanística e do regadio – espaços verdes e citrinos – traduz-se na procura de recursos hídricos adicionais. Paralelamente, o lançamento de efluentes em cursos de água e praias provoca problemas ambientais que urge resolver.

A rega pode representar um meio complementar de depuração dos efluentes.

As lamas urbanas são resíduos resultantes do tratamento dos efluentes – a fase sólida.

A depuração das águas residuais é essencial para evitar problemas ambientais e de saúde pública que podem ocorrer pela sua aplicação. Por estas razões, a sua utilização e a de lamas urbanas está sujeita a critérios que regulam aspectos microbiológicos, de salinidade e de metais pesados.

Foi estudada a resposta da produtividade e da boa aparência visual (BAV) de relvados à rega com águas residuais. Analisou-se a optimização da dotação de rega, do poder extractante de cloreto (Cl⁻), e a qualidade microbiológica das águas de rega e da relva.

O método da fonte pontual por aspersão, conjugado com escalas de cores foi aplicado na determinação das dotações de rega mínimas, para a obtenção de BAV nos relvados.

O potencial de remoção de Cl⁻ pelas relvas foi determinado em bermuda (*Cynodon dactylon* [L.] Pers.), agrostis (*Agrostis stolonifera* L.) e kikuyugrass (*Pennisetum clandestinum* Hochst. Ex Chiov.)

A qualidade microbiológica de águas de rega (residual e natural) e de relvados foi avaliada através dos microrganismos indicadores – coliformes totais, coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais, utilizando o cálculo do Número Mais Provável (NMP).

Foi estudada a resposta de várias componentes do sistema Solo-Planta-Atmosfera *Continuum* (SPAC) à aplicação de água residual e de lamas num pomar de laranjeiras (*Citrus sinensis* [L.] Osbeck).

Realizaram-se análises físico-químicas, no solo, com o objectivo de monitorizar a concentração de metais pesados (Cd, Ni, Pb e Cr), de salinidade (CE) e de outros parâmetros – pH, matéria orgânica (MO), N, P₂O₅, K₂O, Fe, Mn, Zn, Ca, Mg, K e Na.

Foram determinados nos lixiviados, além dos metais pesados e da salinidade, pH, CO₃²⁻, HCO₃⁻, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, Cl⁻ e NO₃⁻.

Foram analisados em folhas de citrinos além dos metais pesados, N e Cl⁻. O desenvolvimento vegetativo foi avaliado por meio do número de folhas das árvores, do diâmetro dos troncos, da área específica das folhas e da clorofila total (SPAD).

A BAV, ao contrário da produção dos relvados, não foi significativamente diferente, quando regados com águas residuais ou com água natural. O poder extractante de Cl⁻ pelas relvas, foi apreciável e variou entre as cultivares (51 e 157 kg ha⁻¹ ano⁻¹). Os microrganismos indicadores apresentaram valores médios, significativamente mais elevados, na água residual do que na água natural (5*10⁴ e 8*10⁴ CF/100 mL); em relvas as diferenças destes valores foram de menor amplitude (4*10⁵ e 4*10⁴ CF/100 mL).

Os nutrientes presentes na água residual e nas lamas foram benéficos para o desenvolvimento vegetativo dos citrinos, apesar do aumento de salinidade em solos, lixiviados e plantas. Estes resíduos não provocaram acréscimos significativos de Cd, Ni, Pb e Cr. No entanto, exceptuam-se os níveis de Cd (0,2 ppm) no solo provocados pela água residual, e de Pb nos lixiviados (0,3 ppm) pelas lamas.

A rega com águas residuais, tal como a aplicação de lamas urbanas, constituem recursos de água e de fertilizantes para as culturas. Podem-se deste modo reduzir os efeitos poluentes e de saúde pública, provocados pelo lançamento destes resíduos no meio.

Palavras-chave: Coeficiente cultural, Desenvolvimento vegetativo, Boa aparência visual, Microrganismos indicadores, Metais pesados, Salinidade, Nutrientes, Lixiviados.

ABSTRACT

In Algarve, the increase of irrigated areas (agriculture and landscape) and of population (local and touristic), multiplied the consumption of water. The undesirable discharge of urban wastewater in rivers, lakes and coastal areas provoke environmental problems.

Irrigation consists of an additional treatment of wastewater and the urban sludge is a residue originated from the wastewater treatment – the solid phase.

The treatment of wastewater, before reused, is essential to avoid environmental problems and to prevent public health. Therefore, the use of reclaimed water, as well as the use of sludge, is legislated in many countries, concerning aspects of faecal contamination, salinity and trace elements.

The growth and the quality of lawns (BAV) were studied in response to the irrigation with reclaimed water and with natural water. Essential aspects were considered – the optimisation of the irrigation amounts; the removing potential of the soil chloride (Cl⁻); and the microbiologic quality in irrigation (natural and wastewater) and in the grasses.

The method named “point source” was applied, in connection with colour charts, for the determination of the minimum irrigation amounts, when good visual appearance (BAV) was achieved in lawns.

The removing potential of Cl⁻, by lawns – bermuda (*Cynodon dactylon* [L.] Pers.), agrostis (*Agrostis stolonifera* L.) and kikuyugrass (*Pennisetum clandestinum* Hochst. Ex Chiov.), was tested.

The determination of the Most Probable Number (NMP) was used for indicator microorganisms – total coliforms, faecal coliforms (CF) and faecal streptococci, in different irrigation waters (natural and wastewater) and in the grass.

The response of the system Soil-Plant-Atmosphere *Continuum* (SPAC) was observed, through the orange-trees (*Citrus sinensis* [L.] Osbeck) growth, when reclaimed water, natural water, fertigation, sludge and bovine manure were applied.

Analyses of soil were made, to observe the evolution of trace elements (Cd, Ni, Pb and Cr), salinity (CE) and other parameters – pH, organic matter (MO), N, P₂O₅, K₂O, Fe, Mn, Zn, Ca, Mg and Na). Within leachate, besides trace elements and salinity, were determined – pH, CO₃²⁻, HCO₃⁻, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, Cl⁻ and NO₃⁻.

In the citrus leaves trace elements, N and Cl⁻ were analyzed. In order to observe the response of the trees, biometric methods were used – number of leaves per tree, diameter of the trunk, specific leaf area and leaf chlorophyll content (SPAD).

BAV, but not the grass growth, was similar when, in irrigation, reclaimed water or natural water was used. Salt removing potential of different grasses was remarkable and changeable among species (51 and 157 kg ha⁻¹ ano⁻¹). In irrigation, the indicator microorganisms presented, significantly higher values, within reclaimed water than in natural water (5*10⁴ and 8*10⁴ CF/100 mL), meanwhile in grass, the differences among indicators, were less relevant (4*10⁵ and 4*10⁴ CF/100 mL).

In citrus, the response to the nutrients, present in reclaimed water and in sludge, was positive, concerning the growth, besides some inconvenient increase of salinity within soil, leachate and plants. The concentrations of Cd, Ni, Pb e Cr did not increase, when wastewater and sludge were applied. Exceptions were the levels of Cd (0.2 ppm), in the soil, in relation to wastewater; and of Pb (0.3 ppm), in the leachate, in relation to sludge. The irrigation with reclaimed wastewater and the application of urban sludge represent a profitable alternative of saving water and fertilisers. In this way, pollution effects as a result of its spilling in nature may be avoided, without threat for public health.

Key-words: Crop coefficient, Growth, Good visual appearance, Indicator microorganisms, Trace elements, Salinity, Nutrients, Leachate.

AGRADECIMENTOS

Esta tese só foi possível graças à colaboração de investigadores, de técnicos e de instituições que disponibilizaram o seu apoio, conhecimentos e experiência. O trabalho resultante desta equipa pluridisciplinar foi altamente gratificante do ponto de vista científico e de relacionamento humano. A todos os que contribuíram para que este trabalho pudesse ser concluído o meu profundo reconhecimento:

– Professores Doutores José Beltrão e João Carrasco de Brito, respectivamente orientador e co-orientador desta Tese, a minha gratidão e os votos para que após a realização desta dissertação haja oportunidades de continuação de outros trabalhos de investigação.

– Professores Doutores Lídia Pó Dionísio, Alcinda Neves e Júlio Osório e Carlos Guerrero pela orientação de alguns temas deste trabalho.

– Professores Doutores Lynette de Almeida, Manuela David, Maria João Correia, Maribela Correia, Amílcar Duarte e Valentina Khaydorova pelo apoio dado.

– Professores Doutores Miquel Salgot, Gideon Oron, Jiftah ben Asher, Atef Hamdy, Hermínia Domingues e Maria do Céu Almeida, pelos elementos científicos fornecidos.

– Luís Guerreiro, Susana Leal, Joaquim Freire, Fátima Calouro, Seita Coelho, Arruda Pacheco e Dália Custódio, pelas sugestões que muito contribuíram de forma decisiva para enriquecer este trabalho.

– Camilo Portela e Denise Martins, colaboradores do Laboratório da Faculdade de Engenharia dos Recursos Naturais, pelo apoio prestado e pela paciência demonstrada.

– Josefina Mariano, Maria da Fé, Maria José Pinto, José Carlos Tomás, Cirilo Norberto, Valadas Monteiro, Paulo Oliveira, Hélder Pereira e António Guerreiro, colegas da Direcção Regional de Agricultura do Algarve, onde outrora exerci a minha actividade, o apoio espontâneo e prestimoso.

– Rui Santos, Robin Longlin, John Posnett, Ana Santos Laranjo, Carla Marques, Vera Rosado, João Goulão, Luísa Luís e Pedro Gamito, ex-estagiários da Faculdade de Engenharia de Recursos Naturais da Universidade do Algarve, a mútua ajuda ao longo deste trabalho e o desejo de um futuro profissional promissor.

– Luís Matos, Luís Rebelo, Dean Watkins, Helena Inácio, Noémia Bento, João Paulo Mendes, Regina Casimiro, Paula Mendes, Catarina Pereira, António Ferreira, Pedro Ferreira, John Jensen e o saudoso colega Jorge Rodrigues, responsáveis por actividades relacionadas com os campos experimentais.

– Universidade do Algarve, Direcção Regional de Agricultura do Algarve, Instituto Nacional de Estatística, Região de Turismo do Algarve, Câmaras Municipais de Loulé e de Faro, Águas de Portugal e as empresas Vale do Lobo, Salgados Golf, Casa Agrícola Ferreira, Luságua, SIPCA, Albôs e Verde Rega, instituições onde decorreram os ensaios ou que apoiaram a investigação efectuada.

Os trabalhos de dissertação foram apoiados pelos seguintes projectos e protocolos:

- 1993 – Protocolo de cooperação “Utilização de efluentes de ETAR no Concelho de Loulé” entre a Universidade do Algarve e a Câmara Municipal de Loulé. Loulé.
- 1994 – Protocolo de cooperação “Aproveitamento de Águas Residuais e Lamas de Esgotos Urbanos para Utilização em Campos de Golfe”, entre a Universidade do Algarve, a Câmara Municipal de Loulé e a Empresa Vale do Lobo. Almancil.
- 1994-98 – Projecto comunitário AVICENNE nº 93AVI008. “Integrated management of reclaimed wastewater resources in the mediterranean region”.
- 1994-98 – Projecto comunitário AVICENNE nº 93AVI076. “Generating new techniques to control desertification and salination effects in the mediterranean basin”.
- 1997-99 – Projecto “Achigã - Aquicultura em jaulas flutuantes”. Programa Centros Rurais. FEDER. Alcoutim.
- 1998-02 – Projecto comunitário Inco Copernicus, IC 15 CT 98 0105. “Adaptation of efficient water use criteria in Marginal Regions of Europe and Middle Asia with scarce resources, subject to environmental control, climate changes and socio-economic development”.
- 1998-02 – Projecto comunitário Inco DC 18, projecto IC XVIII CT-98-0266. “Control of salination and combating desertification effects in the mediterranean region. Phase II”.

LISTA DE TABELAS

2.1 – Valores de áreas de regadio, nº de habitantes equivalentes das populações residente e flutuante, consumos hídricos, produções actuais e potencias dos aquíferos, no Algarve (DRAA, 1999; DRAAg, 2000; RTA, 2000; Ambio, 2001; INE, 2001; UAlg, 2003).

2.2 – Valores máximos de CE (dSm^{-1}) no extracto de saturação do solo e na água de rega, esperando obter a produtividade potencial máxima (100%) em diferentes culturas (FAO-UNESCO, 1979).

2.3 – Agentes patogénicos transmitidos por via hídrica e efeitos na saúde humana (Butler, 1993).

2.4 – Número de agentes patogénicos exigido para provocar doença entre 25 e 50% de organismos humanos (Byron, 1974).

2.5 – Duração de vida de patogénicos no solo e em culturas regadas com águas residuais. Adaptado de (Butler, 1993; Monte, 1996).

3.1 – Campos experimentais, períodos, materiais vegetais (relvas e citrinos), águas de rega (residuais, naturais e fertirrega), correctivos (lamas e estrume) e principais parâmetros avaliados.

3.2 – Valores médios mensais para Faro de temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), de evapotranspiração potencial ETp (mm) e de precipitação (mm).

3.3 – Salgados, precipitação (mm), precipitação efectiva (mm) e ETp (mm), para o período de ensaio (6/2000 – 5/2001).

3.4 – ETAR dos Salgados, resultados analíticos do efluente e VMR e VMA para alguns parâmetros indicados no Anexo XVI do Decreto-Lei n. 236/98 (1998), relativos à qualidade das águas para rega.

3.5 – Faro, dados de ETp média (mm), precipitação (mm) e precipitação efectiva (mm), para os períodos de ensaios (6/1998 – 5/1999 e 6/2000 – 5/2001).

3.6 – VMR e VMA de diferentes parâmetros, segundo o Anexo XVI do D. L. n.º 236/98 (1998) para as águas de rega, e valores analíticos referentes ao efluente da ETAR e à água do furo.

3.7 – Delineamento experimental em 1999, constituído por 144 árvores distribuídas equitativamente por 4 rampas de rega; com dotações de fertirrega uniforme (FR100%); sem ou com incorporação de lamas (L) ou de estrume (E).

3.8 – Delineamento experimental em 2000, constituído por 144 árvores distribuídas equitativamente por 4 rampas de rega; 3 dotações de rega – normal (100%), metade (50%) e dupla (200%); com água natural (AN) ou com fertirrega (FR); sem ou com incorporação de lamas (L) ou de estrume (E).

3.9 – Delineamento experimental final, no ano 2001, constituído por 144 árvores distribuídas equitativamente por 4 rampas de rega; 3 dotações de rega – normal (100%), metade (50%) e dupla (200%); com água natural (AN) ou com fertirrega (FR); sem ou com incorporação de lamas (L) ou de estrume (E); com água residual simples (AR100%) ou lotada com água natural (AR50%) e (AR25%).

3.10 – Dados analíticos e valores médios nas terras dos 4 camalhões experimentais até 1 m de profundidade.

3.11 – Valores-limites de concentrações de metais pesados (ppm de matéria seca), para solos cultivados com $\text{pH} > 7$ e as concentrações determinadas no solo do Fialho.

3.12 – Valores analíticos da nora e do efluente da ETAR. VMR e VMA para alguns parâmetros indicados no Decreto-Lei n. 236/98, Anexo XVI, relativos à qualidade das águas destinadas à rega.

3.13 – Valores analíticos das águas de rega – residual e natural e VMR e VMA para alguns parâmetros de metais pesados, Decreto-Lei n. 236/98, relativos à qualidade das águas destinadas à rega.

3.14 – Composição físico-química das lamas e do estrume.

3.15 – Composição química do adubo em percentagem.

3.16 – Quantidades de nutrientes – N, P_2O_5 , K_2O e Mg, aplicados anualmente por árvore por meio de fertirrega, de lamas e de estrume.

3.17 – Quantidades de nutrientes (g) aplicadas por árvore (N, P_2O_5 , K_2O , MgO), nas modalidades de rega (AN, FR e AR) e de correctivos (L e E), durante os primeiros três anos.

3.18 – Valores-limites de concentração de metais pesados (ppm de matéria seca), nas lamas destinadas à agricultura e dados analíticos nas lamas, estrume e solo.

3.19 – Valores-limites para as quantidades anuais de metais pesados, que podem ser introduzidos nos solos cultivados, com base numa média de 10 anos ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) e montantes testados no solo por meio de lamas e de estrume – Portaria n.º 176/96 (1996).

4.1 – Valores mínimos mensais e anuais de evapotranspiração cultural ETc (mm), orientação (Or.), médias e desvios padrão (s), nas modalidades VLAR, VLAN e SGAR, para obter boa aparência visual (BAV) – valor de cor <5,5.

4.2 – Valores mínimos mensais e anuais de dotações de rega (mm), orientação (or.), médias e desvios padrão (s), nas três modalidades – VLAR, VLAN e SGAR, para se obter boa aparência visual (BAV) – valores de cor <5,5.

4.3 – Valores mínimos mensais e anuais da evapotranspiração cultural (ETc , mm) para se obter BAV (valor de cor <4,5), nas modalidades VLAR, VLAN e SGAR.

4.4 – Valores de dotações mínimas de rega mensais e anuais (mm), em três modalidades – VLAN, VLAR e SGAR, para obter BAV (valor de cor <4,5).

4.5 – Modalidades VLAR, VLAN e SGAR, produtividades dos relvados mensais ($\text{kg ha}^{-1} \text{dia}^{-1}$) e anuais ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$), para diferentes coeficientes culturais – k_c (0,1, 0,5, 0,8, 1,2 e 1,6).

4.6 – Teor de cloreto (Cl^- , %), produtividade em peso seco ($\text{t ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) e potencial de absorção de cloreto (Cl^- , $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) em relvados – agrostis, “kikuyugrass”, bermuda regada e em sequiro.

4.7 – Concentrações (NMP/100 ml) de coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF), na água de rega natural, médias e desvios padrão (s).

4.8 – Concentrações (NMP/100 ml) de coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF), na água de rega residual, médias, desvios padrão (s).

4.9 – Concentrações (NMP/100 ml) de coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF), na relva regada com água natural, médias e desvios padrão (s).

4.10 – Concentrações (NMP/100 ml) de coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF), na relva regada com água residual, médias e desvios padrão (s).

4.11 – Delineamento experimental no ano 1999, com os números de ordem das árvores, cujo solo foi analisado.

4.12 – Valores analíticos nas terras, no ano de 1999 (altura de plantação) – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

4.13 – Delineamento experimental no ano 2000, com os números de ordem das árvores, cujo solo foi analisado.

4.14 – Valores analíticos em terras, por modalidades de rega, para o fim do ano de 2000 – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

4.15 – Médias e desvios padrão das variações anuais (1999-2000) dos valores analíticos físico-químicos no solo, nas modalidades de rega AN100% e FR100% – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

4.16 – Delineamento experimental no ano 2001, com os números de ordem das árvores cujo solo foi analisado.

4.17 – Valores analíticos em terras, por modalidades de rega, para finais do ano de 2001 – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

4.18 – Médias e desvios padrão das variações anuais (2000-2001) de valores analíticos físico-químicos no solo, nas modalidades de rega AN100%, FR100%, AR25% e AR100% – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

4.19 – Delineamento experimental, para 2000, com os números de ordem das árvores, em cujo solo os metais pesados foram analisados.

4.20 – Delineamento experimental em 2001, com os números de ordem das árvores em cujo solo foram analisados os metais pesados.

4.21 – Concentrações de metais pesados em terras – cádmio (Cd, ppm), níquel (Ni, ppm), chumbo (Pb, ppm), e crómio (Cr, ppm), nas modalidades de rega, nos anos 2000 e 2001.

4.22 – Médias e desvios padrão das variações anuais das concentrações de metais pesados no solo – cádmio (Cd, ppm), níquel (Ni, ppm), chumbo (Pb, ppm), e crómio (Cr, ppm), nas modalidades de rega AN100%, FR50%, FR100%, AR50% e AR100%.

4.23 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujos lixiviados os metais pesados foram analisados.

4.24 – Médias dos valores analíticos físico-químicos em lixiviados – pH, CE (dSm^{-1}), carbonato (CO_3^{2-} , ppm), bicarbonato (HCO_3^- , ppm), sódio (Na^+ , ppm), potássio (K^+ , ppm), magnésio (Mg^{2+} , ppm), cálcio (Ca^{2+} , ppm), cloreto (Cl^- , ppm) e nitrato (NO_3^- , ppm), por modalidades de rega.

4.25 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujo solo os metais pesados dos lixiviados foram analisados.

4.26 – Concentrações de metais pesados em lixiviados – Cd (ppm), Ni (ppm), Pb (ppm) e Cr (ppm), por modalidades de rega.

4.27 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujas folhas os metais pesados foram analisados.

4.28 – Concentrações em azoto (N, %) e em cloreto (Cl^- , %), nas folhas de laranjeira, por modalidades de rega e de correctivos.

4.29 – Médias e desvios padrão das concentrações em azoto (N, ppm) e em cloreto (Cl^- , ppm), em folhas de citrinos, nas modalidades de rega AN100%, FR100%, FR50%, AR100% e AR50%.

4.30 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujas folhas os metais pesados foram analisados em 2000.

4.31 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujas folhas os metais pesados foram analisados.

4.32 – Concentrações de metais pesados (ppm), em folhas de citrinos – cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) e crómio (Cr), e por modalidades de rega e por ano de ensaio.

4.33 – Médias e desvios padrão das variações anuais (2000-2001) de valores analíticos de metais pesados – Cd, Pb, Ni e Cr em folhas de citrinos, nas modalidades de rega AN100%, FR100%, FR50%, AR100% e AR50%.

4.34 – Modalidades de rega, em 2000, as médias de valores de parâmetros de desenvolvimento vegetativo – PT (cm), NFA, AF (cm²), AEF (cm² g⁻¹), AED (cm² g⁻¹) e SPAD.

4.35 – Modalidades de rega, em 2001, as médias de valores de parâmetros de desenvolvimento vegetativo – PT (cm), NFA, AF (cm²), AEF (cm² g⁻¹), AED (cm² g⁻¹) e SPAD.

4.36 – Delineamento experimental no ano 1999, nas modalidades de correctivos, com os números de ordem das árvores, cujo solo foi analisado.

4.37 – Valores analíticos nas terras, no ano de 1999 (altura de plantação) – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

4.38 – Delineamento experimental no ano 2000, com os números de ordem das árvores, cujo solo foi analisado.

4.39 – Valores analíticos em terras, por modalidades de correctivos, para o fim do ano de 2000 – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

4.40 – Médias e desvios padrão das variações anuais (1999-2000) de valores analíticos físico-químicos no solo – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra), nas modalidades de correctivos do solo – L, E e T.

4.41 – Delineamento experimental no ano 2001, com os números de ordem das árvores cujo solo foi analisado.

4.42 – Valores analíticos em terras, por modalidades de correctivos, para o fim do ano de 2001 – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

4.43 – Médias e desvios padrão das variações anuais (2001-2000) de valores analíticos físico-químicos no solo – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra), nas modalidades de correctivos – L, E e T.

4.44 – Delineamento experimental, para 2000, com os números de ordem das árvores, em cujo solo os metais pesados foram analisados.

4.45 – Delineamento experimental em 2001, com os números de ordem das árvores em cujo solo foram analisados os metais pesados.

4.46 – Concentrações de metais pesados em terras – Cd, Ni, Pb e Cr (ppm), por modalidades de correctivos.

4.47 – Médias e desvios padrão das variações anuais (2000-2001) das concentrações de metais pesados no solo, nas modalidades de correctivos – L, E e T.

4.48 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujos lixiviados os metais pesados foram analisados.

4.49 – Médias de valores analíticos físico-químicos em lixiviados, por modalidades de correctivos – CE (dSm⁻¹), pH, carbonato (CO₃²⁻, ppm), bicarbonato (HCO₃⁻, ppm), sódio (Na⁺, ppm), potássio (K⁺, ppm), magnésio (Mg²⁺, ppm), cálcio (Ca²⁺, ppm), cloreto (Cl⁻, ppm) e nitrato (NO₃⁻, ppm).

4.50 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujo solo os metais pesados dos lixiviados foram analisados.

4.51 – Concentrações de metais pesados em lixiviados – Cd (ppm), Ni (ppm), Pb (ppm) e Cr (ppm), por modalidades de correctivo.

4.52 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujas folhas os metais pesados foram analisados.

4.53 – Concentrações em azoto (N, %) e em cloreto (Cl, %), nas folhas de laranjeira, por modalidades de rega e de correctivos.

4.54 – Médias e desvios padrão das concentrações de azoto (N) e cloreto (Cl) em folhas de citrinos, nas modalidades de correctivos – L, E e T (testemunha).

4.55 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujas folhas os metais pesados foram analisados em 2000.

4.56 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujas folhas os metais pesados foram analisados.

4.57 – Concentrações de metais pesados, em folhas de citrinos – Cd, Ni, Pb e Cr (ppm), por modalidades de rega, de correctivo e por ano de ensaio.

4.58 – Médias e desvios padrão das variações anuais (2000-2001) de valores analíticos de metais pesados – Pb, Cd, Cr e Ni (ppm) em folhas de citrinos, nas modalidades de correctivos – L, E, e T.

4.59 – Para modalidades de correctivos, em 2000, as médias de valores de parâmetros de desenvolvimento vegetativo – PT (cm), NFA, AF (cm²), AEF (cm² g⁻¹), AED (cm² g⁻¹) e SPAD.

4.60 – Para modalidades de correctivos, em 2000, as médias de valores de parâmetros de desenvolvimento vegetativo – PT (cm), NFA, AF (cm²), AEF (cm² g⁻¹), AED (cm² g⁻¹) e SPAD.

LISTA DE FIGURAS

- 3.1 – Curvas de precipitação (mm) e de ETp (mm) médias mensais, para Faro.
- 3.2 – Delineamento experimental de fonte pontual de aspersão, com um aspersor circular com 10 m de alcance e valores de $k_c < 1,6$.
- 3.3 – Exemplo de variação do valor da cor típica num relvado, à medida que se verifica um afastamento da fonte pontual de aspersão e uma conseqüente diminuição de valores de coeficientes culturais (k_c).
- 4.1 – Distribuição mensal dos valores mínimos de evapotranspiração cultural (ETc, mm $mês^{-1}$), nas três modalidades – VLAR, VLAN e SGAR, para uma boa aparência visual (BAV) – valor de cor $< 5,5$
- 4.2 – Distribuição mensal de valores mínimos da evapotranspiração cultural (ETc, mm), para uma boa aparência visual (BAV) – valor de cor $< 4,5$, em 3 modalidades – VLAR, VLAN e SGAR.
- 4.3 – Produtividades anuais (matéria seca) dos relvados ($kg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$) nas modalidades – VLAR, VLAN e SGAR, relativas aos coeficientes culturais – k_c (0,1, 0,5, 0,8, 1,2 e 1,6).
- 4.4 – Rectas de regressão das médias de produtividade anuais de relvas, para os coeficientes culturais – k_c (0,1, 0,5, 0,8, 1,2 e 1,6); e rectas definidas pelos valores de boa aparência visual (BAV) para os coeficientes culturais – $k_c = 0,54$ e $k_c = 0,94$.
- 4.5 – Percentagens médias de cloreto (Cl) em peso seco de folhas, desvios padrão e teste Dunnett T3, para quatro relvados – agrostis, “kikuyugrass”, bermuda regada e em sequeiro.
- 4.6 – Logaritmos dos valores das concentrações de organismos indicadores – CT, CF e EF, nas modalidades de AN, AR, RAN e RAR, expressas em NMP/100 mL.
- 4.7 – Médias e desvios padrão das concentrações de sódio – Na ($cmol\ [+]\ kg^{-1}\ terra$), para as diferentes modalidades de rega, durante os anos 2000 e de 2001.
- 4.8 – Médias e desvios padrão de concentrações de cádmio (Cd, ppm) no solo, para as diferentes modalidades de rega, durante os anos 2000 e 2001.

4.9 – Médias e desvios padrão de valores de crómio (Cr, ppm) no solo, para as diferentes modalidades de rega, durante os anos 2000 e 2001.

4.10 – Médias e desvios padrão de valores de níquel (Ni, ppm) no solo, para as diferentes modalidades de rega, durante os anos 2000 e 2001.

4.11 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan para valores de condutividade eléctrica (CE, mS cm^{-1}), sódio (Na^+ , ppm) e cloreto (Cl^- , ppm) nos lixiviados.

4.12 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan para teores de potássio (K^+) e do teste Dunnett T3 para concentrações de nitrato (NO_3^-), em lixiviados e para as diferentes modalidades de rega.

4.13 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Dunnett T3 para as concentrações de bicarbonato (HCO_3^-) em lixiviados.

4.14 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Dunnett T3 para os valores de pH em lixiviados.

4.15 – Médias e desvios padrão das concentrações de cloreto (Cl^- , ppm), em folhas de citrinos, cujos valores diferem significativamente, para modalidades de rega.

4.16 – Valores de área específica da folha (AEF, $\text{cm}^2 \text{ g}^{-1}$) nas modalidades de rega, durante o ano 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

4.17 – Valores de clorofila total (SPAD), nas modalidades de rega, durante o ano de 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Dunnett T3.

4.18 – Valores de perímetros do tronco (PT, cm), nas modalidades de rega, durante o ano 2001, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

4.19 – Valores de clorofila total (SPAD), nas modalidades de rega, durante o ano de 2001, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

4.20 – Médias e desvios padrão dos valores de condutividade eléctrica (CE, dSm^{-1}) no solo, para as modalidades de correctivos, nos anos 1999 e 2000.

4.21 – Em correctivos, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan em valores de condutividade eléctrica (CE, mScm^{-1}) e de sódio (Na^+ , ppm) e do teste Dunnett T3 em valores de cloreto (Cl^- , ppm).

4.22 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan para valores de potássio (K^+ , ppm), magnésio (Mg^{2+} , ppm) e cálcio (Ca^{2+} , ppm).

4.23 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan para valores de potássio (pH).

4.24 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan para concentração de chumbo (Pb, ppm) nos lixiviados, para as modalidades de correctivos.

4.25 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan para as concentrações de chumbo (Pb, ppm), em folhas de citrinos, cujos valores diferem significativamente, para modalidades de correctivo e nos anos 2000 e 2001.

4.26 – Para valores de perímetros do tronco (PT, cm), nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano de 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

4.27 – Para valores de área foliar (AF, cm^2), nas modalidades de correctivos, durante o ano de 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

4.28 – Valores de área específica da folha (AEF, $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$), nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano de 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Dunnett T3.

4.29 – Valores de área específica de discos foliares (AED, $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$), nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

4.30 – Valores de clorofila total (SPAD), nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Dunnett T3.

4.31 – Valores de perímetros do tronco (PT, cm), nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano 2001, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

4.32 – Para valores de área foliar (AF, cm^2) nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano de 2001, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

4.33 – Para valores de área específica dos discos foliares (AED, $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$), nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano de 2001, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

a	Holocénico
A	Areias de praia
A	Compasso
a.C.	Antes de Cristo
AED	Área específica de discos foliares
AEF	Área específica da folha
AF	Área média da folha
AN	Água natural
ANOVA	Análise de variância
AR	Água residual
ARab	Arenosol albic
ARC	Afloramento rochoso de calcários ou dolomias
Asac	Solo salino de salinidade moderada de aluviões de textura pesada, calcário
Ass	Solo salino de salinidade elevada de aluviões de textura mediana
B	Boro
BAV	Boa aparência visual
Bs	Classe de capacidade de uso do solo
C/N	Razão carbono azoto
C	Cretácico
Ca	Cálcio
CaMg (CO ₃) ²	Carbonato de cálcio e de magnésio
Cd	Cádmio
CE	Condutividade eléctrica
CF	Coliformes fecais
Cl ⁻	Cloreto
cm	Centímetro
cmol[+]kg ⁻¹	Centimole de carga positiva por quilograma de solo
CO	Carbono orgânico
CO ₃ ²⁻	Carbonato
Cr	Ascensão capilar
Cr	Crómio
Csa	Clima de características mesotérmicas
CT	Coefficiente de transferência do solo para a planta
CT	Coliformes totais
CUC	Coefficiente de Christiansen
DMRT	Teste de comparação múltiplo de médias de Duncan
Dr	Drenagem
dSm-1	Decisiemenes por metro, unidade de condutividade eléctrica
E	Classe de capacidade de uso do solo
E	Estrume
EDTA	Ácido etilenodiamina tetracético

EF	Estreptococos fecais
ef	Eficiência de rega
EN	Norma Europeia
ET	Evapotranspiração
ETAR	Estação de tratamento de água residual
ETc	Evapotranspiração cultural
ETo	Evapotranspiração de referência
Ex	Litossol de xistos ou grauvaques
Fe	Ferro
FeS	Sulfureto ferroso
FLti	Thionic fluvisol
FLtr	Fluvisol terric
FR	Fertirrega
Fr-Arg-Lm	Textura Franco-Argilo-Limosa
Fr-Lm	Textura Franco-Limosa
g	Gramas
GC	Área de coberto da cultura
ha	Hectare
HCl	Ácido clorídrico
HCO ₃ ⁻	Bicarbonato
I	Dotação de rega
J	Jurássico
K	Potássio
K ₂ O	Potássio
kc	Coefficiente cultural
kg	Quilograma
kPa	Quilo Pascal, unidade de pressão
kr	Coefficiente de área de coberto da cultura
L	Lamas
L	Litro
L h ⁻¹	Litro por hora, caudal
LP	Leptosol
Lr	Lixiviação
Lv	Luvisol
m	Valor médio da precipitação na unidade de tempo
m	Metro
Mg	Magnésio
mL	Mililitro
mm	Milímetro
mm h ⁻¹	Milímetros por hora, concentração de rega
Mn	Manganês
MP/MS	Razão entre a concentração dum elemento na planta e no solo
N	Azoto

Na	Sódio
NFA	Número de folhas por árvore
Ni	Níquel
nm	Nanómetro
NMP	Número mais provável
NO ₃ ⁻	Nitrato
NP	Norma portuguesa
Or.	Orientação
P	Precipitação efectiva
P	Fósforo
P ₂ O ₅	Fósforo
Pb	Chumbo
pH	Logaritmo do inverso da concentração hidrogeniónica
PIB	Produto interno bruto
PIR	Pick irrigation requirement ou dotação máxima de rega
PO ₄ ³⁻	Ortofosfato
ppm	Partes por milhão
PT	Perímetro do tronco
Qa	Areias e cascalheiras de Faro-Quarteira
R ²	Coefficiente de determinação
RAN	Reserva agrícola nacional
RAN	Relvado regado com água natural
RAR	Relvado regado com água residual
RAS	Razão de adsorção de sódio
Rg	Regossolo psamítico não húmido
s	Desvio padrão
SGAR	Salgados rega com água residual
SPAC	Solo planta atmosfera
SPAD	Valor de clorofila total
T	Ausência de lamas e estrume, testemunha
t	Tonelada
VAB	Valor acrescentado bruto
Vcd	Solo mediterrâneo de calcários ou dolomias
VLAN	Vale do Lobo rega com água natural
VLAR	Vale do Lobo rega com água residual
VMA	Valor máximo admissível
VMR	Valor máximo recomendado
Y	Matiz de cor
Zn	Zinco
? S	Variação de água no solo
µg	Micrograma
°C	Grau centígrado

ÍNDICE

RESUMO	vii
ABSTRACT	ix
AGRADECIMENTOS	xi
LISTA DE TABELAS	xiii
LISTA DE FIGURAS	xxi
LISTA DE SIMBOLOS E ABREVIATURAS	xxv
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1. Algarve – caracterização	3
2.2. O Algarve e a água	4
2.3. Águas residuais	7
2.3.1. Rega.....	14
2.3.2. Fertilizantes	15
2.3.3. Salinidade.....	18
2.3.4. Metais pesados.....	21
2.3.5. Contaminação fecal	23
2.4. Lamas urbanas	28
2.4.1. Fertilizantes	30
2.4.2. Salinidade.....	32
2.4.3. Metais pesados.....	32
2.4.4. Contaminação fecal	34
3. MATERIAL E MÉTODOS	37
3.1. Condições climáticas	38
3.2. Delineamento experimental nos campos de golfe	40
3.2.1. Caracterização do campo experimental – golfe dos Salgados	43
a) Localização.....	43
b) Solo	44
c) Água	43
d) Fertilizantes	45
e) Relvado.....	46
3.2.2. Caracterização do campo experimental – golfe de Vale do Lobo.....	46
a) Localização.....	46
b) Solo	47
c) Água	47
d) Fertilizantes	49
e) Relvado.....	49

3.2.3. Método da fonte pontual por aspersão	50
3.2.4. Método de avaliação da produtividade dos relvados.....	51
3.2.5. Método da graduação visual – coeficientes culturais.....	51
3.2.6. Potencial extractante de cloreto pelos relvados.....	54
3.2.7. Número Mais Provável – indicadores microbiológicos de contaminação fecal	54
3.3. Delineamento experimental no pomar de citrinos.....	55
3.3.1. Caracterização do campo experimental – pomar de citrinos do Fialho62	
a) Localização.....	62
b) Solo	62
c) Água	65
d) Fertilizantes e correctivos	67
e) Citrinos	71
3.3.2. Métodos analíticos físico-químicos em terras	72
3.3.3. Métodos analíticos físico-químicos em águas de rega e em lixiviados74	
3.3.4. Métodos analíticos físico-químicos em correctivos e em folhas.....	75
3.3.5. Desenvolvimento vegetativo	77
3.4. Análise estatística	79
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	81
4.1. Rega com águas residuais em relvados	81
4.1.1. Dotação de rega – qualidade dos relvados	81
a) Dotação de rega para valores de cor <5,5	81
b) Dotação de rega para valores de cor <4,5	84
4.1.2. Dotação de rega – produtividade dos relvados.....	87
4.1.3. Salinidade	91
4.1.4. Indicadores microbiológicos de contaminação fecal.....	93
4.2. Rega com águas residuais num pomar de citrinos	98
4.2.1. Solo.....	98
4.2.1.1. Nutrientes	99
a) Nutrientes no período 1999-2000.....	99
b) Nutrientes no período 2000-2001	101
c) Metais pesados	105
4.2.2. Lixiviados.....	111
4.2.2.1. Nutrientes	111
4.2.2.2. Metais pesados	117
4.2.3. Plantas – citrinos	119
4.2.3.1. Nutrientes	119
4.2.3.2. Metais pesados	122
4.2.3.3. Desenvolvimento vegetativo	125
a) Desenvolvimento vegetativo no ano 2000	125
b) Desenvolvimento vegetativo no ano 2001	127

4.3. Aplicação de lamas urbanas como correctivo num pomar de citrinos..	131
4.3.1. Solo.....	131
4.3.1.1. Nutrientes	131
a) Nutrientes no período 1999-2000.....	131
b) Nutrientes no período 2000-2001	134
4.3.1.2. Metais pesados	137
4.3.2. Lixiviados.....	140
4.3.2.1.1. Nutrientes	140
4.3.2.1.2. Metais pesados	144
4.3.3. Plantas – citrinos	147
4.3.3.1. Nutrientes	147
4.3.3.2. Metais pesados	149
4.3.3.3. Desenvolvimento vegetativo	152
a) Desenvolvimento vegetativo no ano 2000	153
b) Desenvolvimento vegetativo no ano 2001	158
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	163
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	165
7. ANEXOS	176

A – Zonas edáficas do Algarve (CCRA, 1989)

B – Localização dos campos de golfe e dos aquíferos mais importantes do Algarve (UAlg, 2003)

C – Grandes aproveitamentos hidro-agrícolas do Algarve (Monteiro, 2001)

D – Vista da ETAR Nascente de Faro, com pormenor da saída do efluente

E – Imagem aérea do pomar do Fialho e da ETAR Nascente de Faro

F – Plantação das laranjeiras do pomar do Fialho

G – Campo experimental no golfe dos Salgados, onde a produtividade foi avaliada por meio de colheitas de amostras de relva aparada com uma tesoura de jardinagem assimétrica, segundo isoietas definidas e área limitada de 0,25 m²

H – Imagem aérea do campo experimental no golfe dos Salgados

I – Imagem aérea do campo experimental e da ETAR, no golfe de Vale do Lobo

1. INTRODUÇÃO

Desde a Antiguidade que a utilização das águas e de lamas domésticas é feita na agricultura. Actualmente o uso destes resíduos encontra-se generalizado, não só na bacia Mediterrânica, como em muitos outros locais (Angelakis e Tchobanoglous, 1997).

A utilização das águas residuais e de lamas urbanas apresenta duas vertentes principais (Tapias, 1997; Asano, 2002a) – a económica (disponibilizar recursos de forma lucrativa); e a ambiental (evitar a poluição provocada pelo lançamento de resíduos no ambiente e realizar a sua última depuração). Simultaneamente poderão contribuir para a redução da exploração dos aquíferos (Salgot *et al.*, 2001).

Apesar das águas residuais representarem um recurso hídrico alternativo, a sua utilização não está vulgarizada no Algarve (Monte 1996; Angelakis *et al.* 1999) e limita-se praticamente à rega de um campo de golfe. As lamas urbanas têm sido esporadicamente utilizadas por agricultores como fertilizantes. Estes resíduos são normalmente lançados nos cursos de água (efluentes), ou depositados em aterros sanitários (lamas). As soluções referidas não parecem adequadas, tanto em termos económicos, como ambientais.

Nas últimas décadas, tem-se verificado nesta Região, simultaneamente o incremento das áreas regadas e o desenvolvimento urbano-turístico. O aumento de consumo tem aumentado a exploração dos recursos hídricos subterrâneos e conseqüentemente, a procura de outras opções (onerosas e discutíveis em termos ambientais) como sejam a construção de barragens (Hamdy, 1999; Cunha, 2002).

No semestre estival, verifica-se a conjugação dos factores – maior produção de efluentes urbanos e aumento das necessidades hídricas das culturas, o que representa uma vantagem acrescida no aproveitamento das águas residuais no Algarve (Ambio, 2001). Deste modo será possível combinar a utilização deste recurso hídrico, com a redução da poluição.

A aplicação de lamas urbanas na agricultura, como fertilizante, afigura-se com potencialidades para o litoral do Algarve, considerando a reduzida toxicidade (metais pesados) em presença. Além disso, os solos desta Região, são caracterizados por acidez elevada (SROA, 1959b) e por serem deficitários em matéria orgânica (Oliveira, 1967), pelo que a aplicação destes resíduos, como correctivos, pode representar uma vantagem para as culturas (Pinto).

No âmbito da utilização destes resíduos (águas residuais e lamas urbanas) deverá ter-se em conta determinados factores negativos que poderão ocorrer. Entre os factores mais importantes, contam-se a contaminação por metais pesados, por microrganismos patogénicos e a salinidade (Brito *et al.*, 1992; Dionísio, 1996; Beltrão *et al.*, 2002).

Os objectivos globais deste trabalho consistiram na avaliação das respostas de relvados e de um pomar de citrinos à aplicação das águas residuais depuradas na rega e de lamas urbanas como fertilizantes do solo. Água natural, fertirrega e estrume foram utilizados como termos de comparação.

Os objectivos específicos foram de ordem económica e de ordem ambiental:

Objectivos económicos:

- Desenvolvimento vegetativo (relvas e citrinos) e qualidade dos relvados;
- As águas residuais, como fontes hídrica e de nutrientes (relvas e citrinos);
- As lamas urbanas como fertilizantes (correctivo e nutrientes) do solo (citrinos).

Objectivos ambientais:

- Eficiência de mecanismos depuradores do sistema solo-água-plantas (salinidade, metais pesados e nutrientes), correspondentes a um tratamento adicional (relvas e citrinos);
- Avaliação microbiológica nas águas de rega e nas plantas (relvas), contribuindo assim para a eliminação de microrganismos indesejáveis.

Os ensaios foram realizados à escala real, utilizando relvados de campos de golfe e um pomar de citrinos, que são as culturas regadas mais representativas no Algarve (Guerreiro, 1992; UAlg, 2003). Os aspectos económicos considerados foram a poupança de água e de fertilizantes, quando da aplicação destes resíduos nas culturas.

Os aspectos ambientais foram equacionados de acordo com os mecanismos depuradores do sistema água-solo-plantas (Tapias, 1997). A qualidade microbiológica das águas de rega e das plantas foi estudada na óptica de salvaguardar a saúde pública (Decreto-Lei n.º 236/98, 1998; Salgot, 1999). A contaminação provocada pela salinidade e pela presença de metais pesados nas lamas e nas águas residuais foi analisada nas plantas, nos solos e nos lixiviados (Portaria n.º 176/96, 1996; Decreto-Lei n.º 236/98, 1998).

A aplicação de resíduos orgânicos (águas residuais e lamas), apresenta-se como uma prática com potencialidades. Trata-se de uma problemática pluridisciplinar, o que constitui um incentivo para a investigação. A experiência acumulada em várias latitudes não invalida a necessidade da experimentação localizada, a fim de dar resposta às reais necessidades dos utilizadores, tais como:

- A rega com águas residuais e a aplicação de lamas contribuem para um tratamento adicional aos convencionais realizados nas estações de tratamento;
- A rega com águas residuais e a aplicação de lamas contribuem para a eliminação de resíduos indesejáveis;
- A ligação entre os parâmetros de desenvolvimento vegetativo, de nutrientes e de salinidade;
- A quantificação de potenciais de remoção de cloreto no solo por diferentes relvados;
- A relação entre aspectos químicos e a qualidade das águas de rega – nutrientes, salinidade e metais pesados;
- A relação entre aspectos sanitários e a qualidade das águas de rega, por meio de microrganismos indicadores;
- A aplicação do método de fonte pontual de aspersão, em relvados, com o objectivo de avaliar quais as dotações de rega mais convenientes;
- A conjugação da utilização de escalas de cores e do método de fonte pontual por aspersão, com o objectivo de determinar a boa aparência visual (BAV) dos relvados e consequentemente avaliar as dotações de rega mais convenientes.

2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Algarve – caracterização

Localizado no extremo sudoeste da Península Ibérica, o Algarve com área aproximada de 500 000 ha (Leitão, 1970), é caracterizado pela existência de zonas naturais muito específicas e determinantes, nos aspectos hidro-geo-pedológico, clima-flora-fauna e paisagístico-humano.

Percorrendo as regiões naturais de norte para sul, encontramos a Serra, 60% da área do Distrito, com formações geológicas da idade carbonífera – Paleozóico (Costa *et al.*, 1985), que originam solos ácidos e esqueléticos de xistos (SROA, 1959b; Leitão, 1970). A impermeabilidade característica tem permitido a construção de milhares de barragens das mais variadas dimensões (Guessen, 1987).

Segue-se uma zona de vales estreitos, com apenas 13 000 ha, que cortam longitudinalmente todo o Algarve, denominada de Beira-Serra ou Gola Vulcano-Sedimentar (Leitão, 1970; SGMP, 1992).

O Barrocal é a segunda maior zona natural, com quase 120 000 ha e geologicamente consiste em formações Jurássicas e Cretácicas de Calcários permeáveis, os quais propiciam que os recursos hídricos subterrâneos sejam muito abundantes (Leitão, 1970; Almeida *et al.*, 2000).

Por último, não por ordem de importância, encontra-se o Litoral, de formações geológicas muito recentes – Antropozóicas (SGMP, 1992), onde predominam os solos ligeiros e ácidos, de areias e arenitos e os aluviões que podem ser mais ou menos salgados – sapais (SROA, 1959b; Kopp *et al.*, 1989). O Anexo A apresenta as regiões edáficas do Algarve (Paquete e Costa, 1989). Nesta última zona, a mais sensível e conflituosa, pela grande importância das actividades económicas intervenientes, coexistem/competem por espaço, água e mão-de-obra, os grandes centros urbanos, o turismo, a agricultura, as pescas e alguma indústria (CCRA, 1991; UAlg, 2003).

O Litoral parece mais vocacionado para a aplicação de águas residuais e de lamas urbanas, tendo em consideração que é aqui que se encontram em maior número e com maiores dimensões, as estações de tratamento de águas residuais (Ambio, 2001). Também os solos pobres e ácidos, predominantes, beneficiariam com a aplicação destes resíduos, caracterizados por teores em matéria orgânica elevados, reacção química alcalina e pela riqueza em nutrientes (SROA, 1959b; Brito *et al.*, 1996).

O clima do Algarve é Mediterrânico e segundo Köppen (1936) a classificação mais representativa é Csa, de características mesotérmicas (temperado), definido por Invernos amenos e chuvosos e Verões quentes e secos. As amplitudes térmicas, ao longo do ano, são bastante reduzidas, como se pode verificar pelas diferenças verificadas entre os valores médios mensais do mês mais frio (Janeiro, 11,3°C) e do mês mais quente (Julho, 23,8°C). As temperaturas mínimas negativas podem ocorrer mas com pouca frequência nos meses de Dezembro, Janeiro e Fevereiro, segundo dados

recolhidos na Direcção Regional de Agricultura do Algarve, para o período de 1986-2001. Não se verificam quedas de neve nem são de temer as geadas (Cunha, 1957).

A população residente no Distrito do Algarve aproxima-se dos 400 000 habitantes (INE, 2001). O turismo é a actividade propulsora da economia Regional, atraindo cerca de 10 milhões de visitantes anualmente, com incidência no período estival, segundo elementos fornecidos pela Região de Turismo do Algarve para o ano 2000.

Na economia Regional assistiram-se a mudanças significativas, nas últimas três décadas, com o aparecimento do turismo e a expansão da agricultura de regadio. O PIB (produto interno bruto) regional representou $3\,565 * 10^6$ €, a que correspondeu um valor acrescentado bruto (VAB) de $3\,345 * 10^6$ € (INE, 2001).

O turismo de praia, com incidência no Verão, é complementado no resto do ano com a prática do golfe (Calé, 2002; UAlg, 2003). Este desporto contribuiu no ano de 2002, com cerca de $350 * 10^6$ € para as receitas turísticas da Região, soma que corresponde a 11% do seu total, segundo dados não publicados de 2002 da RTA.

A agricultura é um parceiro económico importante, especialmente no sector de citricultura. Outros produtos como sejam os frutos secos, as hortícolas, a pecuária e a cortiça (Costa, 1996), que já conheceram melhores dias, contribuem também para esta actividade económica que representa para a economia regional, em termos de VAB, cerca de 5,2% (INE, 2001). A agricultura de regadio abrange 4,4% da área regional (INE – DRAAg, 2000).

A pesca e a cultura de bivalves são actividades tradicionais que importa preservar, nomeadamente pela defesa dos ecossistemas costeiros, ameaçados pelo lançamento dos efluentes urbanos. O VAB destas actividades representa 3,0% da economia regional (INE, 2001).

A mineração resume-se à exploração de inertes (areeiros, pedreiras e feldspatos) e salgema e apresenta o reduzido VAB de 0,4%, relativo ao total da Região (INE, 2001). A indústria é pouco expressiva, como se depreende pelo VAB, que representa apenas 4,8% da economia Regional, pelo que não serão esperar nos efluentes e nas lamas urbanas da Região, teores elevados de metais pesados. Esta característica, não poluente, representa uma vantagem para a sua utilização, como fertilizante na agricultura.

2.2. O Algarve e a água

Habis, herói mitológico de Tartessos, é exposto primeiro no cimo de um monte, depois num vale e, finalmente, lançado ao mar, sobrevivendo a estas provações. Esta lenda proveniente desta civilização proto-histórica do sudoeste da península Ibérica (séculos VIII - VI a.C.), testemunha a importância que então era atribuída ao ciclo da água (Dias, 1999).

As principais actividades consumidoras de água são, no Algarve, a rega em agricultura e o turismo associado a espaços verdes de lazer (golfs). Estas actividades recorrem aos

aquíferos (muito produtivos no Barrocal) e a barragens (na Serra) para suprir as necessidades de rega (Gonçalves *et al.*, 1984 e 1986; Almeida *et al.*, 2000).

Em climas Mediterrânicos, como no Algarve, assiste-se a um período de seca estival e nestas condições, torna-se conveniente, ou obrigatório, recorrer à prática da rega para colmatar as necessidades hídricas das culturas (Raposo, 1994). Em cultivares exóticas, como é o caso dos citrinos e dos relvados, as mais representativas no Algarve (INE - DRAAg, 2000; UAlg, 2003) e que foram utilizados como material vegetal nos ensaios experimentais deste estudo, a prática da rega é imprescindível.

A maior parte (90%), da área de regadio regional é ocupada por citrinos sector que se expandiu a partir do início da década de 70 (Guerreiro, 1992; INE - DRAAg, 2000). Encontram-se em actividade no Algarve, três dezenas de campos de golfe, com uma área unitária média de cerca de 60 ha, os quais estão representados no Anexo B (UAlg, 2003). Enquanto que a área de citrinos (20 000 ha) se encontra estabilizada, espera-se para os campos de golfe (2 000 ha) uma taxa de crescimento de cerca de 2% ao ano, até ao ano 2020 (Guerreiro, 1992; UAlg, 2003).

A rega por aspersão é mais frequente em campos de golfe e noutros espaços verdes de lazer, ainda que também se utilize rega enterrada. Nos pomares utilizam-se principalmente sistemas de rega localizada – gota-a-gota e mini-aspersão (Raposo, 1994). A rega por gravidade deixou gradualmente de ser uma opção para a agricultura regional.

Admitindo para as áreas agrícolas de regadio e de campos de golfe os valores unitários anuais de dotação de rega de 900 mm e de 1130 mm, os consumos anuais de água, para satisfazerem estas culturas, aproximar-se-ão respectivamente de $180 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ e de $20 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (Allen *et al.*, 1998).

A população residente no Algarve é de 400 000 habitantes (INE, 2001), para uma capitação equivalente de 160 L de água por dia (Ambio, 2001), consumirá, anualmente, cerca de $25 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Quanto à população flutuante sazonal, que é da ordem de $10 \cdot 10^6$ habitantes, e admitindo uma permanência individual média de duas semanas, segundo dados não publicados da (RTA) Região de Turismo do Algarve, de 2000, estima-se o consumo hídrico anual igualmente em $25 \cdot 10^6 \text{ m}^3$.

Os principais perímetros de rega do Algarve – Alvor, Silves e Sotavento são servidos pelas barragens da Bravura e de Beliche-Odeleite no Barlavento e pelas barragens de Funcho-Odelouca no Sotavento. A sua capacidade útil máxima de armazenamento ronda os $270 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (DRAA, 1999). Esta capacidade é, no entanto, irregular ao longo do ano e entre anos de seca e chuvosos, de modo que o armazenamento útil é na realidade bastante inferior e poderemos considerar um valor médio de $170 \cdot 10^6 \text{ m}^3$.

Os consumos hídricos destinados à rega, provenientes das grandes barragens, limitam-se a $24 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. O Anexo C apresenta os perímetros de rega que corresponde a uma área aproximada de 7000 ha, segundo dados não publicados da Direcção Regional de Agricultura do Algarve (DRAAg, 2002). Estes caudais destinados à rega são no entanto mais elevados, devido a perdas nas condutas, anteriores da chegada à parcela (cerca de 35%) e corresponderão a cerca de $32 \cdot 10^6 \text{ m}^3$.

Considera-se que uma parte substancial (70%) do abastecimento à população e ao turismo é proveniente das grandes barragens do Algarve (Ambio, 2001). Admitindo que as perdas hídricas antes do consumidor se aproximam de 35%, os consumos hídricos referentes à população residente e ao turismo, que são supridos pela água das barragens, ronda os $47 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Deste modo, a água proveniente das barragens, destinada à agricultura e à população residente e flutuante, aproximam-se de $80 \cdot 10^6 \text{ m}^3$.

Como se pode verificar, grande parte das necessidades hídricas do Algarve (cerca de $170 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) continuam a ser colmatadas, recorrendo aos sistemas de aquíferos, os quais não são inesgotáveis. Estima-se que, o somatório dos recursos renováveis dos 17 aquíferos mais produtivos do Algarve totalize entre $200 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (Almeida *et al.*, 2000) e $220 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (Lencastre e Franco, 1984).

Além de limitados, os aquíferos são vulneráveis à contaminação por intrusão salina, nomeadamente, quando se situam no Litoral, e são provenientes de sistemas localizados abaixo do nível do mar (Gonçalves *et al.* 1984, 1986; DRAA, 1999). Outros tipos de poluição podem ocorrer, em especial pelos nitratos, cuja problemática está legislada no Decreto-Lei n.º 235/97 (1997).

Será legítimo admitir que o consumo anual de água no Algarve, em especial no Litoral, se aproxima de $270 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Deste montante, cerca de 70,4% será destinada à agricultura; 7,4% aos espaços verdes de lazer (golfs); e os restantes 22,2% serão consumidos, equitativamente, entre a população residente e a turística. Pode-se deduzir que o consumo de água no Algarve decuplicou no final do século, sabendo-se que, tanto o turismo como a agricultura de regadio, surgiram em larga escala no início da década de 70 (CCRA, 1991).

A Tabela 2.1 apresenta para o Algarve, de forma resumida, alguns valores indicativos referentes a áreas de regadio, ao número de habitantes residentes e à população flutuante, consumos hídricos por actividade, produções actuais e produtividades potenciais dos aquíferos. Como se pode observar, a utilização dos recursos do sistema de aquíferos ($190 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) encontra-se próximo do seu potencial de produção máxima. Por outro lado, a capacidade de armazenamento das grandes barragens encontra-se ainda na fase de sub exploração (47%).

Tabela 2.1 – Valores de áreas de regadio, nº de habitantes equivalentes das populações residente e flutuante, consumos hídricos, produções actuais e potenciais dos aquíferos, no Algarve (DRAA, 1999; DRAAg, 2000; RTA, 2000; Ambio, 2001; INE, 2001; UAlg, 2003).

	Área, ha	Nº habit. equiv., 10^3	Consumo, 10^6 m^3	Origem, 10^6 m^3	Potencial, 10^6 m^3
Agricultura regada	20 000	-	190	-	-
Golfs e zonas verdes	2 000	-	20	-	-
População fixa	-	400	30	-	-
População flutuante anual	-	400	30	-	-
Barragens	-	-	-	80	170
Aquífero	-	-	-	190	200
Algarve	500 000	800	270	270	370

O Algarve encontra-se ciclicamente em situação de carência hídrica devido aos anos de seca e ao aumento das áreas regadas. Tanto a agricultura (citrinos), como os espaços verdes de lazer (campos de golfe), sem esquecer o aspecto urbano-turístico, poderão ser prejudicados por situações de escassez hídrica (Beltrão *et al.*, 2002).

Para melhor gerir os recursos hídricos da Região, dando prioridade à auto sustentabilidade, as opções mais viáveis que se apresentam, consistem em gerir as necessidades hídricas de uma forma integrada, prioritariamente dirigida para os aspectos de economia de água em todos os sectores económicos (INE, 2001; UAlg, 2003).

Uma atenção especial deverá ser prestada ao regadio, por meio da aplicação de sistemas de rega mais adequados e pela reutilização da água. O primeiro aspecto refere-se ao uso de técnicas culturais evoluídas, no sentido de aumentar a eficiência de rega, para promover uma maior economia de água (Beltrão *et al.*, 2002). No segundo, constata-se que as águas residuais poderão desempenhar um papel importante no Algarve, como alternativas a outras fontes de abastecimento, nomeadamente em anos de seca (Beltrão *et al.*, 1996a; Angelakis, 1999). Consequentemente, poderão ser libertados recursos hídricos de melhor qualidade, para outros fins mais exigentes do que a rega (Hamdy, 1999).

2.3. Águas residuais

O tratamento de águas residuais urbanas e industriais é um processo normalmente dispendioso, mas foi assumido como necessário e imprescindível para salvaguardar a saúde pública e preservar o meio ambiente. Se nos países industrializados, grande parte dos efluentes são tratados, em zonas mais desfavorecidas este objectivo está longe de ser atingido – metade da população mundial não tem acesso a saneamento básico (Metcalf e Eddy 1991; Ball, 2002). Segundo Pinto, em 1999 e em Portugal, o tratamento de águas residuais domésticas, aproximava-se da média mundial (55%).

Segundo Asano (2002-b), a definição dos conceitos mais importantes sobre a depuração e o uso das águas residuais são necessários para facilitar a comunicação entre as diversas partes intervenientes e são os seguintes:

- Depuração, é o tratamento ou processamento da água residual com o objectivo de a tornar utilizável;
- Utilização, é o uso da água residual depois de depurada, com fins lucrativos tais como na rega, em aquicultura ou na indústria (refrigeração);
- Água residual depurada, é o efluente tratado para um determinado uso;
- Aplicação, requer a presença de tubagem e de outras infra-estruturas para a condução do efluente depurado;
- Reciclagem da água, envolve normalmente apenas um uso e um utilizador, de modo que o efluente é reconduzido para o delineamento inicial.

Ainda segundo aquele autor, as utilizações de águas residuais depuradas podem ser incluídas em oito categorias:

- Rega em agricultura;
- Rega de espaços verdes;
- Usos ambientais, como em lagoas paisagísticas;
- Aquicultura;
- Uso industrial como seja a refrigeração;
- Usos urbanos de água não potável, como sistemas de lavagens e autoclismos;
- Usos urbanos de água potável;
- Recarga de aquíferos.

A depuração das águas residuais e a sua aplicação focam dois objectivos principais (Asano, 2002b):

- O efluente tratado deve ser utilizado como um recurso hídrico com finalidades económicas;
- Evitar indesejáveis despejos de efluentes em cursos de água, lagos e praias, reduzindo deste modo também a poluição dos aquíferos.

Segundo o mesmo autor, os múltiplos usos das águas residuais baseiam-se em três princípios fundamentais:

- Sujeitar as águas residuais a tratamento suficiente, a fim de se adequarem à utilização em vista;
- Proteger a saúde pública;
- Ganhar a confiança dos utentes.

A água residual parcialmente tratada e racionalmente aplicada, tem efeitos benéficos para as culturas, quer como fonte hídrica, quer pelo fornecimento de nutrientes para as plantas. As culturas desenvolvem-se à custa dos nutrientes dissolvidos na água, nomeadamente azoto e fósforo. A rega poderá ser ainda considerada como um tratamento adicional da água residual, na medida em que o solo e as plantas servem de meio retentor e depurador de microrganismos patogénicos e de matérias indesejáveis (Asano, 1998; Pinilla 1998).

Segundo Tapias (1997), os mecanismos depuradores físico-químico e sanitário do sistema Solo-Planta-Atmosfera *Continuum* (SPAC) relacionam o meio natural (solo) de desenvolvimento das plantas terrestres (culturas) com os mecanismos de perda de vapor de água através do solo e das plantas (evapotranspiração) e da precipitação natural ou artificial (rega).

Quando os efluentes são utilizados na rega, o solo funciona como um tratamento adicional. Como corpo poroso que é, torna-se num agente de retenção e de filtração de substâncias em suspensão. Assiste-se paralelamente a uma acção depuradora, provocada pela atmosfera do solo, pela oxidação da matéria orgânica e pela morte e inactividade de microrganismos anaeróbicos. Especialmente, quando o sistema de rega é por aspersão, observa-se um decréscimo de microrganismos patogénicos, provocado pela acção de ultravioletas provenientes da radiação solar (Oron e Beltrão, 1993).

Teoricamente será possível obter água de qualquer qualidade a partir de qualquer origem e o limite pode ser o custo da operação. Quando as alternativas não abundam, o efluente pode ser regenerado ao ponto de voltar a ser potável, como se verifica em Windhoek, a capital da Namíbia, desde 1968 (Asano, 1998).

É na agricultura que mais se utilizam, e há mais tempo, as águas residuais, já que estes resíduos não diferem substancialmente de outros tipos de fertilização tradicionais. Não é de admirar, que em Creta tenham sido encontrados vestígios da utilização de águas domésticas, com mais de 5 000 anos (Angelakis *et al.*, 1999).

Em climas áridos e semi-áridos, a reutilização da água é uma prática amplamente utilizada. Como exemplos de importância e de versatilidade nesta matéria, são dignos de destaque a China, o México e as regiões mais meridionais e secas dos Estados Unidos (Asano, 1998). Na Florida decorre um projecto de rega em citrinos, com mais de 15 anos, que utiliza águas depuradas e que abrange mais de 1700 ha. Neste projecto, assistiu-se à duplicação da utilização desta fonte hídrica e ao aumento de 60% da área regada entre 1992 e 2000 (Parsons, 2001).

Nas regiões Mediterrânica e do Médio Oriente, técnicos e políticos concordam que a falta de água é um problema cuja resolução não pode esperar e, por isso, a reutilização da água apresenta-se como o grande desafio do século XXI (Asano, 2002-a). Países como Israel, Chipre, França, Grécia, Itália, Malta, Marrocos, Espanha, Tunísia, Argélia, Egipto, Jordânia, Líbano, Líbia e Síria têm planos nacionais de reutilização da água (Angelakis *et al.*, 1999). Na Espanha existe pouca informação acerca da utilização de águas residuais na rega de citrinos, apesar de se encontrarem em curso projectos relacionados (Lapena *et al.*, 1995). Neste País legislou-se, com o objectivo da reutilização dos recursos hídricos, na rega de campos de golfe. Inicialmente consideradas como um problema ambiental, as águas residuais na Florida, são actualmente uma forma de satisfazer as necessidades de rega (Parsons *et al.*, 2001).

Em Portugal a utilização de águas residuais depuradas não é uma prática tradicional, tanto mais que até 1974 o tratamento de águas residuais no País era praticamente inexistente. Na sua dissertação de doutoramento, que constitui um marco incontornável, sobre esta problemática em Portugal, Monte (1996), considera que Portugal não dispõe ainda de um ordenamento jurídico sobre o assunto.

Com efeito, a legislação Nacional então existente reduzia-se principalmente ao Decreto-lei n.º 70/90 (1990), que refere explicitamente que as águas residuais se incluem no domínio público hídrico do Estado; e o Decreto-lei n.º 74/90 (1990), que parte do conceito de utilização da água para fixar as características mínimas de qualidade a que a água deve obedecer em função do tipo de utilização, ressaltando expressamente as águas residuais, para as quais definiu o estabelecimento de normas uniformes de emissão. A Directiva 91/271/CEE (1991), define águas residuais urbanas, domésticas e industriais de acordo com a proveniência do efluente. Assim, as águas residuais domésticas são efluentes de serviços e de instalações residenciais provenientes das actividades domésticas; as águas residuais industriais resultam das actividades comerciais e industriais; e as águas residuais urbanas são efluentes domésticos ou provenientes da mistura de águas residuais domésticas com águas residuais industriais e/ou águas de escoamento pluvial. Em Portugal a maioria dos colectores da rede pública de saneamento básico são comuns a actividades domésticas, comerciais e industriais (pequenas ou grandes indústrias), o que origina uma existência maioritária de águas residuais urbanas (Domingues, 1997).

Entretanto surgiu mais legislação relativa às águas residuais, como o Decreto-lei n.º 152/97 (1997), cujas disposições se aplicam à recolha, tratamento e descarga de águas

residuais urbanas no meio aquático; e com o Decreto-lei n.º 236/98 (1998), sobre o uso e a qualidade da água, nomeadamente quando destinada à rega (Anexo XVI). O Decreto-lei n.º 152/97 (1997), traça uma panorâmica dos objectivos que se pretendem atingir por meio da legislação existente, à data da sua publicação.

Pelo Decreto-lei n.º 74/90 (1990), ficaram definidas as normas de qualidade a que as águas superficiais devem obedecer, em função dos respectivos usos. Com a publicação dos Decretos-Leis n.ºs 45/94 (1994), 46/94 (1994) e 47/94 (1994), ficaram definidos respectivamente o processo de planeamento dos recursos hídricos, o regime de licenciamento das utilizações do domínio hídrico e o regime económico e financeiro das utilizações do domínio público hídrico.

A Directiva n.º 91/271/CEE (1991), na parte relativa à concepção dos sistemas de drenagem e de tratamento, bem como ao regime de licenciamento das descargas de águas residuais urbanas e industriais, encontra-se já transposta através das normas constantes respectivamente do Decreto Regulamentar n.º 23/95 (1995) e dos diplomas legais a que acima se fez referência. O presente diploma legal, pelo qual se efectua a restante transposição para o direito interno da mencionada directiva, diz respeito a algumas das condições gerais a que uma dada utilização do domínio hídrico, a descarga de águas residuais urbanas nos meios aquáticos, deve observar.

Tendo ficado estabelecido no Decreto-Lei n.º 207/94 (1994) a responsabilidade de as entidades gestoras dos sistemas de distribuição pública de água e de drenagem pública de águas residuais elaborarem planos tendo em vista a melhoria dos níveis de atendimento e de qualidade dos serviços prestados. Definem-se, deste modo, as metas temporais e os níveis de tratamento que deverão enformar os referidos planos para todos os sistemas de drenagem pública de águas residuais que descarreguem nos meios aquáticos. Nessa conformidade, constitui objectivo deste diploma a protecção das águas superficiais dos efeitos das descargas de águas residuais urbanas, que se integra no objectivo mais vasto da protecção do ambiente. O cumprimento dos objectivos acima referidos exige um esforço político, técnico e financeiro elevado, associado a uma criteriosa análise das soluções técnicas de drenagem e tratamento das águas residuais urbanas, que a diversidade das situações impõe. Assim, cada município, no âmbito do quadro legal em vigor, deverá procurar a solução mais adequada, numa dupla perspectiva de eficácia da aplicação de recursos e de protecção ambiental.

Voltando ao Algarve, e aos efluentes, estima-se que estão em funcionamento cerca de uma centena de infra-estruturas destinadas ao seu tratamento, as quais servem uma população que varia entre 240 000 habitantes equivalentes, na época baixa, e o triplo na época alta. O nível de tratamento situa-se entre o preliminar e o primário, mais frequente nos pequenos aglomerados populacionais e o secundário utilizado nos centros de maiores dimensões (Ambio, 2001).

O destino final dos efluentes é, regra geral, os cursos de água ou as praias (por meio de emissários submarinos). Parte do afluente tratado pela ETAR de Armação de Pêra é utilizado na rega do campo de golfe dos Salgados, o qual serviu para ensaios desta dissertação.

Nas condições particulares do Algarve, onde a carência de recursos hídricos não pode ser considerada como dramática, as aplicações de águas residuais deverão incidir na

rega, nos usos paisagísticos e eventualmente em aquicultura. Estudos relacionados com a depuração de efluentes, provenientes de piscicultura, por meio de culturas hidropônicas foram desenvolvidos na Universidade do Algarve (Chaves *et al.*, 2000). Também nesta Universidade tem sido feita experimentação sobre rega com águas residuais (Beltrão *et al.*, 1996a; Dionísio *et al.*, 2001). O mesmo se tem verificado relativamente ao uso de lamas urbanas (Brito *et al.*, 1996).

Os usos industriais e urbanos de águas residuais implicam, frequentemente, investimentos substanciais e proibitivos, em infraestruturas, para atingir níveis de depuração adequados, onde poderão ser necessários sistemas de canalização triplos – água potável, água residual e água depurada (Mujeriego e Asano, 1991).

A recarga de aquíferos subterrâneos por meio de águas residuais é uma prática largamente utilizada com a finalidade de armazenamento e de contrariar fenómenos de intrusão de águas marinhas. Esta prática é discutível no Algarve, dado que os aquíferos subterrâneos existentes são abundantes (Almeida *et al.*, 2000), de boa qualidade e largamente utilizados (Tröger *et al.*, 1986). Pelo contrário, medidas de combate à poluição devem ser implementadas nestes aquíferos, associados a rochas cársicas (SGMP, 1992) e a solos delgados de Vcd – Solos Mediterrâneos Vermelhos ou Amarelos de Materiais Calcários Compactos ou Dolomias (SROA, 1959b) ou LVk – Luvisols calcic (FAO-ISSS-ISRIC, 1998), devido ao deficiente poder de depuração que estes solos, cartografados na Reserva Ecológica Nacional proporcionam (CCRA, 1991).

Aspectos especialmente económicos e outros mais relacionados com o ambiente, podem ser equacionados, na óptica da utilização dos efluentes depurados.

Relativamente ao preço a cobrar pela água, muitas fórmulas foram experimentadas ao longo do tempo, tomando em consideração factores como a relação entre a procura e os recursos disponíveis, o tipo de utilização e aspectos de ordem cultural e religiosa. Desde o início das grandes civilizações oriundas da Mesopotâmia e do Egipto, por volta do ano 3 500 a.C., que os homens procuram gerir este recurso, o melhor possível – refira-se na Babilónia o “Código de Amurabi”, anterior a 1 686 a.C., que regulamenta a partilha e distribuição das águas (Raposo, 1994).

Os conceitos de preço da água são variáveis e por exemplo na religião Muçulmana é simplesmente proibida a sua comercialização. Em Portugal, a partilha de águas é a causa de conflitos frequentes entre agricultores.

A eficiência do uso da água tem sido definida com diversos objectivos por hidrologistas, fisiologistas e agrónomos, dependendo da ênfase que cada qual deseja dar a determinados aspectos do problema (Oweis e Hachum, 2000). Num contexto em que se incluem recursos, consumos e aspectos económicos e ambientais, torna-se evidente a necessidade de uma política de gestão hídrica. Para o êxito da aplicação de técnicas de gestão dos recursos hídricos, será necessário o apoio dos cidadãos e das instituições públicas e privadas intervenientes no processo. Uma legislação abrangente e flexível será da maior importância para compatibilizar recursos, utilizadores e ambiente (Salgot e Angelakis, 2002).

O aspecto mais vantajoso para as culturas, que advém da utilização de efluentes urbanos depurados, resulta da reutilização desta fonte hídrica. Em função das suas características

específicas, pode trazer benefícios adicionais às culturas, como sejam os nutrientes constituintes. Outros aspectos que por vezes estão associados, nomeadamente salinidade, metais pesados e organismos patogénicos são considerados como inconvenientes (Smith, 1996; Beltrão e Ben-Asher, 1997).

No aspecto económico, os factores de produção e os benefícios, podem ser classificados em primários ou sejam aqueles a que é possível atribuir um valor monetário. São exemplo destes factores, o custo menos elevado da água; os fertilizantes que se evitam de comprar, porque se encontram nas águas depuradas; ou o aligeirar do processo de tratamento dos efluentes pela eliminação das etapas de remoção dos nutrientes. Outros benefícios secundários são mais difíceis de quantificar como seja a libertação de recursos hídricos, para outros fins, o evitar da descarga dos efluentes no meio ambiente; e o facto de se pôr ao serviço dos regantes, um recurso anteriormente inexistente (Monte, 1996).

Segundo Monte (1996), é defendido que o custo máximo a suportar pelos utentes das águas residuais, se refira apenas aos custos efectuados a jusante da ETAR como sejam as benfeitorias necessárias para tornar este recurso acessível, para esta finalidade específica. Deste modo, o preço da água deverá ser nulo acrescido das despesas, quando existam, como infra-estruturas de armazenamento e condutas até à parcela, despesas de bombagem, de manutenção, de gestão, de controlo e outras.

Foi referida anteriormente a situação mais gravosa para os utentes da rega, porque a mais justa será a comunidade pagar aos agricultores pelo serviço prestado que consiste em complementar a depuração dos efluentes por meio do sistema Solo-Planta-Atmosfera *Continuum* (Tapias, 1997). A questão está na avaliação do preço justo a pagar para quem reduz o efeito da poluição ambiental provocada pelos efluentes que de outro modo seriam “normalmente” lançados nas linhas de água (Brito e Faria, 1992).

O dispendioso processo de depuração que consiste na eliminação de nutrientes dos efluentes, antes de serem vertidos no ambiente, seria de todo evitado, quando esses mesmos se destinassem à rega. Eis outro benefício indirecto da rega de mais fácil quantificação, e que também deveria reverter em favor do utilizador.

Quando se pretendem projectar sistemas de rega à escala, são da maior importância, o caudal disponível e a distância entre a fonte hídrica e a parcela. Os custos relacionados, com estes dois factores, podem logo à partida inviabilizar a execução de qualquer projecto. Deste modo, será difícil dispor de condições de viabilidade para estações de tratamento, com débitos da ordem de 100 a 500 m³ dia⁻¹, para distâncias ao utilizador, superiores a 1 ou 2 km. Um estudo realizado, sobre tarifação de efluentes de ETAR, destinados à utilização para rega em Portugal, indica que a construção de reservatórios de armazenamento só se justifica economicamente, em caudais de efluente superiores a 2 500 m³ dia⁻¹ (Monte, 1996).

A produção de efluentes utilizáveis está relacionada com a população servida por esgotos, com o caudal produzido por ETAR e pela distância até ao utilizador. A população residente no Algarve, servida por ETAR, é da ordem de 240 000 habitantes equivalentes (40% da população residente), enquanto que a população, na época alta, corresponde a 700 000 habitantes equivalentes. Considerando uma captação diária de 140 L, para o habitante equivalente médio, estima-se que a produção anual de efluentes

urbanos depurados na Região, se aproxima de $50 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Na Região localizam-se 11 centros populacionais, servidos por ETAR com caudais superiores a $2\,500 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ e a totalidade dos habitantes equivalentes, incluídos nestes centros mais importantes, aproxima-se de 300 000 (Ambio, 2001). A esta população corresponderá um caudal de efluente tratado anual superior a $15 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Será este, em princípio, o caudal de efluente depurado que oferece maiores potencialidades de utilização na rega em agricultura e noutros espaços verdes. Este recurso hídrico tornaria possível a rega de 1 700 ha de citrinos ou de 22 campos de golfe, considerando o valor de dotação de rega de 900 mm ha^{-1} para pomares e de $1\,150 \text{ mm ha}^{-1}$ para relvados de golfe, os quais terão em média 60 ha por campo.

Quando os efluentes se destinam à rega, convirá ter em conta que a produção agrícola é um processo muito complexo, mas que pode ser caracterizado por quatro tipos de factores: clima, solo, cultura e gestão (Oweis e Hachum, 2000).

Os dois factores climáticos mais importantes são a precipitação e a evapotranspiração (Allen *et al.*, 1998). A raridade ou irregularidade da distribuição das chuvas, em associação com as características das culturas podem justificar a rega. Verificam-se então três importantes aspectos relativos à água – quantidade, distribuição e qualidade, a qual normalmente é sinónimo de grau de salinidade (Angelakis e Tchobanoglous, 1997)

Consideram-se factores determinantes da aptidão de um solo para o regadio: a natureza do solo; a sua espessura efectiva; os riscos de erosão (em que se englobam o declive e a erodibilidade); a capacidade de água utilizável; o excesso de água (provocada por má drenagem ou por inundações); a pedregosidade e os afloramentos rochosos; e a salinidade e alcalinidade (Cardoso *et al.*, 1970; FAO-UNESCO, 1985a). No entanto, utilizando sistemas de rega compatíveis, actualmente, quase todos os solos podem ser regados depois de sofrerem melhoramentos adequados (Kopp *et al.*, 1989).

Em agricultura um dos aspectos primordiais para a obtenção de bons resultados económicos consiste em seleccionar espécies bem adaptadas a determinado ambiente, tendo em atenção factores como o solo e o clima (FAO-UNESCO, 1979).

A preparação do agricultor e a sua experiência acumulada, tal como a distância e a organização dos mercados, o apoio técnico e a receptibilidade à inovação são também essenciais para o sucesso das explorações (Oweis e Hachum, 2000).

A mudança de atitude dos potenciais utilizadores de águas residuais na rega é um factor primordial, considerando que os receios da presença de metais pesados e de patogénicos para as culturas e para os utilizadores podem não ser justificados. O mesmo se passa quanto à eventual depreciação da qualidade e conseqüentemente dos preços das produções. Em Orlando, na Florida, nas últimas duas décadas, os resultados obtidos em citrinos e em campos de golfe foram muito positivos em termos ambientais e económicos e o facto de que nos últimos 10 anos, a taxa de utilização de efluentes ter aumentado em 116%, é comprovativo deste sucesso. Os pomares utilizaram recursos disponíveis (água e fertilizantes), o ambiente foi preservado (rios e lagos) e inconvenientes para a saúde pública devidos a metais pesados e a patogénicos não foram detectados (Parsons *et al.*, 2001b).

2.3.1. Rega

A rega é a operação que, quando as chuvas são insuficientes, tem em vista fornecer ao terreno, nos momentos mais convenientes, as quantidades de água necessárias à obtenção da humidade do solo, mais adequada ao desenvolvimento das plantas cultivadas (Raposo, 1980).

Pode definir-se a eficiência como a relação entre o objectivo da rega e a água que é necessário bombear para tal fim (Tarjuelo, 1998).

A economia de água é um factor relevante, como se pode observar num projecto de rega com águas residuais em citrinos, na Florida (1 700 ha), onde esse valor se estima em mais de 7 milhões de m³ por ano. Foi observado no mesmo projecto que, para diferentes dotações de rega, (400, 1 270 e 2 540 mm por ano) os crescimentos das árvores e as produções foram superiores, quando a rega foi mais abundante (Parsons *et al.*, 2001a).

No Algarve, a grande discrepância verificada entre as dotações de rega utilizadas em diferentes campos de golfe, é um sintoma de que a economia de água na rega não se encontra devidamente acautelada (UAAlg, 2003). As determinações das dotações de rega mínimas para obter boa aparência visual nos relvados são referências importantes na óptica da economia de água (Turgeon, 1980; Mantell e Stanhill, 1981; Madakadze *et al.*, 1999). Comparar as eficiências de rega de águas de diferentes origens, é também essencial para avaliar, até que ponto é conveniente substituir águas naturais por águas residuais na rega (Huck *et al.*, 2000; Costa *et al.*, 2002).

É louvável a preocupação das entidades competentes em servir cada vez uma maior população com saneamento básico e de tratamento dos efluentes. No entanto, o seu destino final é por vezes negligenciado em termos ambientais.

As ribeiras do Algarve são pouco caudalosas, na maior parte do ano, e secam quase todos os Verões. Este ecossistema sensível encontra-se ameaçado pelo despejo de efluentes urbanos que, especialmente no período estival, ficam reduzidas a meros esgotos mais ou menos tratados. Os ecossistemas das zonas costeiras – praias e sapais, também são prejudicados pelo lançamento destes resíduos que constituem uma ameaça para os utentes de praias, aquaculturas e pescas.

Mostraram-se infundados os receios iniciais relacionados com a utilização de águas depuradas, na rega de citrinos na Florida, respeitantes a doenças e a toxicidade por metais pesados, após mais de 15 anos de prática (Parsons, 2001).

A utilização destes resíduos está sujeita a vários critérios ambientais e de saúde, os quais têm sido definidos para regiões específicas (Angelakis e Tchobanoglous, 1997). A legislação Portuguesa sobre a qualidade da água, nomeadamente para rega, foi publicada no Decreto-Lei n.º 236/98 do Ministério do Ambiente (1998). Nas Tabelas 3.4; 3.6; e 3.11, são apresentados valores referentes à legislação referida.

Os principais problemas ambientais que podem ocorrer pela aplicação de águas residuais na rega e que estão acautelados na legislação, podem ser originados por organismos patogénicos, por salinidade e por metais pesados em presença.

2.3.2. Fertilizantes

A fertilização consiste em proporcionar maiores disponibilidades em nutrientes e correctivos às culturas. Originalmente, desde o início da agricultura, utilizavam-se produtos orgânicos, resultantes de dejectos animais e detritos vegetais (estrupe). Quando Liebig descobriu na Alemanha, por volta de 1840, o princípio da nutrição mineral das plantas, abriu o caminho para o aparecimento de um novo e muito mais eficaz tipo de fertilizantes – os adubos minerais (Santos, 2001).

Além dos adubos, outros produtos com efeitos fertilizantes, os correctivos agrícolas, são incorporados no solo com o objectivo principal de lhes alterar as características físicas, químicas e biológicas, de modo a melhorar as suas potencialidades agronómicas (Santos, 1976).

Os nutrientes, conforme são absorvidos pelas plantas em maior ou menor quantidade são agronomicamente classificados em macronutrientes e micronutrientes. Entre os primeiros contam-se – N, P, K, Ca, Mg e S. Os micronutrientes incluem – Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo e Cl. Os micronutrientes ainda podem ser subdivididos em catiões – Fe, Mn, Zn e Cu; e aniões, os restantes (Santos, 2001).

Os adubos podem definir-se como sendo produtos que, pela sua natureza e pelo teor em um ou mais macronutrientes principais, se destinam a aumentar e/ou melhorar as produções agrícolas (Santos, 1976). De acordo com a sua composição química os adubos podem ser classificados em minerais (obtidos industrialmente por processos químicos) e orgânicos (de origem vegetal ou animal).

A economia de nutrientes orgânicos, constituintes dos efluentes urbanos, pode ser um factor relevante, num projecto de rega com águas residuais (Beltrão *et al.*, 1999; Beltrão *et al.*, 2002). Em citrinos regados com água depurada, na Florida, foi observado que esta não disponibilizou a totalidade dos nutrientes necessários para a cultura, mas foi suficiente em cálcio, fósforo e boro (Parsons *et al.*, 2001a).

Na Sicília, solos de pomares de citrinos regados com águas residuais, provenientes da indústria processadora de citrinos, apresentaram níveis mais elevados em nutrientes, como azoto, fósforo e carbono (Belligno *et al.*, 2000).

Foi observado em ensaios realizados em lixiviados de um pomar de citrinos, em Casteló, Espanha, que o sistema solo-água-plantas apresentou um bom nível de purificação relativamente aos nutrientes. O pomar foi regado com água residual (Esteller *et al.*, 2001).

Em ensaios realizados em citrinos, em Casteló, foram observados, nas folhas, níveis de potássio mais elevados, nas árvores regadas com água natural, comparativamente com as regadas com água residual. O azoto, na composição das folhas, foi superior quando a rega foi com água residual. Relativamente ao fósforo, não se encontraram diferenças significativas na composição foliar (Lapena *et al.*, 1995). Na Florida, idênticos ensaios não encontraram aumentos significativos nos teores dos nutrientes principais, em folhas de citrinos, apesar de essas diferenças existirem na água residual e na água natural utilizadas na rega (Zekri e Koo, 1994).

Na Florida, foi observado que citrinos regados com águas residuais, apresentavam produções e desenvolvimento vegetativo superiores às árvores regadas com água natural (Maurer *et al.*, 1995).

Diversos parâmetros físico-químicos são importantes para determinar a qualidade das águas – pH, condutividade eléctrica (CE), nitrato (NO_3^-), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), cloreto (Cl), carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-).

Azoto – o azoto (N) faz parte de um grande número de compostos orgânicos como as proteínas e a clorofila, tem efeitos relevantes ao nível do crescimento das plantas e por isso é um elemento essencial para todas elas. O azoto encontra-se no solo em formas minerais e orgânicas e pode fazer parte da atmosfera do solo, na forma gasosa; ou ser adsorvido nos colóides do solo, na forma de NH_4^+ . O azoto iónico, encontra-se sobretudo na forma de amoníaco (NH_4^+), de nitrato (NO_3^-) e de nitrito (NO_2^-), sendo a representação dos dois primeiros, em condições normais muito mais elevada, já que o último constitui, quase sempre uma forma transitória. Praticamente as duas formas sob as quais as plantas, através das raízes, absorvem o azoto são NH_4^+ e NO_3^- (Santos, 2001). As formas orgânicas incluem macromoléculas complexas, onde predominam aminoácidos e proteínas associadas a lenhinas, açúcares, etc. Trata-se de formas que são pouco absorvidas pelas plantas, facto que, associado à sua reduzida solubilidade em água (que dificulta o seu arrastamento), faz com que tenham sobretudo uma função de reserva. As formas minerais e orgânicas encontram-se no solo em equilíbrio dinâmico, o qual, se abstrairmos a absorção pelas plantas e as perdas e ganhos naturais por parte do solo, é governado, essencialmente, pela imobilização de formas minerais e pela mineralização de formas orgânicas (Santos, 1995). O azoto, além de nutriente, é um agente poluidor das águas, porque se admite que quando nelas se apresenta em quantidades elevadas, na forma nítrica (NO_3^-), as torna impróprias para a saúde, uma vez que os nitratos, por si próprios ou após conversão em nitritos (NO_2^-), são tóxicos para o Homem (Vivancos, 1989; Santos, 2001). O Anexo VI, sobre a qualidade da água para consumo humano, em Portugal, incluído no Decreto-lei n.º 236/98 (1998), estipula os teores de 25 mg L⁻¹ de NO_3^- e de 50 mg L⁻¹ de NO_2^- , respectivamente como os valores máximo recomendado (VMR) e máximo admissível (VMA), para águas potáveis.

Fósforo – o fósforo é um elemento essencial às plantas, já que é um constituinte estrutural de vários compostos bioquímicos – ácidos nucleicos, fosfolípidos, NADPH (coenzima nicotinamida-adenina-dinucleótido-fosfato) e ATP (adenosina- trifosfato) – com implicações na acumulação e transferência de energia em diversos fenómenos vitais. Em geral, é absorvido pelas plantas em quantidades muito inferiores às do azoto (cerca de 10 vezes). É absorvido através das raízes, sobretudo na forma de H_2PO_4^- e menos na forma de HPO_4^{2-} . As formas minerais do fósforo, ao contrário do que se verifica no azoto, tendem a ser retidas com elevada energia por colóides minerais e/ou a formar combinações químicas com reduzida solubilidade. Por tal motivo, embora os solos sejam frequentemente ricos em fósforo total, são muitas vezes pobres em fósforo assimilável, a forma absorvível pelas plantas (Santos, 1995). No caso do fósforo, a poluição é muito mais provável nas águas de escoamento superficial do que nas subterrâneas, já que aquele elemento, ao contrário do que se verifica com o azoto, é facilmente fixado e/ou retido através de vários constituintes do solo e, por isso, está muito pouco sujeito ao arrastamento pelas águas de infiltração (Vivancos, 1989; Santos, 2001).

Potássio – o potássio desempenha importantes funções no metabolismo vegetal, em particular no que se refere à síntese dos glicídios e das proteínas, activação de enzimas e relações hídricas da planta. A sua acção mais notória consiste na melhoria de diversos aspectos da qualidade dos produtos. É absorvido na forma de K^+ , em quantidades que, de um modo geral, se podem considerar da mesma ordem das do azoto (Santos, 1995). Devido a não formar compostos de baixa solubilidade, com a grande maioria dos constituintes do solo, o seu arrastamento tem tendência a ocorrer devido à falta de colóides. O contributo para a poluição das águas, provocado pelo arrastamento do potássio, será de um modo geral diminuto, já que elas normalmente são, por si só, ricas naquele nutriente (Vivancos, 1989; Santos, 2001). O potássio é osmorregulador da acção fotossintética, que consiste em controlar os mecanismos celulares relacionados com o funcionamento estomático. Esta acção exerce-se ao nível da transpiração das plantas (Brito, 1986).

Cálcio – o cálcio é absorvido pelas plantas na forma de Ca^{2+} , sendo-lhes indispensável porque, para além de outras funções ligadas ao seu metabolismo, tem um papel determinante na estabilidade das membranas celulares. O comportamento do cálcio no solo tem algumas semelhanças com o do potássio. O cálcio é quase sempre, em condições naturais, o catião predominante no complexo de troca dos solos, a partir do qual pode passar para a solução do solo, donde, tal como o potássio, pode ser adsorvido no complexo coloidal, adsorvido pelas plantas e microrganismos e arrastado pelas águas. A influência do cálcio na poluição tem, normalmente, um significado bastante reduzido, ou mesmo nulo. Assim, não afecta a qualidade dos produtos vegetais, as aplicações por meio de adubações não influencia na salinidade, devido a fenómenos de precipitação, de adsorção e de arrastamento. Mesmo quando seja transferido para as águas em quantidades elevadas (águas duras), não lhes causa poluição, a não ser que tal origine desequilíbrios com outros elementos, como seja a insolubilização do fósforo. Por outro lado, as águas muito ricas em cálcio têm menor qualidade para determinados fins, devido a deixarem, por fervura, incrustações de carbonato de cálcio ($CaCO_3$), devido à conversão do bicarbonato de cálcio $Ca(HCO_3)_2$, que é solúvel, em $CaCO_3$ que é pouco solúvel (Santos, 2001). O Anexo VI, sobre a qualidade da água para consumo humano, em Portugal, incluído no Decreto-lei n.º 236/98 (1998), estipula o teor de 500 mg L^{-1} de $CaCO_3$, como VMA, para águas potáveis.

Magnésio – a importância do magnésio para as plantas reside no facto de ser um constituinte da clorofila, para além de ser activador de diversos enzimas. A absorção é efectuada na forma de catião Mg^{2+} . O comportamento do magnésio nos solos é muito semelhante ao do cálcio. A sua ocorrência natural pode ser elevada em solos derivados de rochas básicas, como as dolomites, constituídas por carbonato de magnésio ($MgCO_3$). Devido à sua baixa solubilidade, a influência na poluição do solo, não tem, de um modo geral, qualquer interesse prático (Vivancos, 1989; Santos, 2001).

Sódio – o sódio (Na), um nutriente para as plantas (em especial as halófitas), está associado sobretudo aos efeitos nefastos que é susceptível de exercer na estrutura do solo – desfloculação dos colóides e conseqüente desequilíbrio entre as fases líquida e gasosa. Este elemento tende também a aumentar a salinidade do solo, que se reflecte sobretudo no abaixamento do potencial osmótico e, por isso, numa maior dificuldade de as plantas, na sua quase totalidade, absorverem suficientes quantidades de água, mesmo quando disponível (Santos, 1995). O facto de o sódio formar compostos de alta solubilidade com os componentes normais da solução do solo, faz com que a sua

acumulação no solo seja característica de regiões áridas, já que nas restantes regiões as águas arrastam facilmente aquele elemento (Aragüés, 1995; Santos, 2001). O Anexo VI, sobre a qualidade da água para consumo humano, em Portugal, incluído no Decreto-lei n.º 236/98 (1998), estipula o valor de 20 mg L⁻¹ de Na, como o VMR e o de 150 mg L⁻¹ de Na, como o VMA, para águas potáveis.

Cloro – o cloro (Cl) encontra-se presente em todas as águas naturais com grande amplitude de concentrações. Particularmente as altas concentrações ocorrem em águas que estão sujeitas a intrusão salina. Elevados teores de cloro são adicionados às águas residuais por via fecal. Por esta razão, o cloro pode servir como indicador de poluição quando considerado em conjunto com outros parâmetros, e quando não está presente o de origem geológica. Uma concentração de apenas 250 mg L⁻¹ pode causar sabor salgado em alguns tipos de água. Noutras águas, contendo concentrações elevadas em iões cálcio e magnésio, é necessária uma concentração de 1000 mg L⁻¹ para provocar o mesmo efeito (Merck, 2000). O Anexo VI, sobre a qualidade da água para consumo humano, em Portugal, incluído no Decreto-lei n.º 236/98 (1998), estipula o teor de 25 mg L⁻¹ de Cl, como o VMR, para águas potáveis.

CE – a salinidade dos solos e da água, pode ser avaliada indirectamente através da medida da condutividade eléctrica (CE), a qual se exprime mais frequentemente, em dSm⁻¹ (FAO-UNESCO, 1979; Santos, 1995), podendo ser calculada, com uma aproximação de ± 10%, em sólidos dissolvidos totais (SDT), através da expressão (Alvin, 1975; Santos, 1995):

$$\text{SDT} = \text{CE} * 640 \text{ mg L}^{-1} \quad (2.1.)$$

O Anexo VI, sobre a qualidade da água para consumo humano, em Portugal, incluído no Decreto-lei n.º 236/98, estipula o valor de CE = 0,4 dSm⁻¹, como o VMR, para águas potáveis.

2.3.3. Salinidade

A qualidade da água para a rega é em grande parte sinónimo de salinidade. Constitui também um factor importante em termos de eficiência de rega, pois pode ser inibidor do desenvolvimento das culturas (FAO-UNESCO, 1985a; Ayers e Westcot, 1985). Deste modo, a salinidade das águas residuais para a rega pode ser um factor determinante na sua utilização (Beltrão, 1992).

A salinidade representa o aumento total da concentração de sólidos dissolvidos no solo e na água. Este processo pode ter origens físicas e químicas naturais ou ser devido a actividades humanas (Karajeh, 2000).

A salinidade manifesta-se através de um aumento da pressão osmótica da solução do solo susceptível de dificultar a absorção de água e de nutrientes pela planta. Está associada à rega com águas ricas em determinados elementos, como sódio, azoto e fósforo, bem como ao uso excessivo de adubos, em particular dos azotados e dos fosfatados (Santos, 2001).

Durante milénios o regadio contribuiu de forma decisiva para o desenvolvimento da Humanidade. Actualmente, a salinização dos solos, induzida em grande parte pelo manejo ineficiente do regadio, é um dos problemas mais preocupantes da agricultura (Aragüés, 1995).

As águas residuais são mais salgadas do que as águas que estão na sua origem e portanto, quando as águas residuais são utilizadas na rega, mais problemas de salinidade ocorrem (Beltrão e Ben-Asher, 1997).

A salinidade poderá constituir a principal causa de decréscimos no desenvolvimento das culturas, quando regadas com águas residuais. Dado que a tolerância das plantas à salinidade é muito variável, será conveniente a escolha de culturas mais resistentes a este factor limitante da produção (FAO-UNESCO, 1979; FAO-UNESCO, 1985a). Por estes motivos, o factor salinidade, além dos aspectos ambientais referidos, pode ser considerado também como económico, devido às suas implicações com o desenvolvimento das culturas (Carrow *et al.* 2000).

O impacte adverso da salinidade da água, na produção, depende não só da tolerância da cultura, mas também da profundidade e textura do solo, da gestão do balanço de água e do sal ao nível da zona radicular (Oweis e Hachum, 2000).

O efeito da salinidade na produtividade das culturas é composto por duas fases (Maas e Hoffman, 1977; Beltrão, 1992):

- Tolerância; a produtividade não decresce até se atingir um determinado limite de salinidade;
- Sensibilidade, quando esse valor é excedido, inicia-se um decréscimo linear de produtividade, proporcional ao acréscimo da salinidade.

No processo de salinização provocado pela rega têm-se observado quatro aspectos que podem ser complementares (Beltrão, 1992; Beltrão e Ben Asher, 1997):

- Problemas relacionados ao nível radicular por meio de lixiviação do solo – duas opções podem ocorrer – quando se encontra um horizonte impermeável, os sais concentram-se-ão acima desse horizonte; por outro lado, quando não existe horizonte impermeável, pode provocar-se a contaminação do aquífero;
- A fertilização aumenta a tolerância das plantas à salinidade, mas por outro lado pode provocar poluição como acontece com o nitrato;
- Utilização de culturas tolerantes à salinidade – técnica muito eficiente em relação às culturas mas não resolve o problema da contaminação do solo e das águas subterrâneas;
- Uso de rega gota a gota enterrada – economia de água e por conseguinte menos sal adicionado; contudo, o problema da contaminação da água subterrânea subsiste, devido à chuva ou a lixiviação provocada.

É de referir que quando se pretende utilizar águas residuais depuradas na rega, em regiões de clima mediterrânico, o único método para controlar a salinidade e de manter a sustentabilidade da paisagem consiste no combate à salinização por técnicas ambientalmente correctas e limpas (Carrow *et al.*, 2000; Cuartero *et al.*, 2002):

- Utilização de espécies removedoras de sais;
- Utilização de espécies resistentes à seca;
- Redução da aplicação de sal por meio da redução da rega.

A tolerância das plantas à salinidade é muito variável. A Tabela 2.2 (FAO-UNESCO, 1979) apresenta para algumas culturas os valores máximos de CE (condutividade eléctrica) no extracto de saturação do solo e na água de rega, referidos em dSm^{-1} e à temperatura de 25°C ., esperando obter a produtividade potencial máxima (100%).

Tabela 2.2 – Valores máximos de CE (dSm^{-1}) no extracto de saturação do solo e na água de rega, esperando obter a produtividade potencial máxima (100%) em diferentes culturas (FAO-UNESCO, 1979)

CE, solo (dSm^{-1})	CE, água (dSm^{-1})	Fruteiras	Culturas arvenses
8,0	5,3		Cevada (<i>Hordeum vulgare</i>)
6,9	4,6		Bermuda (<i>Cynodon dactylon</i>)
6,0	4,0		Trigo (<i>Triticum aestivum</i>)
5,0	3,3		Soja (<i>Glycine max</i>)
4,0	2,7	Tamareira (<i>Phoenix dactylifera</i>)	Beterraba (<i>Beta vulgaris</i>)
2,7	1,8	Figueira (<i>Ficus carica</i>)	Sorgo (<i>Sorghum sudanense</i>)
1,7	1,1	Citrinos (<i>Citrus sinensis</i>)	Milho (<i>Zea mays</i>)
1,0	0,7	Morangueiro (<i>Fragaria spp.</i>)	Feijão (<i>Phaseolus vulgaris</i>)

Refira-se que nas duas culturas que foram utilizadas nos ensaios experimentais – laranjeiras e relvados (bermuda), as produtividades esperadas são de 75%, quando se verificam valores de CE no solo de 3,2 e de 10,8 dSm^{-1} , respectivamente. Para as mesmas culturas, e pela mesma ordem, as produtividades esperadas serão nulas, quando a CE da água de rega atingir os valores de 8,0 e de 22,5 dSm^{-1} (FAO-UNESCO, 1979).

Em ensaios realizados em citrinos, em Casteló, Espanha, foram observados, nas folhas, níveis de sódio e de cloreto mais elevados, nas árvores regadas com água residual, comparativamente com as regadas com água natural. No entanto, os níveis encontrados não foram aparentemente limitativos do crescimento das plantas e da sua produção e também não foram detectados quaisquer sintomas de toxicidade (Lapena *et al.*, 1995; Reboll *et al.*, 2000). Também os níveis de salinidade encontrados em folhas de citrinos regados com água residual, na Flórida (Zekri e Koo, 1994) não foram significativamente superiores aos das árvores regadas com água natural. Semelhante situação se verificou, no solo de um pomar de citrinos, no sul de Espanha (Reboll *et al.*, 2000).

Foram comparadas produções de sorgo-forragem (*Sorghum sudanense*), girassol (*Helianthus annuus*), milho (*Zea mays*) e relva (*Cynodon dactylon* [L.] Pers), em ensaios que utilizaram, na rega, efluentes de Santo André - Setúbal (lagoas de estabilização), de Vale do Lobo - Algarve (lagoa de maturação) e de Beer Sheva - Israel (lagoas de estabilização). Verificou-se que as produções obtidas por meio de rega com água natural e com as águas residuais de diferentes origens foram todas muito próximas (Beltrão *et al.*, 1996a).

Felizmente, em condições climáticas como as que se verificam no Algarve, os perigos de salinização dos solos são naturalmente contrariados por lavagens provocadas pelas chuvas torrenciais, frequentes entre Outubro e Março (Aragüés, 1998; Ben-Asher *et al.*, 2002). No

entanto, os sais provenientes dos lixiviados podem provocar a contaminação dos aquíferos, contribuindo assim para a deterioração da sua qualidade (Beltrão e Ben-Asher, 1997).

Para monitorizar a evolução da salinidade, em águas de rega e em lixiviados, devem-se analisar diversos parâmetros – CE, Na^+ e cloreto (Cl^-). O controlo da salinidade no solo deve incluir análises de condutividade eléctrica (CE) e de sódio (Na^+). Nas plantas é importante determinar o Cl^- .

2.3.4. Metais pesados

Os metais pesados, nomeadamente o cádmio (Cd), o níquel (Ni), o chumbo (Pb) e o crómio (Cr), podem ser prejudiciais para o Homem, quando em determinadas concentrações. Quando as águas residuais que se pretendam aplicar na agricultura, forem provenientes de áreas industriais, haverá que pensar seriamente nestes elementos (Jorgensen, 1975). Esta situação é difícil de encontrar no Algarve, devido à reduzida expressão da indústria (Brito, 1986; INE, 2001).

Os metais pesados podem apresentar acentuadas diferenças no seu coeficiente de transferência do solo para a planta (CT), sendo aquele coeficiente definido pela razão entre as concentrações do elemento na planta e no solo – Mp/Ms (Sauerbeck, 1991).

Cádmio – É um nutriente mínimo das plantas e raras vezes provoca sintomas de toxicidade, dependendo principalmente das espécies. As proteaginosas são um exemplo de culturas potencialmente portadoras de teores elevados de cádmio, o qual, quando absorvido pelas plantas tem tendência para se armazenar nas sementes (Sommers, 1980). O cádmio pode ser detectado em pequenas concentrações na maior parte dos alimentos. É considerado como tóxico e não como nutriente, dado que, quando ingerido em excesso, mais do que 1 ppm no corpo humano, pode provocar problemas de saúde, pela acumulação no organismo, com incidência nos rins (Reeves, 2000). A principal origem de cádmio no corpo humano deve-se à ingestão de alimentos – 99% (para não fumadores). A sua presença nos alimentos tem origem nos solos, de forma natural, ou pela aplicação de adubos fosfatados ou de lamas urbanas. A importância dos adubos fosfatados na exposição dos seres humanos ao cádmio é de 41,3% (Van Assche, 1998). A Organização Mundial de Saúde ou WHO (1992), estabelece para organismos humanos o limite de ingestão semanal de cádmio de 7 μg por kg. Felizmente, este limite está longe de ser atingido pela maioria da população mundial. O Anexo VI, sobre a qualidade da água para consumo humano, em Portugal, incluído no Decreto-lei n.º 236/98 (1998), estipula o valor de 0,005 ppm, como o VMR, para águas potáveis. Devido à sua boa condutividade eléctrica, o cádmio (em associação com o níquel) é utilizado no fabrico de baterias cada vez com maior aplicação em indústria aeronáutica e ferroviária, bem como no de telefones celulares e computadores portáteis. Outras aplicações deste metal resultam da estabilidade dos seus pigmentos. A galvanização de estruturas metálicas com cádmio é uma eficaz protecção contra a corrosão (Cadmium.org/, 2002). O cádmio é pouco lixiviado, mesmo quando existe em elevadas concentrações no solo, não induzindo, portanto, a contaminação das águas subterrâneas (Domingues, 1999). A mobilidade do Cd pode aumentar, em presença de grandes quantidades de cloro (Cl^-), na forma de CdCl_4^{2-} , que não precipita, não é adsorvida pelos colóides e não é quelatizada pela

matéria orgânica, devido à carga negativa (Santos, 1995). O seu CT é elevado e situa-se entre 1 e 10, dependendo a absorção do cádmio do solo pelas plantas fundamentalmente do teor da matéria orgânica, da capacidade de troca catiónica e do teor de cádmio no solo (Sauerbeck, 1991).

Níquel – O níquel é considerado um nutriente mineral. Estudos em animais mostraram que está relacionado com o metabolismo corporal do ácido fólico e da vitamina B12 cujas deficiências contribuem para o aumento do risco de doenças cardíacas. Baseado nestes estudos, as necessidades humanas, em níquel, rodam entre 25 e 35 µg diárias (Uthus, 2000). O Anexo VI, sobre a qualidade da água para consumo humano, em Portugal, incluído no Decreto-lei n.º 236/98 (1998), estipula o valor de 0,005 ppm, como o VMA, para águas potáveis. As principais fontes de níquel, que são provenientes da alimentação, encontram-se no cacau, frutos de casca rija, leguminosas e cereais. Quando se encontra no solo, o seu CT situa-se entre 0,1 e 1,0 (Sauerbeck, 1991).

Chumbo – Quando é componente do solo ou pela aplicação de insecticidas, o chumbo pode ser absorvido pelas raízes das plantas, mas penetra principalmente pelas folhas devido à poluição atmosférica (NSC, 2000). A sua presença parece não perturbar o desenvolvimento das plantas e o seu CT é baixo e compreendido entre 0,01 e 0,1 (Sauerbeck, 1991). Pelo contrário, o chumbo é um elemento tóxico para os animais e a sua introdução na cadeia alimentar apresenta efeitos cumulativos no homem. A toxicidade provocada pelo chumbo, na alimentação dos animais, ocorre por volta de 20 ppm (NRC, 1980). O Anexo VI, sobre a qualidade da água para consumo humano, em Portugal, incluído no Decreto-lei n.º 236/98, estipula o valor de 0,05 ppm, como o VMA, para águas potáveis. Os efeitos deste elemento no homem são normalmente provocados pela ingestão e manifestam-se, principalmente, ao nível do sistema nervoso, pela inibição de certos enzimas que podem provocar anemia (Tsuchya *et al.*, 1979). Efeitos dramáticos no sistema nervoso originando polineuropatias e debilidade intelectual, podem ocorrer em casos de exposições intensas e prolongadas (Brito, 1986). O chumbo é considerado como um dos elementos menos móveis, entre os metais pesados, o que explica a sua acumulação na camada superficial dos solos e as pequenas concentrações na solução de solo (Pendias e Pendias, 1991). Segundo os mesmos autores, a contaminação dos solos com chumbo é considerada permanente e irreversível, devido ao facto dos ganhos deste elemento pelo solo serem bastante superiores às perdas por lixiviação ou absorção pelas plantas.

Crómio – À semelhança do níquel, o crómio é considerado um nutriente mineral. Pode-se apresentar na forma trivalente e na forma hexavalente, que contrariamente à forma trivalente, é considerada como tóxica. A forma hexavalente reage quando em combinação com outras moléculas, incluindo as que compõem o corpo humano. Trata-se de um produto derivado da indústria siderúrgica e de alguns pigmentos (Cromium Information Bureau, 2000). Quanto ao crómio trivalente, só em grandes quantidades apresenta alguma toxicidade. Ao contrário dos outros metais pesados estudados – chumbo e cádmio, trata-se de um nutriente mineral essencial para o bom funcionamento do corpo humano. A sua carência no corpo provoca a inibição na hormona insulina, que controla os níveis de açúcar no sangue e processa o desdobraimento e armazenamento dos glícidos, bem como das gorduras e proteínas. As pequenas doses de que necessitamos (50 - 200 µg por dia) não podem ser sintetizadas pelo organismo, pelo que devem ser incluídas na dieta alimentar (Cromium Information Bureau, 2000). As principais fontes de crómio são os fermentos utilizados em padaria, queijo, carne,

cogumelos e os cereais em geral. Quando se encontra no solo, o seu CT é baixo e situa-se entre 0,01 e 0,1. O crómio é pouco móvel ao longo do perfil do solo, particularmente na forma trivalente, concentrando-se no horizonte superficial e apenas quantidades mínimas são lixiviadas para as águas subterrâneas. As plantas absorvem o Cr na forma de Cr⁶⁺ (Sauerbeck, 1991; Domingues, 1999).

Em ensaios realizados em Maiorca, não foram detectadas diferenças significativas nos teores de metais pesados nas culturas, no solo e nos lixiviados, quando foram utilizadas na rega águas naturais e águas residuais, estas com teores mais elevados em metais pesados (Santarrufina *et al.*, 1996). Idênticas conclusões foram tomadas na Florida em folhas de citrinos (Maurer *et al.*, 1995).

No Zimbawe, onde há mais de 30 anos são feitas descargas de águas residuais, em pastagens, foi observado que o poder extractante de metais pesados (Pb e Cd) variou em função das espécies. *Cynodon nlemfuensis* apresentou maior capacidade para este fim do que *Lolium perenne* (Madywa *et al.*, 2003).

2.3.5. Contaminação fecal

A tomada de consciência dos perigos que os esgotos representam para a saúde pública deveu-se inicialmente aos trabalhos do médico londrino John Snow, em 1854, que estabeleceu a relação entre o lançamento dos dejectos nos cursos de água e a incidência de cólera na população (Cooper, 1991).

Os agentes provocadores de doenças, que podem ser encontrados em águas residuais, são variados e incluem bactérias entéricas, vírus e parasitas, cujo número depende da morbilidade da comunidade que utiliza os esgotos. A maior parte destes patogénicos pode ser transmitida pelos alimentos, de pessoa a pessoa, bem como através da água. A Tabela 2.3 apresenta os agentes patogénicos, por consumo de água contaminada e os efeitos na saúde humana (Butler, 1993; Smith, 1996).

Tabela 2.3 – Agentes patogénicos transmitidos por via hídrica e efeitos na saúde humana (Butler, 1993).

Grupo	Género	Efeitos na saúde humana
Bactérias	<i>Salmonella</i>	Febres tifóide e paratifóide, enterites, salmonelose, toxicidade alimentar
	<i>Shigella</i>	Desintéria
	<i>Escherichia</i>	Enterite (estirpes patogénicas)
	<i>Vibrio</i>	Cólera, enterite, toxicidade alimentar
	<i>Clostridium</i>	Gangrena gasosa, botulismo, tétano, toxicidade alimentar
	<i>Leptospira</i>	Leptospirose (ratos)
	<i>Mycobacterium</i>	Tuberculose, granuloma cutâneo
Viroses	Poliovirus	Febre, poliomielite, enterite
	Coxsackievirus A	Enxaqueca, dores musculares
	Coxsackievirus B	Náusea, meningite
	Echovirus	Diarreia, hepatite
	Adenovirus	Febre, infecções respiratórias, enterite, conjuntivites, infecções no sistema nervoso central
	Retrovirus	Infecções respiratórias, diarreia, hepatite
	Virus Hepatite A	Hepatite infecciosa
Protozoários	<i>Entamoeba</i>	Desintéria amebiana
	<i>Giardia</i>	Giardiase
Helminhas	<i>Chistosoma</i>	Bilharziose
Cestodes	<i>Taenia</i>	Infestação de ténias no homem e no gado ao ingerir os ovos (<i>T. saginata</i> ou <i>T. solium</i> , respectivamente)
Nemátodos	<i>Ascaris</i>	Infestação
	<i>Anchylostomum</i>	Infestação
	<i>Heterodera</i>	Infestação

Na maior parte dos projectos de utilização dos efluentes e de lamas urbanas, a questão mais importante diz respeito aos perigos relativos à saúde pública provocados por doenças infecciosas que podem estar associadas a dejectos humanos e animais. Quando se pretende utilizar águas residuais, é necessário tomar em consideração os seguintes aspectos (Cooper, 1991):

- Para que ocorram as doenças originárias do meio aquático deve estar presente um agente dessa doença;
- O agente deve estar presente em concentração suficiente para produzir a doença;
- O hospedeiro susceptível deve estar em contacto com o agente infeccioso de modo a provocar infecção e doença.

Em muitas situações é necessário mais do que um microrganismo para provocar doença. Em ambiente controlado, a dose oral dos agentes patogénicos, ou seja o número de agentes exigido para provocar doença em 25 a 50% de organismos humanos estão apresentados na Tabela 2.4 (Byron, 1974).

Tabela 2.4 – Número de agentes patogénicos exigido para provocar doença entre 25 e 50% de organismos humanos (Byron, 1974).

Dose requerida – n° de agentes patogénicos	Microrganismo
$10^2 - 10^3$	<i>Shigella sp.</i>
$10^3 - 10^6$	<i>Salmonella thyphi</i>
$10^6 - 10^8$	<i>Salmonella sp.</i>
$10^3 - 10^7$	<i>Vibrio cholera</i>
$10^5 - 10^9$	<i>Escherichia coli</i>

Um factor importante na avaliação do risco de doenças infecciosas, associadas com águas residuais, é a concentração do agente. Dado que existe uma grande diversidade de agentes infecciosos, a monitorização de todos eles seria impraticável. Por essa razão, o uso de organismos indicadores da presença de patogénicos tem sido o modo tradicional de resolver o problema. Os indicadores de contaminação fecal mais utilizados são os coliformes fecais (CF), os quais podem ser considerados como equivalentes a *Escherichia coli*, a bactéria seleccionada para este tipo de testes laboratoriais (Blumenthal, 2000). A legislação portuguesa determina para águas destinadas à rega, o valor máximo recomendável (VMR) de CF 100/100 mL, determinado pela técnica do Número Mais Provável (NMP), segundo o Anexo XVI do Decreto-Lei 236/98 (1998).

Os coliformes totais são bactérias membros da família *Enterobacteriaceae*. São bacilos Gram (-) que não formam esporos e são anaeróbios facultativos. São usuais no tracto intestinal do Homem e de outros animais mas também podem desenvolver-se noutros meios naturais como na água, no solo e na vegetação. A ausência de coliformes totais não significa necessariamente que a água não apresente riscos sanitários (Groupe Technologies de Santé, 2002; Laboratório de Análises Microbiológicas, 2004).

Os coliformes fecais ou termotolerantes constituem uma parte dos coliformes totais. São capazes de se desenvolverem a 44°C. A principal bactéria coliforme especificamente de origem fecal é *Escherichia coli*. Esta bactéria aparece sempre em grande quantidade nos dejectos animais e humanos e não se encontra senão excepcionalmente em solos e em águas sujeitas a contaminação fecal. Estes coliformes constituem, por isso, um bom indicador para avaliar a contaminação das águas por materiais fecais (Groupe Technologies de Santé, 2002; Laboratório de Análises Microbiológicas, 2004).

Os estreptococos fecais são cocos dispostos normalmente em pares ou cadeias, Gram (+), catalase negativos que fermentam a glicose em 24-48 horas a 37°C, com produção de gás. Neste grupo incluem-se *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *E. avium*, *E. durans*, *E. gallinarum* (Laboratório de Análises Microbiológicas, 2004).

O tempo de sobrevivência na água dos microrganismos patogénicos é muito variável, dependendo da sua natureza e das condições ambientais. Em geral, solos húmidos, com pH elevado, ricos em matéria orgânica e temperaturas baixas, tendem a aumentar o tempo de sobrevivência destes patogénicos. Pelo contrário, pouca humidade, pH baixo, temperaturas elevadas e radiação solar tendem a reduzir a sua permanência. A Tabela 2.5 indica que o tempo de sobrevivência dos patogénicos no solo e nas plantas,

molhadas por meio de rega com águas residuais está relacionado e é superior nos solos (Butler, 1993; Monte, 1996).

Tabela 2.5 – Duração de vida de patogênicos no solo e em culturas regadas com águas residuais. Adaptado de (Butler, 1993; Monte, 1996).

Patogénico	Tempo de sobrevivência	
	Solo	Plantas
Bactérias	Mais de um ano, frequentemente menos de dois meses	Mais de seis meses, frequentemente menos de um mês
Vírus	Mais de seis meses, frequentemente menos de três meses	Mais de dois meses, frequentemente menos de um mês
Protozoários	Mais de dez dias, frequentemente menos de dois dias	Mais de cinco dias, frequentemente menos de dois dias
Helminthas	Mais de sete anos, frequentemente menos de dois anos	Mais de cinco meses, frequentemente menos de um mês

Em experiências realizadas em solos em Barcelona, em Montpellier e no Negev, não se verificaram diferenças significativas na mortalidade de microrganismos patogênicos, em função da textura ou da profundidade, verificando-se que a 25 cm a mortalidade de coliformes fecais é muito elevada ou total (Pinilla, 1998). Também AlNakshabandi *et al.* (1997) verificaram na Jordânia, em culturas regadas com águas residuais com concentrações de CF = $2 \cdot 10^3$ /100 ml, que a contaminação observada na superfície do solo decresceu com a profundidade.

O escoamento pode funcionar como um transporte físico de microrganismos, que aparentemente não provoca grande impacto nas águas superficiais. Relativamente aos movimentos verticais destes microrganismos a situação pode ser mais complexa e gravosa. Geralmente, estes organismos ficam retidos nos colóides do solo e nos horizontes superficiais (Smith, 1996).

Foi no entanto observado que a redução dos coliformes fecais, em água residual infiltrada através do solo, é muito elevada e a contaminação da água subterrânea reduz-se na sua quase totalidade (Pinilla, 1998). Foi observado que a sobrevivência de microrganismos indicadores, como os coliformes fecais, pode estar relacionada com as curvas de humidade do solo (Butler, 1993; Pinilla, 1998). Também Santarrufina *et al.* (1996), referem que os solos não apresentam problemas de contaminação provocados pela rega com águas residuais que apresentem concentrações de CF próximas de $7 \cdot 10^3$ NMP/100mL.

Estudos realizados no Algarve, confirmam as observações anteriores, ao referirem que não foi comprovada contaminação do solo e das águas, provocada por microrganismos patogênicos, quando da aplicação de águas residuais depuradas na rega (Beltrão *et al.*, 1996-b; Beltrão *et al.*, 1998; Gamito *et al.*, 1999). Na segunda publicação referida, as águas de rega testadas, provenientes de três origens, apresentavam valores $< 7 \cdot 10^6$

NMP/100 mL de coliformes fecais (CF) e os valores encontrados no solo foram muito reduzidos (<75 NMP/100 mL de CF).

Quando a rega é feita por aspersão, comparativamente com outros sistemas de rega (por superfície, gota a gota e subterrânea), assiste-se a uma maior acumulação de microrganismos na superfície das plantas, devido ao maior volume de água aplicado nos horizontes superficiais do solo e à produção de aerossóis (Beltrão *et al.*, 1996a).

Os aerossóis são partículas aquosas, de diâmetro inferior a 50 µm, em suspensão no ar. A rega por aspersão provoca a formação de aerossóis, que quando é feita com águas residuais, potenciam um risco para a saúde pública, visto poderem conter microrganismos patogénicos. A distância de propagação dos aerossóis é bastante variável, dependendo essencialmente das condições atmosféricas como a velocidade do vento, a temperatura e a humidade do ar. Em condições favoráveis, ou seja conjugando baixa temperatura, elevada humidade atmosférica e velocidade do vento, os aerossóis podem ser transportados a algumas centenas de metros (Monte, 1996).

O factor mais importante para evitar a transmissão de microrganismos pelo consumo ou contacto com as culturas, são as radiações ultra-violetas provenientes dos raios solares (Oron e Beltrão, 1993). Estudos microbiológicos realizados em Portugal, Israel e Califórnia, mostraram que em culturas regadas com águas, cujas concentrações de CF se aproximavam de $10^3/100$ g (valor dez vezes superior ao VMR pela legislação portuguesa), apresentavam qualidade compatível com as recomendações da International Commission on Microbiological Specifications for Foods (1974) = 10^5 CF/100 g) de peso fresco de legumes para consumir cru.

Estudos realizados na Jordânia, em Israel e no Algarve são mais categóricos. Não comprovam a existência de contaminação significativa, respectivamente, em hortícolas (AlNakshabandí *et al.*, 1997), em folhas de milho (Oron e Beltrão, 1993) e em relva (Beltrão *et al.*, 1998; Gamito *et al.*, 1999), provocada por microrganismos patogénicos, quando da aplicação de águas residuais depuradas em rega por aspersão. Segundo Gamito *et al.* (1999), as águas de rega testadas, provenientes de três origens, apresentavam valores = $7 \cdot 10^6$ CF/100 g, enquanto que os encontrados nas folhas de relva, foram = $2,3 \cdot 10^3$ CF/100 g. Este valor de concentração de coliformes fecais em relvados é inferior ao recomendado pela International Commission on Microbiological Specifications for Foods (1974) = 10^5 CF/100 g) de peso fresco.

Pelo contrário, Al-Lahham *et al.* (2003), na Jordânia, aplicando águas residuais com diferentes concentrações de coliformes fecais, na rega de tomate (*Lycopersicon esculentum* L. Mill), verificou uma relação exponencial nas concentrações observadas na superfície dos frutos e a água de rega. Deste modo, a água residual não será recomendável na rega de tomate destinado ao consumo em fresco.

Embora não existam estudos relativos à distância a que os patogénicos são transportados em aerossóis, é de referir a detecção de coliformes fecais provenientes de aerossóis a uma distância compreendida entre 90 e 130 m do local de emissão dos aerossóis, quando o vento soprava à velocidade de $1,5 \text{ m s}^{-1}$ (Monte, 1996).

Segundo Blumenthal *et al.*, 2000, não se verificam taxas de risco de contaminação microbiológica (quantitative microbial risk assessment - QMRA), em populações

humanas expostas a rega por aspersão, com água onde se verificaram concentrações inferiores a 10^5 CF/100 mL. Estas experiências ocorreram no Texas, México e Índia.

A utilização de efluentes depurados na rega de campos de golfe é uma prática vulgarizada em vários países, nomeadamente nos Estados Unidos da América e em Espanha. No Algarve, apenas o campo de golfe dos Salgados (onde decorreram alguns ensaios desta dissertação) é regado com água residual.

2.4. Lamas urbanas

As lamas urbanas são resíduos resultantes do tratamento das águas residuais – a fase sólida do processamento da depuração, que em linhas gerais incluem o espessamento, a estabilização e a desidratação. A redução do volume verificada pela eliminação de parte da água presente nas lamas, fazem com que passem de líquidos espessos a sólidos húmidos (Santos, 2001). Tal como nas águas residuais, envolve aspectos de ordem ambiental e de ordem económica.

A produção de lamas urbanas em Portugal, entre 1987 e 1999, mais do que quadruplicou, segundo Pinto, atingindo neste último ano as 130 000 t (sólidos totais).

As lamas urbanas e o estrume, são normalmente classificadas como correctivos agrícolas e são incorporados no solo com o objectivo principal de lhes melhorar as características físicas, químicas e biológicas (Santos, 1976).

Na aplicação de lamas ao solo, os riscos de saúde pública e ambientais estão relacionados com a presença de metais pesados, de microrganismos patogénicos e com o aumento de salinidade. A presença de metais pesados verifica-se principalmente em zonas fabris, pelo que, devido à limitada expressão da indústria algarvia, haverá que temer muito mais aspectos relacionados com a presença de microrganismos patogénicos (Brito, 1986; INE, 2001). As doenças transmissíveis ao Homem por esta via, são obviamente as mesmas referidas para as águas residuais e que foram descritas (2.3.5.).

Ao equacionar o problema do destino final das lamas, importa de imediato avaliar o interesse do recurso à solução aplicação ao solo, o que implica, necessariamente, o conhecimento destas, e das disponibilidades de áreas potencialmente utilizáveis para a recepção dessas lamas. Ao contrário do que frequentemente se pensa, a aplicação de lamas a solos cultivados, apresenta-se como uma tarefa complexa, em particular dada a dificuldade em integrar correctamente a fertilização orgânica (Pinto).

A generalização do estabelecimento das doses de aplicação das lamas residuais em solos agrícolas é difícil e depende das características das mesmas e dos solos receptores, das necessidades das culturas, das práticas culturais, da frequência, do método de aplicação e das condições climáticas. A aplicação excessiva deve ser evitada e a monitorização da transferência dos constituintes na cadeia lama-solo-água-planta-animal-Homem deve ser realizada de modo a preservar os componentes ambientais (Domingues *et al.*, 2001).

Devem ser consideradas áreas de futura investigação as quantidades de lamas a

incorporar nos solos, a sua periodicidade, a sua taxa de mineralização, a avaliação do seu efeito residual, o estudo económico da sua aplicação, e as suas componentes em termos microbiológicos e de poluentes orgânicos (Domingues *et al.*, 2001).

No Algarve, as lamas urbanas têm sido utilizadas esporadicamente por agricultores como fertilizantes do solo em horticultura, em citrinos e em alfarrobeiras (*Ceratonia siliqua*). Os aparentes benefícios na produção nunca foram quantificados experimentalmente. O efeito da aplicação de lamas pode ser especialmente benéfico numa Região onde os solos orgânicos constituem uma raridade (Oliveira, 1967).

Na Florida, o uso de lamas urbanas é largamente praticado, nomeadamente em citrinos. A produção destes resíduos fica aquém da procura, a qual é superior a três milhões de toneladas por ano (Litvany e Ozores-Hampton, 2002).

Na Nova-Zelândia, nomeadamente em silvicultura, lamas urbanas e resíduos industriais provenientes da indústria de papel, têm sido aplicados nos últimos anos, em larga escala, em sistemas de solo-planta (Magesan e Wang, 2003).

Os aspectos económicos que advêm da utilização de lamas urbanas no solo, são principalmente provenientes das melhorias na produção e na economia de fertilizantes e em correctivos do solo (Brito, 1986; Domingues *et al.*, 2001).

As lamas urbanas não aparecem por especial exigência da agricultura mas sim porque foi e é necessário reduzir a poluição dos centros populacionais. Sendo assim, consideramos que, em todos os casos em que o aproveitamento dos resíduos como correctivo orgânico seja a opção mais viável em termos económicos e/ou sanitários, os custos de produção deveriam de ser suportados pelos organismos responsáveis pelo saneamento (Brito e Faria, 1992). O interesse da utilização das lamas advêm também da redução dos custos derivados de transporte e posterior armazenamento ou incineração.

A aplicação de lamas urbanas como correctivos e nutrientes do solo, podem melhorar as produções, mas podem ter efeitos contrários aos pretendidos, quando as culturas e as técnicas culturais não forem as mais adequadas.

Segundo Domingues (1999) as maiores produções de azevém (*Lolium multiflorum* lam.) verificaram-se quando solos Litólicos de granitos - Pg e Litossolos de xistos - Ex (SROA, 1959b), foram tratados com fertilização mineral e com as doses mais elevadas de lamas urbanas secas (25-30 e 50-60 t ha⁻¹), diferenciados significativamente dos tratamentos testemunha e com as doses de lamas mais baixas (6-8 e 12-16 t ha⁻¹). Pelo contrário, no trevo subterrâneo (*Trifolium subterraneum* cv. Clare), verificou-se uma diminuição significativa na produção (Domingues *et al.*, 1998).

Mais recentemente, a aplicação de lamas urbanas em solos marginais do Baixo Alentejo, aumentou a produção total de matéria seca da pastagem (azevém anual, trevo subterrâneo e serradela – *Ornithopus sativus* Brot.), especialmente no nível mais elevado. Comparativamente à adubação completa, a aplicação de lama induziu, por vezes, maiores produções de matéria seca (Serrão *et al.*, 2000). Na mesma região, foi observado que a produção total de matéria seca em pastagens (*Trifolium subterraneum*, *Lolium rigidum* e *Ornithopus compressus*), aumentou com a aplicação de lama,

principalmente com o nível mais elevado (12 t ha^{-1}), bem como a concentração foliar de fósforo (Serrão *et al.*, 2002).

Enquanto que a aplicação de lamas na cultura da batata e num pomar de macieiras não teve efeitos benéficos na colheita (Domingues *et al.*, 2001), a produção de pimento aumentou significativamente até à aplicação máxima de 15 t ha^{-1} de lamas (Beltrão *et al.*, 1996a).

Os estudos indicaram que a aplicação de lamas urbanas em pastagens, promoveu o revestimento do solo pela flora espontânea (Domingues *et al.*, 1998), o que pode ser considerado como um factor ambiental positivo, ao incentivar a biodiversidade, mas agronomicamente negativo ao favorecer as infestantes.

Os benefícios ambientais decorrentes da eliminação de lamas urbanas, constitui uma grande vantagem. Os problemas ambientais, que podem ocorrer pela aplicação de resíduos desta natureza na agricultura, podem ser principalmente originados por organismos patogénicos, por salinidade e por metais pesados (Serrão *et al.*, 2000). Por esta razão, a utilização destes resíduos está sujeita a vários critérios ambientais e de saúde, os quais têm sido definidos para regiões específicas (Angelakis e Tchobanoglous, 1997).

A legislação Comunitária (CCE, 1986) e Portuguesa (Decreto-Lei 446/91, 1991; Portaria 176/96, 1996; Portaria 177/96, 1996), contemplam a preservação dos solos, culturas e lençol freático, relativamente aos metais pesados. Na Tabela 3.11 são apresentados valores referentes à Portaria 176/96 (1996), anteriormente referida. No entanto, seguir a legislação não basta e as boas práticas agrícolas devem estar presentes no espírito dos utilizadores das lamas residuais urbanas em solos agrícolas (Domingues, 2002).

2.4.1. Fertilizantes

A fertilização provocada pelas lamas, não se limita em proporcionar maiores disponibilidades em nutrientes às culturas, mas especialmente funciona como correctivo orgânico do solo. Quando os fertilizantes actuam favoravelmente no solo, através de diversas características físicas, químicas e biológicas, denominam-se por correctivos. Na grande maioria dos casos, as principais influências naquelas características estão associadas ao aumento do teor de matéria orgânica, à melhoria da estrutura do solo e da reacção, que normalmente se pretende próxima da neutralidade (Santos, 2001).

Deste modo, a aplicação de lamas urbanas tem aspectos benéficos, pois aumenta o teor de matéria orgânica, a capacidade de retenção de água no solo e, em alguns casos, melhora outros parâmetros de fertilidade dos solos – pH e elementos nutrientes (Pinto).

As culturas podem ser beneficiadas pela aplicação deste resíduo, como consequência dos elementos nutritivos constituintes, nomeadamente azoto e fósforo. Foi observado, após 6 e 8 anos da aplicação de lamas, um aumento da fertilidade residual do solo, com valores elevados de matéria orgânica, fósforo e azoto (Domingues *et al.*, 2001).

Devido à acção da matéria orgânica, a libertação de nutrientes existentes nas lamas, em particular de azoto é retardado. Este elemento existente nas proteínas, ao decompor-se de forma gradual através da mineralização da matéria orgânica, aumenta a possibilidade de absorção pelas plantas, com menos inconvenientes para as várias formas de poluição do solo e das águas (Santos, 2001).

Também devido ao elevado teor em matéria orgânica das lamas, normalmente superior a 50%, as suas características físicas de elevada porosidade tendem a melhorar a estrutura do solo, aumentando a permeabilidade e a capacidade de retenção para a água, provocando elevados efeitos como correctivos (Brito *et al.*, 1999; Ferreira *et al.*, 2002).

Quando aplicadas em solos ácidos e dado que normalmente as lamas são de reacção alcalina, contribuem para aumentar a assimilabilidade dos elementos nutritivos, devido às modificações no pH (Brito, 1986).

Ensaio em pastagens, utilizando lamas de Lisboa, indicaram que mesmo doses baixas (5 e 10 t ha⁻¹), melhoraram as características físicas e químicas do solo, levando assim a um aumento da sua fertilidade (Ferreira, 2002). Em cultura de milho grão, as aplicações de 45 t ha⁻¹ de lamas urbanas (matéria seca), incorporadas anualmente ou com intervalo de dois anos, substituíram a adubação azotada de fundo (Domingues *et al.*, 2001).

Domingues *et al.* (1990) refere que os teores de azoto amoniacal e nítrico não provocaram efeitos fitotóxicos nem riscos de poluição nos solos e nas águas, quando se aplicaram no solo lamas urbanas. Resultado semelhante foi obtido por Espinosa *et al.*, (1998) no sul da Florida. Também a razão carbono/azoto (C/N) não parece influenciar a imobilização do azoto.

Não foram encontradas diferenças significativas nos teores de micronutrientes, nas folhas e no sumo de citrinos (Espinosa *et al.*, 1998), quando foram aplicadas lamas urbanas num pomar na Florida. Em folhas de trevo fertilizado com lamas urbanas, verificou-se que os teores de ferro e manganês foram inferiores e os do azoto e zinco foram superiores nas modalidades com lamas. Foi também observado que os teores de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, foram similares em todos os tratamentos (Domingues *et al.*, 1997).

Nem sempre os efeitos esperados são observados. A aplicação de lamas não alterou os teores de macro e de micronutrientes na cultura de batata, nem nas folhas de macieira. Também não se verificaram efeitos no nível de fertilidade do solo (Domingues *et al.*, 2001).

Segundo Domingues (1997), quando da aplicação de lamas urbanas na agricultura, devem essencialmente, ser analisados os parâmetros físico-químicos – pH, condutividade eléctrica (CE), matéria orgânica (MO), azoto (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg).

2.4.2. Salinidade

Quando forem aplicadas lamas urbanas como fertilizantes do solo, a salinidade poderá constituir a principal causa de decréscimos de produção das culturas. As lamas urbanas, dependendo da origem e do tratamento a que foram sujeitas, podem apresentar teores salinos mais ou menos elevados (Santos, 2001).

Por este motivo, o factor salinidade, além dos aspectos ambientais, apresenta implicações económicas. O comportamento das culturas em função com a salinidade pode ser muito variável, dependendo da cultura, da qualidade da água e do solo (FAO-UNESCO, 1979; Aragüés, 1998).

Os teores de sódio duplicaram nas folhas de *Lolium multiflorum* lam, nas modalidades cujo solo foi fertilizado com lamas urbanas, mas relativamente ao trevo, não houve variações significativas, versus adubação mineral (Domingues *et al.*, 1997).

2.4.3. Metais pesados

Quando em determinados níveis, os metais pesados podem ser prejudiciais para o Homem,. Apenas haverá que pensar seriamente nestes elementos, quando as lamas urbanas, que se pretendam aplicar na agricultura, forem provenientes de áreas industriais (Jorgensen, 1975). Esta situação é difícil de encontrar no Algarve, devido à reduzida expressão da indústria.

Para prevenir riscos de poluição, a caracterização inicial dos solos e das lamas e a monitorização dos solos, das culturas e dos lixiviados, após a aplicação, é essencial. Para a aplicação das lamas residuais na agricultura devem, essencialmente, ser analisados os teores de metais pesados como – cádmio, níquel, chumbo e crómio (Cd, Ni, Pb e Cr), segundo Domingues (1997).

Cádmio – Verificou-se que a aplicação de cádmio (Cd) ao solo, sob a forma orgânica, origina uma absorção, pelas plantas, maior e mais prolongada do que a sua aplicação sob a forma inorgânica (Domingues, 1999). O seu CT é elevado, situa-se entre 1 e 10 e depende fundamentalmente do teor da matéria orgânica, da capacidade de troca catiónica e da concentração de cádmio no solo (Sauerbeck, 1991).

Níquel – Domingues (1999), verificou que solos tratados com lamas residuais, durante um longo período (1942-1961), não apresentavam movimento do níquel (Ni) ao longo do perfil. No entanto, foi observada lixiviação deste metal, abaixo da zona de incorporação das lamas. No mesmo trabalho, é referido que o decréscimo de disponibilidade do Ni, com o aumento de matéria orgânica, é consequência da ligação do metal aos complexos orgânicos insolúveis nos solos. Quando se encontra no solo, o seu CT situa-se entre 0,1 e 1,0 (Sauerbeck, 1991). Domingues (1999) refere que a calagem e as adições de matéria orgânica ao solo diminuem a adsorção do Ni pelas plantas, que é fortemente influenciada, numa razão inversa, pelo teor de argila e de húmus e pelo valor do pH.

Chumbo – Foi observado que a aplicação de lamas residuais aos solos não origina movimento, ao longo do perfil, nem contaminação das águas com chumbo (Pb), que permanece em formas insolúveis ou estáveis. O aumento do valor de pH contribui para diminuir a solubilidade do Pb nos solos (Domingues, 1999). O coeficiente de transferência deste metal pesado do solo para a planta (CT) é baixo e compreendido entre 0,01 e 0,1 (Sauerbeck, 1991). A capacidade de absorção do Pb pelas plantas pode ser reduzida pelos elevados níveis de matéria orgânica nos solos, como é o caso das lamas urbanas, devido ao facto deste elemento ser fixado mais firmemente pelas substâncias húmicas do que qualquer outro metal pesado (Domingues, 1999).

Crómio – Quando se encontra no solo, o seu CT é baixo e situa-se entre 0,01 e 0,1 (Sauerbeck, 1991). Como foi referido anteriormente (2.3.4.), o crómio trivalente (Cr^{3+}), só em grandes quantidades apresenta alguma toxicidade “benigna”. A forma hexavalente (Cr^{6+}), reage de forma diversa quando em combinação com outras moléculas, incluindo as que compõem o corpo humano. Contrariamente à forma trivalente, é considerada como tóxica (Cromium Information Bureau, 2000). As formas de Cr^{3+} estão fortemente ligadas às cargas negativas, localizadas nas argilas e na matéria orgânica. As formas de Cr^{6+} são relativamente raras, só sendo estáveis em condições alcalinas oxidantes. Os complexos orgânicos de Cr^{3+} no solo parecem ser mais estáveis numa vasta gama de valores de pH (Domingues, 1999). A toxicidade, em solos contaminados com Cr, pode ser reduzida através da calagem, ou da aplicação de fósforo ou matéria orgânica. Se a contaminação dos solos for feita com Cr^{6+} , a acidificação com enxofre, ou o uso de agentes redutores, por exemplo, poderá aumentar a velocidade de redução do Cr^{6+} , e a seguir à redução, é aconselhável proceder-se à calagem, para precipitar os compostos de Cr^{3+} (Pendias e Pendias, 1991).

Em vários ensaios realizados em Portugal entre 1988 e 2000, verificou-se que quando da aplicação de lamas urbanas no solo, os teores de Cd, Ni, Pb e Cr, foram sempre inferiores aos valores da Portaria 176/96 (Domingues *et al.*, 2001).

A retenção pelos solos dos metais pesados pôde ser constatado (Domingues e Silva, 1998). Estes autores concluíram que a fertilização de um solo Litólico Não Húmico de granitos - Pg (SROA, 1959b), com lama originária da ETAR de Viseu, não conduziu a fitotoxicidade. As doses excessivas de lamas aplicadas (30 - 60 t ha⁻¹) levaram à retenção dos metais pesados (Pb, Cd, Cr, e Ni) pela malha cristalina dos minerais argilosos, induzindo um aumento de potencialidade metálica do solo. Foi também observado que a solubilidade destes elementos está inversamente relacionada com os valores de pH (Domingues, 1999), pelo que elevações de pH, provocadas pela adição de lamas ao solo, representam um aspecto benéfico da aplicação destes resíduos. Foi observada uma situação semelhante, no sul de Espanha, por Canct *et al.* (1997), com excepção de um acréscimo significativo de Ni no solo. Estes resultados foram obtidos, após a aplicação de lamas urbanas no solo de um pomar de citrinos, durante sete anos. Verificou-se que a concentração de metais pesados, ao longo dos perfis de diferentes solos arenosos, decrescia com a profundidade, tornando-se insignificante fora dos horizontes Ap (0-22 cm). Estes ensaios foram conduzidos na Florida, em pomares de citrinos, ao longo de 25 anos (Zhang *et al.*, 1997; Zhang *et al.*, 2003).

Em ensaios realizados em Portugal, entre 1988 e 2000, verificou-se que as águas percoladas nos solos tratados com 30 - 60 t ha⁻¹ de lamas urbanas, foram consideradas

de boa qualidade, relativamente aos parâmetros para avaliação da qualidade da água destinada à rega (Decreto-Lei n.º 236/98, 1998). Em ensaios realizados com aplicação no solo de lamas provenientes de Viseu e de Belmonte, foram observados fracos teores de metais pesados nos lixiviados, nos diferentes talhões, pelo que se verifica que a aplicação das lamas não contribui para aumentar o risco de poluição das águas subterrâneas. Foi observado que a lixiviação de metais pesados foi mínima, relativamente aos teores adicionados pela aplicação das lamas e aos teores totais que permanecem nos solos (Domingues *et al.*, 1998).

Foi realizada a análise foliar, com o objectivo de determinar eventuais toxicidades, provocadas por metais pesados, em culturas (*Lolium multiflorum* Lam. e trevos), cujos solos foram fertilizados com lamas urbanas provenientes de Viseu e de Belmonte. Relativamente às modalidades com aplicação de lamas urbanas, as culturas mostraram, comparativamente com o tratamento com adubação mineral, que os teores de cromo, níquel, chumbo, e cádmio foram similares. É de referir que o nível foliar destes metais pesados foram considerados adequados (Domingues *et al.*, 1997). Também, Domingues (1999), refere que a exportação dos metais pesados realizada pelo trevo, mesmo quando se aplicaram quantidades importantes (120 t ha^{-1}) de lamas no solo, foram muito baixos. Nas folhas e no sumo de citrinos (Espinosa *et al.*, 1998), também não foram encontradas diferenças significativas nos teores de metais pesados, quando foram aplicadas lamas urbanas num pomar na Florida. No sul de Espanha, também se observaram resultados idênticos, com excepção de um aumento de concentração de chumbo nas folhas dos citrinos (Canet *et al.*, 1997).

Estão regulamentadas (Portaria n.º 176/96, 1996) as concentrações de metais pesados nos solos receptores de lamas e nas lamas para utilização na agricultura como fertilizantes, bem como as quantidades máximas que poderão ser introduzidas nos solos agrícolas.

2.4.4. Contaminação fecal

A contaminação por microrganismos patogénicos, provocada pelas lamas urbanas experimentais, apresenta poucos perigos para a saúde pública. Esta suposição foi baseada na reduzida concentração de microrganismos indicadores nestas lamas ($<10^5$ CF/100 g). O método de enterrar as lamas a uma profundidade mínima de meio metro, colocando assim estes resíduos fora do contacto de pessoas e animais, reduziu também eventuais efeitos de contaminação. Por estes motivos, não se efectuaram ensaios sobre este assunto.

O risco potencial de contaminação, por microrganismos patogénicos, proveniente da aplicação de lamas urbanas na agricultura, é consideravelmente menor, quando comparado com a rega com efluentes depurados. A explicação deve-se ao facto de que as quantidades agronómicas de lamas são inferiores às dotações de rega, além de que, normalmente, as lamas estão mais livres de patogénicos (Smith, 1996).

Num solo onde foram aplicadas lamas líquidas, observou-se que 99,9% de uma população de coliformes fecais foi inactivada, ao fim de 35 dias. A aplicação de lamas

desidratadas reduziu o período de sobrevivência para 12 dias (Smith, 1996). Verificou-se em experiências realizadas em diferentes tipos de solos, que à profundidade de 25 cm, a sobrevivência de coliformes fecais é nula ou extremamente reduzida (Pinilla, 1998).

Os microrganismos patogênicos podem ser transportados, por meio da drenagem, através de solos delgados, sobre rochas fissuradas. Em tais circunstâncias, é possível que as lamas no estado líquido, possam penetrar através do solo, pelo que a aplicação de lamas deverá ser evitada (Smith, 1996).

Foi observado (Smith, 1996) em folhas de culturas, que 90% dos coliformes fecais morreram antes de 48 horas e a totalidade antes de 14 dias, devido a desidratação e radiação solar, quando da aplicação de lamas urbanas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Os campos experimentais localizaram-se no litoral do Algarve, com características climáticas semelhantes (Cunha, 1957). É nesta zona onde se produz a quase totalidade dos efluentes urbanos (Ambio, 2001) e se encontra grande parte do regadio (Paquete e Costa, 1989). Os solos onde decorreram os ensaios são dos mais representativos desta zona – de origem aluvionar (16%), nos relvados dos campos de golfe dos Salgados em Albufeira e no pomar de citrinos do Fialho em Faro; e provenientes de areias e arenitos (a área restante), nos relvados de Vale do Lobo em Loulé (Leitão, 1970). Os materiais vegetais utilizados nos ensaios – citrinos (20 000 ha) e relvas (2000 ha), são as culturas regadas mais representativas no Algarve (Guerreiro, 1992; UAlg, 2003).

Para estudar a resposta à utilização de águas residuais depuradas na rega de culturas e à aplicação de lamas urbanas como fertilizantes do solo, foram realizados dois ensaios de utilização de águas residuais em relvas; um ensaio de utilização de água residual em citrinos; e um ensaio de aplicação de lamas ao solo em citrinos.

Os ensaios realizados em relvados regados com águas residuais, consistiram na avaliação da resposta das plantas relativamente à produção, à qualidade - dotação de rega, ao poder extractante de sal e à evolução microbiológica nas águas de rega e na relva.

No pomar de citrinos, as respostas à aplicação de águas residuais na rega e de lamas urbanas como fertilizantes e correctivos do solo, foram avaliadas pelo desenvolvimento vegetativo. A variação de parâmetros físico-químicos, classificados como nutrientes, salinidade e metais pesados, foram analisados no sistema solo-água-planta.

Neste ponto ir-se-ão mencionar também os métodos utilizados, além dos delineamentos experimentais (2). Na Tabela 3.1 são apresentados os campos experimentais (3), os períodos dos ensaios, os materiais vegetais (relvas e citrinos), as águas de rega (residuais e naturais), os correctivos testados (lamas e estrume) e os principais ensaios realizados.

Tabela 3.1 – Campos experimentais, períodos, materiais vegetais (relvas e citrinos), águas de rega (residuais, naturais e fertirrega), correctivos (lamas e estrume) e principais parâmetros avaliados.

Material vegetal	Citrinos	Relvado	Relvado
Campos exper.	Fialho	Vale do Lobo	Salgados
Períodos exper.	99-01	(98-99) e (00-01)	00-01
Origem da rega	Natural, fertirrega e residual	Residual e natural	Residual
Correctivos	lamas e estrume		
Parâmetros	Desenvolvimento vegetativo	Dotação de rega	Dotação de rega
	Nutrientes (plantas, solo e lixiviados)	Produtividade	Produtividade
	Salinidade (plantas, solo e lixiviados)		Salinidade (plantas)
	Metais pesados (plantas, solo e lixiviados)		
		Microrganismos indicadores (águas e relvas)	Microrganismos indicadores (águas e relvas)

3.1. Condições climáticas

A caracterização climática pretende quantificar os parâmetros necessários (temperatura, precipitação, evapotranspiração e vento) para calcular as dotações de rega, nos ensaios experimentais com citrinos e com relvas.

Os três locais onde decorreram os ensaios, tal como a cidade de Faro que foi considerada como referência principal em termos climáticos, situam-se no litoral sul do Algarve. O clima é Mediterrânico e segundo Köppen (1936), a classificação mais representativa é Csa, de características mesotérmicas (temperado), definido por Invernos amenos e chuvosos e Verões quentes e secos.

As amplitudes térmicas, ao longo do ano, são bastante reduzidas (Cunha, 1957), como se pode verificar pelas diferenças verificadas entre os valores médios mensais do mês mais frio (Janeiro, 11,3°C) e do mês mais quente (Julho, 23,8°C). As temperaturas mínimas negativas podem ocorrer mas com pouca frequência nos meses de Dezembro, Janeiro e Fevereiro, segundo dados recolhidos pela Direcção Regional de Agricultura do Algarve, para o período de 1986-2001.

Como pode ser observado na Tabela 3.2 e na Figura 3.1, no Algarve assiste-se a um período de seca estival e nestas condições, torna-se conveniente, ou obrigatório, recorrer à prática da rega para colmatar as necessidades hídricas das culturas (Raposo, 1994).

Para a cidade de Faro, o valor observado para a ETp, entre Junho de 2000 e Maio de 2001 (DRAAg, 2001) foi de 1130 mm e a média anual de 38 anos foi de 1280 mm (Instituto de Meteorologia, 2001). Este valor é, segundo a última fonte, muito superior à

média das precipitações anuais observadas para o mesmo intervalo de tempo – 453 mm. Verifica-se também que ETp varia ao longo do ano, tomando os maiores valores durante o período estival.

Os valores de precipitação que ocorreram durante os períodos experimentais foram recolhidos em Faro (DRAAg, 2001) e no campo de golfe dos Salgados. A partir destes valores calculou-se a precipitação efectiva (P) que representa a eficiência, em termos de utilização pelas plantas e corresponde ao somatório das diferenças diárias entre os valores de precipitação e de evapotranspiração de referência - ETo, (Beltrão *et al.*, 1996c).

A Tabela 3.2 apresenta para Faro (1931-1969), valores médios mensais relativos à temperatura do ar (°C), à evapotranspiração potencial (ETp) Penman (mm) e à precipitação (mm).

Tabela 3.2 – Valores médios mensais para Faro de temperatura do ar (°C), de evapotranspiração potencial ETp (mm) e de precipitação (mm).

Mês	Temperatura média (°C)	ETp média (mm)	Precipitação média (mm)
Junho	20,9	183	5,2
Julho	23,8	208	0,6
Agosto	23,4	189	0,4
Setembro	21,5	120	17,5
Outubro	18,4	84	61,3
Novembro	14,9	36	65,4
Dezembro	12,6	25	67,2
Janeiro	11,3	33	60,9
Fevereiro	12,2	39	52,1
Março	14,3	81	71,6
Abril	15,2	117	30,0
Mai	17,8	164	20,5
Ano	-	1280	452,7

A Figura 3.1 apresenta as curvas relativas aos valores médios mensais de precipitação e de ETp, ao longo do ano, para a cidade de Faro, onde se pode observar a situação de escassez hídrica que ocorre no período estival, entre Março e Outubro. Optou-se por iniciar a ano hidrológico em Junho por coincidir com o início dos períodos experimentais de rega nos relvados.

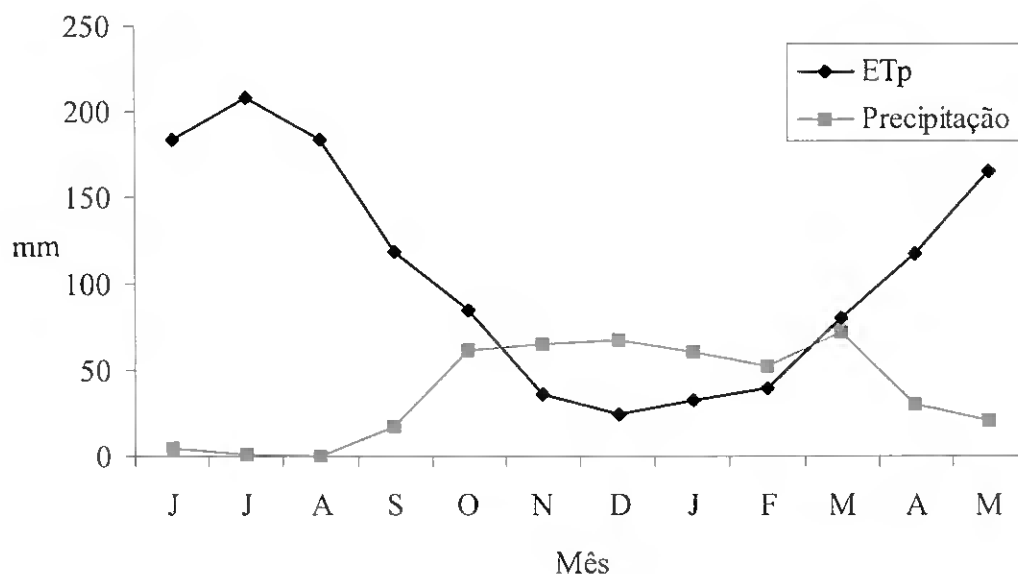


Figura 3.1 – Curvas de precipitação (mm) e de ETp (mm) médias mensais, para Faro.

O vento influencia a homogeneidade de distribuição da rega por aspersão (Beltrão, 1976). Por este motivo a rega deve ser evitada para velocidades do vento superiores a 1 m s^{-1} . É prática corrente, em ocasiões de vento constante, a dotação de rega ser acrescida de 10%. Em Faro (próximo de Vale do Lobo e do Fialho) o vento sopra mais frequentemente (número de dias) de Barlavento. Em Portimão (próximo dos Salgados), o vento dominante é a nortada (Cunha, 1957). Os ensaios que utilizaram rega por aspersão – fonte pontual por aspersão (Or e Hanks, 1992), apresentaram boa uniformidade de distribuição de água, próxima de 97% (3.2.3.).

3.2. Delineamento experimental nos campos de golfe

Foram realizados três ensaios para testar a resposta de relvados à rega com águas residuais depuradas, comparativamente com a utilização de águas naturais. Com esta finalidade foram delineados ensaios em dois campos experimentais localizados nos relvados de golfe dos Salgados, na freguesia da Guia e no campo de golfe de Vale do Lobo, na freguesia de Almancil.

No relvado de Vale do Lobo, entre Junho de 1998 e Maio de 1999, foi testada água residual na rega (VLAR). No mesmo local, entre Junho de 2000 e Maio de 2001, foi ensaiada rega com água natural (VLAN). Também neste último período, nos Salgados, foi testada água residual com o mesmo objectivo (SGAR).

Com o objectivo de procurar colmatar a inexistência de um campo experimental que dispusesse simultaneamente de água residual e de água natural para rega, foram comparados os resultados observados no mesmo local VLAR e VLAN. Identicamente

se procedeu com os resultados obtidos nos ensaios que decorreram no mesmo período experimental de 2000-2001 – VLAN e SGAR.

Os relvados experimentais foram ambos semeados com bermuda (*Cynodon dactylon* [L.] Pers.), a espécie mais representativa nos campos de golfe do Algarve (UAlg, 2003). Esta cultivar é caracterizada por fraca tolerância à salinidade, verificando-se um limite máximo de tolerância para a $CE = 4,3 \text{ dSm}^{-1}$ no extracto de saturação do solo. Quanto à drenagem, é pouco tolerante ao encharcamento prolongado do solo. O azoto é o nutriente principal no desenvolvimento vegetativo desta cultura de crescimento rápido e que se encontra sujeita a cortes muito frequentes (Duncan, 2001).

As operações de sementeira e de manutenção dos relvados, foi da responsabilidade da gestão dos respectivos campos de golfe. Em 3.2.1.d) e 3.2.2.d) são indicadas as adubações empregues.

A temperatura é um factor ambiental limitante para esta cultura, dado que o crescimento é inibido para temperaturas médias do ar inferiores a 10°C . Os crescimentos óptimos verificam-se a temperaturas compreendidas entre 35°C e 38°C (Duncan, 2001). Portanto no Algarve serão de esperar crescimentos mínimos, durante os meses de temperaturas médias mais baixas – Dezembro $12,6^{\circ}\text{C}$, Janeiro $11,3^{\circ}\text{C}$ e Fevereiro $12,2^{\circ}\text{C}$.

A análise da aparência visual do relvado foi observada, segundo isoietas definidas e quantificada através da observação do valor da sua cor com o auxílio da carta de cores (Munsell, 1991). Este método de graduação visual, descrito em (3.2.5.), serviu para determinar directamente as dotações de rega consideradas mais convenientes a aplicar nos relvados.

A produtividade dos relvados foi avaliado, também, segundo isoietas definidas, por meio de colheitas de amostras cujas áreas correspondiam a $0,25 \text{ m}^2$ (3.2.4.) e a relva foi aparada por meio de uma tesoura de jardinagem assimétrica, a um nível semelhante ao do corte da máquina de cortar relva (Anexo G).

Em ambos os campos de golfe, a rega foi testada por meio do delineamento experimental conhecido como fonte pontual de aspersão (Or e Hanks, 1992), descrito em (3.2.3.), utilizado para simular diferentes dotações de rega. Com água natural e com água residual, por meio de observações mensais, a aparência do relvado e o seu crescimento foram quantificados.

O balanço hídrico no solo, que permite aumentar a eficiência de rega, pode ser calculado pela seguinte fórmula (Beltrão, 1992; Lencastre e Franco, 1992):

$$I + P = ET_p + (D_r - C_r) + ? S \quad (3.1.)$$

Em que:

- I – dotação de rega;
- P – precipitação efectiva;
- ET_p – evapotranspiração potencial;
- D_r – drenagem;
- C_r – ascensão capilar;
- ? S – variação de água no solo.

A evapotranspiração (ET) foi um parâmetro meteorológico utilizado neste estudo que define o processo de perda de vapor de água através de superfícies complexas, mortas ou vivas, em particular o solo e as plantas. Evapotranspirações potenciais climáticas (ETp) são as evapotranspirações calculadas com a ajuda de dados climáticos que influenciam a evapotranspiração, através de fórmulas climáticas. Estas fórmulas baseiam-se nas relações existentes entre as variáveis climáticas e foram ajustadas a cobertos bem alimentados em água, sobretudo a relva. Quando se verifica numa superfície extensa de relva verde, com uma altura uniforme de 8 a 15 cm, crescendo activamente, cobrindo completamente o solo e sem restrições de água, denomina-se evapotranspiração de referência (ETo). Se a fórmula em questão está adaptada às condições locais, temos que $ETp = ETo$ (Pereira e Ferreira, 1983).

Nos cálculos de dotações de rega, os dados de ETp utilizados foram obtidos seguindo a fórmula de Penman (1963) modificada (Doorenbos e Pruitt, 1984), a qual, quando é possível dispor de dados locais referentes a temperatura, a humidade, ao vento e ao número de horas de Sol ou de radiação solar, é a que permite obter os valores mais fiáveis de ETp. Os valores de ETp poderão ser correlacionados com os valores obtidos pelo tanque evaporímetro, classe A, através de multiplicação por coeficientes de valor indicado (Doorebos e Kassan, 1979; Doorenbos e Pruitt, 1984).

A Evapotranspiração da cultura (ETc) é estimada experimentalmente ou a partir de ETp ou através dos coeficientes culturais (kc) que integram as condições específicas inerentes às culturas, ao seu estado de desenvolvimento e às condições climáticas prevaletentes, segundo a fórmula (Pereira e Ferreira, 1983; Allen *et al.*, 1998):

$$ETc = kc * ETp \quad (3.2.)$$

Os valores de precipitação reduzem as necessidades de rega. A precipitação efectiva (P) ou seja, a sua eficiência em termos de utilização pelas plantas, corresponde ao somatório das diferenças diárias entre os valores de precipitação e de evapotranspiração de referência - ETo, (Beltrão *et al.*, 1996c). Ao contrário do que se verifica com a distribuição da evapotranspiração, as médias de valores de precipitação, para o mesmo mês e para anos diferentes, são muito diferentes para cada local.

O vento é caracterizado pela direcção e velocidade, que consiste no factor determinante para a avaliação da evapotranspiração (Allen *et al.*, 1998) e de homogeneidade de distribuição da rega por aspersão (Beltrão, 1976). Por estes motivos a rega deve ser evitada para velocidades do vento superiores a 1 m s^{-1} .

Outros factores, relacionados com os movimentos de água no solo – drenagem, ascensão capilar e variação de água no solo, não foram considerados para efeitos de determinações de dotações de rega. Tal explica-se pelas condições experimentais de regadio intensivo, que são muito próximas das observadas em hidroponismo (Beltrão *et al.*, 1996c), onde se verificam regas muito frequentes, e a toalha freática não se encontrar normalmente próxima da superfície.

3.2.1. Caracterização do campo experimental – golfe dos Salgados

a) Localização

O campo de golfe dos Salgados localiza-se no Litoral Barlavento, na fronteira dos concelhos de Albufeira e de Silves.

Trata-se de uma zona de sapal Holocénico (a), junto ao delta da ribeira de Espiche, segundo a Carta Geológica da Região do Algarve (IGM, 1992). Um cordão dunar (A), que se estende junto à costa, proporciona alguma protecção contra as brisas marítimas

Os ensaios que tiveram lugar nos Salgados decorreram entre o início de Junho de 2000 e finais de Maio de 2001.

O vento dominante é a nortada e verifica-se, também, alguma incidência de brisas marítimas que sopram de sudoeste.

A Tabela 3.3 apresenta dados meteorológicos mensais relativos a ETp (mm), precipitação (mm) e precipitação efectiva (mm), para o período em que decorreram os ensaios. Os valores de ETp utilizados, num período de 38 anos, são os da cidade de Faro e foram considerados como valores médios para a região do Algarve (Instituto de Meteorologia, 2001). Os dados de precipitação foram obtidos no campo de golfe dos Salgados.

Tabela 3.3 – Salgados, precipitação (mm), precipitação efectiva (mm) e ETp (mm), para o período de ensaio (6/2000 – 5/2001).

Mês	ETp (mm)	Precipitação (mm)	Prec. efectiva (mm)
Junho	183	0	0
Julho	208	0	0
Agosto	189	0	0
Setembro	120	14	8
Outubro	84	9	8
Novembro	36	36	9
Dezembro	25	158	12
Janeiro	34	57	12
Fevereiro	39	8	3
Março	81	97	21
Abril	117	0	0
Maio	164	17	17
Ano	1280	396	89

b) Solo

A área onde se localiza o campo de golfe dos Salgados foi originalmente constituída por solos Aluvionares Salinos de Salinidade Elevada (Ass), segundo a classificação taxonómica da Carta dos Solos de Portugal (SROA, 1959b). Na classificação pedológica “World Reference Base for Soil Resources” (FAO-ISSS-ISRIC, 1998), corresponde a “Fluvisol thionic” (FLti). Quando da construção do campo de golfe, estes terrenos foram cobertos por materiais exógenos de espessura variável, com o duplo objectivo de criar relevo artificial e de melhorar a sua drenagem.

No local do ensaio, o perfil do solo apresenta uma camada superficial de textura arenosa, com cerca de 20 cm de profundidade, cuja reacção química é alcalina (pH 8,5). A salinidade é baixa, a que correspondem valores de condutividade eléctrica (CE) de $0,2 \text{ dSm}^{-1}$, no extracto de saturação do solo.

Mais em profundidade encontra-se uma segunda camada até cerca de 60 cm, também antropozóica como a primeira, proveniente de arenitos grosseiros pouco consolidados de cimento argiloso com óxidos de ferro. Estes materiais importados são de textura argilosa e formam uma camada impermeável que pode provocar encharcamento e dificultar a drenagem do relvado. O mesmo material é caracterizado por porosidade elevada (40%), com elevado poder de retenção para a água, a que corresponde uma capacidade de campo $\pm 36\%$ (Kopp *et al.*, 1989).

A partir de 60 cm de profundidade, encontra-se um horizonte soterrado de origem marinha, que corresponde ao solo original. Trata-se de um Tiossolo (assim denominado devido à presença de enxofre) e constitui um imperme, caracterizado por baixa condutividade hidráulica (Kopp *et al.*, 1989). Vulgarmente denominada por “cat clay”, esta formação argilosa apresenta uma coloração negra – Standard Soil Color Charts, (Munsell, 1991), quando húmida (5 Y 4/1) e manchada de amarelo (5 Y 6/6). A coloração amarelada é sintomática da existência de enxofre na forma de sulfureto ferroso (FeS), originado em condições de anaerobiose pelas reacções químicas e biológicas entre a matéria orgânica e os sulfatos abundantes nos solos de origem marinha. Consequentemente a reacção química é ácida ou muito ácida (Teixeira e Alvim, 1978).

c) Água

A água utilizada na rega do campo de golfe é depurada pela estação de tratamento de águas residuais (ETAR) de Pêra. O tratamento primário do efluente bruto consiste numa gradagem dos sólidos suspensos mais grosseiros. Segue-se o tratamento secundário por meio de dois tanques de arejamento com leitos percoladores munidos de distribuidores rotativos e torniquetes hidráulicos. O tratamento terciário, que é aplicado apenas à parte do caudal destinado à rega do campo de golfe, é feito por meio de um filtro de areia com a finalidade de reter alguma matéria orgânica em suspensão ainda existente, a que se segue uma desinfecção com cloro (cloragem) para eliminar bactérias e outros microrganismos. O processo de tratamento seguinte é feito por meio de lagoas de

homogeneização, onde se procura libertar o excesso de cloro anteriormente introduzido no efluente, por meio da sua retenção temporária. Quatro lagoas de rega ligadas em série estão integradas paisagisticamente no campo de golfe. A sua função, além do armazenamento de água, consiste em eliminar microrganismos patogénicos, pela acção bactericida solar. Os organismos fotossintéticos existentes nas lagoas como as microalgas, são também responsáveis pela redução do teor em nutrientes no efluente. Deste modo está completado o sistema de tratamento da água de rega (Inácio, 2001).

A Tabela 3.4 mostra os dados das análises físico-químicas do efluente final da ETAR, destinado à rega do campo de golfe dos Salgados – pH, CE (dS m^{-1}), razão de adsorção de sódio (RAS), CO_3^{2-} (ppm), HCO_3^- (ppm), Na^+ (ppm), K^+ (ppm), Mg^{2+} (ppm), Ca^{2+} (ppm), Cl^- (ppm), NO_3^- (ppm) e P (ppm). As amostras foram colhidas em Maio de 2001 e analisadas no Laboratório da Direcção Regional de Agricultura do Algarve. Os métodos utilizados pelo Laboratório da DRAAg foram descritos no Capítulo 3.10.6. O fósforo foi analisado por meio do reflectómetro “Merck RQ-Flex plus”.

Os valores máximos recomendados (VMR) e valores máximos admissíveis (VMA), para alguns parâmetros indicados no Decreto-Lei n. 236/98 (1998), relativos à qualidade das águas destinadas à rega (Anexo XVI), são também apresentados na mesma tabela. Verificou-se que os valores paramétricos do efluente que excederam os VMR foram o pH e o cloreto, enquanto que os teores em magnésio excederam os VMA.

Tabela 3.4 – ETAR dos Salgados, resultados analíticos do efluente e VMR e VMA para alguns parâmetros indicados no Anexo XVI do Decreto-Lei n. 236/98 (1998), relativos à qualidade das águas para rega.

Parâmetro	VMR	VMA	ETAR
pH	6,5-8,4	4,5-9,0	7,3
CE (dS m^{-1})	1,0	-	1,5
RAS	8,0	-	5,6
CO_3^{2-} (ppm)	-	-	0,0
HCO_3^- (ppm)	-	-	469,8
Na^+ (ppm)	-	-	197,8
K^+ (ppm)	-	-	19,6
Mg^{2+} (ppm)	0,2	10,0	42,3
Ca^{2+} (ppm)	-	-	69,7
Cl^- (ppm)	70,0	-	213,0
NO_3^- (ppm)	50,0	-	0,0
P (ppm)	-	-	2,4

d) Fertilizantes

A adubação do campo de golfe dos Salgados foi abundante e da responsabilidade da equipa técnica do campo de golfe. Durante os 12 meses do ensaio, foram feitas três aplicações que totalizaram por ha as seguintes quantidades de fertilizantes:

- N = 460 kg;
- P_2O_5 = 22 kg;
- K_2O = 33 kg;
- Mg = 24 kg.

Considerando uma dotação de rega anual de 1000 mm para o campo de golfe dos Salgados, verifica-se que os nutrientes fornecidos pela água de rega por ha e ano corresponderam:

- N = 0 kg;
- P₂O₅ = 73 kg;
- K₂O = 235 kg;
- Mg = 42 kg.

Em conclusão, a quantidade total de nutrientes aplicados no relvado, através da água de rega e dos adubos nela dissolvidos, foi por ha e ano:

- N = 460 kg;
- P₂O₅ = 95 kg;
- K₂O = 268 kg;
- Mg = 66 kg.

e) Relvado

O relvado do campo experimental dos Salgados foi semeado com bermuda (*Cynodon dactylon* [L.] Pers.), caracterizada em (3.2.).

3.2.2. Caracterização do campo experimental – golfe de Vale do Lobo

a) Localização

O campo de golfe de Vale do Lobo, localiza-se na margem nascente da foz da ribeira do Trafal, na freguesia de Almancil, pertencente ao concelho de Loulé. Trata-se de uma zona acidentada, de formações geológicas recentes, de areias e cascalheiras de Faro-Quarteira (Qa) Pleistocénicas (IGM, 1992).

Os ensaios decorreram durante dois semestres distintos – de Junho de 1998 a Maio de 1999; e de Junho de 2000 a Maio de 2001.

O vento dominante é marítimo, do quadrante Sudoeste. A Tabela 3.5 apresenta dados meteorológicos médios mensais para Faro, relativos a ETp (Instituto de Meteorologia, 2001), a precipitação para os períodos em que decorreram os ensaios (DRAAg, 2001) e a precipitação efectiva ou seja a fracção que se considerou útil para o desenvolvimento vegetativo.

Tabela 3.5 – Faro, dados de ETp média (mm), precipitação (mm) e precipitação efectiva (mm), para os períodos de ensaios (6/1998 – 5/1999 e 6/2000 – 5/2001).

Mês	ETp (mm)	Período 6/1998 – 5/1999		Período 6/2000 – 5/2001	
		Prec. (mm)	Prec. ef. (mm)	Prec. (mm)	Prec. ef. (mm)
Junho	183	0	0	0	0
Julho	208	0	0	0	0
Agosto	189	0	0	0	0
Setembro	120	67	17	15	9
Outubro	84	3	3	9	7
Novembro	36	15	2	39	7
Dezembro	25	19	3	186	10
Janeiro	34	53	8	71	13
Fevereiro	39	0	0	43	6
Março	81	76	12	97	22
Abril	117	11	8	0	0
Maió	164	19	13	12	11
Ano	1280	262	65	470	84

b) Solo

O solo onde decorreram os ensaios em Vale do Lobo foi nivelado mecanicamente antes de se proceder à sementeira do relvado. Trata-se de um Regossolo Psamítico Não Húmido (Rg), segundo a classificação da Carta dos Solos de Portugal (SROA, 1959b), a que corresponde um “Arenosol albic” (ARab) na classificação World Reference Base for Soil Resources (FAO-ISSS-ISRIC, 1998).

No perfil do solo foram observados dois horizontes até à profundidade de 1,5 m:

– Horizonte A, de fase espessa (1 - 1,2 m), sem estrutura, textura franco-arenosa (areia, 80,7%; limo, 12,4%; e argila, 6,9%), alguns elementos grosseiros (calhau rolado), a densidade aparente = 1,71, o pH 7,6 (neutro) e a cor a seco (2,5 Y 7/6) e húmido (2,5 Y 6/6).

– Horizonte C originado a partir da meteorização de arenitos grosseiros pouco consolidados, de cimento argiloso com óxidos de ferro. Este horizonte é impermeável e pode provocar encharcamento no relvado e é também caracterizado por elevadas porosidade = 40% e capacidade de campo = 36% (Kopp *et al.*, 1989).

c) Água

A água de rega utilizada durante o primeiro período experimental – entre Junho de 1998 e Maio de 1999, foi proveniente do efluente depurado pela ETAR de Vale do Lobo. Após Maio de 1999, o campo experimental passou a ser regado com água natural proveniente do aquífero local.

O efluente tratado proveniente de Vale do Lobo não se afigura importante, em termos de utilização, devido ao pequeno caudal em presença, apesar de este ter aumentado de 163 000 para 216 000 m³ ano⁻¹, durante o período dos ensaios (Câmara Municipal de Loulé - Hidrocontrato, 1998). A ETAR está munida de leitos percoladores e de uma lagoa fotossintética. Após o tratamento primário do afluente bruto que consiste numa gradagem dos sólidos suspensos mais grosseiros, segue-se o tratamento secundário por meio de um tanque de arejamento. A bombagem da água destinada à rega foi feita após a passagem do efluente pela lagoa fotossintética de tratamento terciário, sistema de filtração e exposição a radiações ultravioletas.

As análises físico-químicas do efluente tratado foram efectuadas por espectrofotometria visível, utilizando para o efeito o kit de análises rápidas “ELE - Paqualab™ Photometer EL430-550”. As análises físico-químicas da água proveniente do furo foram realizadas no Laboratório de Solos da Direcção Regional de Agricultura do Algarve, cujos métodos foram descritos (3.3.3.). Foi excepção o fósforo, analisado por meio do reflectómetro “Merck RQ-Flex plus”.

A Tabela 3.6 mostra os valores máximos recomendados (VMR) e valores máximos admissíveis (VMA) para as águas de rega, relativamente a diferentes parâmetros analíticos – pH, CE (dS m⁻¹), razão de adsorção de sódio (RAS), CO₃²⁻ (ppm), HCO₃⁻ (ppm), Na⁺ (ppm), K⁺ (ppm), Mg²⁺ (ppm), Ca²⁺ (ppm), Cl⁻ (ppm), NO₃⁻ (ppm) e P (ppm)., segundo a legislação em vigor no Decreto-Lei n.º 236/98 (1998). A mesma Tabela apresenta também valores analíticos referentes à água subterrânea de Vale do Lobo e ao efluente tratado pela ETAR.

Tabela 3.6 – VMR e VMA de diferentes parâmetros, segundo o Anexo XVI do D. L. n.º 236/98 (1998) para as águas de rega, e valores analíticos referentes ao efluente da ETAR e à água do furo.

Parâmetro	VMR	VMA	Furo	ETAR
pH	6,5-8,4	4,5-9,0	7,3	7,2
CE (dS m ⁻¹)	1,0	-	1,2	2,1
RAS	8,0	-	3,9	-
CO ₃ ²⁻ (ppm)	-	-	0,0	-
HCO ₃ ⁻ (ppm)	-	-	292,9	341,0
Na ⁺ (ppm)	-	-	114,1	-
K ⁺ (ppm)	-	-	5,9	119,2
Mg ²⁺ (ppm)	0,2	10,0	8,8	0,0
Ca ²⁺ (ppm)	-	-	121,8	108,5
Cl ⁻ (ppm)	70,0	-	198,8	154,0
NO ₃ ⁻ (ppm)	50,0	-	7,5	0,0
P (ppm)	-	-	0,7	0,0

A composição da água proveniente da ETAR é mais pobre em determinados nutrientes, como o azoto e o fósforo, do que a água natural. A actividade microbiana na lagoa fotossintética, contribui para a mineralização e precipitação destes nutrientes e poderá ser responsável por esta carência indesejável no efluente, uma vez que se destina à rega. As normas de qualidade da água para rega (Decreto-Lei. n.º 236/98, 1998) indicam que nenhum parâmetro, na água natural ou na água residual, ultrapassa os limites dos VMA.

d) Fertilizantes

A adubação do campo de golfe de Vale do Lobo foi da responsabilidade da equipa técnica do campo de golfe. Trimestralmente e em porções equivalentes, foram aplicados por ha e por ano:

- N = 115 kg;
- P₂O₅ = 75 kg;
- K₂O = 180 kg;
- Mg = 2 kg.

Considerando uma dotação de rega anual média de 1000 mm, para o campo de golfe, os nutrientes fornecidos pela água de rega proveniente da ETAR, por ha e ano, corresponderam a:

- N = 0 kg;
- P₂O₅ = 0 kg;
- K₂O = 1430 kg;
- Mg = 0 kg.

A soma dos nutrientes fornecidos ao relvado do ensaio, provenientes da adubação mineral e da água residual, foi por ha e ano:

- N = 115 kg;
- P₂O₅ = 75 kg;
- K₂O = 1610 kg;
- Mg = 2 kg.

Considerando a mesma dotação de rega anual de 1000 mm para o campo de golfe, quando regado com água natural, os nutrientes fornecidos pela água de rega, por ha e ano corresponderam:

- N = 17 kg;
- P₂O₅ = 22 kg;
- K₂O = 71 kg;
- Mg = 88 kg.

A soma dos nutrientes fornecidos ao relvado do campo de ensaio, provenientes da adubação mineral e da água natural, foi por ha e ano:

- N = 132 kg;
- P₂O₅ = 97 kg;
- K₂O = 251 kg;
- Mg = 90 kg.

e) Relvado

O relvado do campo experimental foi semeado com bermuda (*Cynodon dactylon* [L.] Pers.), à semelhança do campo de golfe dos Salgados, descrito em (3.2.).

3.2.3. Método da fonte pontual por aspersão

Em ambos os campos de golfe, a rega foi testada por meio do delineamento experimental conhecido como fonte pontual por aspersão (Or e Hanks, 1992), utilizado para simular diferentes dotações de rega. Ensaios de variabilidade espacial como este são baseados no facto de um aspersor criar um gradiente de rega a partir da fonte; além disso, um elevado nível de uniformidade de distribuição de água é obtido em isoietas paralelas. A rega foi feita a partir de um aspersor circular "Naan" 323/90 de 360°, munido de agulhetas de diâmetros 2,4 e 4,8 mm e com um alcance de 10 m. Uma bomba trabalhando a uma pressão de serviço de 250 kPa e tubos de 2" conduziram a água até aos campos experimentais. A partir do coeficiente cultural esperado ($k_c = 1,0$), obtiveram-se os diferentes valores de dotação de rega, tendo o valor de k_c variado entre 0,1 e 1,6. Os valores equivalentes expressos em ETc variam entre 0,6 e 12,0 mm dia⁻¹.

A Figura 3.2 mostra o delineamento experimental da fonte pontual de aspersão, a qual origina um gradiente de rega linear, perpendicularmente a isoietas circulares paralelas. A zona mais humedecida localiza-se junto ao aspersor, verificando-se o contrário em relação aos dados obtidos ao longo da isoietas exterior que dista 10 m do aspersor.

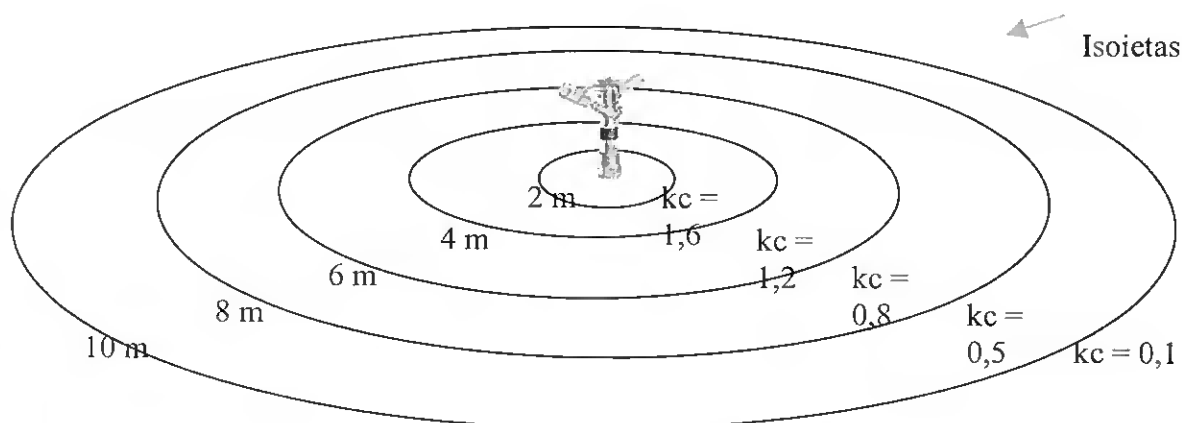


Figura 3.2 – Delineamento experimental de fonte pontual de aspersão, com um aspersor circular com 10 m de alcance e valores de $k_c < 1,6$.

A fim de se obter um diagrama pluviométrico adequado, os aspersores aplicados foram testados trabalhando a pressões de serviço de 200, 250 e 300 kPa.

O controlo das concentrações de rega e a distribuição da água foram feitos através de udómetros uniformemente distribuídos à superfície do terreno.

A uniformidade de distribuição da água foi calculada através do coeficiente de uniformidade de distribuição de água – CUC (Christiansen, 1942):

$$CUC = 100 (1 - S |X|) (m * n)^{-1}. \quad (3.3.)$$

Em que:

- CUC – coeficiente de uniformidade de distribuição de água em %;
- X – desvio do valor da média de precipitação em cada udómetro;
- m – valor médio da precipitação na unidade de tempo;
- n – número total de observações, igual ao número de udómetros.

O valor do coeficiente de uniformidade = 85%, que refere Beltrão (1976), é aceitável para ensaios de rega.

Foram realizadas três testagens destinadas a escolher as características dos aspersores com vista à obtenção de melhor distribuição de água e do melhor diagrama pluviométrico. Os valores mais elevados CUC foram obtidos para a pressão de serviço de 250 kPa e variaram entre 83 e 95%.

Sob diferentes dotações de rega com água natural e com água residual, por meio de observações mensais, a aparência do relvado assim como o seu crescimento, foram quantificados. A análise da aparência visual do relvado foi observada segundo isoietas definidas (3.2.3.) e quantificada através da observação do valor da sua cor com o auxílio da carta de cores (Munsell, 1991). Este método de graduação visual, serviu para determinar directamente as dotações de rega consideradas mais convenientes a aplicar nos relvados.

3.2.4. Método de avaliação da produtividade dos relvados

Foram realizados três ensaios para estudar a resposta dos relvados, em termos de produtividade, quando regados com águas residuais depuradas, comparativamente com a rega com água natural. O delineamento experimental de rega utilizado foi a fonte pontual de aspersão (Or e Hanks, 1992), o qual está descrito no (3.2.3).

As observações foram realizadas nos campos experimentais dos Salgados (3.2.1.) e de Vale do Lobo (3.2.2.). Em Vale do Lobo os ensaios decorreram durante dois semestres distintos – de Junho de 1998 a Maio de 1999, regando com água residual (VLAR); e de Junho de 2000 a Maio de 2001, regando com água natural (VLAN). Nos Salgados, os ensaios decorreram de Junho de 2000 a Maio de 2001, regando com água residual (VLAR).

A relva utilizada em todos os ensaios foi a bermuda (*Cynodon dactylon* [L.] Pers.) e as observações foram efectuadas mensalmente.

As respostas dos relvados a águas de rega de diferentes origens – natural e residuais, foram testadas segundo determinadas isoietas, correspondentes a valores de kc iguais a 0,1, 0,5, 1,2 e 1,6 (3.2.3.).

A produtividade dos relvados, foi avaliado também segundo isoietas definidas (3.2.3.), por meio de colheitas de amostras cujas áreas correspondiam a 0,25 m² e a relva foi aparada com uma tesoura de jardinagem assimétrica, ao nível de corte da máquina de cortar relva.

As amostras assim recolhidas, foram pesadas e secas em estufa a $105 \pm 1^\circ\text{C}$ até peso constante, a fim de se determinarem o peso seco e o teor de humidade (70% de humidade foi o teor médio encontrado nas relvas experimentais).

A produtividade do relvado foi determinada, dividindo os pesos secos pelo intervalo de dias entre o corte mecânico e o corte manual.

3.2.5. Método da graduação visual – coeficientes culturais

Tal como nos ensaios sobre produtividade dos relvados (3.2.4), as observações foram realizadas nos campos experimentais dos Salgados e de Vale do Lobo. Foram realizados três ensaios baseados no estudo da resposta da aparência-qualidade dos relvados à rega com águas residuais depuradas e com água natural. Com este método determinou-se a mínima dotação de rega necessária para manter a boa aparência visual (BAV) dos relvados.

A relva utilizada em todos os ensaios foi a bermuda (*Cynodon dactylon* [L.] Pers.), descrita em (3.2.) e as observações foram efectuadas mensalmente.

A cor é um dos melhores indicadores da aparência-qualidade da relva (Turgeon, 1980). Utilizando o método de graduação visual (Mantell e Stanhill, 1981; Balasubramanian *et al.*, 1999), associado ao delineamento experimental denominado fonte pontual de aspersão (Or e Hanks, 1992), descrito em (3.2.3.), por meio de observações mensais, por períodos anuais, a qualidade dos relvados foi avaliada, através da observação do valor da sua cor. O instrumento utilizado foi a carta de cores “Standard Soil Color Charts” (Munsell, 1991).

Foram consideradas com boa aparência visual (BAV) os relvados cujas cores apresentavam valores $<5,5$. Em determinados relvados, como é o caso dos “greens” dos campos de golfe, em que a qualidade deve ser excelente, as cores deverão apresentar valores $<4,5$.

A Figura 3.3 apresenta um exemplo de variação do valor de cor, típica em relvados, à medida que se verifica um afastamento da fonte pontual de aspersão (colocada no centro) e uma conseqüente diminuição dos valores de coeficiente cultural (kc). Observa-se uma coloração verde carregada ($<4,5$) junto ao aspersor, que se mantém constante quando a dotação se reduz até um determinado kc; segue-se uma coroa circular de transição (entre 4,5 e 5,5); e a zona externa do círculo cuja cor amarelada é sintomática de secura ($>5,5$).

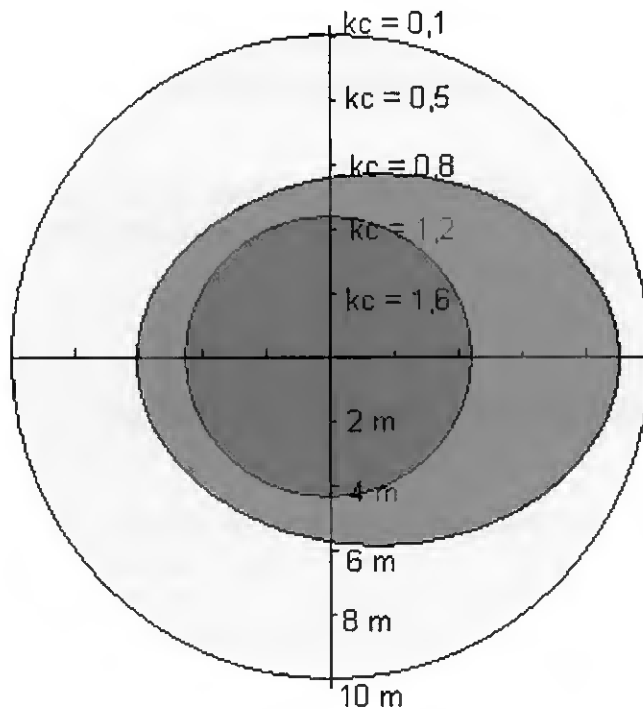


Figura 3.3 – Exemplo de variação do valor da cor típica num relvado, à medida que se verifica um afastamento da fonte pontual de aspersão e uma consequente diminuição de valores de coeficientes culturais (k_c).

As seis modalidades combinaram os três campos experimentais com os dois valores de cor escolhidos (<5,5 e <4,5). Foram feitas quatro repetições, uma por cada quadrante da fonte pontual, em cada observação mensal. As observações foram segundo os valores de cor escolhidos, a que se fizeram corresponder determinados coeficientes culturais (k_c) que variaram entre 0,1 e 1,6 (Or e Hanks, 1992). A utilização desta metodologia permite que os valores de k_c correspondentes a BAV possam ser determinados directamente no campo.

As necessidades hídricas das plantas são normalmente quantificadas em valores de coeficiente cultural (k_c) ou de evapotranspiração cultural (ET_c). Sendo conhecidos os valores médios mensais de evapotranspiração potencial (ET_p) para a Região (Instituto de Meteorologia, 2001), podem-se calcular as ET_c correspondentes a determinados k_c para obter BAV, por meio da Fórmula (2.2.), onde $ET_c = k_c * ET_p$.

Os montantes de dotação real de rega foram calculados através dos valores da ET_c corrigidos de acordo com a eficiência de rega. No caso de se verificar precipitação efectiva (3.2.1.a) e 3.2.2.a), os valores desta são considerados no respectivo cálculo. Dado que a toalha freática não está próxima da superfície do solo, considera-se nula a ascensão capilar da água (Beltrão *et al.*, 1996c).

Verificou-se uma correspondência entre os valores das cores 4,5 e 5,5 da Carta de “Munsell” com as referências A e B da folha n.º 143 do Grupo “Yellow-Green” da carta de cores da “Royal Horticultural Society” (RHS, 2001). Os resultados obtidos por meio da carta de “Munsell” foram preferidos, devido a apresentar maior variedade de valores de cor.

Outro método alternativo utilizado, de graduação visual dos relvados, foi o do colorímetro “Minolta CR 300”, que no entanto foi rejeitado, devido ao elevado desvio padrão verificado entre os valores pontuais.

3.2.6. Potencial extractante de cloreto pelos relvados

Foi estudado, em relvas, o potencial de absorção de cloreto (Cl^-) existente no solo. As espécies experimentais foram agrostis (*Agrostis stolonifera* L.), “kikuyugrass” (*Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov.) e bermuda (*Cynodon dactylon* [L.] Pers.). Esta última variedade foi estudada também em sequeiro.

O solo dos relvados, no Campo de Golfe dos Salgados, foi descrito (Capítulos 3.2.1.) e, superficialmente, é constituído por uma camada com 20 cm de espessura, de textura arenosa, onde se determinou a condutividade eléctrica ($\text{CE} = 0,2 \text{ dSm}^{-1}$). A água de rega, de origem residual depurada, apresentou salinidade média que correspondia a $\text{CE} = 1,5 \text{ dSm}^{-1}$ (Tabela 3.6).

A determinação do potencial extractante nos relvados foi efectuada a partir dos valores analíticos de Cl^- nas folhas (% por peso seco). Foi utilizado o método tritimétrico de Mohr (Bower e Wilcox, 1965), para a determinação de cloretos nas folhas, o qual utiliza nitrato de prata e cromato de potássio como titulador (Rump e Krist, 1992).

3.2.7. Método do Número Mais Provável – indicadores de contaminação fecal

O método do Número Mais Provável (NMP) foi utilizado em ensaios de rega em relvados, utilizando água residual e água natural, a fim de estudar a relação entre a concentração de microrganismos indicadores de contaminação fecal das águas de rega e das relvas.

A avaliação microbiológica da qualidade das águas e das relvas analisadas no presente estudo foi feita através de três indicadores – coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF).

Amostras de relva e de águas de rega foram recolhidas, durante os anos de 2000 e de 2001, no campo de golfe de Vale do Lobo, que utiliza água natural proveniente do aquífero e no campo de golfe dos Salgados, regado com águas residuais depuradas provenientes da estação de tratamento de Pêra.

As amostras foram colhidas de acordo com os métodos padrão (APHA, 1992) para a análise de água e água residual. As amostras de relvas foram recolhidas nos campos de golfe, à distância de 5 metros dos aspersores, doze horas após a rega. Cada amostra de relva foi cortada numa área de 1 m² com a ajuda de tesoura esterilizada. Foram utilizadas luvas esterilizadas para recolha das amostras de relva, que foram colocadas em frascos esterilizados “Schott” de 500 mL, o transporte para o laboratório foi feito em mala térmica com acumuladores de frio durante o transporte até ao laboratório.

As amostras de relva foram preparadas misturando 30 g de relva com 270 mL de solução tampão “Ringer” esterilizada. A amostra foi colocada num saco “Stomacher” adequado, a fim de suspender todos os microrganismos presentes na superfície da relva. A suspensão resultante corresponde a uma diluição 10⁻¹. Foi utilizado o método do “Número Mais Provável” (NMP) descrito por “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (Halvarson e Zieger, 1933; Cochran, 1950; APHA, 1992).

Para CT requer-se o uso de caldo lactosado e de tubos “Durham”, incubados a 36 ± 1°C. A produção de gás é indicadora da fermentação da lactose, a qual é uma característica do grupo coliforme. Estes resultados preliminares são comparados com a tabela de “McCrary”, descritas por Rodier (1984) para se calcular o número aproximado (NMP / 100 mL) de microrganismos presentes.

Os tubos positivos foram utilizados para inocular caldo de bilis verde brilhante para incubação a 44,5 ± 0,2°C para seleccionar os CF.

Para o cálculo do NMP de EF utilizaram-se dois meios, caldo azida dextrose (Meio Rothe, Difco) e caldo etilo violeta azida (EVA; Meio de Litsky, Difco). O meio de Rothe é utilizado primeiramente a 37°C, e os tubos positivos, definidos pela presença de turbidez no meio, são utilizados para o teste confirmativo em caldo Litsky.

3.3. Delineamento experimental no pomar de citrinos

Foram testados num pomar de citrinos a utilização de águas residuais depuradas na rega, comparativamente com fertirrega e água natural. Paralelamente, foram testadas lamas urbanas, como correctivos no solo, comparativamente com estrume e a ausência de correctivos.

As três vertentes, solo-água-planta, foram analisadas em diferentes aspectos do seu desenvolvimento vegetativo e da sua composição química – nutrientes e metais pesados. Nos ensaios realizados, as amostras foram recolhidas no final de cada ano.

No campo experimental utilizaram-se 144 laranjeiras de um pomar com cerca de 20 ha, plantado em Maio de 1999. As árvores do ensaio situaram-se ao longo de quatro rampas de rega contíguas. Foram aplicadas lamas urbanas (9,5 kg por árvore) em 48 citrinos – 12 por cada rampa de rega, quando da plantação do pomar. Procedeu-se do mesmo modo com estrume de bovino (12,6 kg por árvore).

O sistema de rega variou durante os três anos (1999, 2000 e 2001) em que decorreram os ensaios. No primeiro ano, com a finalidade de não prejudicar o desenvolvimento inicial das árvores, todas elas beneficiaram de fertirrega de forma uniforme ($4,6 \text{ L dia}^{-1}$). Em 2000, metade das árvores (2 rampas de rega) passaram a ser regadas com água natural. No último ano, uma das rampas de rega com água natural, passou a ser regada com água residual. Nos últimos dois anos, provocaram-se variações na dotação de rega.

O sistema de rega era constituído por gotejadores “Ram Netafin” incorporados no tubo, distanciados de $0,75 \text{ cm}$ e com o débito de $2,3 \text{ L h}^{-1}$. Os períodos de rega decorreram, durante cerca de seis meses, mais concretamente entre Maio e Outubro inclusive. A dotação de rega foi constante ao longo do 1º ano de ensaio – $4,6 \text{ L}$ por árvore e dia ($700 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). No sistema de rega foi incorporada uma bomba para propulsionar a água da nora que se encontrava a uma profundidade de cerca de 10 m . A bomba dispunha de uma potência de 10 CV e de uma capacidade máxima de bombagem de $40 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. A tubagem principal do sistema de rega era de 125 mm de diâmetro da secção.

O delineamento experimental correspondente está representado na Tabela 3.7, constituído por 144 árvores distribuídas equitativamente por 4 rampas de rega; dotação de fertirrega uniforme (FR 100%), sem ou com incorporação de lamas (L) ou de estrume (E).

Durante o ano 2000, o delineamento experimental de rega utilizou duas fontes de rega alternativas – água natural (AN), além de fertirrega (FR). Para se obter a rega com água natural, foi montado um circuito paralelo que excluía os tanques de fertirrega. Deste modo, duas rampas de rega passaram a ser regadas com AN e as outras duas continuaram com a fertirrega. Três dotações de rega foram testadas em ambas as fontes de rega e em número equitativo de árvores – $4,6 \text{ L dia}^{-1}$, (100%), $9,2 \text{ L dia}^{-1}$ (200%) e $2,3 \text{ L dia}^{-1}$ (50%).

No delineamento experimental correspondente ao ano 2000, representado na Tabela 3.8, o campo de ensaios foi dividido em quatro rampas de rega:

- A primeira rampa utilizou fertirrega com água natural;
- Na segunda rampa a rega foi feita apenas com água natural;
- A terceira foi semelhante à primeira;
- A última rampa funcionou como uma réplica da segunda.

Durante o ano 2001, incluíram-se três fontes de rega – AN, FR e água residual (AR). A água residual depurada utilizada no ensaio era proveniente da última lagoa fotossintética da ETAR Nascente de Faro. O sistema de rega improvisado incluía uma bomba submersível “TMP 202-S” na lagoa e a água residual era fornecida às árvores por meio de um tubo de polietileno de $3/4"$, disponibilizando um caudal de 550 L h^{-1} .

No ano 2001, nas três primeiras rampas, manteve-se a situação do ano anterior, em que um terço das plantas recebeu a mesma dotação de rega (100%) que o pomar em geral ($4,6 \text{ L}$ por árvore e dia), outro terço recebeu o dobro (200%), enquanto que as restantes receberam apenas metade (50%). Na última rampa, a dotação de rega foi uniforme ($4,6 \text{ L}$ por árvore e dia), mas um terço das árvores foi regada só com água residual (AR100%), outro terço com uma mistura equitativa de água residual e água natural (AR50%). Nas restantes (12) árvores, a rega foi na proporção de 25% de água residual e

o restante de água natural (AR25%). Como veremos mais adiante, na fórmula 3.3, a menor dotação de rega aplicada aos citrinos foi excessiva. Deste modo, o factor dotação de rega funcionou apenas como o meio de transporte de nutrientes para as plantas. No ensaio com diferentes lotações de água residual, mostrou-se desnecessário recorrer a diferentes quantitativos de rega.

No delineamento experimental representado na Tabela 3.9, correspondente ao ano 2001, o campo de ensaios foi dividido em quatro rampas de rega:

- A primeira rampa utilizou fertirrega com água natural;
- Na segunda rampa a rega foi feita apenas com água natural;
- A terceira foi semelhante à primeira;
- Na última rampa a rega fez-se com água residual simples ou lotada com água natural.

Tabela 3.7 – Delineamento experimental em 1999, constituído por 144 árvores distribuídas equitativamente por 4 rampas de rega; com dotações de fertirrega uniforme (FR100%); sem ou com incorporação de lamas (L) ou de estrume (E).

Árvore	Fertirrega	Árvore	Fertirrega	Árvore	Fertirrega	Árvore	Fertirrega
1	FR100%+E	37	FR100%+E	73	FR100%+E	109	FR100%+E
2	FR100%+E	38	FR100%+E	74	FR100%+E	110	FR100%+E
3	FR100%+E	39	FR100%+E	75	FR100%+E	111	FR100%+E
4	FR100%+E	40	FR100%+E	76	FR100%+E	112	FR100%+E
5	FR100%+E	41	FR100%+E	77	FR100%+E	113	FR100%+E
6	FR100%+E	42	FR100%+E	78	FR100%+E	114	FR100%+E
7	FR100%+E	43	FR100%+E	79	FR100%+E	115	FR100%+E
8	FR100%+E	44	FR100%+E	80	FR100%+E	116	FR100%+E
9	FR100%+E	45	FR100%+E	81	FR100%+E	117	FR100%+E
10	FR100%+E	46	FR100%+E	82	FR100%+E	118	FR100%+E
11	FR100%+E	47	FR100%+E	83	FR100%+E	119	FR100%+E
12	FR100%+E	48	FR100%+E	84	FR100%+E	120	FR100%+E
13	FR100%+L	49	FR100%+L	85	FR100%+L	121	FR100%+L
14	FR100%+L	50	FR100%+L	86	FR100%+L	122	FR100%+L
15	FR100%+L	51	FR100%+L	87	FR100%+L	123	FR100%+L
16	FR100%+L	52	FR100%+L	88	FR100%+L	124	FR100%+L
17	FR100%+L	53	FR100%+L	89	FR100%+L	125	FR100%+L
18	FR100%+L	54	FR100%+L	90	FR100%+L	126	FR100%+L
19	FR100%+L	55	FR100%+L	91	FR100%+L	127	FR100%+L
20	FR100%+L	56	FR100%+L	92	FR100%+L	128	FR100%+L
21	FR100%+L	57	FR100%+L	93	FR100%+L	129	FR100%+L
22	FR100%+L	58	FR100%+L	94	FR100%+L	130	FR100%+L
23	FR100%+L	59	FR100%+L	95	FR100%+L	130	FR100%+L
24	FR100%+L	60	FR100%+L	96	FR100%+L	132	FR100%+L
25	FR 100%	61	FR 100%	97	FR 100%	133	FR 100%
26	FR 100%	62	FR 100%	98	FR 100%	134	FR 100%
27	FR 100%	63	FR 100%	99	FR 100%	135	FR 100%
28	FR 100%	64	FR 100%	100	FR 100%	136	FR 100%
29	FR 100%	65	FR 100%	101	FR 100%	137	FR 100%
30	FR 100%	66	FR 100%	102	FR 100%	138	FR 100%
31	FR 100%	67	FR 100%	103	FR 100%	139	FR 100%
32	FR 100%	68	FR 100%	104	FR 100%	140	FR 100%
33	FR 100%	69	FR 100%	105	FR 100%	141	FR 100%
34	FR 100%	70	FR 100%	106	FR 100%	142	FR 100%
35	FR 100%	71	FR 100%	107	FR 100%	143	FR 100%
36	FR 100%	72	FR 100%	108	FR 100%	144	FR 100%

Tabela 3.8 – Delineamento experimental em 2000, constituído por 144 árvores distribuídas equitativamente por 4 rampas de rega; 3 dotações de rega – normal (100%), metade (50%) e dupla (200%); com água natural (AN) ou com fertirrega (FR); sem ou com incorporação de lamas (L) ou de estrume (E).

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural
1	FR200%+E	37	AN200%+E	73	FR200%+E	109	AN200%+E
2	FR200%+E	38	AN200%+E	74	FR200%+E	110	AN200%+E
3	FR200%+E	39	AN200%+E	75	FR200%+E	111	AN200%+E
4	FR200%+E	40	AN200%+E	76	FR200%+E	112	AN200%+E
5	FR50%+E	41	AN50%+E	77	FR50%+E	113	AN50%+E
6	FR50%+E	42	AN50%+E	78	FR50%+E	114	AN50%+E
7	FR50%+E	43	AN50%+E	79	FR50%+E	115	AN50%+E
8	FR50%+E	44	AN50%+E	80	FR50%+E	116	AN50%+E
9	FR100%+E	45	AN100%+E	81	FR100%+E	117	AN100%+E
10	FR100%+E	46	AN100%+E	82	FR100%+E	118	AN100%+E
11	FR100%+E	47	AN100%+E	83	FR100%+E	119	AN100%+E
12	FR100%+E	48	AN100%+E	84	FR100%+E	120	AN100%+E
13	FR200%+L	49	AN200%+L	85	FR200%+L	121	AN200%+L
14	FR200%+L	50	AN200%+L	86	FR200%+L	122	AN200%+L
15	FR200%+L	51	AN200%+L	87	FR200%+L	123	AN200%+L
16	FR200%+L	52	AN200%+L	88	FR200%+L	124	AN200%+L
17	FR50%+L	53	AN50%+L	89	FR50%+L	125	AN50%+L
18	FR50%+L	54	AN50%+L	90	FR50%+L	126	AN50%+L
19	FR50%+L	55	AN50%+L	91	FR50%+L	127	AN50%+L
20	FR50%+L	56	AN50%+L	92	FR50%+L	128	AN50%+L
21	FR100%+L	57	AN100%+L	93	FR100%+L	129	AN100%+L
22	FR100%+L	58	AN100%+L	94	FR100%+L	130	AN100%+L
23	FR100%+L	59	AN100%+L	95	FR100%+L	130	AN100%+L
24	FR100%+L	60	AN100%+L	96	FR100%+L	132	AN100%+L
25	FR 200%	61	AN 200%	97	FR 200%	133	AN 200%
26	FR 200%	62	AN 200%	98	FR 200%	134	AN 200%
27	FR 200%	63	AN 200%	99	FR 200%	135	AN 200%
28	FR 200%	64	AN 200%	100	FR 200%	136	AN 200%
29	FR 50%	65	AN 50%	101	FR 50%	137	AN 50%
30	FR 50%	66	AN 50%	102	FR 50%	138	AN 50%
31	FR 50%	67	AN 50%	103	FR 50%	139	AN 50%
32	FR 50%	68	AN 50%	104	FR 50%	140	AN 50%
33	FR 100%	69	AN 100%	105	FR 100%	141	AN 100%
34	FR 100%	70	AN 100%	106	FR 100%	142	AN 100%
35	FR 100%	71	AN 100%	107	FR 100%	143	AN 100%
36	FR 100%	72	AN 100%	108	FR 100%	144	AN 100%

Tabela 3.9 – Delineamento experimental final, no ano 2001, constituído por 144 árvores distribuídas equitativamente por 4 rampas de rega; 3 dotações de rega – normal (100%), metade (50%) e dupla (200%); com água natural (AN) ou com fertirrega (FR); sem ou com incorporação de lamas (L) ou de estrume (E); com água residual simples (AR100%) ou lotada com água natural (AR50%) e (AR25%).

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Residual
1	FR200%+E	37	AN200%+E	73	FR200%+E	109	AR 100%+E
2	FR200%+E	38	AN200%+E	74	FR200%+E	110	AR 100%+E
3	FR200%+E	39	AN200%+E	75	FR200%+E	111	AR 100%+E
4	FR200%+E	40	AN200%+E	76	FR200%+E	112	AR 100%+E
5	FR50%+E	41	AN50%+E	77	FR50%+E	113	AR50%+E
6	FR50%+E	42	AN50%+E	78	FR50%+E	114	AR50%+E
7	FR50%+E	43	AN50%+E	79	FR50%+E	115	AR50%+E
8	FR50%+E	44	AN50%+E	80	FR50%+E	116	AR50%+E
9	FR100%+E	45	AN100%+E	81	FR100%+E	117	AR25%+E
10	FR100%+E	46	AN100%+E	82	FR100%+E	118	AR25%+E
11	FR100%+E	47	AN100%+E	83	FR100%+E	119	AR25%+E
12	FR100%+E	48	AN100%+E	84	FR100%+E	120	AR25%+E
13	FR200%+L	49	AN200%+L	85	FR200%+L	121	AR 100%+L
14	FR200%+L	50	AN200%+L	86	FR200%+L	122	AR 100%+L
15	FR200%+L	51	AN200%+L	87	FR200%+L	123	AR 100%+L
16	FR200%+L	52	AN200%+L	88	FR200%+L	124	AR 100%+L
17	FR50%+L	53	AN50%+L	89	FR50%+L	125	AR50%+L
18	FR50%+L	54	AN50%+L	90	FR50%+L	126	AR50%+L
19	FR50%+L	55	AN50%+L	91	FR50%+L	127	AR50%+L
20	FR50%+L	56	AN50%+L	92	FR50%+L	128	AR50%+L
21	FR100%+L	57	AN100%+L	93	FR100%+L	129	AR 25%+L
22	FR100%+L	58	AN100%+L	94	FR100%+L	130	AR 25%+L
23	FR100%+L	59	AN100%+L	95	FR100%+L	130	AR 25%+L
24	FR100%+L	60	AN100%+L	96	FR100%+L	132	AR 25%+L
25	FR 200%	61	AN 200%	97	FR 200%	133	AR 100%
26	FR 200%	62	AN 200%	98	FR 200%	134	AR 100%
27	FR 200%	63	AN 200%	99	FR 200%	135	AR 100%
28	FR 200%	64	AN 200%	100	FR 200%	136	AR 100%
29	FR 50%	65	AN 50%	101	FR 50%	137	AR 50%
30	FR 50%	66	AN 50%	102	FR 50%	138	AR 50%
31	FR 50%	67	AN 50%	103	FR 50%	139	AR 50%
32	FR 50%	68	AN 50%	104	FR 50%	140	AR 50%
33	FR 100%	69	AN 100%	105	FR 100%	141	AR 25%
34	FR 100%	70	AN 100%	106	FR 100%	142	AR 25%
35	FR 100%	71	AN 100%	107	FR 100%	143	AR 25%
36	FR 100%	72	AN 100%	108	FR 100%	144	AR 25%

Nas modalidades que utilizaram água residual, a rega foi aplicada manualmente com uma mangueira e com a ajuda de um cronómetro para controlo das dotações. A água foi vertida junto ao solo de forma amortecida, uniformemente distribuída em redor dos troncos e numa área aproximada de 0,5 m². A rega manual foi efectuada com a periodicidade normal de dois dias e a água natural aplicada como complemento da água residual, foi disponibilizada para as plantas por meio de rega localizada, à semelhança das restantes rampas de rega.

Utilizou-se a fórmula de Vermeiren (1980), para o cálculo da dotação máxima de rega ou “Pick Irrigation Requirement” (PIR), com as variáveis e coeficientes intervenientes (Keller e Karmeli, 1974):

$$\text{PIR} = \text{ETp} * \text{kc} * \text{A} * \text{kr} * \text{ef} * (1 - \text{Lr})^{-1} \quad (3.4.)$$

Em que:

- ETp (evapotranspiração potencial máxima) = 6,7 mm dia⁻¹;
- kc (coeficiente cultural) = 0,6;
- A (compasso) = 2 m * 6 m;
- kr (coeficiente da fracção da área total coberta pela folhagem quando observada directamente de cima) = GC * 0,85⁻¹ (fracção da área total coberta pela folhagem quando vista directamente de cima) = 0,04;
- Lr (lixiviação) = 0,1;
- ef (eficiência de rega) = 0,94;
- PIR (fórmula simplificada) = ETp * 0,3 L (árvore dia)⁻¹.

A dotação de rega, da responsabilidade do agricultor, foi excessiva como se pode deduzir pela fórmula de Vermeiren (1980). Para compensar as necessidades hídricas do pomar em Julho, quando se verificam os valores de ETp mais elevados (6,7 mm dia⁻¹), bastaria uma rega diária de apenas 2 L por árvore (≈ 300 m³ ha⁻¹ ano⁻¹). A constatação de que a rega de 4,6 L por dia⁻¹ e por árvore foi excessiva poderá ser feita pela análise dos resultados experimentais obtidos no desenvolvimento vegetativo dos citrinos (4.2.3.3.a) e (4.2.3.4.b)), como posteriormente se demonstrará.

No ano de 2001 os resultados obtidos na primeira rampa de rega, com fertirrega e números de ordem entre 1 e 36, não foram considerados para efeitos estatísticos com o objectivo de manter uniforme o número de observações nas diferentes modalidades experimentais.

3.3.1. Caracterização do campo experimental – pomar de citrinos do Fialho

a) Localização

O campo experimental situa-se num pomar de citrinos com uma área total de 20 ha, o qual faz parte integrante da exploração agrícola do Fialho. Localiza-se junto à estação de tratamento de águas residuais Nascente de Faro.

Trata-se de uma zona de antigo sapal Holocénico (SGMP, 1992), que fez parte do delta do Rio Seco. Uma área aproximada de 100 ha, que inclui a exploração agrícola, foi recuperada há cerca de um século, por meio de um sistema de diques (Teixeira e Alvim, 1978).

A ocupação cultural, anteriormente à plantação do pomar, consistia em pastagens e forragens para gado bovino leiteiro. A Carta Agrícola e Florestal de Portugal (SROA, 1959a), classifica a ocupação agrícola da zona como de arvenses de regadio.

O período experimental decorreu entre Maio de 1999 a finais de 2001:

- Em 1999 foi montado o sistema de fertirrega, plantado o pomar e aplicados correctivos (lamas e estrume) ao solo;
- Em 2000 foi montado adicionalmente o sistema de rega para água natural;
- Em 2001 foi complementarmente montado o sistema de rega para água residual.

b) Solo

Antes da plantação do pomar, o solo foi mobilizado em camalhões, distanciados de 6 m e com uma altura de cerca de 1 m. A mobilização profunda em camalhões consiste numa prática cultural muito divulgada em pomares, cujo principal objectivo é melhorar a drenagem do solo.

A classificação taxonómica pedológica é de Asac, segundo a Carta dos Solos de Portugal (SROA, 1959b; Cardoso, 1965) e define-o como um solo Salino de Salinidade Moderada de Aluviões de textura pesada, calcário. A correspondência na classificação pedológica da World Reference Base for Soil Resources (FAO-ISSS-ISRIC, 1998) é de um “Fluvisol” – constituído por material aluvionar até 1 m de profundidade, caracterizado por uma camada “Terric” superficial (FLtr), originada por materiais fluviais antigos, provenientes das colinas calcárias situadas a montante, como indica a elevada composição em cálcio (1 550 ppm). A reacção química é ligeiramente alcalina – pH 8 e a salinidade moderada – $CE = 0,9 \text{ dSm}^{-1}$. A textura é pesada, de Franco-Limosa a Franco-Argilo-Limosa e sem elementos grosseiros. A estrutura do solo é grumosa grosseira; a cor quando seco (2,5 Y 5/3) e húmido (2,5 Y 4/3) é desprovida de manchas. Estas cores, características de oxidação mostram que a camada superficial não fica sujeita a alagamento por períodos prolongados.

Sob esta primeira camada de solo, observa-se uma descontinuidade pedológica, pela presença de um solo soterrado de gênese marinha “Thionic” (FAO-ISSS-ISRIC, 1998) ou Tiossolo, (SROA, 1959b; Cardoso, 1965). Esta segunda camada de textura argilosa constitui um imperme, como se pode comprovar pela baixa condutividade hidráulica (Kopp *et al.*, 1989). É caracterizada por coloração negra (5 Y 4/1) e manchada de amarelo (5 Y 6/6) quando húmida. Esta coloração é sintomática da existência de enxofre na forma de sulfureto ferroso (FeS), formado em condições de anaerobiose, pelas reacções químicas e biológicas entre a matéria orgânica e os sulfatos, abundantes nos solos de origem marinha. Consequentemente a reacção química do solo é ácida ou muito ácida – pH de 3 a 5 (Cardoso, 1965; Teixeira e Alvim, 1978).

A Carta de Capacidade de Uso do Solo (SROA, 1959c) indica que a potencialidade de uso agrícola deste terreno plano (declive entre 0 e 2%) é elevada, apesar de algumas limitações ao nível radicular (Bs). Estes inconvenientes ao desenvolvimento vegetativo das culturas derivam da existência, a partir de 1 m de profundidade, do imperme anteriormente referido e que tem como consequência a inibição da penetração radicular.

Para os quatro camalhões que fazem parte do campo experimental, na primeira camada do solo e para a situação de início dos ensaios, as amostras de terra foram colhidas até 1 m de profundidade, com a ajuda de uma sonda de trado e analisadas no Laboratório de Solos da DRAAg (3.3.1). A Tabela 3.10 apresenta, para os quatro camalhões experimentais, a média dos valores dos parâmetros físico-químicos analisados – textura, pH (H₂O), matéria orgânica (MO, %), condutividade eléctrica (CE, dS m⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), calcário total (%), calcário activo (%), C (%), razão C/N, as bases de troca – Ca (cmol[+]kg⁻¹), Mg (cmol[+]kg⁻¹), Na (cmol[+]kg⁻¹) e K (cmol[+]kg⁻¹), a soma das bases de troca (SBT), H de troca, capacidade de troca (CTC, cmol[+]kg⁻¹) e grau de saturação (GSB, %). Pela observação dos resultados analíticos em terra, verificou-se semelhança entre os quatro camalhões, denotando homogeneidade do solo em todo o campo experimental.

Tabela 3.10 – Dados analíticos e valores médios nas terras dos 4 camalhões experimentais até 1 m de profundidade.

Parâmetro	Rampa 1	Rampa 2	Rampa 3	Rampa 4	Média
Textura	Fr-Lm	Fr-Arg-Lm	Fr-Lm	Fr-Arg-Lm	Fr-Lm
Areia Grossa (%)	2,3	1,3	1,5	1,1	1,5
Areia Fina (%)	25,1	28	26,9	26,5	26,6
Limo (%)	47,8	42,9	47,8	43,7	45,5
Argila (%)	24,8	27,9	23,9	28,7	26,3
pH (H ₂ O)	7,9	8,1	7,9	8,0	8,0
MO (%)	1,7	1,8	1,9	1,8	1,8
CE (dS m ⁻¹)	0,8	0,8	1,1	1,0	0,9
N (%)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
P ₂ O ₅ (ppm)	29,3	24,7	32,7	29,7	29,1
K ₂ O (ppm)	615	597	640	616	617
Fe (ppm)	254	262	252	230	250
Mn (ppm)	125	118	131	137	128
Zn (ppm)	3,8	3,7	4,1	4,3	4,0
Calcário Total (%)	21,3	22,2	21,7	19,0	21,1
Calcário Activo (%)	10,7	10,9	9,8	9,4	10,2
C (%)	1,0	1,0	1,1	1,0	1,0
C/N	13,7	14,2	12,1	9,1	12,3
Ca (cmol[+]kg ⁻¹)	8,2	8,0	7,5	7,3	7,5
Mg (cmol[+]kg ⁻¹)	3,9	4,7	4,4	4,8	4,4
Na (cmol[+]kg ⁻¹)	1,0	1,8	1,7	2,4	1,7
K (cmol[+]kg ⁻¹)	0,7	0,7	0,6	0,9	0,7
SBT (cmol[+]kg ⁻¹)	13,8	15,2	14,2	15,4	14,3
H Troca (cmol[+]kg ⁻¹)	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
CTC (cmol[+]kg ⁻¹)	13,8	15,1	14,2	15,5	14,7
GSB (%)	100,0	100,0	100,0	99,6	99,9

As concentrações em metais pesados nas terras foram determinadas no início dos ensaios – Cd, Ni, Pb e Cr. A Tabela 3.11 apresenta os valores médios de metais pesados analisados nas terras do campo experimental e obtidos segundo metodologia descrita em (3.3.2.). Na mesma Tabela são apresentados os valores-limites de concentração de metais pesados (ppm de matéria seca), nos solos cultivados com pH > 7, que constitui o Anexo I da Portaria n.º 176/96 (2.ª série) do Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas e do Ambiente (1996). Verifica-se que todos os parâmetros foram muito inferiores aos valores-limite respectivos.

Tabela 3.11 – Valores-limites de concentrações de metais pesados (ppm de matéria seca), para solos cultivados com pH > 7 e as concentrações determinadas no solo do Fialho.

Parâmetro	Valores-limite	Fialho
Cádmio (ppm)	4	0,231
Níquel (ppm)	110	6,537
Chumbo (ppm)	450	14,551
Crómio (ppm)	300	4,418

c) Água

A rega, durante os três anos em que decorreram os ensaios, teve lugar no semestre compreendido entre Maio e Outubro. No terceiro ano, foi possível também proceder a ensaios de rega com água residual depurada proveniente da ETAR Nascente de Faro.

Os valores das análises físico-químicas da água natural proveniente da nora, obtidos segundo metodologias descritas em (3.3.2) encontram-se na Tabela 3.12. Na mesma Tabela apresentam-se também o VMR e o VMA, para alguns parâmetros indicados no Anexo XVI do Decreto-Lei n. 236/98 (1998), relativos à qualidade das águas destinadas à rega.

Como se pode verificar, pela Tabela apresentada, os valores de magnésio excedem os VMA da legislação em vigor. A bacia de recepção do rio Seco e as rochas envolventes do aquífero denominado de S. João da Venda-Quelfes (DRAA, 1999) são formadas, principalmente, por dolomites dos períodos Cretácico – C_{1,2} e Jurássico – J_c⁴ (SGMP, 1992). As dolomites, rochas sedimentares biogénicas constituídas por carbonatos de cálcio e de magnésio – CaMg (CO₃)₂, deverão ser a causa das elevadas concentrações de Mg encontrado na água subterrânea (Costa, 1998).

Tanto os valores de cloreto dissolvido, como de condutividade eléctrica, excederam ligeiramente os VMR e a este facto não deverá ser alheio a localização da nora, a uma distância inferior a 1 km e cujo nível freático é o do mar.

Como fonte alternativa experimental, para a rega, foi utilizada água residual depurada, proveniente da ETAR Nascente de Faro. A qualidade desta água pode ser considerada como imprópria para a rega de citrinos, dados os elevados valores de condutividade eléctrica verificados ($3 > CE < 6 \text{ dSm}^{-1}$). Os valores de CE esperados para o efluente não deveriam exceder 1 dS m^{-1} , considerando que a origem da água de abastecimento público de Faro é o sistema de barragens de Sotavento. Esta anomalia poderá ser explicada pelas entradas de água das marés nas condutas que transportam o afluente até à ETAR.

Na ETAR Nascente de Faro, o caudal anual tratado é significativo e estimado em $3 \cdot 10^6$ m³. O sistema de depuração do efluente é do tipo de lagunagem, em que o tratamento primário consiste numa gradagem dos sólidos grosseiros em suspensão, a que se segue uma lagoa de estabilização com cerca de 1 ha. O tratamento secundário é feito através de uma lagoa fotossintética, com área aproximada de 30 ha, dividida em 6 sectores para obrigar o efluente a ziguezaguear, aumentando assim o comprimento e a duração do percurso até ao destino final – a Ria Formosa ou a rega.

Os valores das análises físico-químicas da água da nora e do efluente final da ETAR, destinados à rega experimental do Fialho, realizados em Junho de 2001 (DRAAg), encontram-se na Tabela 3.12. A fertirrega apresentou, durante o período em que decorreram os ensaios, valores médios de CE = 2,8 dSm⁻¹ e de pH 7,7. Os valores analíticos das águas de rega foram obtidos segundo metodologias descritas em (3.3.2). Os valores máximos recomendados (VMR) e valores máximos admissíveis (VMA), para alguns parâmetros, indicados no Decreto-Lei n. 236/98, Anexo XVI (1998), relativos à qualidade das águas destinadas à rega são também apresentados. Como se pode verificar, na água residual, à excepção dos parâmetros pH e NO₃⁻, todos os restantes – CE, RAS e Cl⁻ excederam os VMR. O teor em Mg²⁺ excedeu mesmo o VMA.

Tabela 3.12 – Valores analíticos da nora e do efluente da ETAR. VMR e VMA para alguns parâmetros indicados no Decreto-Lei n. 236/98, Anexo XVI, relativos à qualidade das águas destinadas à rega.

Parâmetro	VMR	VMA	Nora	Fertirrega	ETAR
pH (H ₂ O)	6,5-8,4	4,5-9,0	7,1	7,7	7,9
CE (dS m ⁻¹)	1,0	-	1,2	2,8	3,6
RAS (ppm)	8,0	-	4,1	-	15,9
CO ₃ ²⁻ (ppm)	-	-	0,0	-	0,0
HCO ₃ ⁻ (ppm)	-	-	244,0	-	506,4
Na ⁺ (ppm)	-	-	138,5	-	672,5
K ⁺ (ppm)	-	-	3,5	-	36,4
Mg ²⁺ (ppm)	0,2	10,0	22,4	-	67,1
Ca ²⁺ (ppm)	-	-	97,8	-	61,7
Cl ⁻ (ppm)	70,0	-	255,6	-	923,0
NO ₃ ⁻ (ppm)	50,0	-	3,0	-	0,0
P (ppm)	-	-	0,4	-	5,9

A água natural testada pode ser considerada de boa qualidade para a rega de citrinos, enquanto que a água residual apresentou teoricamente má qualidade, para esta finalidade. São considerados valores aceitáveis para as águas de rega em citrinos quando a CE não excede 2 dS m⁻¹. Em águas de rega com valores de CE entre 2 e 3 dSm⁻¹, será de esperar uma redução na produção entre 10 e 25%. Para águas cuja CE se situa entre 3 e 4 dSm⁻¹, será de esperar uma redução na produção entre 25 e 50%. É de evitar o uso de águas cujos valores de CE sejam superiores a 4 dSm⁻¹, na rega de citrinos

(FAO-UNESCO, 1979), pelas conseqüentes reduções de produtividade e, também, pela salinização do solo e contaminação dos aquíferos que tal prática pode provocar.

Foram feitas análises laboratoriais aos metais pesados – Cd, Ni, Pb e Cr nas águas de rega – residual e natural e os respectivos valores encontram-se na Tabela 3.13. Estes teores foram obtidos segundo metodologia descrita em (3.3.2). Também os valores máximos recomendados (VMR) e valores máximos admissíveis (VMA), para alguns parâmetros, indicados no Decreto-Lei n. 236/98 (1998), relativos à qualidade das águas destinadas à rega (Anexo XVI), são apresentados. Como se pode verificar, nenhum dos parâmetros de metais pesados analisados no efluente ou na água natural excederam os VMR.

Tabela 3.13 – Valores analíticos das águas de rega – residual e natural e VMR e VMA para alguns parâmetros de metais pesados, Decreto-Lei n. 236/98, relativos à qualidade das águas destinadas à rega.

Parâmetro	VMR	VMA	Nora	ETAR
Cd (ppm)	0,01	0,05	0,001	0,001
Ni (ppm)	0,50	2,00	0,026	0,029
Pb (ppm)	5,00	20,00	0,025	0,055
Cr (ppm)	0,10	20,00	0,022	0,026

d) Fertilizantes e correctivos

Quando se procedeu à plantação do pomar de citrinos, em Maio de 1999, foram utilizados correctivos orgânicos no solo sob 24 árvores, por cada uma das quatro rampas de rega.

Em covas destinadas à plantação das árvores, foram colocadas lamas provenientes da ETAR de Vilamoura, a profundidade compreendida entre 0,5 m (profundidade máxima das raízes) e 1 m (profundidade máxima do solo). Após a colocação, as lamas foram cobertos com uma fina camada de terra, para evitar o contacto directo com as raízes. Procedeu-se depois à colocação das árvores e ao preenchimento das covas com terra. Foram plantadas deste modo, 12 árvores por rampa.

De forma similar, foi aplicado, em 12 plantas por rampa, estrume de bovino leiteiro, proveniente da própria exploração agrícola.

Na Tabela 3.14 apresentam-se os valores físico-químicos dos correctivos empregues – lamas urbanas e estrume de bovino. Os métodos analíticos utilizados foram descritos em (3.3.4.).

Tabela 3.14 – Composição físico-química das lamas e do estrume.

Parâmetro	Lamas urbanas	Estrume de bovino
pH (H ₂ O)	6,58	7,35
MO (%)	55,70	72,36
CE (dSm-1)	14,50	21,12
Teor de água (%)	12,28	7,45
N (%)	3,17	2,38
P (%)	1,45	0,97
K (%)	1,09	3,10
Ca (%)	5,25	2,81
Mg (%)	0,16	0,32
C/N	17,57	30,40

O adubo utilizado na fertirrega do pomar é denominado de “Meristem” e a Tabela 3.15 apresenta a sua composição. O grau de solubilidade é de 99,9% e a diluição mais apropriada situa-se entre 0,5 e 2 g L⁻¹. Também, segundo o fabricante, é pobre em cloro e isento de metais pesados.

Tabela 3.15 – Composição química do adubo em percentagem.

Parâmetro	%
N	17
P ₂ O ₅	6
K ₂ O	6
Mg	1,2
Zn	0,15
Mn	0,15
B	0,02
Mo	0,002

Em função dos quantitativos de fertilizantes inorgânicos aplicados no pomar, por meio de fertirrega e da composição dos correctivos utilizados, foram incorporados no solo de cada planta, lamas (9,5 kg) e estrume (12,6 kg), de modo a igualar a quantidade de azoto fornecida pela fertirrega, durante os primeiros três anos de vida das árvores. A escolha do N como elemento a aplicar no mesmo nível, deve-se ao facto de constituir o macronutriente limitante das necessidades das plantas, tanto nas lamas como no estrume.

No caso particular das lamas urbanas utilizadas em ensaios desta dissertação, poderão ser também considerados como adubos orgânicos (Santos, 1976), dado que têm mais de 50% de matéria orgânica (MO), 2,5% de azoto orgânico (N) e 1,5% de fósforo total (P_2O_5). Mesmo o estrume utilizado como termo de comparação nos ensaios, pela sua composição, aproxima-se da classificação de adubo orgânico.

A aplicação destes resíduos pode ser superficial ou enterrada e foram delineados ensaios procurando definir vantagens e inconvenientes dos dois métodos. No entanto, apenas foi possível obter resultados em ensaios de lamas enterradas, em citrinos, como veremos.

A Tabela 3.16 indica, por árvore, as quantidades de nutrientes – N, P_2O_5 , K_2O e Mg aplicados no solo, nos primeiros três anos de vida do pomar, por meio de fertirrega de lamas e de estrume.

Tabela 3.16 – Quantidades de nutrientes – N, P_2O_5 , K_2O e Mg, aplicados anualmente por árvore por meio de fertirrega, de lamas e de estrume.

Fertirrega	1º Ano	2º Ano	3º Ano	Soma 3 anos
Quantidade (g)	294	588	882	1765
N (g)	50,0	100,0	150,0	300,0
P_2O_5 (g)	17,6	35,3	52,9	105,8
K_2O (g)	17,6	35,3	52,9	105,8
Mg (g)	3,5	7,1	10,6	21,2

Lamas	1º Ano	2º Ano	3º Ano	Soma 3 anos
Quantidade (g)	9464	0	0	9464
N (g)	300,0	0	0	300,0
P_2O_5 (g)	314,3	0	0	314,3
K_2O (g)	123,8	0	0	123,8
Mg (g)	15,1	0	0	15,1

Estrume	1º Ano	2º Ano	3º Ano	Soma 3 anos
Quantidade (g)	12605	0	0	12605
N (g)	300,0	0	0	300,0
P_2O_5 (g)	280,0	0	0	280,0
K_2O (g)	468,9	0	0	468,9
Mg (g)	40,3	0	0	40,3

Considerando que o pomar foi regado 6 meses por ano e que a dotação de rega anual média foi de 840 L por árvore – 4,6 L por árvore e dia, verifica-se que os nutrientes fornecidos pela água natural, por árvore e ano (Tabela 3.17), correspondem a:

- N = 0,57 g;
- P_2O_5 = 1,52 g;
- K_2O = 3,53 g;
- Mg = 18,82 g.

A mesma dotação de rega com água residual representou um suplemento anual em fertilizantes por árvore (Tabela 3.17):

- N = 0 g;
- P₂O₅ = 22,17 g;
- K₂O = 36,69 g;
- Mg = 56,36 g.

A Tabela 3.17 apresenta, para o conjunto dos três primeiros anos de vida do pomar, para uma dotação anual de rega de 840 L por árvore, as quantidades de nutrientes aplicadas no solo, quando se utilizaram água natural (AN), fertirrega (FR), água residual (AR), lamas (L) e estrume (E). Tomando como termo de comparação a modalidade de fertirrega, verifica-se que os citrinos regados apenas com água natural são deficitários em todos os nutrientes. Paralelamente, as plantas regadas com água residual, só não são deficitárias em Mg. Nas árvores onde foram aplicados correctivos, todos os nutrientes fornecidos se encontram presentes em excesso (exceptua-se uma ligeira deficiência em Mg na modalidade de lamas).

Tabela 3.17 – Quantidades de nutrientes (g) aplicadas por árvore (N, P₂O₅, K₂O, MgO), nas modalidades de rega (AN, FR e AR) e de correctivos (L e E), durante os primeiros três anos.

Nutriente	AN	FR	AR	L	E
N (g)	0,6	300,6	0,0	300,6	300,6
P ₂ O ₅ (g)	1,5	106,8	22,2	315,3	281,0
K ₂ O (g)	3,5	109,3	36,7	127,3	472,4
Mg (g)	18,8	40,0	56,4	33,9	59,1

Foram feitas análises laboratoriais dos metais pesados – Cd, Ni, Pb e Cr, nas lamas e no estrume, cuja metodologia foi descrita em (3.3.3.). Os mesmos elementos foram pesquisados no solo, segundo metodologia descrita em (3.3.1.). A Tabela 3.18 apresenta esses teores e os valores-limites de concentração em metais pesados (ppm de matéria seca), nas lamas destinadas à agricultura, que constitui o Anexo II da Portaria n. 176/96 (2.^a série) do Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas e do Ambiente (1996).

Tabela 3.18 – Valores-limites de concentração de metais pesados (ppm de matéria seca), nas lamas destinadas à agricultura e dados analíticos nas lamas, estrume e solo.

Parâmetro	Valor-limite	Lamas	Estrume	Solo
Cd (ppm)	20	0,855	0,049	0,231
Ni (ppm)	300	13,807	2,477	6,537
Pb (ppm)	750	40,458	2,096	14,551
Cr (ppm)	1000	17,208	2,560	4,418

Verificou-se que os teores de todos os parâmetros de metais pesados analisados nas lamas e no estrume, aplicados ao solo no campo experimental, foram muito inferiores aos valores-limites. Os metais pesados presentes no solo apresentaram valores intermédios entre as lamas e o estrume. Os valores relativamente baixos apresentados pelas lamas são esperados, devido à limitada expressão de actividades industriais servidas por esta rede de esgotos.

Os valores-limites de metais pesados (ppm de matéria seca), que podem ser aplicadas nos solos cultivados, com base numa média de 10 anos, são apresentados na Tabela 3.19, que constitui o Anexo III da Portaria n.º 176/96 (1996). Os valores analíticos dos metais pesados em lamas e estrume estão apresentados na mesma Tabela.

Tabela 3.19 – Valores-limites para as quantidades anuais de metais pesados, que podem ser introduzidos nos solos cultivados, com base numa média de 10 anos ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) e montantes testados no solo por meio de lamas e de estrume – Portaria n.º 176/96 (1996).

Parâmetro	Valor-limite	Lamas	Estrume
Cd (ppm)	0,15	0,00674	0,00051
Ni (ppm)	3,00	0,10890	0,02602
Pb (ppm)	15,00	0,31909	0,02202
Cr (ppm)	4,50	0,13572	0,02689

Nos ensaios realizados no pomar, a aplicação de lamas foi de 9,464 kg por árvore e a densidade de plantação foi de 833 árvores por ha, o que representou $7\ 887 \text{ kg ha}^{-1}$. Relativamente ao estrume, o montante foi de $10\ 504 \text{ kg ha}^{-1}$, pela aplicação de 12,605 kg por árvore e segundo a mesma densidade de plantação.

Verificou-se que as quantidades de metais pesados, aplicadas inicialmente ao solo por meio de lamas e de estrume, foram muito inferiores aos valores-limites, para os parâmetros Cd, Ni, Pb e Cr. Considerando a concentração de Cd nas lamas, cujo valor se encontra mais próxima do Valor-limite, verifica-se que legalmente é possível a aplicação anual de $175\ 519 \text{ kg ha}^{-1}$ deste resíduo. Esta concentração aplicada no pomar de citrinos corresponderia a cerca de 210 kg por árvore e ano, ou seja, 67 vezes a quantidade aplicada.

e) Citrinos

O campo de ensaio utilizou 144 laranjeiras (*Citrus sinensis* [L.] Osbeck), divididas equitativamente por quatro filas contínuas, as quais fazem parte de um pomar com cerca de 20 ha. A plantação fez-se em Maio de 1999, segundo o compasso de 2 m nas linhas por 6 m nas entrelinhas (833 árvores por ha).

A cultivar utilizada foi “Newhall”, enxertada em citranjeira “Troyer”, um híbrido entre *Poncirus trifoliata* (L.) Raf. e a cultivar de laranjeira “Washington Navel”. Este porta-enxerto é sensível à má drenagem, à salinidade, ao calcário activo e tolera mal a seca (Cottin, 1997; Agusti, 2000).

Ao longo dos ensaios quatro plantas com os números de ordem 15, 44, 79 e 133 (uma por cada rampa de rega) secaram e quando se procedeu à análise estatística dos resultados, foram-lhes atribuídos os valores médios das modalidades onde se incluíam.

3.3.2. Métodos analíticos físico-químicos em terras

A evolução da composição físico-química do solo do pomar, ao longo dos períodos experimentais de 1999-2000 e de 2000-2001, foi analisada tendo em conta os diferentes tratamentos experimentais, nos quais se utilizaram três fontes de rega – água natural; fertirrega com água natural; e água residual simples ou lotada com água natural nas proporções de 50% e 25%. Complementarmente, foram analisadas amostras de terras colhidas junto às árvores onde foram aplicadas lamas urbanas (48 árvores). Do mesmo modo se procedeu com o estrume de bovino.

Cada amostra de terra, pesando cerca de 0,5 kg, foi obtida com a ajuda de uma sonda de trado, a uma profundidade de cerca de 50 cm. O material para analisar foi obtido em quatro pontos distanciados cerca de 30 cm dos troncos e misturado, de modo a obter uma amostra compósita.

Foram efectuadas análises no laboratório da DRAAg aos parâmetros indicados, segundo protocolos seguidos pelo Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva (LQARS) – textura, pH em água, condutividade eléctrica (CE, dSm^{-1}), azoto (N, %), fósforo (P_2O_5 , ppm), potássio (K_2O , ppm), ferro (Fe, ppm), manganês (Mn, ppm), zinco (Zn, ppm), carbono orgânico (CO, %), matéria orgânica (MO, %) e bases de troca – cálcio (Ca, $\text{cm}^3\text{[+]} \text{kg}^{-1}$), magnésio (Mg, $\text{cm}^3\text{[+]} \text{kg}^{-1}$) e sódio (Na, $\text{cm}^3\text{[+]} \text{kg}^{-1}$).

No laboratório da Faculdade de Engenharia de Recursos Naturais (FERN) foram analisados os metais pesados nas terras – cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) e crómio (Cr).

Para se proceder às análises químicas de terras, as amostras depois de pesadas foram secas em estufa a uma temperatura de cerca de 30° C, moídas e crivadas em crivos de aço inoxidável de malha de 2 mm. As determinações laboratoriais foram efectuadas na fracção “terra fina” (partículas de diâmetro =2 mm): Decreto-Lei n.º 46/94 (1994).

Textura:

– Pelo método de hexametáfosfato de sódio utilizado pelo Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva (LQARS, 1975).

pH:

– Determinação por método potenciométrico numa suspensão solo/água 1/2,5 com agitação durante 1 hora, segundo a Norma Portuguesa (NP) 411.

Condutividade eléctrica:

– Determinação por método electroquímico (condutivimetria, LQARS) no extracto aquoso 1/2 com tempo de agitação de 1 hora.

Carbono orgânico:

– O carbono orgânico foi determinado pelo método de Tinsley modificado (1950), (LQARS, 1977).

Matéria orgânica

– Obtem-se multiplicando o teor de carbono orgânico pelo factor 1,724, que corresponde ao valor de 58% de carbono, valor estimado na composição da matéria orgânica.

Azoto total:

– Determinado pelo método de Kjeldahl (1883), com doseamento por volumetria.

Fósforo e potássio "assimiláveis":

– Extracção simultânea com uma solução de lactato de amónio e ácido acético tamponizada a pH compreendido entre 3,65 e 3,75, segundo o método de Egner-Riehm (Balerdi *et al.*, 1968), com um período de agitação de duas horas. O fósforo é doseado por colorimetria pelo método do vanado-molibdato de amónio e o potássio determinado por fotometria de chama (LQRS, 1977).

Ferro, manganês e zinco extraíveis:

– Extracção simultânea com uma solução de acetato de amónio a que se adiciona ácido acético e solução de Lakanen e Erviö (1971), ácido etilenodiamina tetracético (EDTA), com um tempo de agitação de 30 minutos. O doseamento é efectuado por espectrofotometria de absorção atómica.

Bases de troca e acidez de titulável:

– Extracção pelo método de Mehlich (1939), usando como extractante uma solução de cloreto de bário adicionada a trietanolamina a pH 8,1. O cálcio e o magnésio são doseados por espectrofotometria de absorção atómica e o sódio por fotometria de chama.

Metais pesados:

– Em amostras de terras utilizou-se o método de Lakanen e Erviö (1971). Uma toma de terra é agitada com uma solução de pH determinado durante um intervalo de tempo ao fim do qual ficarão no extractante o Cd, Ni, Pb e Cr. Estes elementos são determinados por espectrometria de absorção atómica. Foram utilizadas cinco diluições na determinação de cada curva de calibração.

3.3.3. Métodos analíticos físico-químicos em águas de rega e em lixiviados

Os parâmetros químicos das águas de rega de origem natural e residual foram analisados ao longo do período experimental (1999-2000-2001), no laboratório da Direcção Regional de Agricultura do Algarve – pH, condutividade eléctrica, razão de adsorção de sódio, carbonato, bicarbonato, sódio, potássio, magnésio, cálcio, cloreto, nitrato e fósforo.

As análises de metais pesados (Cd, Ni, Pb e Cr) nas águas de rega foram efectuadas no laboratório da Faculdade de Engenharia de Recursos Naturais (FERN) da Universidade do Algarve, por leitura directa, por espectrofotometria de absorção atómica.

As concentrações de fósforo nas águas de rega foram determinadas, através da análise das amostras com reflectómetro.

As análises físico-químicas do efluente proveniente da ETAR de Vale de Lobo foram efectuadas por espectrofotometria visível, utilizando para o efeito o kit de análises rápidas “ELE - Paqualab™ Photometer EL430-550”.

Os lixiviados provenientes do pomar, foram recolhidas nos finais do ano de 2001, com a ajuda de sondas de cápsula de porcelana, à profundidade de 1 m e distanciados 30 cm dos troncos.

As amostras de lixiviados referentes às modalidades experimentais de fontes de rega e de substratos foram analisados nos mesmos laboratórios relativamente aos parâmetros:

pH:

– Leitura feita directamente em potenciómetro, segundo a norma Portuguesa (NP) 411.

Condutividade eléctrica:

– Leitura feita directamente em condutivímetro, segundo método interno do Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva (LQARS).

Carbonato:

– Determinação feita por titulação com ácido sulfúrico (NP 421).

Bicarbonato:

– Determinação feita por titulação com ácido sulfúrico (NP 421).

Sódio:

– Doseamento do sódio por fotometria de chama, segundo a norma Europeia (EN) 13650.

Potássio:

– Determinação feita por fotometria de chama (EN 13650).

Magnésio:

– Determinação feita por titulação com EDTA (LQARS, método interno).

Cálcio:

– Determinação feita por titulação com EDTA (LQARS, método interno).

Cloreto:

– Determinação feita pelo método de Mohr (Bower e Wilcox, 1965), com titulação com nitrato de prata (NP 423).

Nitrato:

– Determinação feita por destilação e eléctrodo selectivo (LQARS).

Fósforo:

– As concentrações de fósforo não foram determinadas nos lixiviados, mas apenas nas águas de rega. As análises tiveram lugar no laboratório da FERN, através da análise das amostras com um reflectómetro “Merck RQ-Flex plus”, tendo-se seguido os protocolos dados pelo fabricante, de acordo com os fundamentos teóricos. O método baseia-se no princípio de que em solução com ácido sulfúrico, os iões ortofosfato (PO_4^{3-}) formam com os iões molibdato ácido fosfomolibdénico, cuja concentração é doseada por reflectometria.

Metais pesados:

– As análises químicas dos elementos Cd, Ni, Pb e Cr foram observados por leitura directa, por espectrometria de absorção atómica, num modelo “Atomic Absortion / Flame Emission Shimadzu AA-680”. Foram utilizadas cinco diluições para definir cada curva de calibração.

3.3.4. Métodos analíticos físico-químicos em correctivos e em folhas

As análises químicas dos correctivos (lamas e estrume) tiveram lugar no laboratório da Direcção Regional de Agricultura do Algarve, antes da sua aplicação no solo, segundo o método de calcinação por via seca. De forma semelhante se procedeu relativamente ao material vegetal testado (folhas de citrinos), no Laboratório da Faculdade de Engenharia de Recursos Naturais.

As amostras foram calcinadas em mufla à temperatura de 550°C, obtendo-se o extracto de cinza, o qual foi tratado com HCl 1M (molar). Nesse filtrado procedeu-se à determinação do fósforo, potássio, sódio, cálcio, magnésio e metais pesados (Cd, Ni, Pb e Cr):

pH:

– Leitura directa em potenciómetro numa solução aquosa de 1/2,5 com agitação permanente e contínua, segundo a norma Europeia (EN) 13037.

Condutividade eléctrica:

– Doseamento por leitura directa em condutivímetro (EN 13038).

Azoto total:

– Por destilação e arrastamento do vapor de água com redução dos iões nítricos e nitrosos em iões amoniacais pelo sulfato ferroso na presença de um agente de precipitação dos cloretos. Libertação do amoníaco em meio alcalino, destilação, recolha em meio ácido e titulação (EN 13654-1 e EN 13654-2).

Fósforo:

– Doseamento do fósforo pelo método colorimétrico “Photo-Rex” / cloreto estanso pela formação de fosfomolibdato de amónio de cor azul cuja intensidade é lida colorimetricamente por espectrofotometria de absorção molecular no comprimento de onda de 650 nm (EN 13650).

Potássio:

– Doseamento do potássio por fotometria de chama (EN 13650).

Cálcio:

– Doseamento do cálcio por espectrofotometria de absorção atómica (EN 13650).

Magnésio:

– Doseamento do magnésio por espectrofotometria de absorção atómica (EN 13650).

Matéria orgânica:

– Determinação do carbono orgânico pelo método de Tinsley modificado (1950), por oxidação com uma solução de dicromato de sódio e doseamento por volumetria (EN 13039). A matéria orgânica obtém-se multiplicando o teor de carbono encontrado pelo factor 1,724 (58% de carbono estimada na matéria orgânica).

Cloreto:

– Foi utilizado o método tritimétrico de Mohr (Bower e Wilcox, 1965), para a determinação de cloretos em folhas de citrinos, o qual utiliza nitrato de prata e cromato de potássio como titulador (Rump e Krist, 1992).

Metais pesados:

– Os elementos Cd, Ni, Pb e Cr foram analisados por leitura directa por espectrometria de absorção atómica, num modelo “Atomic Absortion / Flame Emission Shimadzu AA-680”. Foram utilizadas cinco diluições na determinação de cada curva de calibração.

3.3.5. Desenvolvimento vegetativo

Quando da aplicação de lamas nos solos e de rega com águas residuais, foram utilizados métodos de determinação biométricos em citrinos – número de folhas por árvore (NFA); perímetro do tronco (PT); área foliar (AF); área específica de folhas (AEF); área específica de discos foliares (AED); e clorofila total nas folhas – SPAD:

Determinação do número de folhas por árvore

O número de folhas por copa de árvore foi considerado como um parâmetro biométrico avaliador do seu desenvolvimento vegetativo.

A primeira contagem foi feita em Novembro de 2000, ao fim de um ano experimental. A operação foi repetida nas mesmas árvores no ano seguinte, para estudar a evolução do seu desenvolvimento vegetativo.

A contagem das folhas foi feita directamente, em quatro árvores por cada uma das sete modalidades experimentais – AN 100%, AN 100% + L, AN 100% + E, FR 100%, FR 100% + L, FR 100% + E e AR 100% (Tabelas 3.7, 3.8 e 3.9).

Não se procedeu à contagem das folhas no início da experimentação, quando teve lugar a plantação, em Maio de 1999, porque as árvores eram muito pequenas e com um número de folhas muito limitado ou nulo.

Determinação do perímetro do tronco

Os perímetros dos troncos das 144 árvores utilizadas nos ensaios foram determinados, contornando-se os troncos com uma fita métrica, a uma altura de 20 cm acima do nível do solo. Esta operação teve lugar no mês de Novembro dos anos 2000 e 2001.

Neves (1997) refere que este parâmetro biológico, não destrutivo, utilizado para medir o vigor das plantas, é fácil de determinar e muito explícito em termos de resultados.

Determinação da área foliar

A área das folhas foi considerada como um parâmetro biométrico avaliador do desenvolvimento vegetativo, em função do tempo e das modalidades experimentais.

As folhas foram colhidas em número de cinco, com as dimensões, o mais heterogéneo possível, em todas as árvores do ensaio (144). Esta operação teve lugar em Novembro de 2000 e 2001.

Depois de colhidas, as folhas foram secas numa estufa a 60°C, durante 24 horas e posteriormente medidas com a ajuda de um medidor de áreas foliares “AT Delta-T” (Devises Lda., Burwell, Cambridge, Inglaterra).

Não se procedeu a este método destrutivo no início da experimentação, quando teve lugar a plantação, devido às plantas serem muito jovens e com poucas folhas.

Determinação da área específica de folhas e de discos foliares

A área específica das folhas é uma grandeza definida pelo quociente entre a área foliar e o peso seco das folhas (Jarvis, 1985). Este parâmetro biométrico foi considerado como avaliador do desenvolvimento vegetativo, em função do tempo e das modalidades experimentais. Foram seguidos dois métodos de determinação deste parâmetro e em ambos foram utilizadas cinco folhas, as mais heterogêneas possíveis, em cada uma das 144 árvores experimentais:

- As folhas inteiras foram colhidas, as áreas medidas e secas a 60°C e posteriormente foram pesadas numa balança de precisão.
- Discos foliares de área determinada (50,3 mm²) foram obtidos, por meio de um vazador metálico, em diferentes folhas e secos a 60°C e, posteriormente, foram pesados numa balança de precisão.

Estas operações tiveram lugar em Novembro dos últimos anos experimentais – 2000 e 2001.

A determinação da área específica das folhas será à partida mais fiável por meio do método dos discos, supondo que as pequenas áreas de parênquima seccionadas são mais homogêneas, em termos comparativos globais, do que com a totalidade da área foliar. Outra vantagem deste método deve-se ao facto de ser pouco destrutivo.

Determinação da clorofila total nas folhas – SPAD

Os valores de clorofila total das folhas foram observados com o objectivo de avaliar o desenvolvimento vegetativo das plantas, em função das diferentes modalidades.

Nos ensaios realizados, foram feitas cinco observações por cada uma das 144 árvores do ensaio, escolhendo folhas em estado de desenvolvimento mais variado possível. Esta operação teve lugar em finais de 2000 e de 2001.

O grau de clorose foi estimado através da utilização de um aparelho medidor de clorofila, SPAD-502 (Minolta Co., Osaka, Japão). O princípio de funcionamento deste aparelho consiste em medir a luz transmitida, através de uma folha, depois de submetida sequencialmente a dois tipos de radiação luminosa; a primeira, na zona do vermelho (≈ 650 nm), e que corresponde a um pico de absorção das moléculas de clorofila; e depois, com uma radiação na zona do infravermelho (≈ 940 nm), e que funciona como referência. A intensidade luminosa transmitida pela folha é convertida primeiro em sinais eléctricos e, depois, através de um microprocessador, em unidades de SPAD conforme definido pela Minolta.

A utilização deste aparelho pode ser classificado como um método não destrutivo de estimar a concentração clorofilina, uma vez que os valores de SPAD são proporcionais à quantidade de clorofila total existente nas folhas (Correia, 2000).

3.4. Análise estatística

Os ensaios realizados tiveram delineamentos experimentais cujos valores obtidos para cada um dos parâmetros foram considerados como repetições independentes. Os resultados obtidos, por meio das modalidades de rega, consideraram os efeitos dos correctivos no solo como constantes. De igual modo se procedeu com os ensaios de correctivos relativamente aos de rega. Deste modo os ensaios de rega e de correctivos foram considerados como independentes.

Os valores dos diferentes parâmetros experimentais foram submetidos a análise de variância (ANOVA), para testar a hipótese de várias médias serem iguais, para um intervalo de confiança de 95%. O grau de confiança, em todos os testes estatísticos utilizados, foi considerado como sendo não significativo para valores de $p = 0,05$; como significativo para $0,001 = p < 0,05$; e como muito significativo para $p < 0,001$.

A ANOVA é bastante robusta a desvios de normalidade. Adicionalmente, é assumida a igualdade de variância entre os grupos de amostras a comparar. Para testar este último pressuposto, foi executado o teste Levene, para verificar a homogeneidade de variâncias

O teste de comparação múltiplo de médias de Duncan (DMRT) foi utilizado, quando os valores experimentais diferiram significativamente e os dados paramétricos seguiram uma distribuição normal. O objectivo consistiu em identificar quais as modalidades cujas médias dos valores foram significativamente semelhantes entre si.

Para os valores experimentais, que diferiram significativamente, e em que os dados paramétricos não seguiram uma distribuição normal, segundo o teste Levene de homogeneidade de variância, procedeu-se ao teste Dunnett T3, com o objectivo de identificar quais as modalidades cujas médias dos valores foram significativamente semelhantes entre si.

Em ensaios onde se verificou uma grande heterogeneidade entre os valores (indicadores de contaminação fecal), o teste não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov foi utilizado entre medianas (Conover, 1980; Gomez e Gomez, 1984; Schaum e Spiegel, 1994).

O procedimento estatístico descrito foi realizado utilizando o programa de análise estatística SPSS 11.0 (SPSS Inc., Chicago, Illinois, U.S.A., 1989-2002).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Rega com águas residuais em relvados

4.1.1. Dotação de rega – qualidade dos relvados

Foram realizados três ensaios com a finalidade de estudar a resposta dos relvados de campos de golfe à rega com águas residuais depuradas, comparativamente à rega com água natural.

As modalidades experimentais testadas foram seis, relacionando três qualidades de água de rega e dois limites de valor de qualidade de relva:

- VLAR – no relvado de Vale do Lobo, entre Junho de 1998 e Maio de 1999, foi testada na rega água residual (3.2.2.c));
- VLAN – no mesmo local, entre Junho de 2000 e Maio de 2001, foi ensaiada água natural na rega (3.2.2.c));
- SGAR – no relvado dos Salgados e durante o mesmo período, foi testada, com o mesmo objectivo, água residual (3.2.1.c)).

Relativamente à boa aparência dos relvados (BAV), foi escolhido como aceitável o limite para ao valor de cor $<5,5$. Em relvados onde é exigida melhor qualidade, como acontece nos “green” dos campos de golfe, o limite de valor de cor considerado foi $<4,5$ (3.2.5.).

a) Dotação de rega para valores de cor $<5,5$

Para se obter boa aparência visual relativa a valores de cor inferiores a 5,5 (BAV $<5,5$), e para as modalidades VLAR, VLAN e SGAR, são apresentadas na Tabela 4.1 os valores mínimos mensais e anuais da evapotranspiração cultural (ET_c, mm), médias e desvios padrão (s).

As observações foram mensais e orientadas segundo os quatro pontos cardiais. Foi observado o menor valor anual, da ET_c, para obter BAV, na modalidade que utilizou água natural – VLAN (669 mm), seguida pelas modalidades de águas residuais SGAR (698 mm) e VLAR (703 mm). Considerando a ET_p = 1 280 mm ano⁻¹, aqueles valores de ET_c correspondem a $k_c = 0,52$, $k_c = 0,55$ e $k_c = 0,55$, respectivamente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tabela 4.1 – Valores mínimos mensais e anuais de evapotranspiração cultural ETc (mm), médias e desvios padrão (s), nas modalidades VLAR, VLAN e SGAR, para obter boa aparência visual (BAV) – valor de cor <5,5.

ETc		J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	Ano
VLAR	N	92	104	95	29	45	20	15	11	20	53	102	107	691
“	S	92	104	95	29	45	20	15	11	20	53	102	107	691
“	E	92	104	95	29	45	20	15	11	20	53	102	107	691
“	W	92	104	95	29	45	20	15	11	20	53	148	107	738
Média		92	104	95	29	45	20	15	11	20	53	113	107	703
s		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	0	23
VLAN	N	92	104	95	69	28	25	12	16	9	30	59	93	632
“	S	92	104	95	69	28	25	12	16	9	30	94	93	667
“	E	92	104	95	69	28	25	12	16	9	30	94	93	667
“	W	92	104	95	69	74	25	12	16	9	30	94	93	712
Média		92	104	95	69	40	25	12	16	9	30	85	93	669
s		0	0	0	0	23	0	0	0	0	0	18	0	33
SGAR	N	92	104	95	69	74	36	12	16	9	30	59	28	623
“	S	92	104	95	69	74	36	12	16	9	30	94	93	723
“	E	92	104	95	69	74	36	12	16	9	30	94	93	723
“	W	92	104	95	69	74	36	12	16	9	30	94	93	723
Média		92	104	95	69	74	36	12	16	9	30	85	77	698
s		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	33	50

Considerando boa aparência visual para valor de cor inferior a 5,5 (BAV <5,5), a Figura 4.1 mostra a distribuição dos valores mínimos mensais de ETc (mm mês⁻¹), onde se pode observar semelhança na forma das curvas referentes às três modalidades experimentais – VLAR, VLAN e SGAR.

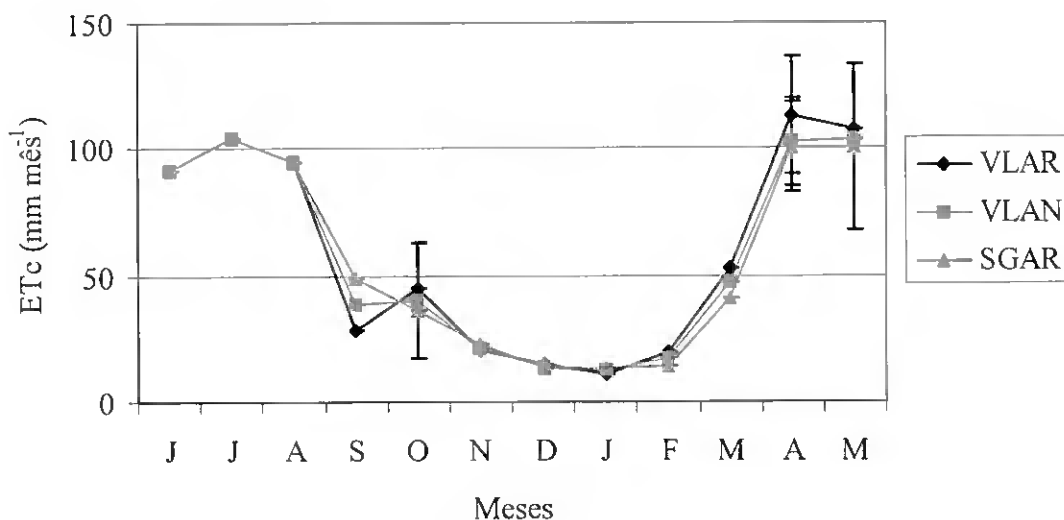


Figura 4.1 – Distribuição mensal dos valores mínimos de evapotranspiração cultural (ETc, mm mês⁻¹), nas três modalidades – VLAR, VLAN e SGAR, para uma boa aparência visual (BAV) – valor de cor <5,5

As dotações mensais de rega (mm mês⁻¹), necessárias para obter BAV foram calculadas a partir dos valores de precipitação efectiva (Tabelas 3.3 e 3.5) e dos valores de ETc (Tabela 4.1), para os períodos e locais experimentais.

Estão representados na Tabela 4.2, os valores mínimos mensais e anuais de rega (mm), médias e desvios padrão, necessários para obter BAV (valores de cor <5,5), para as três modalidades.

Foi observado que a dotação de rega exigida pelos Salgados (SGAR = 598 mm), foi inferior às modalidades de Vale do Lobo (VLAN = 611 mm) e (VLAR = 626 mm).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tabela 4.2 – Valores mínimos mensais e anuais de dotações de rega (mm), médias e desvios padrão (s), nas três modalidades – VLAR, VLAN e SGAR, para se obter boa aparência visual (BAV) – valores de cor <5,5.

Rega		J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	Ano
VLAR	N	92	104	95	13	42	19	12	3	20	40	93	82	614
“	S	92	104	95	13	42	19	12	3	20	40	93	82	614
“	E	92	104	95	13	42	19	12	3	20	40	93	82	614
“	W	92	104	95	13	42	19	12	3	20	40	140	82	662
Média		92	104	95	13	42	19	12	3	20	40	105	82	626
s		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23	0	24
VLAN	N	92	104	95	65	42	18	2	4	8	8	59	83	578
“	S	92	104	95	65	42	18	2	4	8	8	94	83	613
“	E	92	104	95	65	42	18	2	4	8	8	94	83	613
“	W	92	104	95	65	67	18	2	4	8	8	94	83	638
Média		92	104	95	65	48	18	2	4	8	8	85	83	611
s		0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	18	0	25
SGAR	N	92	104	95	61	66	17	0	13	7	13	44	12	522
“	S	92	104	95	61	66	17	0	13	7	13	79	78	623
“	E	92	104	95	61	66	17	0	13	7	13	79	78	623
“	W	92	104	95	61	66	17	0	13	7	13	79	78	623
Média		92	104	95	61	66	17	0	13	7	13	70	62	598
s		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	33	50

b) Dotação de rega para valores de cor <4,5

São apresentados na Tabela 4.3 os valores mínimos mensais e anuais da evapotranspiração cultural (ET_c, mm), necessários para se obter boa aparência visual relativa a valores de cor inferiores a 4,5 (BAV <4,5), nas modalidades VLAR, VLAN e SGAR, médias e desvios padrão (s). As observações mensais foram orientadas, segundo quatro pontos cardiais.

Entre os resultados de BAV observados não se verificou variabilidade espacial relacionada com a orientação. Foi observado que o menor valor anual de ET_c, para se obter BAV <4,5, foi referente à modalidade que utilizou água natural – VLAN (1175 mm), seguida pelas modalidades com águas residuais – SGAR (1182 mm) e VLAR (1265 mm). Considerando a ET_p = 1 280 mm, os valores anteriores de ET_c, correspondem a kc = 0,92, kc = 0,92 e kc = 0,99, respectivamente.

Tabela 4.3 – Valores mínimos mensais e anuais da evapotranspiração cultural (ET_c, mm) para se obter BAV (valor de cor <4,5), nas modalidades VLAR, VLAN e SGAR.

ET _c	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	Ano
VLAR	92	166	151	113	70	31	23	35	31	156	187	210	1265
VLAN	92	166	151	105	108	50	12	40	37	126	195	93	1175
SGAR	146	104	151	105	108	50	12	16	25	126	195	143	1182

Considerando BAV <4,5, a Figura 4.2 mostra, para as três modalidades experimentais – VLAN, VLAR e SGAR, a distribuição dos valores mínimos mensais da evapotranspiração cultural (ET_c, mm mês⁻¹), onde se pode observar semelhança na forma das curvas.

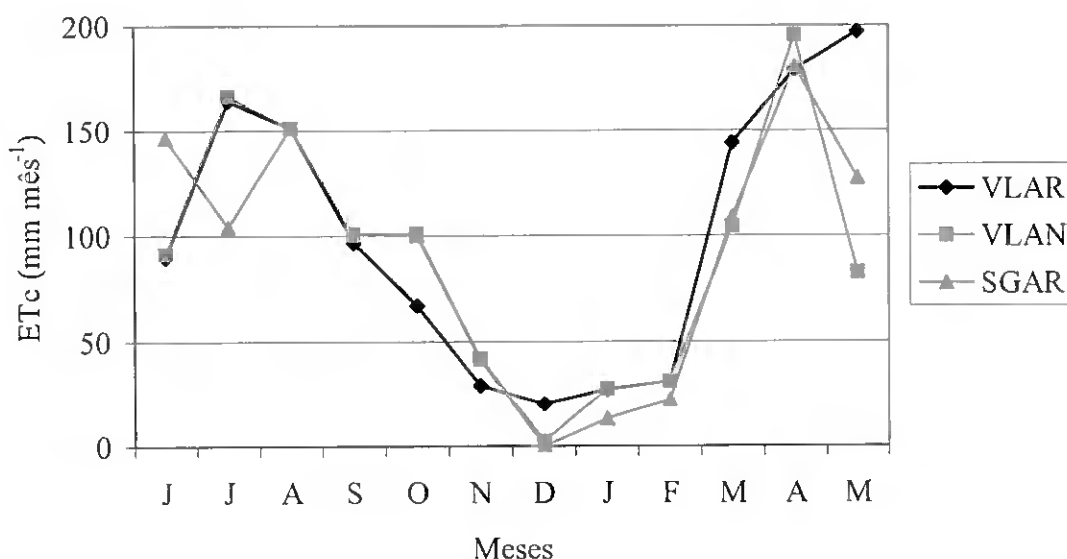


Figura 4.2 – Distribuição mensal de valores mínimos da evapotranspiração cultural (ET_c, mm), para uma boa aparência visual (BAV) – valor de cor <4,5, em 3 modalidades – VLAR, VLAN e SGAR.

As dotações mensais de rega (mm mês⁻¹), necessárias para obter BAV foram calculadas a partir dos valores de precipitação efectiva (Tabelas 3.3 e 3.5) e dos valores de evapotranspiração cultural (ET_c), para os períodos e locais experimentais (Tabela 4.3).

São apresentadas na Tabela 4.4, para as três modalidades, os valores mínimos mensais e anuais de rega (mm), médias e desvios padrão, necessários para obter valores de cor BAV <4,5.

As dotações de rega exigidas nas modalidades de SGAR e VLAN foram equivalentes (1096 mm) e inferiores a VLAR (1200 mm).

Tabela 4.4 – Valores de dotações mínimas de rega mensais e anuais (mm), em três modalidades – VLAN, VLAR e SGAR, para obter BAV (valor de cor <4,5).

Rega	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	Ano
VLAR	92	166	151	97	67	29	20	27	31	144	179	197	1200
VLAN	92	166	151	101	101	42	3	27	31	104	195	83	1096
SGAR	146	104	151	101	100	41	0	13	22	109	180	127	1096

O número de observações, por modalidade, foi de 48 (quatro por mês), para valores de cor <5,5. Para valores de cor <4,5, o número de observações considerado foi de 12 (uma por mês), devido a não se ter observado variabilidade espacial nos dados experimentais,

O teste Dunnett T3 foi utilizado para os valores obtidos nas modalidades experimentais (VLAR, VLAN e SGAR) e para BAV (valores de cor <5,5 e <4,5), por se ter verificado uma distribuição não normal entre os dados experimentais, segundo o teste Levene de homogeneidade de variância. Verificou-se que as médias de valores de ETc se associaram em dois grupos homogêneos, correspondentes a cada um dos valores de cor escolhidos para obter BAV <5,5 e BAV <4,5.

Discussão

As necessidades hídricas mínimas foram significativamente menores, para obter boa aparência visual BAV <5,5 do que para BAV <4,5. As médias das evapotranspirações culturais (ETc) anuais foram de 690 ± 18 mm e de 1207 ± 50 mm, (Tabelas 4.1 e 4.3 e Figuras 4.1 e 4.2), as quais correspondem respectivamente a $k_c = 0,54 \pm 0,01$ e a $k_c = 0,94 \pm 0,04$. Foi considerado o valor anual de $ET_p = 1280$ mm (Penman, 1963).

As diferenças encontradas entre as necessidades hídricas não foram significativas, nas modalidades de rega com água natural e com água residual, para obter boa aparência visual BAV <5,5. Os valores de ETc determinados (Tabelas 4.2) foram muito semelhantes – VLAN (611 mm), VLAR (626 mm) e SGAR (598 mm).

O mesmo se verificou para as diferenças encontradas entre as necessidades hídricas nas modalidades de rega com água natural e com água residual, para obter boa aparência visual BAV <4,5. Os valores de ETc determinados (Tabelas 4.4) foram muito semelhantes – VLAN (1175 mm); VLAR (1265 mm); e SGAR (1182 mm). Em ensaios conduzidos em *Agrostis capillaris* e *Festuca nigrescens*, em Inglaterra, foram observadas colorações mais intensas em relvados regados com águas residuais, versus água natural (Mortram, 2002). Estes resultados poderão ser indicadores de que relvados regados com águas residuais são menos exigentes, em termos de quantidade de rega.

Nos campos de golfe do Algarve, os consumos de água destinados à rega são em média de 1 100 mm. Este valor aproxima-se do obtido experimentalmente para obter muito boa qualidade de relva (BAV <4,5), que foi de 1130 mm. No entanto, as dotações de

rega variaram nos diferentes campos entre 340 e 5 600 mm (UAlg, 2001), o que dá uma ideia da falta planeamento neste sector.

A influência da adubação mais abundante em azoto, na modalidade SGAR, não mostrou efeitos de economia de água (3.2.1.d) e 3.2.2.d)). Ensaio realizados no Algarve (Beltrão *et al.*, 1999) indicaram uma relação inversa entre a aplicação de azoto, e a dotação de rega necessária para se obter uma determinada qualidade de relva.

Uma maior fertilização em potássio, na modalidade de VLAR, também não mostrou efeitos de economia de água na rega do relvado (3.2.1.d) e 3.2.2.d)).

A menor salinidade observada na água natural (VLAN) também não foi positiva em termos da economia de água na rega do relvado (Tabelas 3.4 e 3.6).

Não foram notadas diferenças significativas entre as médias de valores de ETc determinados nos dois locais onde decorreram os ensaios e também não foram notadas diferenças significativas entre as médias de valores de ETc, relativamente aos dois períodos em que decorreram os ensaios – 1/6/98-31/5/99 (984 mm) e 1/6/00-31/5/01 (931 mm).

Constatou-se que, nas condições climáticas em presença, a contribuição da precipitação natural, para suprir as necessidades hídricas dos relvados foi de 74 ± 23 mm. Este valor pode ser considerado como insignificante, porque representou $11 \pm 3\%$ das médias de dotações de rega aplicadas para obter BAV $<5,5$, e $7 \pm 1\%$ para obter BAV $<4,5$.

4.1.2. Dotação de rega – produtividade dos relvados

Para estudar o crescimento dos relvados, como resposta à rega com águas residuais depuradas, utilizaram-se as mesmas modalidades experimentais do capítulo anterior.

O crescimento da relva foi avaliado pela sua resposta a diferentes valores de kc (0,1; 0,5; 0,8; 1,2 e 1,6) definidos pelas isoietas obtidas por graduação hídrica, por meio do método de fonte pontual por aspersão (Or e Hanks, 1992). As colheitas foram feitas mensalmente e as produtividades foram determinadas pelos pesos secos unitários.

Rectas de regressão e coeficientes de determinação (R^2) definiram as variações de produtividade nas diferentes modalidades.

A Tabela 4.5 apresenta as produtividades diárias dos relvados nos diferentes meses do ano ($\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e anuais ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), que foram determinados em função das três modalidades experimentais – VLAR, VLAN e SGAR e segundo kc definidos (0,1; 0,5; 0,8; 1,2 e 1,6).

Foi observado que, para regas correspondentes a idênticos valores de kc, as produtividades dos relvados foram menores nas modalidades de rega com águas residuais do que na modalidade com água natural.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tabela 4.5 – Modalidades VLAR, VLAN e SGAR, produtividades dos relvados mensais ($\text{kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e anuais ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), para diferentes coeficientes culturais – kc (0,1; 0,5; 0,8; 1,2 e 1,6).

VLAR

Kc	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	Ano
1,6	31	65	68	22	15	7	10	4	2	4	3	12	5539
1,2	29	36	52	24	4	3	3	3	2	4	7	8	4177
0,8	12	27	21	23	5	3	3	3	3	5	9	6	2429
0,5	49	35	36	20	5	3	3	3	3	5	5	3	4065
0,1	20	16	31	24	4	3	3	3	3	5	1	2	2262

VLAN

Kc	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	Ano
1,6	113	122	26	37	154	31	45	0	0	46	94	184	25915
1,2	69	62	12	44	173	27	45	0	0	33	63	110	19388
0,8	65	117	9	36	46	10	54	0	0	22	39	110	15452
0,5	65	59	7	32	55	5	81	0	0	21	21	203	16695
0,1	45	46	5	19	80	9	28	0	0	24	8	52	9653

SGAR

Kc	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	Ano
1,6	3	14	13	6	21	11	6	0	0	24	24	9	3995
1,2	4	16	10	5	12	4	6	0	0	9	15	6	2627
0,8	4	28	25	12	13	7	6	0	0	11	17	8	4003
0,5	1	14	17	8	19	6	6	0	0	2	20	7	3005
0,1	2	10	8	4	4	4	6	0	0	15	17	8	2344

Na Figura 4.3 estão apresentadas, graficamente, as médias anuais de produtividade (matéria seca) de relvados ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), para as três modalidades – VLAR, VLAN e SGAR e para os kc (0,1; 0,5; 0,8; 1,2 e 1,6).

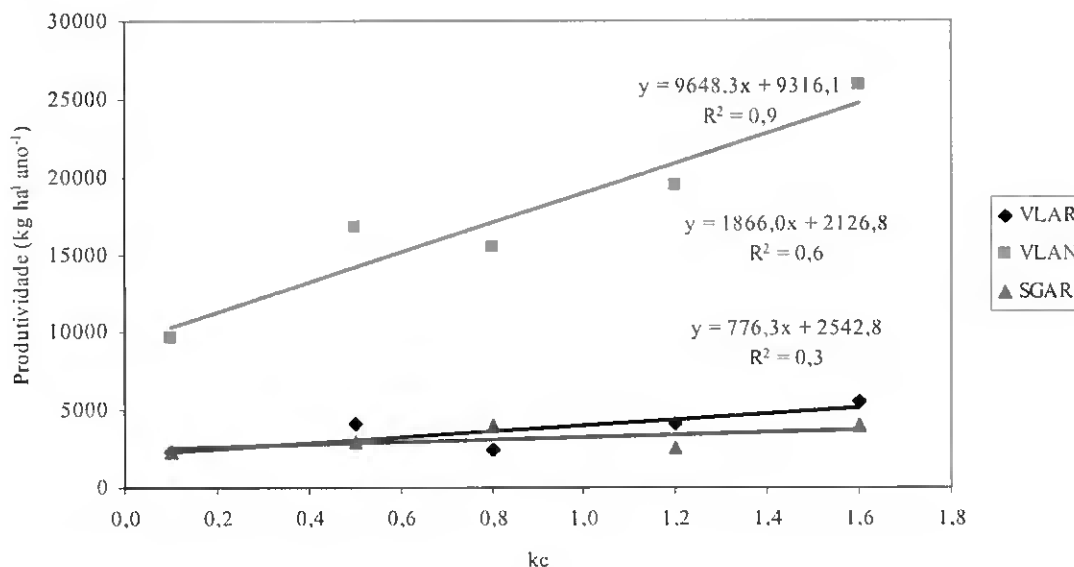


Figura 4.3 – Produtividades anuais (matéria seca) dos relvados ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) nas modalidades – VLAR, VLAN e SGAR, relativas aos coeficientes culturais – kc (0,1; 0,5; 0,8; 1,2 e 1,6).

O número de observações, por modalidade, foi de 60. Procedeu-se ao teste Dunnett T3, com o objectivo de identificar quais as médias dos valores significativamente semelhantes entre si. Este teste foi escolhido, devido a ter-se verificado uma distribuição não normal, entre os dados experimentais, segundo o teste Levene de homogeneidade de variância. Verificou-se que as médias de valores de produtividade do relvado regado com água natural (VLAN) foram significativamente diferentes e superiores às modalidades de rega com água residual (VLAR e SGAR), as quais foram semelhantes entre si.

Discussão

A modalidade de relva regada com água natural, em Vale do Lobo (VLAN), apresentou produtividades anuais mais elevadas, comparativamente com as modalidades de rega com águas residuais de Vale do Lobo (VLAR) e dos Salgados (SGAR). Esta relação poderá ser explicada pela menor salinidade (CE) da água VLAN ($\text{CE} = 1,2 \text{ dSm}^{-1}$), comparativamente com a de VLAR ($\text{CE} = 2,1 \text{ dSm}^{-1}$) e com a dos SGAR ($\text{CE} = 1,5 \text{ dSm}^{-1}$), de acordo com as Tabelas 3.4 e 3.6.

É conhecido o efeito inibidor da salinidade nas culturas (FAO-UNESCO, 1985), que pode levar à necessidade de um suplemento de rega, para provocar a lavagem do solo (Aragüés, 1995).

Em ensaios conduzidos em Inglaterra, em relvados de *Agrostis capillaris* e *Festuca nigrescens*, pelo contrário, foram observadas produções mais elevadas, quando regados com águas residuais, *versus* água natural (Mortram, 2002). Os resultados experimentais

também foram diferentes dos observados noutros ensaios no Algarve, nos quais as produções obtidas em relvados por meio de rega com água residual *versus* água natural foram muito próximas (Beltrão *et al.*, 1996a).

Foram obtidas, em diversos países da bacia Mediterrânica, produções semelhantes com diversas culturas, utilizando diversos efluentes na rega (Beltrão *et al.*, 1996a).

Aparentemente a adubação mais abundante em azoto, na modalidade SGAR, e em potássio, na modalidade de VLAR, não obtiveram efeitos positivos em termos de produtividade dos relvados (3.2.1d) e 3.2.2.d)).

De referir que a bermuda, a relva experimental, apresenta um limite máximo de tolerância à salinidade, na água de rega, próximo de $CE = 4,5 \text{ dSm}^{-1}$ (FAO, 1985; Duncan, 2001). Os valores de CE, das águas de rega experimentais, encontram-se longe deste valor limite, mas poderão ter exercido algum efeito diferenciador entre as produtividades.

Na Figura 4.4 estão representadas graficamente as rectas de regressão referentes às produtividades médias anuais das relvas para as modalidades experimentais – VLAR, VLAN e SGAR, relativas a kc (0,1; 0,5; 0,8; 1,2 e 1,6). As rectas definidas pelos valores de boa aparência visual, para $kc = 0,54$ e $kc = 0,94$, nas três modalidades estão também representadas. Os pontos de intercepção, entre as rectas de produtividade e de BAV, definiram uma fraca interacção entre a produtividade e a qualidade dos relvados, dado que para a mesma qualidade corresponderam produtividades muito diferentes.

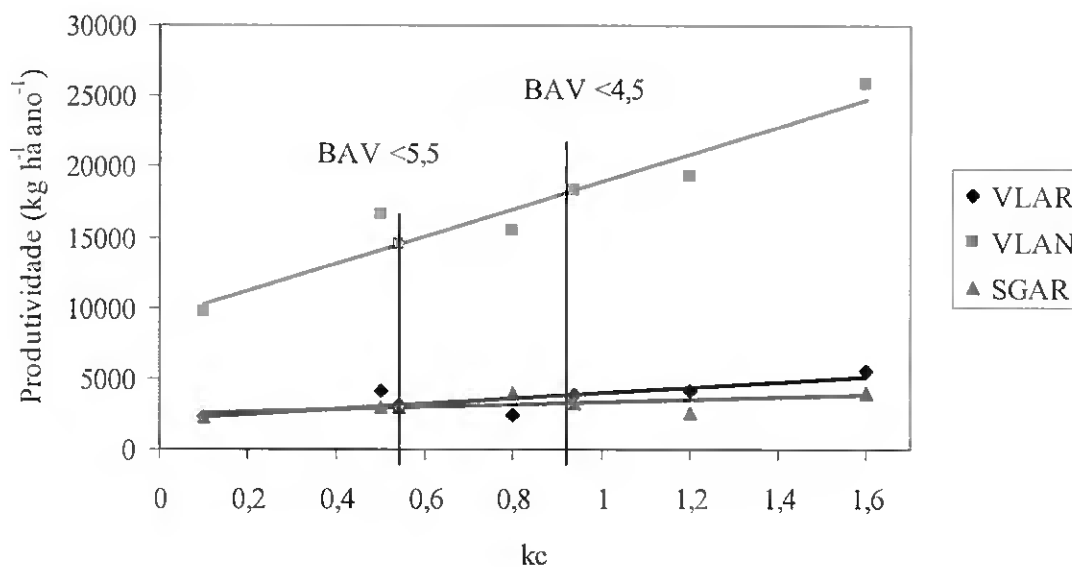


Figura 4.4 – Rectas de regressão das médias de produtividade anual de relvas, para os coeficientes culturais – kc (0,1, 0,5, 0,8, 1,2 e 1,6); e rectas definidas pelos valores de boa aparência visual (BAV) para os coeficientes culturais – $kc = 0,54$ e $kc = 0,94$.

Pode-se por isso concluir que uma melhor qualidade dos relvados, não implicará elevadas produtividades, as quais representam gastos mais elevados em água e em fertilizantes, além de necessitarem de cortes mais frequentes. Pode-se também deduzir,

tal como no ensaio anterior, que recursos hídricos de melhor qualidade, poderão ser utilizados para outras aplicações mais exigentes, considerando que os relvados são culturas tolerantes, até certo ponto, às características das águas residuais.

As modalidades de dotação de rega – qualidade dos relvados, mostraram que o método da boa aparência visual, foi independente de factores como a qualidade da água de rega, a produtividade, o solo e o ano de ensaio, mas variou com os valores dos coeficientes culturais. O método da graduação visual (Mantell e Stanhill, 1981; Balasubramanian *et al.*, 1999), mostrou ser adequado para avaliar dotações de rega determinadas, independentemente de outras condições culturais. Confirmou-se também a afirmação de Turgeon (1980), em que a cor é um dos melhores indicadores da qualidade dos relvados

4.1.3. Salinidade

Foi estudado, em relvas, o potencial de absorção de cloreto (Cl⁻) existente no solo. As espécies experimentais foram agrostis (*Agrostis stolonifera* L.), “kikuyugrass” (*Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov.) e bermuda (*Cynodon dactylon* [L.] Pers.). Esta última variedade foi estudada também em sequeiro.

Foi considerada a produtividade média dos relvados em 10 t ha⁻¹ ano⁻¹ de peso seco. Este valor aproxima-se da média das produtividades dos relvados testados (4.1.2.), para a dotação de rega correspondente a kc = 0,94, que equivale à satisfação das necessidades hídricas mínimas dos relvados para obter muito boa aparência visual – BAV <4,5 (4.1.1.).

A Tabela 4.6 mostra os valores médios analíticos de Cl⁻ nas folhas (% de peso seco) e os desvios padrão nas quatro modalidades de relvado – agrostis, “kikuyugrass”, bermuda regada e bermuda em sequeiro. A quantidade de cloreto extraído (kg ha⁻¹ ano⁻¹) foi calculada para as modalidades de regadio.

Tabela 4.6 – Teor de cloreto (Cl⁻, %), produtividade em peso seco (t ha⁻¹ ano⁻¹) e potencial de absorção de cloreto (Cl⁻, kg ha⁻¹ ano⁻¹) em relvados – agrostis, “kikuyugrass”, bermuda regada e em sequeiro.

Espécies de relva	Cl ⁻ % peso seco	Produtividade (seco) t ha ⁻¹ ano ⁻¹	Cl ⁻ extraído kg ha ⁻¹ ano ⁻¹
Agrostis	1,09 ± 0,28	10	109
“Kikuyugrass”	1,57 ± 0,27	10	157
Bermuda regada	0,51 ± 0,06	10	51
Bermuda sequeiro	1,54 ± 0,40	-	-

O número de observações, por cada modalidade de relva, foi de quatro. Procedeu-se ao teste Dunnett T3, com o objectivo de identificar quais as médias dos valores das modalidades significativamente semelhantes entre si. Verificou-se que a concentração

de Cl^- na bermuda regada foi significativamente mais baixa do que as verificadas na “kikuyugrass” e na bermuda em sequeiro.

A Figura 4.5 mostra as percentagens médias, desvios padrão e resultados do teste Dunnett T3, de Cl^- em folhas dos relvados – agrostis, “kikuyugrass”, bermuda regada e bermuda em sequeiro.

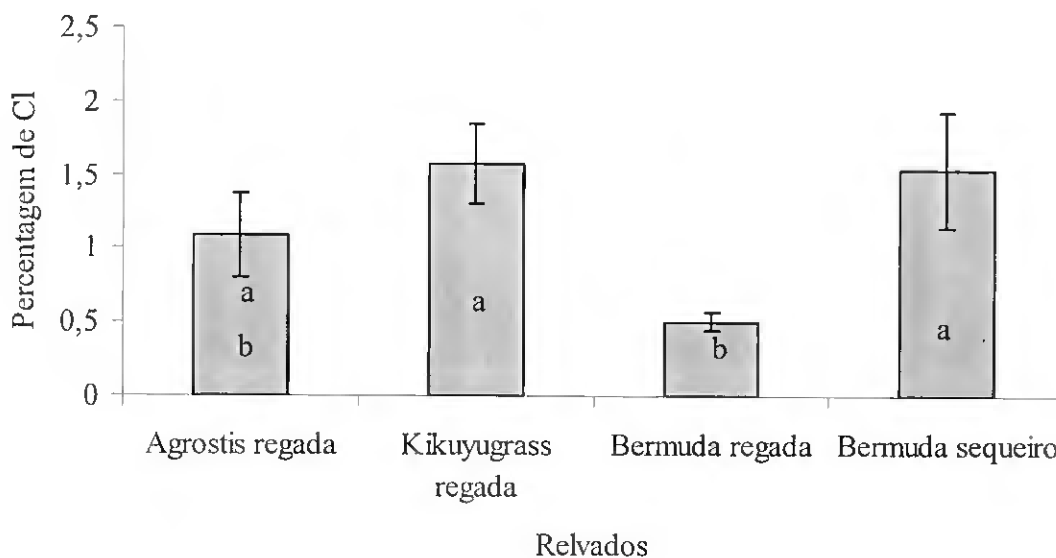


Figura 4.5 – Percentagens médias de cloreto (Cl^-) em peso seco de folhas, desvios padrão e teste Dunnett T3, para quatro relvados – agrostis, “kikuyugrass”, bermuda regada e em sequeiro.

Discussão

As concentrações de Cl^- nas relvas, variaram, de forma significativa, em função da espécie e do modo de cultura – regada ou em sequeiro.

O poder extractante dos relvados foi apreciável e variou nas modalidades regadas entre $51 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na bermuda e o triplo ($157 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) na “kikuyugrass”. Na agrostis, o poder extractante, foi intermédio ($109 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

A característica removedora de sal pelos relvados, aos teores mais elevados de salinidade, é um exemplo de tecnologia limpa, para controlo e combate da salinidade do solo (Carrow *et al.*, 2000; Cuartero *et al.*, 2002). Conclusões semelhantes foram também observadas noutros ensaios, que tiveram lugar no Algarve (Costa *et al.*, 2002; Rosado, 2002).

4.1.4. Indicadores microbiológicos de contaminação fecal

O Decreto-Lei n.º 236/98 (1998) de 1 de Agosto do Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas e do Ambiente (Anexo XVI), determina para águas destinadas à rega, que o valor máximo recomendável (VMR) do número de coliformes fecais, determinado pelo método do “Número Mais Provável” (NMP) é de 100/100 mL. A média das concentrações de coliformes fecais na água residual utilizada nos ensaios dos Salgados excedeu o VMR e foi de $5 \cdot 10^4$ CF/100 mL. De referir que o número médio de coliformes fecais encontrado na água natural utilizada na rega de Vale do Lobo foi de 79 CF/100 mL, valor que é ligeiramente inferior ao VMR.

Para avaliar a contaminação em relvados regados com água residual (RAR) e com água natural (RAN) utilizaram-se como microrganismos indicadores, coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF).

As concentrações destes indicadores na água natural (AN) e na água residual (AR) estão representadas nas Tabelas 4.7 e 4.8. As médias das concentrações dos microrganismos na AR foram muito superiores às encontrados na AN. As relações de ordem de grandeza (AN/AR), referidas em unidades logarítmicas, foram mais relevantes nos CF (1/4) do que nos EF (1/3) e nos CT (3/6).

Tabela 4.7 – Concentrações (NMP/100 ml) de coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF), na água de rega natural, médias e desvios padrão (s).

Rega	Ano	CT NMP/100ml	CF NMP/100ml	EF NMP/100ml
Água Natural	2000	4,3E+01	0,0E+00	0,0E+00
Água Natural	2000	4,3E+01	0,0E+00	4,3E+02
Água Natural	2000	1,5E+02	4,0E+00	0,0E+00
Água Natural	2000	2,3E+01	4,0E+00	0,0E+00
Água Natural	2001	4,6E+02	1,5E+02	2,3E+01
Água Natural	2001	2,3E+01	2,3E+01	2,3E+01
Água Natural	2001	7,5E+01	4,3E+01	4,3E+01
Água Natural	2001	1,1E+04	4,3E+01	9,0E+00
Água Natural	2001	1,1E+03	7,5E+01	4,0E+00
Água Natural	2001	2,4E+03	2,3E+01	4,6E+02
Água Natural	2001	1,1E+03	1,5E+02	1,5E+01
Água Natural	2001	7,5E+02	4,6E+02	9,0E+00
Água Natural	2001	4,6E+02	9,3E+01	4,3E+01
Água Natural	2001	2,4E+02	4,3E+01	2,3E+01
Média		1,3E+03	7,9E+01	7,7E+01
s		2,9E+03	1,2E+02	1,6E+02

Tabela 4.8 – Concentrações (NMP/100 ml) de coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF), na água de rega residual, médias, desvios padrão (s).

Rega	Ano	CT NMP/100ml	CF NMP/100ml	EF NMP/100ml
Água Residual	2000	1,1E+07	4,6E+05	1,1E+04
Água Residual	2000	4,3E+04	1,5E+04	1,5E+04
Água Residual	2000	1,1E+05	1,1E+05	4,6E+03
Água Residual	2001	1,1E+03	4,3E+01	2,3E+01
Água Residual	2001	4,6E+02	9,3E+01	9,3E+02
Água Residual	2001	1,5E+03	1,5E+02	2,3E+01
Água Residual	2001	2,4E+03	1,1E+03	4,6E+02
Água Residual	2001	4,6E+03	2,4E+02	1,1E+03
Água Residual	2001	1,1E+04	1,5E+03	2,8E+04
Água Residual	2001	1,1E+04	1,1E+04	1,1E+03
Água Residual	2001	1,1E+06	2,4E+04	1,1E+04
Água Residual	2001	2,4E+03	1,5E+02	2,1E+02
Média		1,0E+06	5,2E+04	6,1E+03
s		3,2E+06	1,3E+05	8,7E+03

Foi aplicado o teste Levene de homogeneidade de variância, para um intervalo de confiança de 95%, para as concentrações dos microrganismos estudados (CT, CF, EF), em águas de rega natural e residual. O número de observações feitas por indicador foi de 14 na modalidade de água natural e de 12 na água residual. O teste indicou que os valores não seguiram uma distribuição normal e os valores elevados do desvio padrão, observados entre os dados obtidos, indicaram a existência de uma grande heterogeneidade.

Realizou-se também um teste não paramétrico caracterizado por relacionar as medianas das concentrações dos indicadores, devido à análise estatística anterior. O teste de comparação múltiplo não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov foi realizado às medianas das concentrações de CT, de CF e de EF nas águas de rega – natural e residual. As diferenças encontradas entre as densidades populacionais, na água natural e na água residual, para todos os indicadores (CT - 0,004; CF - 0,012; e EF - 0,004), foram muito significativas.

As densidades populacionais dos microrganismos indicadores CT, CF e EF, observados em relvados regados com água natural (RAN) e residual (RAR) estão representados nas Tabelas 4.9 e 4.10. Os valores apresentados mostram que as concentrações dos indicadores na RAR foram superiores às encontradas na RAN. As relações de ordem de grandeza das médias dos valores (AN/RAR), referidas em unidades logarítmicas, foram mais notórias nos EF (5/7) e nos CT (5/7) do que nos CF (4/5). Estas relações são eventualmente indicadoras de que os CF dispõem de um tempo de vida superior, nas plantas após a rega.

Tabela 4.9 – Concentrações (NMP/100 g) de coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF), na relva regada com água natural, médias e desvios padrão (s).

Rega	Ano	CT NMP/100 g	CF NMP/100 g	EF NMP/100 g
Água Natural	2000	1,1E+04	2,1E+02	1,1E+05
Água Natural	2000	4,3E+02	0,0E+00	1,1E+05
Água Natural	2000	9,3E+02	0,0E+00	1,1E+05
Água Natural	2000	1,1E+05	4,0E+00	1,1E+05
Água Natural	2000	1,1E+05	2,1E+02	1,1E+05
Água Natural	2000	4,6E+04	2,1E+02	1,1E+05
Água Natural	2000	1,1E+05	4,6E+03	1,1E+05
Água Natural	2000	1,1E+05	2,3E+02	1,1E+05
Água Natural	2000	1,1E+05	7,0E+02	1,1E+05
Água Natural	2000	4,6E+05	1,5E+03	1,1E+06
Água Natural	2000	4,6E+05	9,0E+02	1,1E+06
Água Natural	2000	1,5E+05	4,0E+02	4,6E+05
Água Natural	2001	1,1E+05	2,4E+04	4,6E+05
Água Natural	2001	1,1E+05	2,4E+04	4,6E+04
Água Natural	2001	2,4E+04	7,5E+02	4,6E+02
Água Natural	2001	1,1E+05	1,1E+05	1,1E+05
Água Natural	2001	1,1E+06	4,6E+03	1,1E+05
Água Natural	2001	1,1E+05	7,5E+03	1,5E+04
Água Natural	2001	1,1E+06	2,8E+03	1,1E+05
Água Natural	2001	1,1E+06	1,2E+04	1,1E+06
Água Natural	2001	2,1E+06	7,5E+05	1,5E+05
Média		3,6E+05	4,5E+04	2,7E+05
s		5,4E+05	1,6E+05	3,6E+05

Tabela 4.10 – Concentrações (NMP/100 g) de coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF), na relva regada com água residual, médias e desvios padrão (s).

Rega	Ano	CT NMP/100 g	CF NMP/100 g	EF NMP/100 g
Água Residual	2000	1,1E+07	7,0E+04	1,1E+07
Água Residual	2000	1,1E+07	9,0E+03	2,1E+06
Água Residual	2000	1,1E+07	4,0E+03	1,1E+07
Água Residual	2000	2,4E+06	0,0E+00	4,6E+07
Água Residual	2000	4,3E+05	2,3E+05	1,1E+08
Água Residual	2000	4,3E+05	2,3E+05	4,6E+07
Água Residual	2000	2,4E+07	4,6E+06	4,6E+07
Água Residual	2000	4,6E+07	2,1E+06	4,6E+07
Água Residual	2000	1,1E+08	1,5E+05	4,6E+07
Água Residual	2001	4,6E+04	2,4E+04	1,1E+04
Água Residual	2001	1,1E+04	4,6E+03	2,4E+04
Água Residual	2001	1,1E+05	1,2E+03	1,1E+05
Água Residual	2001	1,1E+05	1,2E+03	1,1E+05
Água Residual	2001	1,1E+06	4,6E+03	1,1E+05
Água Residual	2001	1,1E+05	9,3E+02	1,1E+05
Água Residual	2001	1,1E+06	4,6E+03	1,1E+05
Água Residual	2001	1,1E+06	2,4E+04	4,6E+05
Água Residual	2001	4,6E+06	1,1E+05	2,4E+05
Média		1,2E+07	4,2E+05	2,0E+07
s		2,7E+07	1,2E+06	3,0E+07

Foi aplicado o teste Levene de homogeneidade de variância, para um intervalo de confiança de 95%, para as concentrações dos microrganismos estudados (CT, CF, EF), em relvados regados com água natural e com água residual. O número de observações feitas por indicador foi de 21, na modalidade de relva regada com água natural e de 18, na relva regada com água residual. O teste indicou que as concentrações não seguiram uma distribuição normal e os elevados valores de desvio padrão, observados entre os dados obtidos, indicaram a existência de grande heterogeneidade.

Realizou-se também um teste não paramétrico caracterizado por relacionar as medianas das concentrações dos indicadores, devido à análise estatística anterior. O teste de comparação múltiplo não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov foi aplicado às medianas das concentrações de CT, de CF e de EF nos relvados. As diferenças encontradas entre as concentrações de microrganismos na relva regada com água natural e na relva regada com água residual (CT – 0,043; CF – 0,029; e EF – 0,016), para todos os indicadores – CT, CF e EF, foram simplesmente significativas.

Verificou-se que, nos ensaios de rega com água natural (AN), as relações entre as médias das concentrações de microrganismos indicadores na água e na relva (AN/RAN), foram de (1/5) para EF, de (1/4) para CF e de (3/5) para CT.

Comparativamente, verificou-se que, nos ensaios de rega com água residual, as relações entre as médias das concentrações de indicadores de contaminação, na água residual e na relva (AR/RAR), foram de (3/7) para EF; de (4/5) para CF; e de (6/7) para CT.

Os logaritmos dos valores médios das concentrações dos indicadores CT, CF e EF, nas modalidades AN, AR, RAN e RAR, expressas em NMP/100 mL, ou NMP/100 g, conforme se trata de água ou de relva, estão apresentados graficamente na Figura 4.6.

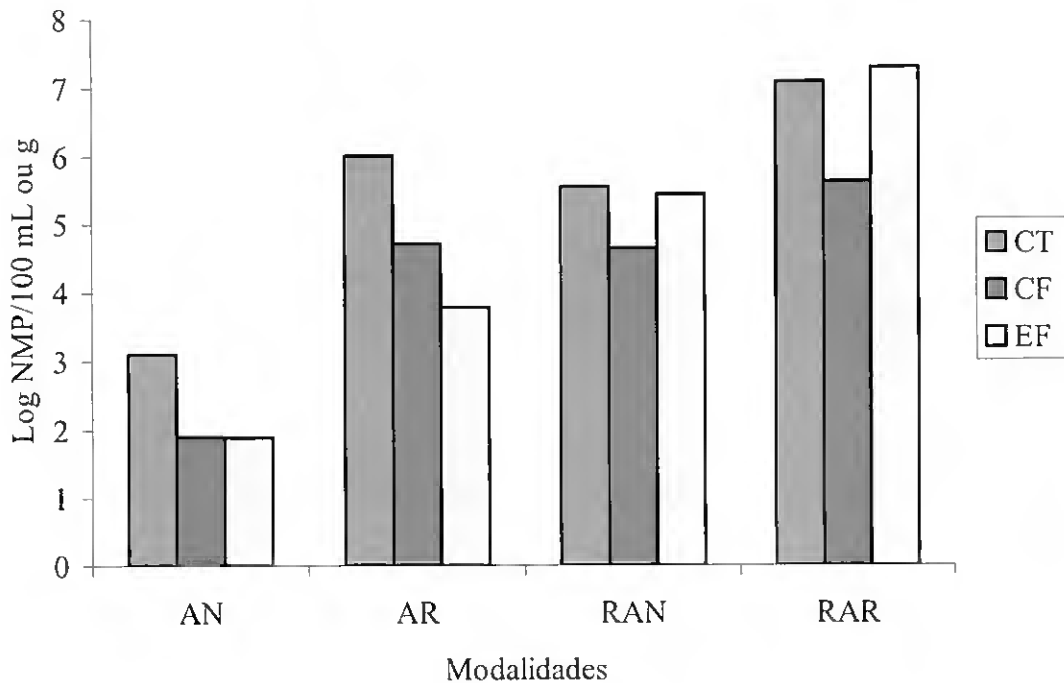


Figura 4.6 – Logaritmos dos valores médios das concentrações de CT, CF e EF, nas modalidades de AN, AR, RAN e RAR, expressas em NMP/100 mL ou NMP/100 g.

Discussão

Os resultados do teste não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov, indicou que as diferenças entre as medianas das concentrações dos indicadores foram muito significativas nas águas de rega e simplesmente significativas nas relvas regadas com essas águas.

Não existe uma proporção directa entre as populações de microrganismos indicadores de contaminação, existentes nas águas de rega, e as observadas nas relvas depois da rega. Os valores médios (unidades logarítmicas de CF/100 mL), foram muito mais elevados na água residual (4), comparativamente com a água natural (1). Por outro lado, a valores de CF na relva regada com água residual (5), correspondem valores inferiores na água residual (4).

Estes resultados poderão ser explicados pela acção de inactivação, exercida sobre os microrganismos, pela desidratação e pelas radiações ultra-violetas, de origem solar (Oron e Beltrão, 1993).

Ensaio realizados no Algarve (Gamito *et al.*, 1999; Posnett *et al.* 2002), apoiam estes resultados. Não se detectaram diferenças significativas entre os valores de CF, nas relvas, quando regadas com águas residuais, de diferentes qualidades microbiológicas.

Blumenthal *et al.* (2000), confirmaram que não se verificam riscos significativos de infecções enterovirais, em populações expostas à rega por aspersão, com água onde se verificam concentrações inferiores a 10^5 CF/100 mL.

Também o valor médio das concentrações de coliformes fecais, determinado na relva regada com água residual ($4 \cdot 10^5$ CF/100 g), é indicador de que não deverão existir riscos para a saúde dos utentes dos campos de golfe, por contacto directo com a relva. Esta dedução é baseada por aquele valor se aproximar do recomendado pela International Commission on Microbiological Specifications for Foods (1974), que é $=10^5$ CF/100 g de peso fresco, para legumes crus destinados à alimentação humana.

4.2. Rega com águas residuais num pomar de citrinos

A evolução das características físico-químicas do pomar de citrinos do Fialho foi estudada no solo, nos lixiviados e nas plantas. Os aspectos considerados foram os nutrientes, os metais pesados e o desenvolvimento vegetativo. Os ensaios decorreram nos intervalos entre os anos – 1999, 2000 e 2001.

Em 1999, durante o ano de plantação, todas as árvores do pomar beneficiaram da mesma quantidade de fertirrega (Tabela 3.7). No ano seguinte foram delineadas 6 modalidades de rega – água natural (AN) 100%, 50% e 200%; e fertirrega (FR) 100%, 50% e 200% (Tabela 3.8). Em 2001 decorreram complementarmente três modalidades de rega, com diferentes lotações de água residual com água natural (AR) – 100%, 50% e 25% (Tabela 3.9).

4.2.1. Solo

Foi estudada nos solos do pomar de citrinos, relativamente às modalidades experimentais de rega, a evolução dos nutrientes entre os anos 1999, 2000 e 2001. Também a evolução dos metais pesados foi analisada entre os anos 2000 e 2001.

4.2.1.1. Nutrientes

a) Nutrientes no período de 1999-2000

O delineamento experimental de rega (3.3.), utilizou no primeiro ano, fertirrega e no ano 2000, duas fontes de rega alternativas – água natural (AN) e fertirrega (FR). Na Tabela 4.11 são apresentados para o ano de 1999, quando da plantação, os números de ordem das árvores, cujo solo foi analisado.

Tabela 4.11 – Delineamento experimental no ano 1999, com os números de ordem das árvores, cujo solo foi analisado.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Fertirrega	Árvore	Fertirrega	Árvore	Fertirrega
10	FR100%+E	46	FR100%+E	82	FR100%+E	118	FR100%+E
22	FR100%+L	58	FR100%+L	94	FR100%+L	130	FR100%+L
34	FR100%	70	FR100%	106	FR100%	142	FR100%

A Tabela 4.12 apresenta os valores analíticos das terras, na altura da plantação, a situação de referência antes de Maio de 1999 – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm) e bases de troca – Ca (cmol [+]⁻¹ kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+]⁻¹ kg⁻¹ terra), K (cmol [+]⁻¹ kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+]⁻¹ kg⁻¹ terra).

Tabela 4.12 – Valores analíticos nas terras, no ano de 1999 (altura de plantação) – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+]⁻¹ kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+]⁻¹ kg⁻¹ terra), K (cmol [+]⁻¹ kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+]⁻¹ kg⁻¹ terra).

N ^o ord.	10	22	34	46	58	70	82	94	106	118	130	142
Rega	FR	FR	FR	FR	FR	FR	FR	FR	FR	FR	FR	FR
pH	8,0	7,8	7,9	8,1	8,0	8,1	7,9	7,9	7,9	8,0	8,0	7,9
MO	1,7	1,6	1,8	1,5	1,9	1,9	1,8	1,9	1,9	1,8	1,7	1,9
CE	0,5	1,0	0,8	0,7	0,8	1,0	1,1	0,9	1,2	0,9	1,1	0,9
N	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
P ₂ O ₅	18,0	23,0	47,0	19,0	13,0	42,0	19,0	22,0	57,0	19,0	20,0	50,0
K ₂ O	468	752	624	576	640	576	624	528	768	592	552	704
Fe	280	256	225	270	279	236	282	264	211	235	250	206
Mn	113	132	131	100	115	140	104	119	169	115	128	168
Zn	3,9	3,7	3,9	3,2	4,1	3,7	3,7	4,1	4,4	4,6	3,9	4,4
Ca	9,5	5,2	9,7	9,0	7,5	7,5	8,5	7,3	6,7	6,0	8,5	7,5
Mg	3,3	4,0	4,5	4,3	4,1	5,6	4,3	4,1	4,7	3,6	5,1	5,6
K	0,6	0,9	0,7	0,7	0,8	0,5	0,7	0,5	0,7	0,5	0,8	1,4
Na	0,7	1,4	0,9	1,2	1,8	2,4	1,7	1,6	1,7	1,4	1,4	4,5

No ano 2000, o delineamento experimental (3.3.) utilizou duas fontes de rega alternativas – água natural (AN) e fertirrega (FR).

Na Tabela 4.13 são apresentados para o final do ano de 2000, os números de ordem das árvores, nas modalidades de rega, cujo solo foi analisado.

Tabela 4.13 – Delineamento experimental no ano 2000, com os números de ordem das árvores, cujo solo foi analisado.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Ág. Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Ág. Natural
10	FR100%+E	46	AN100%+E	82	FR100%+E	118	AN100%+E
22	FR100%+L	58	AN100%+L	94	FR100%+L	130	AN100%+L
34	FR100%	70	AN100%	106	FR100%	142	AN100%

A Tabela 4.14 apresenta os valores analíticos em terras – pH, MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm) e bases de troca – Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra), por modalidades de rega para o final do ano experimental de 2000.

Tabela 4.14 – Valores analíticos em terras, por modalidades de rega, para o fim do ano de 2000 – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

N ^{ord.}	10	22	34	46	58	70	82	94	106	118	130	142
Rega	FR	FR	FR	AN	AN	AN	FR	FR	FR	AN	AN	AN
pH	8,1	8,1	8,1	8,1	8,1	8,2	8,2	8,1	8,2	8,2	8,1	8,2
MO	2,4	2,1	2,5	2,4	2,0	2,3	2,1	2,2	2,1	2,3	2,4	2,7
CE	1,2	1,3	0,8	0,9	1,1	0,9	1,0	1,3	1,0	1,2	1,5	0,9
N	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2
P ₂ O ₅	60,0	43,0	78,0	33,0	43,0	65,0	88,0	43,0	55,0	55,0	48,0	80,0
K ₂ O	654	630	720	696	624	678	744	660	714	720	678	726
Fe	263	247	219	261	264	221	203	263	264	265	244	191
Mn	116	125	140	113	121	146	155	120	114	127	131	159
Zn	4,6	3,7	3,9	3,2	4,9	3,6	3,7	4,5	3,5	4,1	3,6	4,2
Ca	6,8	14,3	14,6	10,6	11,2	11,7	12,3	10,3	9,4	10,5	10,6	6,1
Mg	3,9	6,0	5,8	4,5	4,3	5,3	5,1	4,8	4,1	4,7	5,2	3,2
K	0,7	1	1,1	1,1	0,7	0,8	1,3	0,9	1,1	1	0,9	0,7
Na	1,6	1,8	1,5	1,4	1,1	1,4	1,9	1,8	1,5	1,8	2,2	1,6

A Tabela 4.15 apresenta as médias e os desvios padrão das variações anuais, obtidas pela diferença, entre início de 1999 e finais de 2000, dos valores analíticos físico-químicos no solo – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm) e bases de troca – Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra), nas modalidades de rega AN100% e FR100%.

Tabela 4.15 – Médias e desvios padrão das variações anuais (1999-2000) dos valores analíticos físico-químicos no solo, nas modalidades de rega AN100% e FR100% – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

Parâmetro	AN100%	FR100%
pH (H ₂ O)	0,13 ± 0,10	0,23 ± 0,08
MO (%)	0,57 ± 0,29	0,45 ± 0,22
CE (dS m ⁻¹)	0,18 ± 0,19	0,18 ± 0,34
N (%)	0,07 ± 0,06	0,08 ± 0,04
P ₂ O ₅ (ppm)	26,83 ± 7,55	30,17 ± 23,96
K ₂ O (ppm)	80,33 ± 61,78	59,67 ± 120,06
Fe (ppm)	-5,00 ± 17,56	-9,83 ± 42,14
Mn (ppm)	5,17 ± 7,94	0,33 ± 33,96
Zn (ppm)	-0,05 ± 0,45	0,03 ± 0,54
Ca (cmol[+]kg ⁻¹)	2,44 ± 2,20	3,45 ± 3,80
Mg (cmol[+]kg ⁻¹)	-0,21 ± 1,20	0,77 ± 0,88
K (cmol[+]kg ⁻¹)	0,09 ± 0,46	0,32 ± 0,21
Na (cmol[+]kg ⁻¹)	-0,52 ± 1,36	0,34 ± 0,42

A análise estatística foi feita para as médias das diferenças entre os valores paramétricos físico-químicos do solo, observados no início de 1999 e no final do ano 2000. O número de amostras foi de 6 por cada modalidade e parâmetro. Verificou-se que não foram significativas as diferenças encontradas entre os valores de quaisquer dos parâmetros.

b) Nutrientes no período de 2000-2001

No delineamento experimental de rega (3.3.), durante o ano 2001, utilizaram-se três fontes de rega – água natural, fertirrega e água residual. A primeira rampa com fertirrega foi eliminada destes ensaios.

Na Tabela 4.16 são apresentados, para o ano de 2001, os números de ordem das árvores, nas modalidades de rega, cujo solo foi analisado.

Tabela 4.16 – Delineamento experimental no ano 2001, com os números de ordem das árvores cujo solo foi analisado.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Ág. Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Ág. Residual
						110	AR100%+E
						122	AR100%+L
						134	AR100%
		46	AN100%+E	82	FR100%+E	118	AR25%+E
		58	AN100%+L	94	FR100%+L	130	AR25%+L
		70	AN100%	106	FR100%	142	AR25%

A Tabela 4.17 apresenta os valores analíticos em terras, por modalidades de rega, para o final do ano experimental 2001 – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm) e bases de troca – Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

Tabela 4.17 – Valores analíticos em terras, por modalidades de rega, para finais do ano de 2001 – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

N ^o ord.	46	58	70	82	94	106	118	130	142	110	122	134
Rega	FR	FR	FR	AN	AN	AN	AR25	AR25	AR25	AR	AR	AR
pH	7,7	7,8	7,9	7,7	7,6	7,8	8,1	8,1	8,0	7,7	8,1	7,8
MO	2,2	2,2	2,2	2,3	2,3	2,5	2,4	2,4	3,1	3,7	2,5	2,6
CE	0,8	0,6	0,3	0,9	1,1	0,7	0,4	0,4	0,5	0,7	0,7	0,7
N	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2
P ₂ O ₅	156	43	79	114	266	125	58	65	153	694	174	341
K ₂ O	1020	833	850	1110	1540	824	856	576	660	1187	848	1077
Fe	254	250	197	248	235	177	257	256	219	242	229	219
Mn	102	115	141	109	108	124	114	43	150	189	126	188
Zn	4,6	4,9	4,3	4,8	5,9	4,9	4,7	5,8	6,9	15,3	5,2	5,4
Ca	7,1	7,0	7,3	6,0	9,1	10,2	8,3	10,0	10,7	8,0	9,6	5,1
Mg	3,1	3,7	4,1	1,9	3,5	4,1	3,5	4,0	4,4	4,0	4,3	4,0
K	1,3	1,0	1,0	1,1	2,4	1,2	1,5	0,8	1,0	2,3	1,4	1,9
Na	0,7	0,7	0,9	0,9	0,9	1,2	1,6	1,5	1,9	1,9	3,5	2,3

A Tabela 4.18 apresenta, entre finais de 2000 e de 2001, as médias e os desvios padrão das variações dos valores analíticos físico-químicos, no solo – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm) e bases de troca – Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra), nas modalidades de rega AN100%, FR100%, AR25%+AN75% e AR100%. Os valores das variações dos parâmetros nas modalidades de água residual, foram obtidos entre os dados referentes a AR25% e AR100% (n.^{os} de ordem 118, 130, 142, 110,122 e 134) e os referentes a AN100% (n.^{os} de ordem 118,130 e 142).

Tabela 4.18 – Médias e desvios padrão das variações anuais (2000-2001) de valores analíticos físico-químicos no solo, nas modalidades de rega AN100%, FR100%, AR25% e AR100% – pH (H₂O), MO (%), CE (dS m⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

Parâmetro	AN100%	FR100%	AR25%	AR100%
pH (H ₂ O)	-0,33 ± 0,06	-0,47 ± 0,06	-0,10 ± 0,10	-0,30 ± 0,26
MO (%)	-0,03 ± 0,21	0,23 ± 0,15	0,17 ± 0,21	0,47 ± 0,81
CE (dS m ⁻¹)	-0,40 ± 0,26	-0,20 ± 0,10	-0,77 ± 0,35	-0,50 ± 0,30
N (%)	0,02 ± 0,05	-0,01 ± 0,04	-0,08 ± 0,07	-0,03 ± 0,11
P ₂ O ₅ (ppm)	45,67 ± 67,34	106,33 ± 103,4	31,00 ± 37,04	342,00 ± 265,92
K ₂ O (ppm)	235,00 ± 79,27	452,00 ± 392,33	-10,67 ± 128,29	329,33 ± 149,68
Fe (ppm)	-15,00 ± 8,54	-23,33 ± 66,12	10,67 ± 18,04	-3,33 ± 27,43
Mn (ppm)	-7,33 ± 3,21	-16,00 ± 28,21	-36,67 ± 44,50	28,67 ± 33,50
Zn (ppm)	0,70 ± 0,70	1,30 ± 0,17	1,83 ± 1,10	4,67 ± 5,66
Ca (cmol[+]kg ⁻¹)	-3,99 ± 0,50	-2,22 ± 3,67	0,61 ± 3,54	-1,48 ± 0,83
Mg (cmol[+]kg ⁻¹)	-1,08 ± 0,40	-1,49 ± 1,64	-0,35 ± 1,40	-0,25 ± 0,90
K (cmol[+]kg ⁻¹)	0,21 ± 0,90	0,49 ± 0,91	0,25 ± 0,24	0,99 ± 0,42
Na (cmol[+]kg ⁻¹)	-0,55 ± 0,17	-0,70 ± 0,38	-0,22 ± 0,46	0,68 ± 0,60

A análise estatística ANOVA foi feita entre as médias das diferenças de valores paramétricos físico-químicos do solo, obtidos entre finais dos anos 2000 e 2001. O número de amostras foi de 3 por cada modalidade e parâmetro. Verificou-se que foram significativas, apenas, as diferenças encontradas entre os valores de Na.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores das variações das médias de Na. Verificou-se que na modalidade de AR100%, a média das diferenças foi significativamente positiva, em relação às restantes modalidades.

A Figura 4.7 apresenta, para as diferentes modalidades de rega, para os anos 2000 e 2001, os valores médios e os desvios padrão das concentrações de Na no solo.

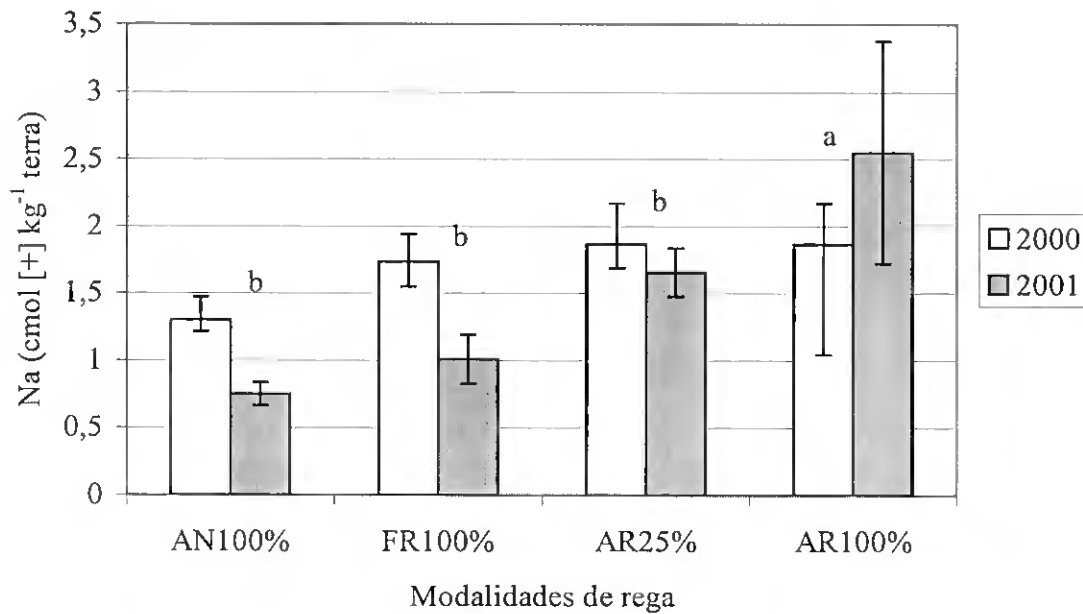


Figura 4.7 – Médias e desvios padrão das concentrações de sódio – Na (cmol [+]/kg⁻¹ terra), para as diferentes modalidades de rega, durante os anos 2000 e de 2001.

Discussão

Pela análise estatística da variação dos valores analíticos físico-químicos determinados no solo, nos períodos compreendidos entre início de 1999 e finais de 2000 e entre finais de 2000 e de 2001, relativamente às modalidades de rega, verificou-se que no primeiro período, não se verificaram variações significativas em quaisquer dos parâmetros testados no solo. Entre 2000 e 2001 só foi observada uma resposta significativa – o aumento da concentração de Na, na modalidade de AR100%.

Verificou-se uma relação positiva entre a aplicação de água residual (AR100%) e a concentração de Na no solo. Na água residual, a concentração de Na = 672,5 ppm foi mais elevada do que na água natural Na = 138,5 ppm e estes valores foram concordantes com a evolução dos teores encontrados no solo.

À semelhança dos resultados experimentais desta dissertação, foi observado em Espanha (Casteló), que os níveis de salinidade (Na) encontrados no solo de um pomar de citrinos, regados com água residual, foram superiores aos observados quando a rega foi com água natural. Também as concentrações no solo de Cl⁻ foram semelhantes, nos ensaios feitos com água residual e com água natural. (Reboll *et al.*, 2000),

Na Jordânia, assistiu-se ao aumento da salinidade do solo, em cultura de milho regada com água residual, versus água natural (Mohammad e Mazahreh, 2003).

Em termos de nutrientes do solo, não se verificaram enriquecimentos significativos provocados pela aplicação de águas residuais. Estes resultados podem ser explicados, em geral, pelos teores pouco elevados, nomeadamente de azoto, observados na água residual (Tabela 3.12.).

Pelo contrário, na Florida (Parsons, 2001) e na Sicília (Belligno *et al.*, 2000), em solos de pomares de citrinos regados com águas residuais, observaram-se níveis mais elevados em nutrientes, como azoto, fósforo e carbono. Resultados semelhantes foram observados na Jordânia, onde se assistiu ao aumento dos teores no solo de matéria orgânica, fósforo, potássio, ferro e manganês, em cultura de milho (*Zea mays*), regada com água residual, versus água natural (Mohammad e Mazahreh, 2003).

4.2.1.2. Metais pesados

A evolução da composição dos solos em metais pesados – cádmio (Cd, ppm), níquel (Ni, ppm), chumbo (Pb, ppm), e crómio (Cr, ppm), foi estudada no período de ensaios que decorreu entre finais de 2000 e de 2001. A evolução dos teores em metais pesados foi relacionada com as modalidades de rega – AN 100%, FR 50%, FR 100%, AR 50% e AR 100% (3.3.2). As modalidades de rega com água residual (AR), apenas funcionaram no último ano experimental (2001).

Na Tabela 4.19 são apresentados, para 2000, os números de ordem das árvores, nas modalidades de fontes de rega, em que os metais pesados foram analisados – amostra compósita 70 (69, 70, 71 e 72); e amostra compósita 142 (141, 142, 143 e 144) com AN100%; e amostra compósita 106 (105, 106, 107 e 108) com FR100%.

Tabela 4.19 – Delineamento experimental, para 2000, com os números de ordem das árvores, em cujo solo os metais pesados foram analisados.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural
		46	AN100%+E				
		58	AN100%+L				
		70	AN100%	106	FR100%	142	AN100%

Na Tabela 4.20, são apresentados, para 2001, os números de ordem das árvores, nas modalidades de fontes de rega, em que os metais pesados foram analisados – 69, 70, 71

e 72 com AN100%; 105, 106, 107 e 108 com FR100%; 101, 102, 103 e 104 com FR50%; 137, 138, 139 e 140 com AR50%; 133, 134, 135 e 136 com AR100%.

Tabela 4.20 – Delineamento experimental em 2001, com os números de ordem das árvores em cujo solo foram analisados os metais pesados.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Residual
		45	AN100%+E			133	AR100%
		46	AN100%+E			134	AR100%
		47	AN100%+E			135	AR100%
		48	AN100%+E			136	AR100%
		57	AN100%+L	101	FR50%	137	AR50%
		58	AN100%+L	102	FR50%	138	AR50%
		59	AN100%+L	103	FR50%	139	AR50%
		60	AN100%+L	104	FR50%	140	AR50%
		69	AN100%	105	FR100%		
		70	AN100%	106	FR100%		
		71	AN100%	107	FR100%		
		72	AN100%	108	FR100%		

As concentrações de metais pesados em terras – cádmio (Cd, ppm), níquel (Ni, ppm), chumbo (Pb, ppm), e crómio (Cr, ppm), por modalidades de rega, nos anos 2000 e 2001, são apresentadas na Tabela 4.21.

Tabela 4.21 – Concentrações de metais pesados em terras – cádmio (Cd, ppm), níquel (Ni, ppm), chumbo (Pb, ppm), e crómio (Cr, ppm), nas modalidades de rega, nos anos 2000 e 2001.

Nº de ordem	Modalidade	Ano	Pb (ppm)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Ni (ppm)
70	AN100%	2000	15,328	0,378	3,028	5,772
69	AN100%	2001	25,570	0,220	0,940	9,356
70	AN100%	2001	24,240	0,113	0,718	7,015
71	AN100%	2001	31,018	0,300	1,001	9,231
72	AN100%	2001	26,644	0,220	0,922	8,614
106	FR100%	2000	17,879	0,400	5,394	4,195
101	FR50%	2001	28,794	0,280	1,181	10,425
102	FR50%	2001	27,610	0,321	1,202	9,096
103	FR50%	2001	27,189	0,400	1,041	8,870
104	FR50%	2001	27,434	0,220	1,101	8,764
106	FR100%	2000	17,879	0,400	5,394	4,195
105	FR100%	2001	27,754	0,401	1,142	9,098
106	FR100%	2001	23,484	0,355	0,729	6,403
107	FR100%	2001	30,009	0,300	1,022	8,594
108	FR100%	2001	30,163	0,400	0,999	9,315
142	AN100%	2000	13,775	0,083	5,809	7,302
137	AR50%	2001	27,997	0,320	0,260	9,999
138	AR50%	2001	12,362	0,260	0,740	2,640
139	AR50%	2001	28,134	0,240	1,061	8,784
140	AR50%	2001	26,773	0,220	0,759	8,372
142	AN100%	2000	13,775	0,083	5,809	7,302
133	AR100%	2001	28,323	0,400	1,120	8,981
134	AR100%	2001	27,943	0,174	0,928	9,102
135	AR100%	2001	21,574	0,300	0,920	6,278
136	AR100%	2001	28,824	0,220	1,139	8,230

Nas modalidades de rega, as variações das concentrações dos metais pesados no solo – cádmio (Cd, ppm), níquel (Ni, ppm), chumbo (Pb, ppm), e crómio (Cr, ppm), foram obtidas, subtraindo o valor único (amostra compósita) obtido em 2000 pelos valores de quatro repetições no ano 2001 (Tabela 3.11). Os valores de FR100% e de AN100% em 2000, serviram de termo de comparação para os de FR (100% e 50%) e de AR (100% e 50%) de 2001, respectivamente.

A Tabela 4.22 apresenta as médias e os desvios padrão das variações anuais (2000-2001) dos valores analíticos de metais pesados no solo – cádmio (Cd, ppm), níquel (Ni, ppm), chumbo (Pb, ppm), e crómio (Cr, ppm), nas modalidades de rega AN100%, FR50%, FR100%, AR50% e AR100%.

Tabela 4.22 – Médias e desvios padrão das variações anuais das concentrações de metais pesados no solo – cádmio (Cd, ppm), níquel (Ni, ppm), chumbo (Pb, ppm), e crómio (Cr, ppm), nas modalidades de rega AN100%, FR50%, FR100%, AR50% e AR100%.

Parâmetro	AN100%	FR50%	FR100%	AR50%	AR100%
Pb (ppm)	11,54 ± 2,94	9,88 ± 0,70	9,97 ± 3,11	10,04 ± 7,66	12,89 ± 3,41
Cd (ppm)	-0,17 ± 0,08	-0,10 ± 0,08	-0,04 ± 0,05	0,18 ± 0,04	0,19 ± 0,10
Cr (ppm)	-2,13 ± 0,12	-4,28 ± 0,10	-4,42 ± 0,17	-4,86 ± 0,25	-4,78 ± 0,12
Ni (ppm)	2,78 ± 1,08	5,10 ± 0,74	4,16 ± 1,33	0,15 ± 3,28	0,85 ± 1,30

A análise estatística ANOVA foi feita para as médias das variações dos valores paramétricos de metais pesados no solo, obtidos nos finais dos anos 2000 e 2001. O número de amostras foi de 4 por cada modalidade e parâmetro. Foram muito significativas as diferenças encontradas entre as médias dos valores analíticos de Cd e de Cr, foram significativas no Ni e não foram significativas no Pb.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para as médias dos valores das variações de Cd analisadas no solo, relativamente a modalidades de rega. As médias de valores foram mais elevadas, e de forma significativa, nas modalidades de AR100% (0,19 ppm) e de AR50% (0,18 ppm), relativamente às restantes modalidades – FR50% e AN100%.

Este resultado estatístico indica uma relação positiva entre a evolução da concentração de Cd no solo e as modalidades de água residual. A Figura 4.8 apresenta, para as diferentes modalidades de rega, para os anos 2000 e 2001, as concentrações de Cd no solo.

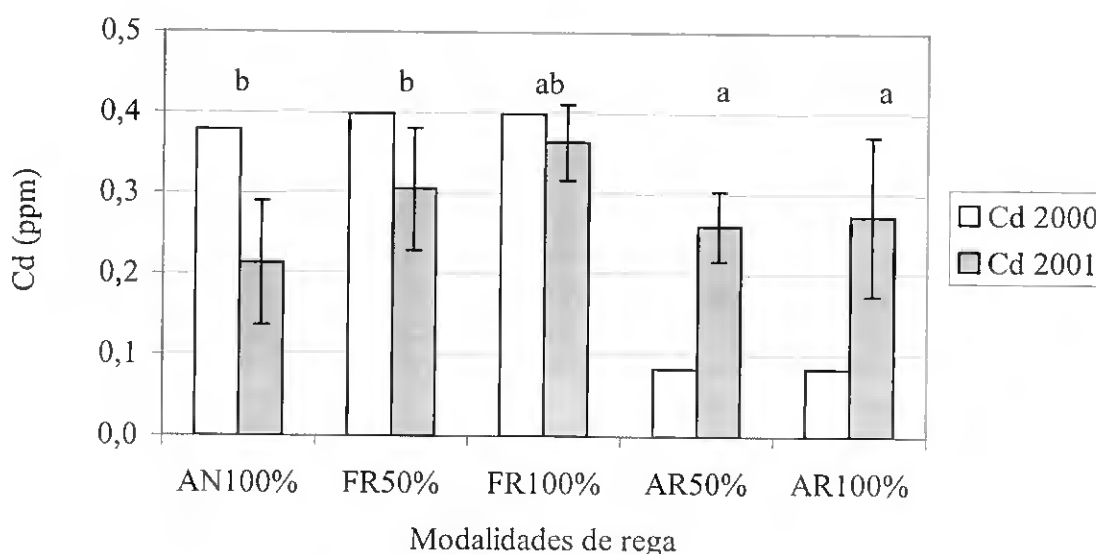


Figura 4.8 – Médias e desvios padrão de concentrações de cádmio (Cd, ppm) no solo, para as diferentes modalidades de rega, durante os anos 2000 e 2001.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para as médias dos valores das variações de Cr, encontrados no solo, relativamente a modalidades de rega. As médias de valores foram significativamente mais baixas nas modalidades de AR100% (-4,9 ppm) e AR50% (-4,8 ppm), comparativamente com AN100% (-2,1 ppm).

A evolução dos valores de Cr, em todas as modalidades, foi negativa ao longo do período 2000-2001, e observou-se uma relação negativa entre a evolução das concentrações de Cr no solo e nas modalidades de água residual. A Figura 4.9 apresenta, para as diferentes modalidades de rega, para os anos 2000 e 2001, as concentrações de Cr no solo.

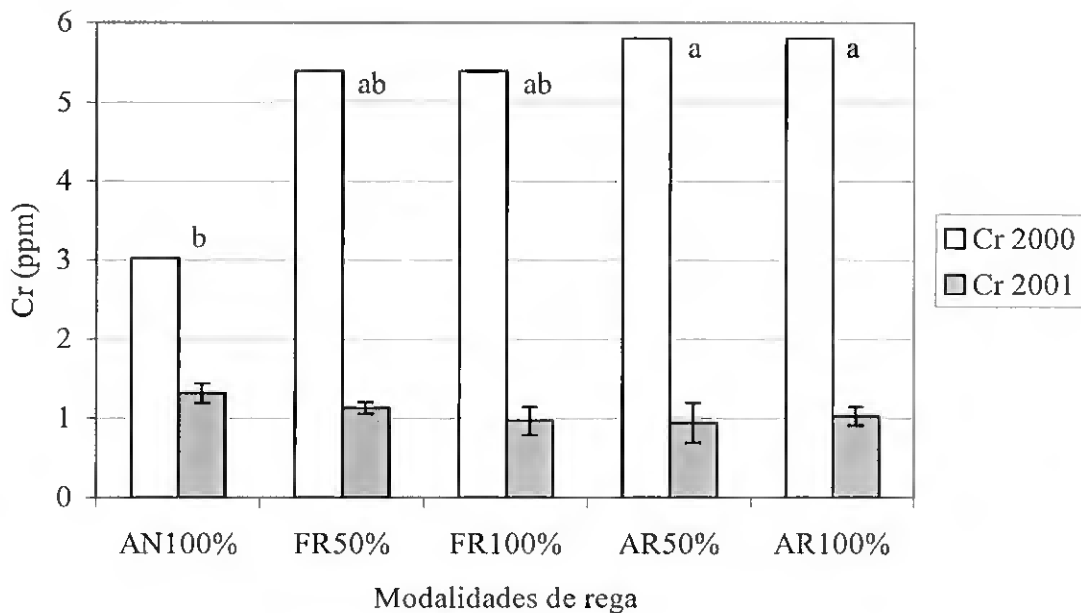


Figura 4.9 – Médias e desvios padrão de valores de crómio (Cr, ppm) no solo, para as diferentes modalidades de rega, durante os anos 2000 e 2001.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para as médias dos valores das variações de Ni, encontradas no solo, relativamente a modalidades de rega. As médias de valores foram significativamente mais baixas nas modalidades de AR50% (0,15 ppm) e AR100% (0,85 ppm), comparativamente com FR100% (4,16 ppm) e FR50% (5,10 ppm).

Observou-se uma relação negativa entre a evolução da concentração de Ni no solo e as modalidades de água residual, comparativamente às outras modalidades. A Figura 4.10 apresenta, para as diferentes modalidades de rega, para os anos 2000 e 2001, as concentrações em níquel no solo.

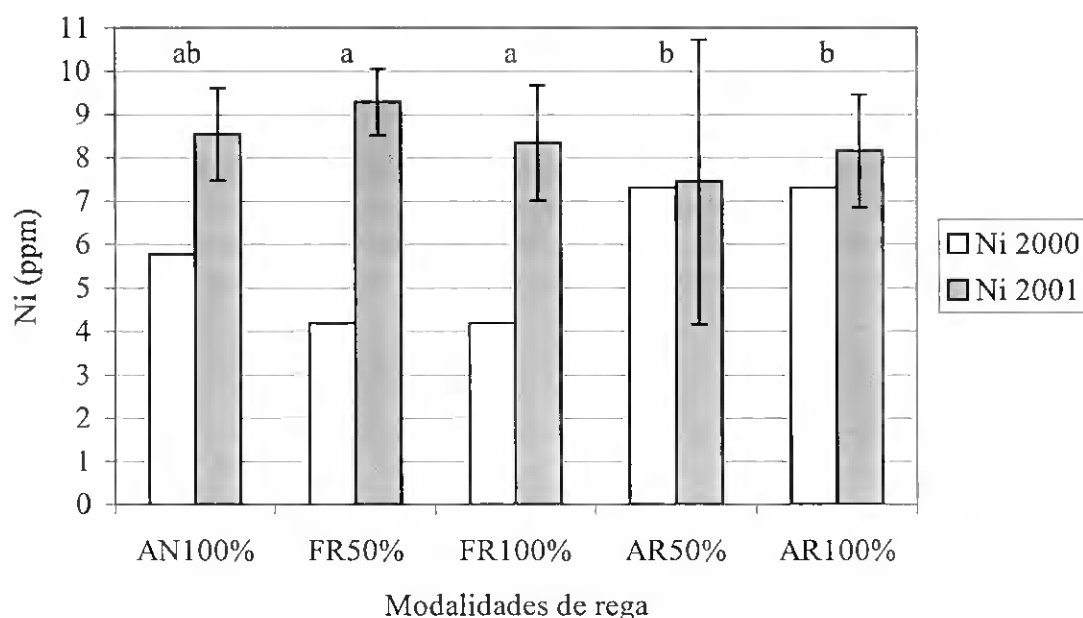


Figura 4.10 – Médias e desvios padrão de valores de níquel (Ni, ppm) no solo, para as diferentes modalidades de rega, durante os anos 2000 e 2001.

Discussão

Da análise estatística dos resultados da evolução dos metais pesados no solo, nas modalidades de rega, verificou-se uma relação positiva entre a concentração de Cd e as modalidades de AR. Uma relação inversa ocorreu relativamente ao Cr, apesar de na água residual as concentrações serem pouco mais elevadas em todos aqueles elementos do que na água natural (Tabela 3.15). Quanto ao Ni, os acréscimos no solo foram menores quando se aplicou água residual do que nas restantes modalidades. Relativamente ao Pb, não se observaram diferenças significativas.

Verifica-se que, entre os anos 2000 e 2001, se verificou um aumento dos teores no solo de Cd, nas modalidades de AR, ao contrário do que se observou nas restantes modalidades. No entanto, as concentrações deste metal pesado equivalem-se nas águas de rega – residual e natural (0,001 ppm).

Em todas as modalidades, foram observadas subidas nos teores de Ni no solo, durante o mesmo período. Essas subidas foram menores nas modalidades de AR, apesar de na água residual, se verificarem concentrações ligeiramente mais elevadas neste elemento (0,029 ppm), do que na água natural (0,026 ppm).

Pelo contrário, durante o período experimental, em todas as modalidades de rega, observou-se uma tendência para a redução dos teores de Cr no solo. Este efeito deve-se provavelmente aos mecanismos depuradores físico-químico e sanitário do sistema Solo-Planta-Atmosfera *Continuum* (SPAC) – relação do solo, com o desenvolvimento das

culturas e com os mecanismos da evapotranspiração e da rega (Tapias, 1997). Complementarmente, a fraca mobilidade do crómio, ao longo do perfil do solo, concentrando-se no horizonte superficial (Canet *et al.*, 1997), facilita a absorção radicular (Domingos 1996). Não se verificou uma correspondência entre os valores deste metal pesado no solo e as suas concentrações na água natural (0,022 ppm) e na água residual (0,026 ppm).

Em ensaios realizados em Maiorca, não foram detectadas diferenças significativas nos teores dos metais pesados no solo, quando foram utilizadas na rega águas naturais e águas residuais, estas com teores mais elevados em metais pesados (Santarrufina *et al.*, 1996; Canet *et al.*, 1998).

Como se pode observar pela Tabela 3.20, os teores dos metais pesados, presentes na água residual testada nesta dissertação, são insignificantes e portanto, dificilmente poderão ser causadores de problemas de poluição, quando utilizadas na rega.

4.2.2. Lixiviados

Os lixiviados do solo do pomar de citrinos foram estudados em função dos teores em nutrientes, relativamente às modalidades experimentais de rega. Também foram analisados os níveis de metais pesados. O delineamento experimental de rega (Capítulo 3.10.2), utilizou três fontes de rega alternativas – água natural (AN), fertirrega (FR) e água residual (AR).

4.2.2.1. Nutrientes

As análises físico-químicas em lixiviados do solo incluíram – CE (dSm^{-1}), pH, carbonato (CO_3^{2-} , ppm), bicarbonato (HCO_3^- , ppm), sódio (Na^+ , ppm), potássio (K^+ , ppm), magnésio (Mg^{2+} , ppm), cálcio (Ca^{2+} , ppm), cloreto (Cl^- , ppm) e nitrato (NO_3^- , ppm).

As amostras foram recolhidas em finais de 2001, o último ano de ensaio, em função das modalidades de rega – AN100%, FR100%, FR50%, AR100% e AR50%.

Na Tabela 4.23 são apresentados os números de ordem das árvores, nas modalidades de rega, em cujos lixiviados os metais pesados foram analisados – 69, 70, 71 e 72 com AN100%; 105, 106, 107 e 108 com FR100%; 101, 102, 103 e 104 com FR50%; 137, 138, 139 e 140 com AR50%; 133, 134, 135 e 136 com AR 100%.

Tabela 4.23 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujos lixiviados os metais pesados foram analisados.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Residual
				101	FR50%	133	AR100%
				102	FR50%	134	AR100%
				103	FR50%	135	AR100%
				104	FR50%	136	AR100%
		69	AN100%	105	FR100%	137	AR50%
		70	AN100%	106	FR100%	138	AR50%
		71	AN100%	107	FR100%	139	AR50%
		72	AN100%	108	FR100%	140	AR50%

Os resultados físico-químicos foram recolhidos nos lixiviados do solo, em função das modalidades de rega, apresentando-se as médias desses valores na Tabela 4.24.

Tabela 4.24 – Médias dos valores analíticos físico-químicos em lixiviados – pH, CE (dSm⁻¹), carbonato (CO₃²⁻, ppm), bicarbonato (HCO₃⁻, ppm), sódio (Na⁺, ppm), potássio (K⁺, ppm), magnésio (Mg²⁺, ppm), cálcio (Ca²⁺, ppm), cloreto (Cl⁻, ppm) e nitrato (NO₃⁻, ppm), por modalidades de rega.

Parâmetro	AN100%	FR100%	FR50%	AR100%	AR50%
pH	7,8	7,2	7,4	7,6	8,0
CE (dS m ⁻¹)	3,8	5,2	5,0	4,8	3,6
CO ₃ ²⁻ (ppm)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCO ₃ ⁻ (ppm)	379,8	303,5	372,2	527,7	384,4
Na ⁺ (ppm)	454,9	562,3	541,3	553,8	456,2
K ⁺ (ppm)	23,8	28,2	27,0	30,3	20,5
Mg ²⁺ (ppm)	101,3	138,0	108,0	125,9	89,5
Ca ²⁺ (ppm)	286,6	353,1	358,1	286,4	245,1
Cl ⁻ (ppm)	894,6	1334,8	1324,0	1310,2	994,0
NO ₃ ⁻ (ppm)	103,9	90,6	63,4	30,4	72,9

A análise estatística ANOVA foi feita entre as médias dos valores analíticos físico-químicos, em lixiviados do solo, para as modalidades de rega. O número de amostras por modalidade foi de quatro. Foram muito significativas as diferenças encontradas entre as médias de valores de CE, Na⁺ e Cl⁻ e significativas no K⁺. As diferenças entre os valores de CO₃²⁻, Ca²⁺ e Mg²⁺ não foram significativas.

Na Figura 4.11, apresenta-se, para as modalidades de rega, as médias das concentrações nos lixiviados dos parâmetros que segundo ANOVA e o teste de Duncan diferiram muito significativamente – CE (mScm⁻¹), Na⁺ (ppm) e Cl⁻ (ppm). Pôde-se observar que todos estes parâmetros deram respostas semelhantes em função das modalidades de rega.

As médias de CE encontradas nos lixiviados associaram-se em dois grupos, nos quais os valores foram significativamente mais elevados nas modalidades de FR100% (CE = 5,2 dSm⁻¹), de FR50% (CE = 5,0 dSm⁻¹), e de AR100% (CE = 4,8 dSm⁻¹).

As médias dos teores de Na nos lixiviados foram significativamente mais elevados nas modalidades de FR100% (562 ppm), de AR100% (554 ppm) e de FR50% (541 ppm). Observou-se uma relação positiva entre as modalidades de fertirrega e de águas residuais 100% e os valores de Na nos lixiviados do solo.

As médias de valores das concentrações de Cl⁻ nos lixiviados foram inferiores na modalidade de AN100% (Cl⁻ = 895 ppm) e de AR50% (Cl⁻ = 994 ppm).

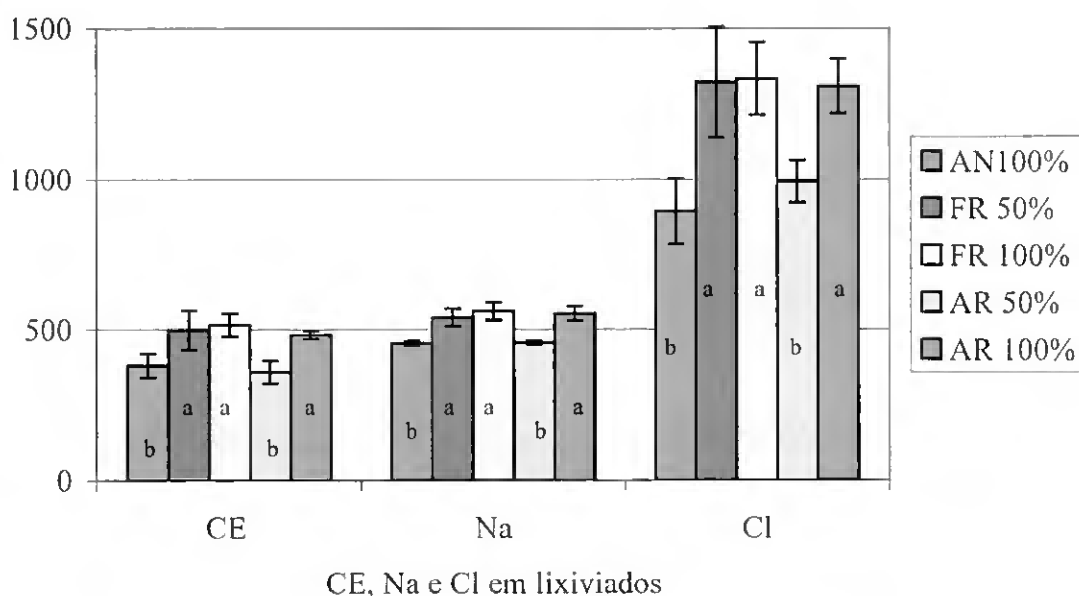


Figura 4.11 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan para valores de condutividade eléctrica (CE, mSm⁻¹), sódio (Na⁺, ppm) e cloreto (Cl⁻, ppm) nos lixiviados.

Estatisticamente (teste Duncan), as médias dos valores de K⁺ foram significativamente mais elevados nos lixiviados nas modalidades de AR100% (30,3 ppm), de FR100% (28,2 ppm) e de FR50% (27,0 ppm). Pôde-se observar uma relação positiva entre as maiores concentrações em K⁺, nos lixiviados do solo e as aplicações deste macronutriente via água residual e de fertirrega.

Estatisticamente (teste Dunnett T3), as médias de valores de NO₃⁻ nos lixiviados foram significativamente inferiores na modalidade de AR100% (30,4 ppm), comparativamente com as modalidades de FR100% (90,6 ppm), FR50% (63,4 ppm) e AR50% (72,9 ppm).

Na Figura 4.12, apresenta-se, para as modalidades de rega, as médias das concentrações em lixiviados, cujos parâmetros, diferiram significativamente – K⁺ (ppm) e NO₃⁻ (ppm).

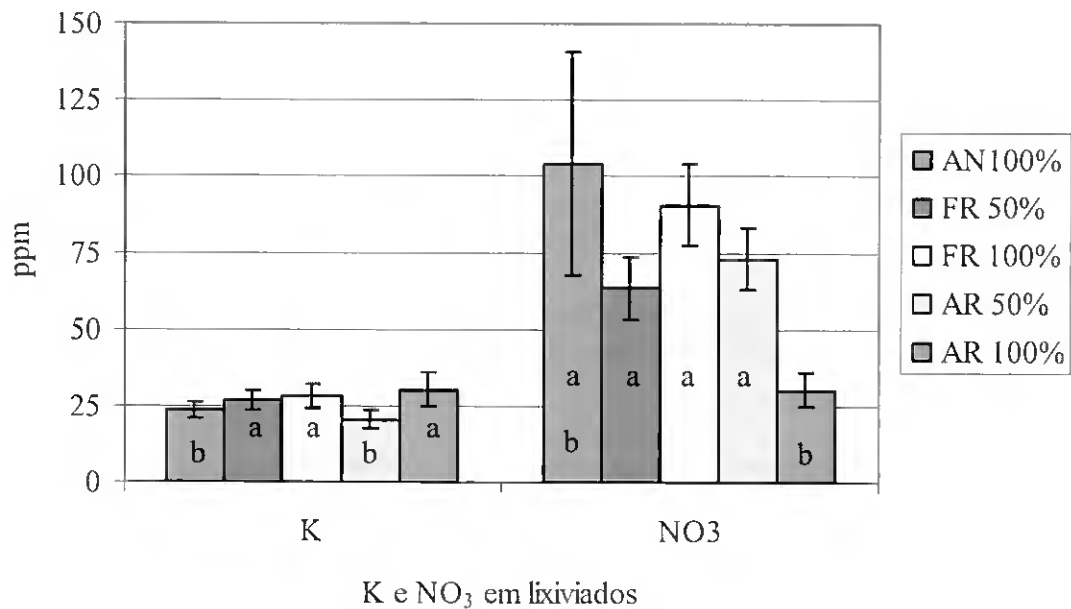


Figura 4.12 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan para teores de potássio (K^+) e do teste Dunnett T3 para concentrações de nitrato (NO_3^-), em lixiviados e para as diferentes modalidades de rega.

Estatisticamente (teste Dunnett T3), entre as médias dos valores de HCO_3^- encontrados nos lixiviados, apenas a modalidade AR100% ($HCO_3^- = 528$ ppm) foi significativamente superior relativamente a FR100% ($HCO_3^- = 304$ ppm).

A Figura 4.13 apresenta, para as modalidades de rega, as concentrações do parâmetro HCO_3^- (ppm), em lixiviados, cujos valores, diferiram significativamente.

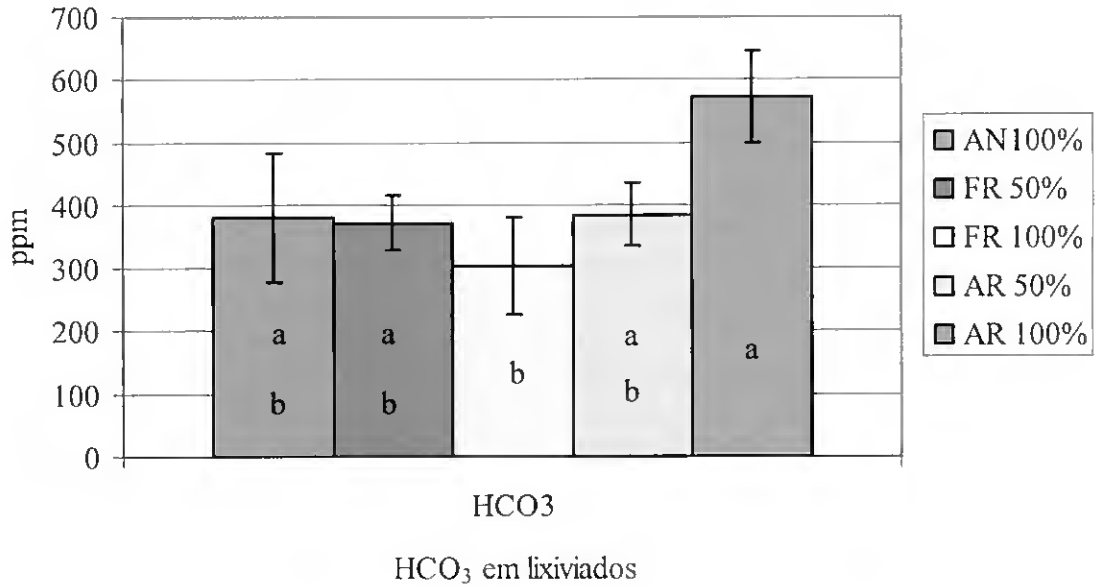


Figura 4.13 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Dunnett T3 para as concentrações de bicarbonato (HCO₃⁻) em lixiviados.

Estatisticamente (teste Dunnett T3), a modalidade AR50% (pH 8,0) apresentou valores significativamente superiores às modalidades FR50% (pH 7,4) e FR100% (pH 7,2). As restantes modalidades apresentaram valores intermédios AR100% (pH 7,6) e AN100% (pH 7,8).

A Figura 4.14 apresenta, para as modalidades de rega, os valores de pH, em lixiviados, cujos valores, que diferiram significativamente.

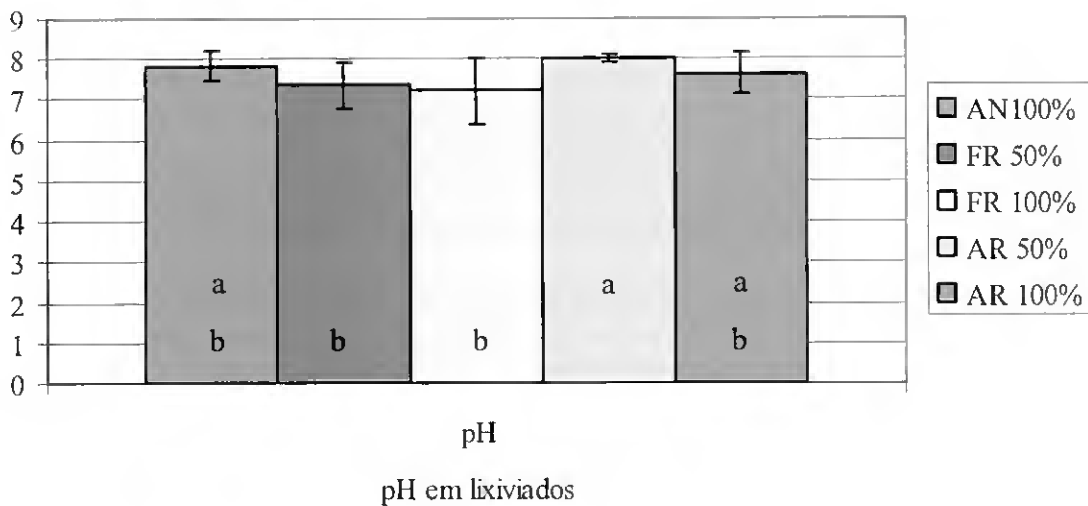


Figura 4.14 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Dunnett T3 para os valores de pH em lixiviados.

Discussão

Nos lixiviados, nos ensaios de rega, as variações dos parâmetros físico-químicos – CE, Na^+ e Cl^- , foram estatisticamente mais elevadas nas modalidades de FR (100% e 50%) e de AR100%, comparativamente com a aplicação de AR50% e de AN100%. Os resultados não encontram uma correspondência nítida com as análises das águas de rega, onde os valores destes parâmetros na água residual foram mais elevados, comparativamente às outras fontes (Tabela 3.13). Os valores de CE determinados nas fontes de rega foram – AN = $1,2 \text{ dSm}^{-1}$, FR = $2,8 \text{ dSm}^{-1}$ e AR = $3,6 \text{ dSm}^{-1}$. A concentração de sódio na água natural (Na = 421 ppm) foi inferior à encontrada na água residual (Na = 1522 ppm). As concentrações de Cl^- nas fontes de rega foram na água natural de 255,6 ppm e na água residual de 923,0 ppm (Tabela 3.13). Não é de esperar encontrar a presença de Cl^- e de Na, na composição do adubo (Tabela 3.15), pelo que as composições da fertirrega e da água natural deverão ser semelhantes, nestes parâmetros.

Uma relação positiva foi observada entre os valores de HCO_3^- e de K^+ e as modalidades de AR. Estes resultados estão directamente relacionados com as análises das águas de rega (Tabela 3.13). Verificou-se uma maior concentração de hidrogeno carbonato na água residual ($\text{HCO}_3^- = 506,3 \text{ ppm}$), comparativamente com a água natural ($\text{HCO}_3^- = 244,0 \text{ ppm}$). A modalidade de AR100% forneceu ao solo, por árvore e durante os primeiros três anos de vida do pomar, 219,6 g de K_2O . Este valor foi superior ao aplicado na modalidade de FR100% = 127,4 g e muito superior ao aplicado via AN100% = 21,4 g.

Pelo contrário, a resposta do pH foi pouco conclusiva, devido aos valores intervenientes serem próximos da neutralidade. Os valores de pH encontrados nas fontes de rega (Tabela 3.13) foram para a água natural de 7,1, para a fertirrega de 7,7 e para a água residual de 7,9 e não estão relacionados com os respectivos valores encontrados nos lixiviados do solo. De referir que o valor médio da reacção química, observado no solo (Tabela 3.10), foi muito próximo daqueles – pH 8,0.

O NO_3^- apresentou, nos lixiviados, uma relação negativa com a modalidade AR100%, possivelmente devido à sua ausência na composição da água residual (Tabela 3.13). Pode-se deduzir que o facto de a água residual não incluir na sua constituição NO_3^- , deve estar relacionado com estes resultados pouco conclusivos. De realçar que a incorporação de NO_3^- , por meio da rega com AN100%, foi de 1,7 g por árvore, nos primeiros três anos de vida do pomar, enquanto que a modalidade de FR100% forneceu, no mesmo período, cerca de 300 g daquele macronutriente (Tabela 3.17).

Nos lixiviados e relativamente às fontes de rega, as diferenças entre os valores dos parâmetros Ca^{2+} , Mg^{2+} e CO_3^{2-} não foram significativas, eventualmente devido a alguma semelhança entre os valores destes parâmetros nas águas de rega (Tabela 3.12).

Foram observados, nos lixiviados do pomar do Fialho, efeitos poluidores menos importantes (salinidade e nitratos), provocados pelas águas residuais, quando comparados com a fertirrega. Estes efeitos foram comprovados num pomar de citrinos, situado em Casteló (Espanha), regado com água residual (Esteller *et al.*, 2001).

4.2.2.2. Metais pesados

Foi feita a análise dos metais pesados – cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb), e crómio (Cr) em lixiviados do solo, em função de modalidades de rega – AN100%, FR100%, FR50%, AR100% e AR50%.

Os valores paramétricos foram determinados no final do último ano em que decorreram os ensaios – 2001.

Na Tabela 4.25 são apresentados os números de ordem das árvores, nas modalidades de fontes de rega, em cujo solo os metais pesados dos lixiviados foram analisados – 69, 70, 71 e 72 com AN100%; 101, 102, 103 e 104 com FR50%; 105, 106, 107 e 108 com FR100%; 137, 138, 139 e 140 com AR50%; 133, 134, 135 e 136 com AR100%.

Tabela 4.25 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujo solo os metais pesados dos lixiviados foram analisados.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Residual
				101	FR50%	133	AR100%
				102	FR50%	134	AR100%
				103	FR50%	135	AR100%
				104	FR50%	136	AR100%
		69	AN100%	105	FR100%	137	AR50%
		70	AN100%	106	FR100%	138	AR50%
		71	AN100%	107	FR100%	139	AR50%
		72	AN100%	108	FR100%	140	AR50%

A Tabela 4.26 apresenta os valores analíticos de metais pesados em lixiviados – Pb (ppm), Cd (ppm), Cr (ppm) e Ni (ppm), por modalidades de rega.

Tabela 4.26 – Concentrações de metais pesados em lixiviados – Pb (ppm), Cd (ppm), Cr (ppm) e Ni (ppm), por modalidades de rega.

N ^a ordem	Rega	Pb (ppm)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Ni (ppm)
69	AN100%	0,131	0,008	0,020	0,000
70	AN100%	0,169	0,000	0,033	0,000
71	AN100%	0,043	0,001	0,048	0,055
72	AN100%	0,000	0,000	0,011	0,000
101	FR50%	0,092	0,007	0,022	0,000
102	FR50%	0,000	0,000	0,020	0,072
103	FR50%	0,000	0,000	0,004	0,053
104	FR50%	0,000	0,003	0,000	0,000
105	FR100%	0,008	0,000	0,006	0,000
106	FR100%	0,036	0,000	0,029	0,081
107	FR100%	0,023	0,000	0,034	0,083
108	FR100%	0,046	0,000	0,002	0,001
133	AR100%	0,160	0,000	0,014	0,000
134	AR100%	0,024	0,000	0,036	0,009
135	AR100%	0,113	0,000	0,023	0,000
136	AR100%	0,000	0,002	0,026	0,000
137	AR50%	0,158	0,004	0,004	0,039
138	AR50%	0,027	0,005	0,007	0,000
139	AR50%	0,000	0,002	0,007	0,002
140	AR50%	0,017	0,004	0,019	0,021

A análise estatística ANOVA foi feita entre as médias dos valores de metais pesados, em lixiviados do solo, nas modalidades de rega. O número de amostras, por modalidade, foi de quatro. Não foram significativas as diferenças encontradas entre quaisquer dos valores dos parâmetros analíticos de metais pesados.

Discussão

Nas modalidades de rega, a análise estatística das variações dos valores de metais pesados (Cd, Ni, Pb e Cr) em lixiviados, não aponta diferenças significativas. A explicação reside numa relativa semelhança, nos teores destes elementos, nas águas de rega (Tabela 3.13). Também o efeito depurador do sistema Solo-Planta-Atmosfera *Continuum* (SPAC) pode ter contribuído para estes resultados nivelados (Tapias, 1997).

De forma semelhante, em ensaios realizados em Maiorca, não foram detectadas diferenças significativas nos teores de metais pesados, nos lixiviados do solo, quando foram utilizadas na rega águas naturais e águas residuais, estas com teores mais elevados em metais pesados (Santarrufina *et al.*, 1996).

4.2.3. Plantas – citrinos

Os nutrientes presentes em folhas de citrinos do pomar, foram estudados relativamente às modalidades experimentais de rega. Paralelamente foi analisada a evolução dos metais pesados. O desenvolvimento vegetativo foi também observado sob diferentes aspectos.

4.2.3.1. Nutrientes

Foi feita a análise da concentração de azoto (N) nas folhas de citrinos, em função de modalidades de rega – AN100%, FR100%, FR50%, AR100% e AR50%. Os valores de cloreto (Cl⁻), nas folhas, foram apenas analisados nas modalidades de rega – AN100% e AR100% (3.10.2).

As amostras foram recolhidas em finais do último ano de ensaio – 2001.

Na Tabela 4.27 são apresentados os números de ordem das árvores, nas modalidades de fontes de rega, em que os metais pesados foram analisados – 69, 70, 71 e 72 com AN100%; 105, 106, 107 e 108 com FR100%; 101, 102, 103 e 104 com FR50%; 137, 138, 139 e 140 com AR50%; 133, 134, 135 e 136 com AR100%.

Tabela 4.27 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujas folhas os metais pesados foram analisados.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Residual
				101	FR50%	133	AR100%
				102	FR50%	134	AR100%
				103	FR50%	135	AR100%
				104	FR50%	136	AR100%
		69	AN100%	105	FR100%	137	AR50%
		70	AN100%	106	FR100%	138	AR50%
		71	AN100%	107	FR100%	139	AR50%
		72	AN100%	108	FR100%	140	AR50%

As concentrações em azoto (N, %) e em cloreto (Cl⁻, %), em folhas de laranja, por modalidades de rega e correctivos estão apresentadas na Tabela 4.28.

Tabela 4.28 – Concentrações em azoto (N, %) e em cloreto (Cl⁻, %), nas folhas de laranja, por modalidades de rega.

N ^a ordem	Modalidade	N (%)	Cl ⁻ (%)
69	AN100%	3,31	1,09
70	AN100%	3,29	1,15
71	AN100%	3,40	1,11
72	AN100%	-	-
101	FR50%	3,06	-
102	FR50%	2,99	-
103	FR50%	2,89	-
104	FR50%	3,50	-
105	FR100%	3,43	-
106	FR100%	2,82	-
107	FR100%	3,35	-
108	FR100%	3,18	-
133	AR100%	-	-
134	AR100%	2,87	1,61
135	AR100%	2,83	1,69
136	AR100%	2,89	1,89
137	AR50%	3,11	-
138	AR50%	2,89	-
139	AR50%	2,78	-
140	AR50%	3,16	-

A Tabela 4.29 apresenta as médias e os desvios padrão de valores analíticos em azoto (N, %) e em cloreto (Cl⁻, %), em folhas de citrinos, nas modalidades de rega.

Tabela 4.29 – Médias e desvios padrão das concentrações em azoto (N, ppm) e em cloreto (Cl⁻, ppm), em folhas de citrinos, nas modalidades de rega AN100%, FR100%, FR50%, AR100% e AR50%.

Modalidade	N (%)	Cl ⁻ (%)
AN100%	3,33 ± 0,06	1,12 ± 0,03
FR100%	3,20 ± 0,27	
FR50%	3,11 ± 0,27	
AR100%	2,86 ± 0,03	1,73 ± 0,14
AR50%	2,99 ± 0,18	

A análise estatística ANOVA foi feita entre as médias dos valores de N, em folhas de citrinos nas modalidades de rega AN100%, FR100%, FR50%, AR100% e AR50%. O mesmo tratamento estatístico teve lugar para os teores de Cl⁻, nas modalidades de rega AN100%, e AR100%. O número de amostras por tratamento foi de quatro, para FR100%, FR50% e AR50%, e de três, para AN100% e AR100%. Foram significativas

as diferenças encontradas entre os valores de Cl^- , ao contrário do que se verificou relativamente ao N.

A média dos valores de Cl^- determinada nas folhas das árvores na modalidade AR100% foi significativamente superior (1,7 ppm) às das folhas das árvores regadas com AN100% (1,1 ppm).

A Figura 4.15 apresenta, para modalidades de rega, as médias e desvios padrão das concentrações de cloreto (Cl^- , ppm), em folhas de citrinos, cujos valores diferiram significativamente.

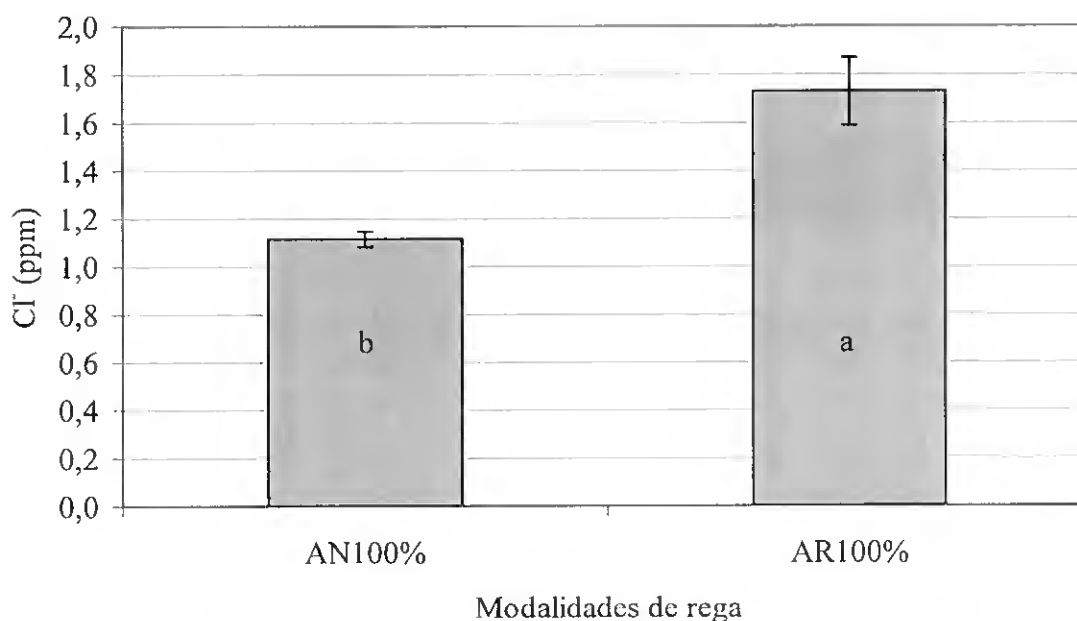


Figura 4.15 – Médias e desvios padrão das concentrações de cloreto (Cl^- , ppm), em folhas de citrinos, cujos valores diferem significativamente, para modalidades de rega.

Discussão

Os valores de Cl^- determinados nas folhas, na modalidade AR100%, foram significativamente superiores às das folhas das plantas regadas com AN100%. Verificou-se também, uma relação positiva entre a concentração de Cl^- das folhas e os respectivos teores das águas de rega, dado que na água residual a concentração foi superior ($\text{Cl}^- = 923$ ppm) à verificada na água natural ($\text{Cl}^- = 256$ ppm) – Tabela 3.12.

Não foram verificadas diferenças significativas entre as concentrações de N nas folhas dos citrinos e as modalidades de rega, apesar das grandes diferenças verificadas entre as concentrações deste elemento nas fontes de rega.

A disparidade verificada entre as concentrações de N, nas fontes de rega, foi muito grande. Não foi encontrada a sua presença, na água residual, e na água natural a concentração foi baixa (N = 0,7 ppm), enquanto que o teor na fertirrega (N = 360 ppm), foi elevado (3.3.1.c) e 3.3.1.d)). Estes resultados poderão ser explicados por este elemento ser suficientemente abundante e estar disponível para as plantas, em todas as modalidades experimentais. De referir que o teor do solo em N era de 0,1% (Tabela 3.17.).

Reboll *et al.* (2000), no sul de Espanha, chegou a idênticas conclusões, relativamente aos teores de N e a Cl⁻ em folhas de citrinos. Nestes ensaios, como nos desta dissertação, a água residual apresentou valores inferiores em azoto, comparativamente com a água residual testada e o contrário se verificou relativamente à salinidade. Também Zekri e Koo (1994), na Florida, em citrinos regados com águas naturais *versus* águas residuais, durante mais de seis anos, chegaram a idênticas conclusões.

4.2.3.2. Metais pesados

As variações dos valores de metais pesados, em folhas de citrinos, entre finais de 2000 e de 2001, foram analisados – cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) e crómio (Cr), em função de modalidades de rega – AN100%, FR100%, FR50%, AR100% e AR50% (3.3.).

Na Tabela 4.30 são apresentados para o ano 2000, os números de ordem das árvores (70 e 142), na modalidade de rega, em cujas folhas os metais pesados foram medidos. Devido à dificuldade em encontrar material suficiente de folhas numa só árvore, constituiu-se uma amostra composta dentro da mesma modalidade, à qual, por comodidade, demos o número de ordem de uma delas.

Tabela 4.30 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujas folhas os metais pesados foram analisados em 2000.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural
		70	AN100%			142	AN100%

Na Tabela 4.31, relativamente ao ano 2001, são apresentados os números de ordem das árvores, nas modalidades de fontes de rega, em cujas folhas os metais pesados foram analisados – 69, 70, 71 e 72 com AN100%; 101, 102, 103 e 104 com FR50%; 105, 106, 107 e 108 com FR100%; 133, 134, 135 e 136 com AR100%; e 137, 138, 139 e 140 com AR50%.

Tabela 4.31 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujas folhas os metais pesados foram analisados.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Residual
				101	FR50%	133	AR100%
				102	FR50%	134	AR100%
				103	FR50%	135	AR100%
				104	FR50%	136	AR100%
		69	AN100%	105	FR100%	137	AR50%
		70	AN100%	106	FR100%	138	AR50%
		71	AN100%	107	FR100%	139	AR50%
		72	AN100%	108	FR100%	140	AR50%

A Tabela 4.32 apresenta os valores experimentais de metais pesados (ppm), em folhas de citrinos – cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) e crómio (Cr), por modalidades de rega e ano experimental.

Tabela 4.32 – Concentrações de metais pesados (ppm), em folhas de citrinos – cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) e crómio (Cr), por modalidades de rega e por ano de ensaio.

N ^a ordem	Rega	Ano	Pb (ppm)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Ni (ppm)
70	AN 100%	2000	3,620	0,000	2,321	1,207
142	AN 100%	2000	0,903	0,000	1,395	0,410
69	AN 100%	2001	2,179	1,089	1,188	8,418
70	AN 100%	2001	2,601	0,929	0,372	7,339
71	AN 100%	2001	3,459	0,099	1,779	4,744
72	AN 100%	2001	-	-	-	-
101	FR 50%	2001	7,010	0,395	3,258	4,739
102	FR 50%	2001	8,137	0,000	2,183	1,091
103	FR 50%	2001	9,379	0,494	1,382	2,567
104	FR 50%	2001	0,000	0,482	1,930	5,790
105	FR 100%	2001	1,306	0,000	1,205	0,100
106	FR 100%	2001	8,510	0,000	0,000	4,489
107	FR 100%	2001	1,444	0,096	0,770	2,503
108	FR 100%	2001	0,000	0,491	2,060	1,079
133	AR 100%	2001	-	-	-	-
134	AR 100%	2001	6,252	0,000	2,382	1,489
135	AR 100%	2001	9,530	0,098	5,502	3,635
136	AR 100%	2001	7,628	0,098	2,640	8,801
137	AR 50%	2001	6,914	0,000	3,259	5,136
138	AR 50%	2001	0,000	0,000	1,783	3,368
139	AR 50%	2001	0,582	0,000	3,974	5,332
140	AR 50%	2001	11,644	0,000	8,611	0,000

Na Tabela 4.33 apresentam-se as médias e os desvios padrão das variações anuais, subtraindo os valores analíticos de metais pesados, obtidos em 2000 e em 2001 – cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) e crómio (Cr), em folhas de citrinos, nas modalidades de rega AN100%, FR100%, AR50% e AR100%.

Tabela 4.33 – Médias e desvios padrão das variações anuais (2000-2001) de valores analíticos de metais pesados – Cd, Ni, Pb e Cr, em folhas de citrinos, nas modalidades de rega AN100%, FR100%, FR50%, AR100% e AR50%.

Parâmetro	AN 100%	FR 100%	FR 50%	AR 100%	AR 50%
Pb (ppm)	0,48 ± 0,65	2,19 ± 4,35	5,06 ± 4,25	4,42 ± 14,67	15,99 ± 9,13
Cd (ppm)	0,71 ± 0,53	0,15 ± 0,23	0,34 ± 0,23	0,07 ± 0,06	0,00 ± 0,00
Cr (ppm)	-0,75 ± 0,71	-0,85 ± 0,86	0,33 ± 0,79	1,65 ± 1,73	2,55 ± 2,95
Ni (ppm)	6,03 ± 1,89	1,23 ± 1,91	2,74 ± 2,12	3,83 ± 3,76	2,65 ± 2,47

A análise estatística ANOVA foi feita para as médias de valores de metais pesados – Cd, Ni e Cr, em folhas de citrinos e nas modalidades de rega. O número de amostras por modalidade variou entre três e quatro. Não foram significativas as diferenças encontradas entre os valores destes metais pesados.

O teste estatístico Dunnett T3 foi utilizado e indicou que também não se verificaram diferenças significativas entre as médias das concentrações de Cd nas folhas, relativamente às modalidades de rega.

Discussão

As variações observadas, no período 2000-2001, nas concentrações de metais pesados – cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) e crómio (Cr), em folhas de citrinos, não foram significativas nas modalidades de rega. Estes resultados eram de esperar, dado que as concentrações dos diferentes metais pesados nas águas de rega foram muito baixos e semelhantes (Tabela 3.13). Deste modo, as águas residuais utilizadas nos ensaios desta dissertação, não deverão constituir perigos significativos de contaminação para as culturas.

Idênticos resultados foram obtidos em ensaios realizados em Maiorca (Espanha), onde também não foram detectadas diferenças significativas nos teores de metais pesados nas culturas, quando foram utilizadas na rega águas naturais e águas residuais, estas com teores mais elevados em metais pesados (Santarrufina *et al.*, 1996).

4.2.3.3. Desenvolvimento vegetativo

A evolução do desenvolvimento vegetativo do pomar do Fialho, ao longo dos primeiros três anos de plantação (1999, 2000 e 2001), foi avaliada por meio de 6 parâmetros – perímetro do tronco (PT, cm); número de folhas por árvore (NFA); área média da folha (AF, cm²); área específica da folha (AEF, cm² g⁻¹); área específica de discos foliares (AED, cm² g⁻¹); e valores de clorofila total (SPAD).

a) Desenvolvimento vegetativo no ano 2000

A Tabela 4.34 apresenta as médias de valores dos parâmetros de desenvolvimento vegetativo – perímetro do tronco (PT, cm); área média da folha (AF, cm²); número de folhas por árvore (NFA); área específica da folha (AEF, cm² g⁻¹); área específica de discos foliares (AED, cm² g⁻¹); e clorofila total (SPAD), para o ano 2000 e para as modalidades de rega – AN100%, AN50%, AN200%, FR100%, FR50% e FR200%.

O número de amostras foi de 24, por cada modalidade e parâmetro, excepto no NFA que foi reduzido para 12 e apenas nas modalidades de AN100% e de FR100%.

Tabelas 4.34 – Modalidades de rega, em 2000, as médias de valores de parâmetros de desenvolvimento vegetativo – PT (cm), NFA, AF (cm²), AEF (cm² g⁻¹), AED (cm² g⁻¹) e SPAD.

Rega 2000	PT	NFA	AF	AEF	AED	SPAD
AN100%	6,3	232	76,1	69,8	77,1	68,6
AN50%	6,7	-	85,6	68,2	73,2	71,9
AN200%	6,7	-	78,2	69,9	76,1	67,4
FR100%	6,7	226	78,1	75,3	77,5	62,4
FR50%	6,6	-	82,7	71,6	73,4	65,9
FR200%	6,8	-	76,1	74,2	74,8	62,9

A análise estatística ANOVA foi feita entre as médias dos valores paramétricos de desenvolvimento vegetativo, nas modalidades de rega, observados em finais do ano 2000. Foram significativas as diferenças encontradas entre os valores de AEF, ao contrário dos valores de PT, AF, NFA e AED.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de AEF. As médias dos valores foram associadas em três grupos (a, b e c). Observou-se que no grupo (a), que incluiu as modalidades de FR100%, este valor foi mais elevado do que nas modalidades de AN.

A Figura 4.16 apresenta os valores médios, os desvios padrão e o teste Duncan para o parâmetro AEF. Observou-se uma relação positiva entre a aplicação da fertirrega e a área específica da folha, a qual é inversamente proporcional à espessura do parênquima foliar e do desenvolvimento vegetativo.

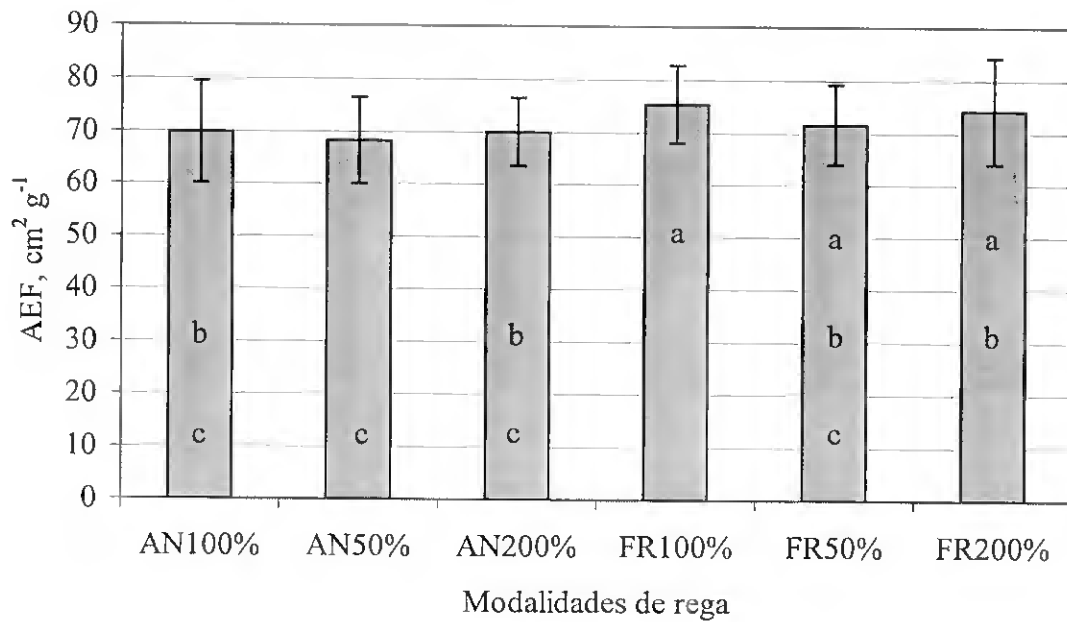


Figura 4.16 – Valores de área específica da folha (AEF, $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$) nas modalidades de rega, durante o ano 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

Segundo o teste Dunnett T3, para valores de SPAD, foram significativas as diferenças encontradas entre a modalidade AN 50% (a) por um lado e FR 200% (b) e FR 100% (b) por outro. A Figura 4.17 apresenta os valores médios, os desvios padrão e o teste Dunnett T3 para o parâmetro SPAD. Pode-se observar uma relação negativa entre a aplicação de fertirrega e os valores de SPAD, os quais são directamente proporcionais à eficiência fotossintética das folhas.

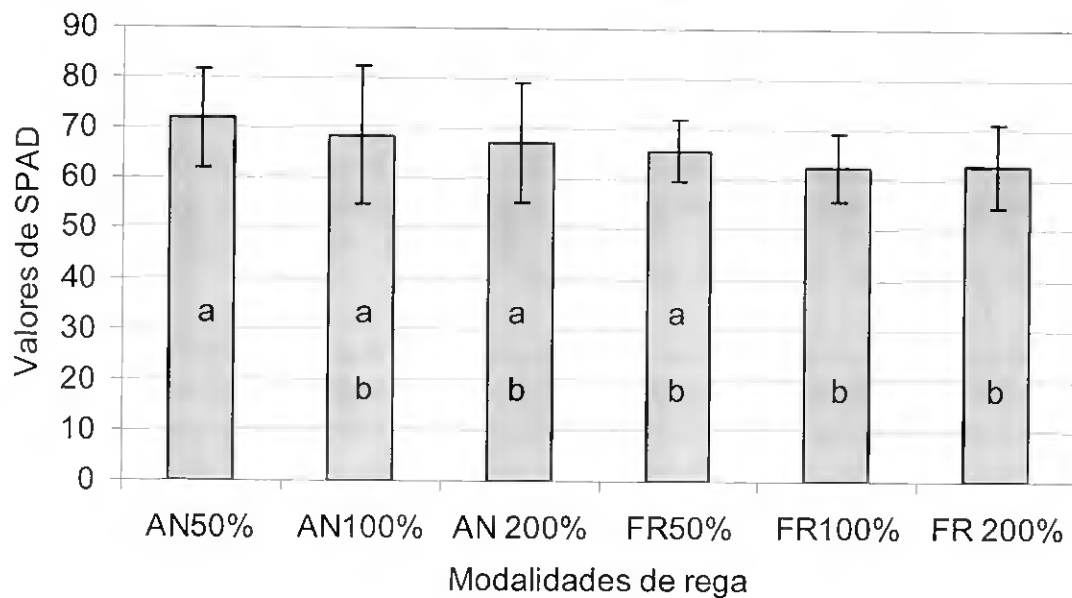


Figura 4.17 – Valores de clorofila total (SPAD), nas modalidades de rega, durante o ano de 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Dunnett T3.

b) Desenvolvimento vegetativo no ano 2001

Durante o ano 2001, o delineamento experimental de rega (3.3.), utilizou três fontes de rega alternativas – água natural (AN), fertirrega (FR) e água residual (AR).

A Tabela 4.35 apresenta as médias dos valores dos parâmetros de desenvolvimento vegetativo – perímetro do tronco (PT, cm); número de folhas por árvore (NFA); área média da folha (AF, cm²); área específica da folha (AEF, cm² g⁻¹); área específica de discos foliares (AED, cm² g⁻¹); e clorofila total (SPAD), para o ano 2001 e para as modalidades de rega – AN100%, AN50%, AN200%, FR100%, FR50%, FR200%, AR25%, AR50% e AR100%.

O número de amostras foi de 12 por cada modalidade e parâmetro, excepto no NFA que foi reduzido para 4 e apenas nas modalidades AN100%, FR100% e AR100%.

Tabela 4.35 – Modalidades de rega, em 2001, as médias de valores de parâmetros de desenvolvimento vegetativo – PT (cm), NFA, AF (cm²), AEF (cm² g⁻¹), AED (cm² g⁻¹) e SPAD.

Rega 2001	PT	NFA	AF	AEF	AED	SPAD
AN100%	8,4	320	97,1	49,8	67,8	73,5
AN50%	9,1	-	105,1	53,1	68,5	75,7
AN200%	8,0	-	97,7	53,0	67,8	70,9
FR100%	10,7	473	110,1	53,3	66,5	80,1
FR50%	11,4	-	115,6	51,9	67,7	80,7
FR200%	10,3	-	100,6	53,6	69,4	79,4
AR100%	10,5	433	111,8	56,0	69,2	71,9
AR50%	11,0	-	99,3	54,0	68,3	77,3
AR25%	9,8	-	97,3	52,8	70,9	71,4

A análise estatística ANOVA foi feita entre as médias dos valores paramétricos de desenvolvimento vegetativo, nas modalidades de rega e observadas no final do ano 2001. Foram significativas as diferenças encontradas entre as médias de valores de PT e de SPAD, ao contrário do observado entre os valores dos parâmetros AF, NFA, AEF e AED.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de PT, em 2001 e as modalidades de rega. As médias dos valores foram associadas em quatro grupos (a, b, c e d). Observou-se que no grupo (d), que incluía as modalidades AN200%, AN100%, AN50% e AR25%, os valores foram mais baixos.

A Figura 4.18 apresenta os valores médios, os desvios padrão e o teste Duncan para o parâmetro PT. Verificou-se uma relação positiva entre o vigor vegetativo e a utilização de fertirrega e de água residual, a qual foi mais nítida nas modalidades com fertirrega.

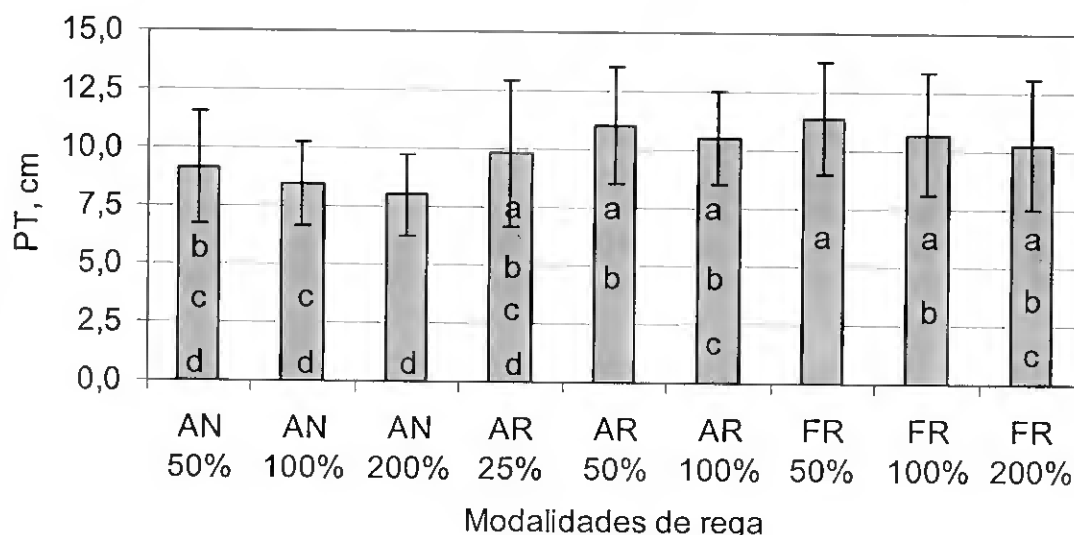


Figura 4.18 – Valores de perímetros do tronco (PT, cm), nas modalidades de rega, durante o ano 2001, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

Não se observou relação entre os níveis de fertirrega e o vigor vegetativo, o que pode ser indicador de aplicação excessiva de adubo, nas modalidades de FR100% e de FR200%. A lotação mais conveniente de AR será de 50%, embora as médias entre resultados não difiram significativamente. A relação inversa, embora não significativa, entre o vigor vegetativo e a rega, nas modalidades de AN e FR, será indicadora de excesso de rega nas dotações de 100% e de 200%.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de SPAD, em 2001 e modalidades de rega. As médias dos valores foram associadas em três grupos (a), (b) e (c). Observou-se que no grupo (c), que incluiu as modalidades de AN e AR, os valores foram mais baixos.

A Figura 4.19 apresenta os valores médios, os desvios padrão e o teste Duncan para o parâmetro SPAD. As médias destes valores, nas modalidades que utilizaram fertirrega, foram superiores às restantes modalidades.

A variação quantitativa de fertirrega foi inversamente relacionada, se bem que de forma não significativa, com a actividade fotossintética das plantas, o que pode indicar uma adubação excessiva nas modalidades de FR100% e de FR200%.

A lotação mais conveniente de água residual será de 50%, embora as médias entre resultados não tenham diferido significativamente.

A relação inversa, não significativa, que se observou entre a actividade fotossintética e a rega, nas modalidades de AN e de FR, será indicadora de excesso de rega nas dotações de 100% e de 200%.

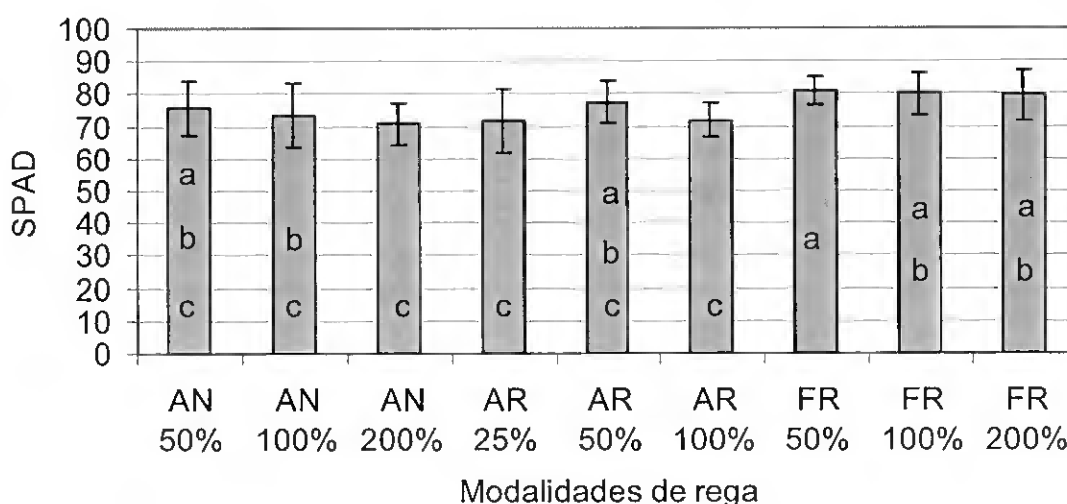


Figura 4.19 – Valores de clorofila total (SPAD), nas modalidades de rega, durante o ano de 2001, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

Discussão

Nas modalidades de rega, as respostas significativas dos citrinos, indicaram que durante o ano 2000, a aplicação de fertirrega, *versus* água natural, não influenciou positivamente o desenvolvimento vegetativo. De facto, as respostas significativas obtidas através dos parâmetros – AEF e valores de SPAD, foram concordantes e indicaram uma relação negativa entre a aplicação de fertirrega e o desenvolvimento vegetativo, no ano 2000. As respostas dos parâmetros NFA, AF, PT e AED não foram significativas.

Efeitos positivos para a modalidade de fertirrega, foram verificados no ano seguinte. No mesmo ano, a rega com água residual teve uma resposta intermédia entre a rega com água natural e a fertirrega.

Em 2001, as respostas significativas obtidas através do parâmetro PT indicaram uma relação positiva entre a aplicação de fertirrega e de água residual e o desenvolvimento vegetativo.

O parâmetro SPAD indicou uma relação positiva entre a aplicação de fertirrega e o desenvolvimento vegetativo, comparativamente com as modalidades de água natural e na água residual. O facto de não se ter verificado um resultado mais positivo relativamente à rega com água residual deve estar relacionado com a sua elevada salinidade. Foi observado no Japão, por meio de valores de SPAD (Muranaka *et al.*, 2002) que a salinidade induz depressão gradual no desenvolvimento vegetativo de trigo (*Triticum aestivum* L.).

As respostas dos parâmetros NFA, AF, AEF e AED, não foram significativas, relativamente às diferentes modalidades de rega.

Não se verificaram diferenças significativas no desenvolvimento vegetativo, em relação com as diferentes proporções de água residual, o que sugere a vantagem da sua utilização em todas as concentrações testadas. De forma não significativa, a rega com água residual mais apropriada, foi a lotada com 50% de água natural, onde se verificou uma combinação mais conveniente para as plantas entre salinidade e nutrientes.

As modalidades de rega, com diferentes dotações, não indicaram uma relação significativa com o desenvolvimento dos citrinos, o que pode ser indicador de excesso. Esta dedução poderá ser apoiada pela utilização da Fórmula 3.4, verificando-se que a dotação de rega utilizada, normalmente (100%), foi 2,3 vezes superior à necessária.

Em resumo, as respostas dos citrinos, em termos de desenvolvimento vegetativo, foram favoráveis à utilização de água residual na rega, comparativamente com a utilização de água natural. Estes efeitos positivos devem estar relacionados com a disponibilização de nutrientes via água residual (K, Na e Cl), os quais compensaram os esperados efeitos negativos provenientes da salinidade mais elevada nesta fonte de rega (Tabela 3.13). As respostas do desenvolvimento vegetativo do pomar, à aplicação de fertirrega foram mais favoráveis, do que relativamente às outras fontes de rega.

Reboll *et al.* (2000), no sul de Espanha, chegaram à conclusão de que a aplicação de água residual na rega, em comparação com água natural, não apresentou inconvenientes relativamente ao desenvolvimento e à produção do pomar. Também na Florida, foi observado que citrinos regados com águas residuais, apresentavam produções e desenvolvimento vegetativo superiores às árvores regadas com água natural (Zekri e Koo, 1994; Maurer *et al.*, 1995).

A observação de efeitos benéficos, quando da rega com águas residuais, no desenvolvimento vegetativo e na produção, ocorreram também noutras culturas. Na Jordânia, em beringela, foi observado o dobro da produção quando a rega foi com água residual, *versus* água natural (AlNakshabandi *et al.*, 1997). Na Austrália tem sido desenvolvida investigação, com bons resultados, utilizando águas residuais na rega de pastagens e floresta (Parameswaran, 1999).

4.3. Aplicação de lamas urbanas como correctivo num pomar de citrinos

Foram testadas 2 modalidades com aplicação de correctivos no solo – lamas urbanas (L) e estrume (E) e comparadas com a ausência (T) de aplicação (3.3.). A evolução das características físico-química no solo, nos lixiviados e nas plantas foi estudada no pomar de citrinos, nos intervalos compreendidos entre os anos – 1999, 2000 e 2001.

4.3.1. Solo

A evolução dos nutrientes, nos dois períodos compreendidos entre os anos 1999, 2000 e 2001, foi estudada nos solos do pomar de citrinos, relativamente às modalidades experimentais de correctivos (L, E e T). Também a evolução dos metais pesados foi analisada entre finais de 2000 e de 2001.

4.3.1.1. Nutrientes

a) Nutrientes no período 1999-2000

Na Tabela 4.36 são apresentados para o ano de 1999, quando da plantação, os números de ordem das árvores, cujo solo foi analisado (Tabela 3.7).

Tabela 4.36 – Delineamento experimental no ano 1999, nas modalidades de correctivos, com os números de ordem das árvores, cujo solo foi analisado.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Fertirrega	Árvore	Fertirrega	Árvore	Fertirrega
10	FR100%+E	46	FR100%+E	82	FR100%+E	118	FR100%+E
22	FR100%+L	58	FR100%+L	94	FR100%+L	130	FR100%+L
34	FR100%	70	FR100%	106	FR100%	142	FR100%

A Tabela 4.37 apresenta os valores analíticos das terras, na altura da plantação, a situação de referência antes de Maio de 1999 – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm) e bases de troca – Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

Tabela 4.37 – Valores analíticos nas terras, no ano de 1999 (altura de plantação) – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

Nºord.	10	22	34	46	58	70	82	94	106	118	130	142
Corr.	E	L	T	E	L	T	E	L	T	E	L	T
pH	8,0	7,8	7,9	8,1	8,0	8,1	7,9	7,9	7,9	8,0	8,0	7,9
MO	1,7	1,6	1,8	1,5	1,9	1,9	1,8	1,9	1,9	1,8	1,7	1,9
CE	0,5	1,0	0,8	0,7	0,8	1,0	1,1	0,9	1,2	0,9	1,1	0,9
N	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
P ₂ O ₅	18,0	23,0	47,0	19,0	13,0	42,0	19,0	22,0	57,0	19,0	20,0	50,0
K ₂ O	468	752	624	576	640	576	624	528	768	592	552	704
Fe	280	256	225	270	279	236	282	264	211	235	250	206
Mn	113	132	131	100	115	140	104	119	169	115	128	168
Zn	3,9	3,7	3,9	3,2	4,1	3,7	3,7	4,1	4,4	4,6	3,9	4,4
Ca	9,5	5,2	9,7	9,0	7,5	7,5	8,5	7,3	6,7	6,0	8,5	7,5
Mg	3,3	4,0	4,5	4,3	4,1	5,6	4,3	4,1	4,7	3,6	5,1	5,6
K	0,6	0,9	0,7	0,7	0,8	0,5	0,7	0,5	0,7	0,5	0,8	1,4
Na	0,7	1,4	0,9	1,2	1,8	2,4	1,7	1,6	1,7	1,4	1,4	4,5

O delineamento experimental que consistiu na aplicação de correctivos ao solo (3.3.), utilizou – lamas urbanas (L) e estrume (E), comparativamente com a ausência de correctivos (T).

Na Tabela 4.38 são apresentados para o final do ano de 2000, os números de ordem das árvores, nas modalidades de correctivos, cujo solo foi analisado.

Tabela 4.38 – Delineamento experimental no ano 2000, com os números de ordem das árvores, cujo solo foi analisado.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Ág. Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Ág. Natural
10	FR100%+E	46	AN100%+E	82	FR100%+E	118	AN100%+E
22	FR100%+L	58	AN100%+L	94	FR100%+L	130	AN100%+L
34	FR100%	70	AN100%	106	FR100%	142	AN100%

A Tabela 4.39 apresenta os valores analíticos em terras – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm) e bases de troca – Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra), por modalidades de correctivos para o final do ano experimental de 2000.

Tabela 4.39 – Valores analíticos em terras, por modalidades de correctivos, para o fim do ano de 2000 – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

Nºord.	10	22	34	46	58	70	82	94	106	118	130	142
Corr.	E	L	T	E	L	T	E	L	T	E	L	T
pH	8,1	8,1	8,1	8,1	8,1	8,2	8,2	8,1	8,2	8,2	8,1	8,2
MO	2,4	2,1	2,5	2,4	2,0	2,3	2,1	2,2	2,1	2,3	2,4	2,7
CE	1,2	1,3	0,8	0,9	1,1	0,9	1,0	1,3	1,0	1,2	1,5	0,9
N	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2
P ₂ O ₅	60,0	43,0	78,0	33,0	43,0	65,0	88,0	43,0	55,0	55,0	48,0	80,0
K ₂ O	654	630	720	696	624	678	744	660	714	720	678	726
Fe	263	247	219	261	264	221	203	263	264	265	244	191
Mn	116	125	140	113	121	146	155	120	114	127	131	159
Zn	4,6	3,7	3,9	3,2	4,9	3,6	3,7	4,5	3,5	4,1	3,6	4,2
Ca	6,8	14,3	14,6	10,6	11,2	11,7	12,3	10,3	9,4	10,5	10,6	6,1
Mg	3,9	6,0	5,8	4,5	4,3	5,3	5,1	4,8	4,1	4,7	5,2	3,2
K	0,7	1	1,1	1,1	0,7	0,8	1,3	0,9	1,1	1	0,9	0,7
Na	1,6	1,8	1,5	1,4	1,1	1,4	1,9	1,8	1,5	1,8	2,2	1,6

A Tabela 4.40 apresenta as médias e os desvios padrão das variações observadas, entre início de 1999 e finais de 2000, dos valores analíticos físico-químicos no solo – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm) e bases de troca – Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra), nas modalidades de correctivos – L, E e T.

Tabela 4.40 – Médias e desvios padrão das variações anuais (1999-2000) de valores analíticos físico-químicos no solo – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra), nas modalidades de correctivos do solo – L, E e T.

Parâmetro	T	L	E
pH (H ₂ O)	0,23 ± 0,10	0,18 ± 0,10	0,15 ± 0,13
MO (%)	0,53 ± 0,28	0,40 ± 0,26	0,60 ± 0,26
CE (dS m ⁻¹)	-0,08 ± 0,06	0,35 ± 0,06	0,28 ± 0,33
N (%)	0,06 ± 0,07	0,09 ± 0,02	0,08 ± 0,04
P ₂ O ₅ (ppm)	20,50 ± 15,42	24,75 ± 4,99	40,25 ± 22,63
K ₂ O (ppm)	41,50 ± 73,33	30,00 ± 122,26	138,50 ± 31,89
Fe (ppm)	4,25 ± 32,78	-7,75 ± 5,85	-18,75 ± 45,11
Mn (ppm)	-12,25 ± 29,57	0,75 ± 5,56	19,75 ± 21,31
Zn (ppm)	-0,30 ± 0,41	0,23 ± 0,48	0,05 ± 0,49
Ca (cmol[+]kg ⁻¹)	2,59 ± 2,81	4,46 ± 3,12	1,79 ± 3,24
Mg (cmol[+]kg ⁻¹)	-0,55 ± 1,53	0,73 ± 0,89	0,66 ± 0,38
K (cmol[+]kg ⁻¹)	0,93 ± 0,55	0,11 ± 0,21	0,40 ± 0,43
Na (cmol[+]kg ⁻¹)	-0,91 ± 1,48	0,21 ± 0,67	0,43 ± 0,38

A análise estatística ANOVA foi feita para as médias das variações de valores paramétricos físico-químicos do solo, obtidos no início de 1999 e em finais de 2000. O número de amostras foi de 4 por cada modalidade e parâmetro. Foram significativas, apenas as diferenças encontradas entre os valores da CE.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores das variações da CE. Verificou-se que as médias dos valores de CE do solo, relativas às modalidades de L e E, foram significativamente superiores à média encontrada em T.

A Figura 4.20 apresenta, para as modalidades de correctivos, nos anos 1999 e 2000, as médias de valores e os desvios padrão de CE no solo.

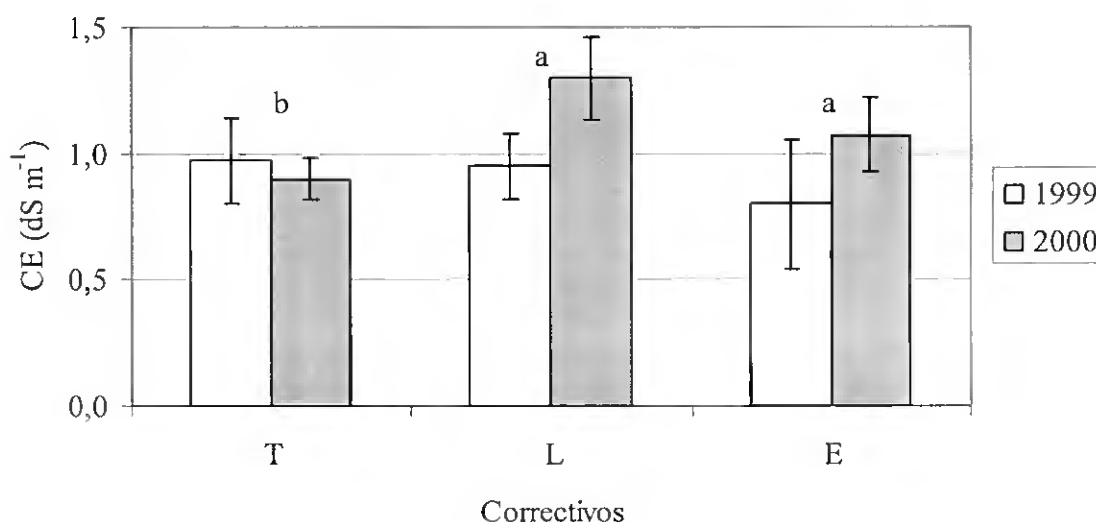


Figura 4.20 – Médias e desvios padrão dos valores de condutividade eléctrica (CE, dSm^{-1}) no solo, para as modalidades de correctivos, nos anos 1999 e 2000.

b) Nutrientes no período 2000-2001

Na Tabela 4.41 são apresentados, para o ano de 2001, os números de ordem das árvores, nas modalidades de correctivos cujo solo foi analisado.

Tabela 4.41 – Delineamento experimental no ano 2001, com os números de ordem das árvores cujo solo foi analisado.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Ág. Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Ág. Residual
						110	AR100%+E
						122	AR100%+L
						134	AR100%
		46	AN100%+E	82	FR100%+E	118	AR25%+E
		58	AN100%+L	94	FR100%+L	130	AR25%+L
		70	AN100%	106	FR100%	142	AR25%

A Tabela 4.42 apresenta os valores analíticos em terras, por modalidades de correctivos para o final do ano experimental 2001 – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm) e bases de troca – Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

Tabela 4.42 – Valores analíticos em terras, por modalidades de correctivos, para o fim do ano de 2001 – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra).

Nºord.	46	58	70	82	94	106	118	130	142	110	122	134
Corr.	E	L	T	E	L	T	E	L	T	E	L	T
pH	7,7	7,8	7,9	7,7	7,6	7,8	8,1	8,1	8,0	7,7	8,1	7,8
MO	2,2	2,2	2,2	2,3	2,3	2,5	2,4	2,4	3,1	3,7	2,5	2,6
CE	0,8	0,6	0,3	0,9	1,1	0,7	0,4	0,4	0,5	0,7	0,7	0,7
N	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2
P ₂ O ₅	156	43	79	114	266	125	58	65	153	694	174	341
K ₂ O	1020	833	850	1110	1540	824	856	576	660	1187	848	1077
Fe	254	250	197	248	235	177	257	256	219	242	229	219
Mn	102	115	141	109	108	124	114	43	150	189	126	188
Zn	4,6	4,9	4,3	4,8	5,9	4,9	4,7	5,8	6,9	15,3	5,2	5,4
Ca	7,1	7,0	7,3	6,0	9,1	10,2	8,3	10,0	10,7	8,0	9,6	5,1
Mg	3,1	3,7	4,1	1,9	3,5	4,1	3,5	4,0	4,4	4,0	4,3	4,0
K	1,3	1,0	1,0	1,1	2,4	1,2	1,5	0,8	1,0	2,3	1,4	1,9
Na	0,7	0,7	0,9	0,9	0,9	1,2	1,6	1,5	1,9	1,9	3,5	2,3

A Tabela 4.43 apresenta as médias e os desvios padrão das variações anuais, entre finais de 2000 e 2001, de valores analíticos físico-químicos no solo – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm) e bases de troca – Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra), nas modalidades de correctivos – L, E e a testemunha T. Os valores das variações dos parâmetros nas modalidades correspondentes aos n.^{os} de ordem 118, 130, 142, 110, 122 e 134, foram obtidos pela diferença com os referentes aos n.^{os} de ordem 118, 130 e 142.

Tabela 4.43 – Médias e desvios padrão das variações anuais (2001-2000) de valores analíticos físico-químicos no solo – pH (H₂O), MO (%), CE (dSm⁻¹), N (%), P₂O₅ (ppm), K₂O (ppm), Fe (ppm), Mn (ppm), Zn (ppm), Ca (cmol [+] kg⁻¹ terra), Mg (cmol [+] kg⁻¹ terra), K (cmol [+] kg⁻¹ terra) e Na (cmol [+] kg⁻¹ terra), nas modalidades de correctivos – L, E e T.

Parâmetro	T	L	E
pH (H ₂ O)	-0,33 ± 0,10	-0,20 ± 0,24	-0,38 ± 0,19
MO (%)	0,15 ± 0,29	0,10 ± 0,08	0,38 ± 0,70
CE (dS m ⁻¹)	-0,38 ± 0,17	-0,65 ± 0,39	-0,38 ± 0,34
N (%)	0,00 ± 0,06	-0,07 ± 0,08	0,01 ± 0,06
P ₂ O ₅ (ppm)	104,50 ± 107,80	91,50 ± 103,93	197,75 ± 298,73
K ₂ O (ppm)	141,75 ± 172,11	289,25 ± 417,42	323,25 ± 138,51
Fe (ppm)	-13,75 ± 54,64	-11,25 ± 16,76	1,75 ± 29,75
Mn (ppm)	6,25 ± 17,23	-27,75 ± 40,29	-2,00 ± 45,59
Zn (ppm)	1,50 ± 0,85	1,30 ± 0,93	3,58 ± 5,09
Ca (cmol[+]kg ⁻¹)	-0,01 ± 3,75	-1,71 ± 1,63	-3,60 ± 1,88
Mg (cmol[+]kg ⁻¹)	0,22 ± 1,09	-0,99 ± 0,32	-1,61 ± 1,10
K (cmol[+]kg ⁻¹)	0,46 ± 0,54	0,58 ± 0,67	0,41 ± 0,58
Na (cmol[+]kg ⁻¹)	0,02 ± 0,55	-0,16 ± 0,99	-0,45 ± 0,47

A análise estatística ANOVA foi feita para as médias das diferenças dos valores paramétricos físico-químicos do solo, obtidos nos finais dos anos 2000 e 2001. O número de amostras foi de 4 por cada modalidade e parâmetro. Não se verificaram diferenças significativas entre quaisquer dos valores analíticos de nutrientes nas modalidades de correctivos.

Discussão

Relativamente aos ensaios com correctivos, entre todos os parâmetros testados, no período de 1999-2000, verificou-se apenas uma resposta significativa – a CE do solo elevou-se, como consequência da aplicação de lamas e de estrume. A ordem de grandeza dos valores de salinidade determinados nas lamas CE = 14,5 dSm⁻¹ e no estrume CE = 21,1 dSm⁻¹ foram concordantes com os resultados da aplicação de correctivos no solo, cuja CE = 0,9 dSm⁻¹.

No período seguinte de 2000-2001, não se verificaram quaisquer diferenças significativas entre as variações dos parâmetros analíticos, nas modalidades de correctivos. Pode-se deduzir que, em termos de nutrientes do solo, não se verificaram enriquecimentos significativos provocados pela aplicação de lamas. O nivelamento dos resultados da CE, levam a admitir uma progressiva lavagem, do aumento de salinidade no solo verificada no ano anterior, induzida pelos correctivos. Este efeito pode ter sido provocado pela rega excessiva e/ou pelas chuvas invernais.

Em Oeiras, foi observado em ensaios em cultura de milho grão, que as aplicações de 45 t ha⁻¹ de lamas urbanas (matéria seca), incorporadas anualmente ou com intervalo de dois anos, substituíram a adubação azotada de fundo (Domingues *et al.*, 2001).

4.3.1.2. Metais pesados

Nas modalidades de correctivos aplicados ao solo – lamas (L) e estrume (E), comparativamente com a não aplicação – T (3.10.2), foi estudada a evolução da composição dos solos em metais pesados – cádmio (Cd, ppm), níquel (Ni, ppm), chumbo (Pb, ppm), e crómio (Cr, ppm). O período de ensaios decorreu entre finais de 2000 e de 2001.

Na Tabela 4.44 são apresentados, para 2000, os números de ordem das árvores, nas modalidades de correctivos, em cujo solo foram analisados os metais pesados – amostras compósitas 58 (57, 58, 59, 60) com L; 46 (45, 46, 47 e 48) com E; e 70 (69, 70, 71 e 72) sem correctivos (T).

Tabela 4.44 – Delineamento experimental, para 2000, com os números de ordem das árvores, em cujo solo os metais pesados foram analisados.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural
		46	AN100%+E				
		58	AN100%+L				
		70	AN100%				

Na Tabela 4.45, são apresentados, para 2001, os números de ordem das árvores, nas modalidades de correctivos, em que cujo solo os metais pesados foram analisados – 45, 46, 47 e 48 com estrume; 57, 58, 59 e 60 com lamas e 69, 70, 71 e 72 sem correctivos.

Tabela 4.45 – Delineamento experimental em 2001, com os números de ordem das árvores em cujo solo foram analisados os metais pesados.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Residual
		45	AN100%+E				
		46	AN100%+E				
		47	AN100%+E				
		48	AN100%+E				
		57	AN100%+L				
		58	AN100%+L				
		59	AN100%+L				
		60	AN100%+L				
		69	AN100%				
		70	AN100%				
		71	AN100%				
		72	AN100%				

Na Tabela 4.46 estão apresentados, para 2000 e 2001, os números de ordem das árvores, nas modalidades de correctivos do solo, em que os metais pesados – cádmio (Cd, ppm), níquel (Ni, ppm), chumbo (Pb, ppm), e crómio (Cr, ppm), foram analisados – 45, 46, 47 e 48 com estrume (E); 57, 58, 59 e 60 com lamas (L); e 69, 70, 71 e 72 na modalidade sem correctivos (T).

Tabela 4.46 – Concentrações de metais pesados em terras – Pb, Cd, Cr e Ni (ppm), por modalidades de correctivos.

Nº de ordem Correctivo	Ano	Pb (ppm)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Ni (ppm)	
46	E	2000	9,987	0,468	1,326	6,398
45	E	2001	18,507	0,240	0,420	6,723
46	E	2001	16,667	0,036	0,344	4,674
47	E	2001	17,425	0,060	0,940	6,502
48	E	2001	17,425	0,060	0,940	6,502
58	L	2000	13,743	0,329	2,798	5,349
57	L	2001	20,764	0,160	10,012	6,548
58	L	2001	18,233	0,280	0,839	4,713
59	L	2001	20,540	0,200	0,921	11,811
60	L	2001	23,758	0,180	1,082	7,592
70	T	2000	15,328	0,378	3,028	5,772
69	T	2001	25,570	0,220	0,940	9,356
70	T	2001	24,240	0,113	0,718	7,015
71	T	2001	31,018	0,300	1,001	9,231
72	T	2001	26,644	0,220	0,922	8,614

As médias e os desvios padrão das variações anuais (2000-2001) dos valores analíticos de metais pesados no solo, nas modalidades de correctivos L e E, comparativamente com a ausência de correctivo T, estão apresentados na Tabela 4.47.

Tabela 4.47 – Médias e desvios padrão das variações anuais (2000-2001) das concentrações de metais pesados no solo, nas modalidades de correctivos – L, E e T.

Parâmetro	T	L	E
Pb (ppm)	11,54 ± 2,94	7,08 ± 2,27	8,22 ± 1,55
Cd (ppm)	-0,17 ± 0,08	-0,12 ± 0,05	-0,27 ± 0,20
Cr (ppm)	-2,13 ± 0,12	0,42 ± 4,53	-0,69 ± 0,30
Ni (ppm)	2,78 ± 1,08	2,32 ± 3,01	-0,50 ± 0,93

A análise estatística ANOVA foi feita para as médias das variações dos valores paramétricos de metais pesados no solo, obtidos nos finais dos anos 2000 e 2001. O número de amostras foi de 4 por cada modalidade e parâmetro. Não foram significativas as diferenças encontradas entre quaisquer das variações de valores de parâmetros de metais pesados.

Discussão

Da análise estatística das modalidades com aplicação de correctivos, não foram significativas as diferenças encontradas entre quaisquer das variações de teor de metais pesados no solo. Estes resultados poderão ser explicados pelas concentrações muito baixas, destes elementos, nas lamas urbanas (Tabela 3.18).

Também em várias culturas ensaiadas em Portugal, entre 1988 e 2000, se verificou que quando da aplicação de lamas urbanas no solo, os teores de Cd, Cr, Ni e Pb, foram sempre inferiores aos valores da Portaria 176/96 (Domingues *et al.*, 2001).

Em ensaios realizados em Valência (Espanha), em cultura de acelga (*Beta vulgaris* L.) e de alface (*Lactuca sativa* L.), foi observado que a aplicação continuada, durante mais de uma década, de lamas urbanas, provocou acréscimos nos teores dos metais pesados no solo (Canet *et al.*, 1998).

Outros ensaios com lamas urbanas conduzidos em Valência (Canet *et al.*, 1997) em citrinos, observaram aumentos significativos de teores de metais pesados (excepto no Pb), nos primeiros 20 cm de espessura do solo. Mais em profundidade não se observaram aumentos significativos em qualquer metal pesado. De referir que nos mesmos ensaios, o estrume de ovino testado não provocou aumentos de teor nos metais pesados no solo. Na Florida (Zhang *et al.*, 1997), também em pomares de citrinos, e em diversos tipos de solo, observaram teores de Pb mais elevados no horizonte superficial, quando lamas foram aplicadas ao solo.

4.3.2. Lixiviados

Os lixiviados do solo do pomar de citrinos foram estudados em função dos teores em nutrientes, relativamente às modalidades experimentais de correctivos (L, E e T). Também foram analisados os níveis de metais pesados. As amostras foram recolhidas em finais de 2001, o último ano de ensaio.

4.3.2.1. Nutrientes

Na Tabela 4.48 são apresentados os números de ordem das árvores, nas modalidades de correctivos, em cujos lixiviados os metais pesados foram analisados – 45, 46, 47 e 48 para E; 57, 58, 59 e 60 para L; e 69, 70, 71 e 72 para T.

Tabela 4.48 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujos lixiviados os metais pesados foram analisados.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Residual
		45	AN100%+E				
		46	AN100%+E				
		47	AN100%+E				
		48	AN100%+E				
		57	AN100%+L				
		58	AN100%+L				
		59	AN100%+L				
		60	AN100%+L				
		69	AN100%				
		70	AN100%				
		71	AN100%				
		72	AN100%				

Os valores dos parâmetros físico-químicos que foram analisados nos lixiviados – pH, CE (dSm^{-1}), carbonato (CO_3^{2-} , ppm), bicarbonato (HCO_3^- , ppm), sódio (Na^+ , ppm), potássio (K^+ , ppm), magnésio (Mg^{2+} , ppm), cálcio (Ca^{2+} , ppm), cloreto (Cl^- , ppm) e nitrato (NO_3^- , ppm), em função das modalidades de correctivos aplicados no solo – lamas (L), estrume (E) e da testemunha (T), estão apresentados na Tabela 4.49.

Tabela 4.49 – Médias de valores analíticos físico-químicos em lixiviados, por modalidades de correctivos – CE (dSm^{-1}), pH, carbonato (CO_3^{2-} , ppm), bicarbonato (HCO_3^- , ppm), sódio (Na^+ , ppm), potássio (K^+ , ppm), magnésio (Mg^{2+} , ppm), cálcio (Ca^{2+} , ppm), cloreto (Cl^- , ppm) e nitrato (NO_3^- , ppm).

Parâmetro	T	L	E
pH	7,8	7,4	7,2
CE (dSm^{-1})	3,8	5,4	4,4
CO_3 (ppm)	0,0	0,0	0,0
HCO_3 (ppm)	379,8	294,4	320,3
Na (ppm)	454,9	530,6	474,8
K (ppm)	23,8	27,0	48,9
Mg (ppm)	101,3	132,2	116,3
Ca (ppm)	286,6	457,1	356,9
Cl (ppm)	894,6	1494,6	1079,2
NO_3 (ppm)	103,9	96,3	132,3

A análise estatística ANOVA foi feita entre as médias dos valores analíticos físico-químicos, em lixiviados do solo, para as modalidades de correctivos. O número de amostras por modalidade foi de quatro. Foram muito significativas as diferenças encontradas entre os valores de K^+ e significativas entre Na^+ , CE, pH, Mg^{2+} e Ca^{2+} . Não foram significativas as respostas obtidas por meio dos valores de CO_3 , HCO_3^- e NO_3^- .

A Figura 4.21 apresenta, para as modalidades de correctivos, as médias de valores físico-químicos em lixiviados, que diferiram significativamente – CE (dSm^{-1}), Na^+ (ppm) e Cl^- (ppm).

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de CE. A salinidade, na modalidade de L (CE = $5,4 \text{ dSm}^{-1}$) foi significativamente mais elevada do que nas restantes modalidades E (CE = $4,5 \text{ dSm}^{-1}$) e T (CE = $3,8 \text{ dSm}^{-1}$).

O teste estatístico de Duncan foi também utilizado para os valores de Na^+ . As médias de valores foram significativamente mais elevadas na modalidade de L ($\text{Na}^+ = 531 \text{ ppm}$), comparativamente com as modalidades E ($\text{Na}^+ = 475 \text{ ppm}$) e T ($\text{Na}^+ = 455 \text{ ppm}$).

Segundo o teste estatístico Dunnett T3, a média os valores Cl^- na modalidade de L ($\text{Cl}^- = 1495 \text{ ppm}$) foi significativamente superior à média encontrada em T ($\text{Cl}^- = 895 \text{ ppm}$). Um valor intermédio foi observado para a média de valores em E ($\text{Cl}^- = 1079 \text{ ppm}$).

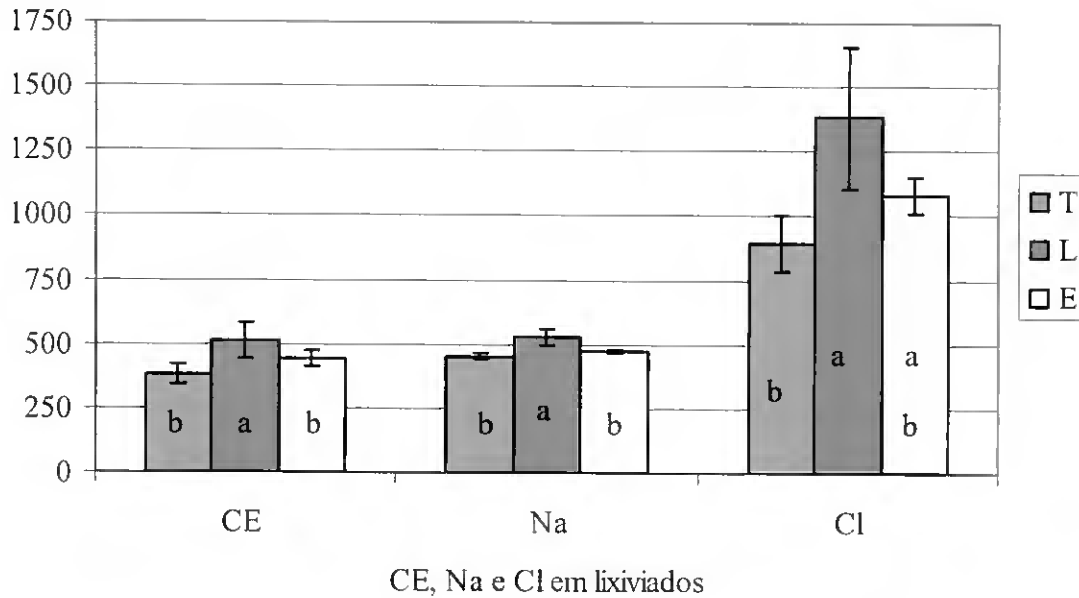


Figura 4.21 – Em correctivos, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan em valores de condutividade eléctrica (CE, mSm⁻¹) e de sódio (Na⁺, ppm) e do teste Dunnett T3 em valores de cloreto (Cl, ppm).

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de K⁺. Como se pode verificar as médias destes valores foram significativamente mais elevadas na modalidade E (K⁺ = 48,9 ppm), relativamente a L e a T (27,0 ppm e 23,8 ppm respectivamente).

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de Mg²⁺. Os valores foram significativamente mais elevados na modalidade L (Mg²⁺ = 132 ppm), relativamente a T (Mg²⁺ = 101 ppm). Na modalidade E, a média encontrada apresentou um valor intermédio (Mg²⁺ = 116 ppm).

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de Ca²⁺. Nos lixiviados foram significativamente mais elevados os valores na modalidade L (Ca²⁺ = 457 ppm), relativamente a T (Ca²⁺ = 287 ppm). Na modalidade E, a média encontrada apresentou um valor intermédio (Ca²⁺ = 357 ppm).

A Figura 4.22 apresenta, para as modalidades de correctivos, as médias de valores físico-químicos em lixiviados, que diferiram significativamente – K⁺ (ppm), Mg²⁺ (ppm) e Ca²⁺ (ppm).

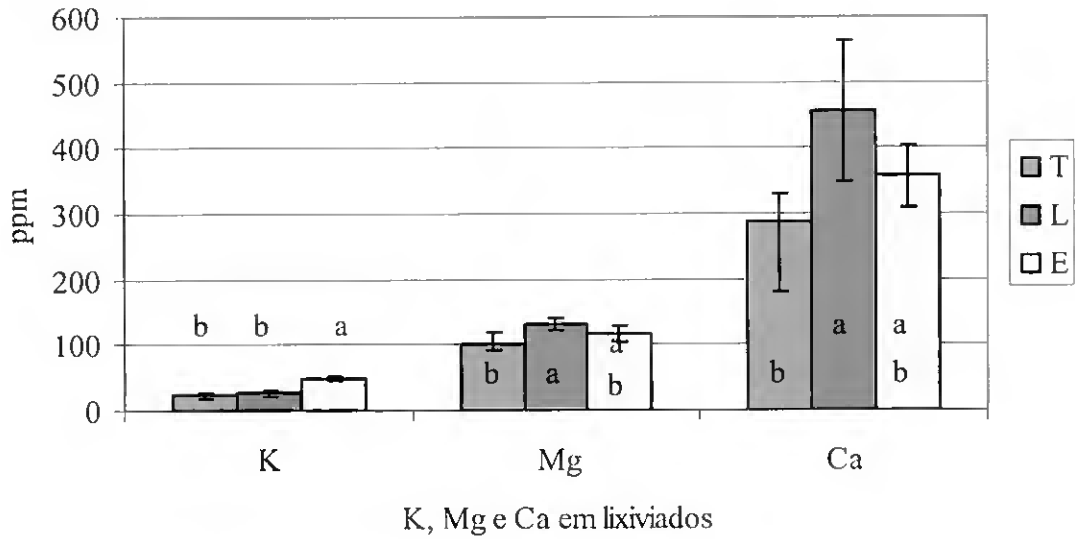


Figura 4.22 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan para valores de potássio (K^+ , ppm), magnésio (Mg^{2+} , ppm) e cálcio (Ca^{2+} , ppm).

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de pH. A média de valores foi significativamente mais elevados em T (pH 7,8), do que nas modalidades L (pH 7,4) e E (pH 7,2) e está representado na Figura 4.23.

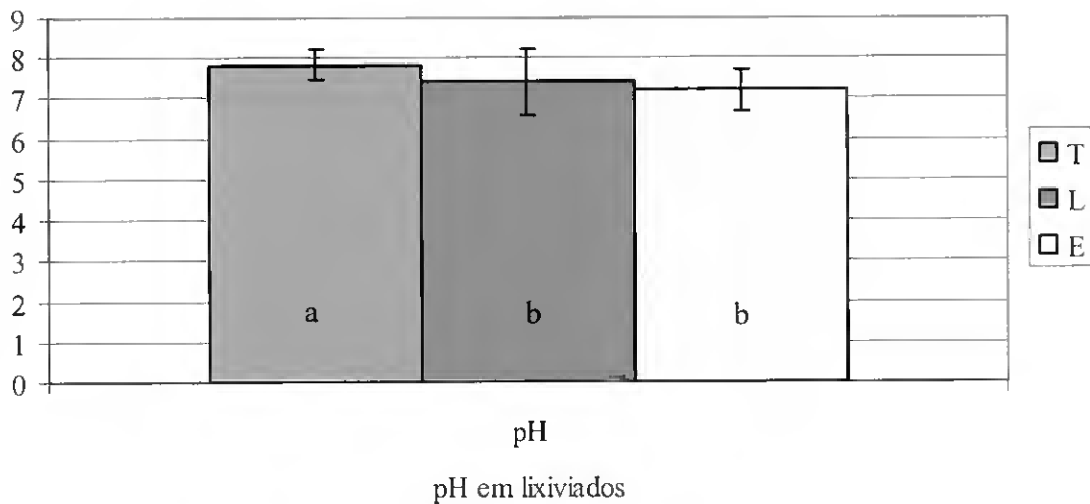


Figura 4.23 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan para valores de potássio (pH).

Discussão

Em correctivos, os parâmetros CE, Na⁺ e Cl⁻, obtiveram respostas significativas nos lixiviados, na modalidade de lamas. Os valores de CE observados indicaram que as lamas podem induzir na água do solo salinidade não desejada. No entanto seria de esperar valores mais elevados de CE, nos lixiviados da modalidade de estrume, considerando que a sua salinidade era mais elevada do que nas lamas (Tabela 3.14).

Também os parâmetros Mg²⁺ e Ca²⁺ obtiveram respostas significativas nos lixiviados, na modalidade de lamas. Os valores mais elevados verificaram-se nas lamas, apesar da concentração em magnésio ser mais elevada no estrume (Tabela 3.14).

Nos lixiviados e nas modalidades com aplicação de correctivos, foi muito significativa a resposta do K⁺ à modalidade de estrume. Esta resposta está de acordo com os teores mais elevados deste nutriente no estrume (Tabela 3.14).

Os valores do pH observados nos lixiviados foram mais baixos, relativamente à aplicação de L e E. Estes resultados estão relacionados com os valores de pH nos correctivos (Tabela 3.14) e no solo (Tabela 3.10).

Não foram significativas as respostas obtidas por meio dos valores de CO₃²⁻, HCO₃⁻ e NO₃⁻. Relativamente ao nivelamento de resultados verificado neste último parâmetro, a explicação deve provir de mecanismos de retardamento do processo de mineralização da matéria orgânica e deste modo, o azoto em presença, pode estar em formas pouco solúveis (Brito, 1986; Santos, 2001).

No INIA em Oeiras, Domingues *et al.* (1990) referem que os teores de azoto amoniacal e nítrico não provocaram efeitos fitotóxicos nem riscos de poluição nas águas, quando se aplicaram no solo lamas urbanas. Estas também não induziram feitos no nível de nutrientes no solo (Domingues *et al.*, 2001).

4.3.2.2. Metais pesados

Foi feita a análise dos metais pesados – cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb), e crómio (Cr) em lixiviados do solo, em função das modalidades de correctivos aplicados no solo – L, E e da testemunha (T).

Os valores paramétricos foram determinados no final do último ano em que decorreram os ensaios – 2001.

Na Tabela 4.50 são apresentados os números de ordem das árvores, nas modalidades de correctivos aplicados no solo – 45, 46, 47 e 48 com E; 57, 58, 59 e 60 com L; e 69, 70, 71 e 72 sem correctivos (T).

Tabela 4.50 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujo solo os metais pesados dos lixiviados foram analisados.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Residual
		45	AN100%+E				
		46	AN100%+E				
		47	AN100%+E				
		48	AN100%+E				
		57	AN100%+L				
		58	AN100%+L				
		59	AN100%+L				
		60	AN100%+L				
		69	AN100%				
		70	AN100%				
		71	AN100%				
		72	AN100%				

A Tabela 4.51 apresenta os valores analíticos de metais pesados em lixiviados – Cd (ppm), Ni (ppm), Pb (ppm) e Cr (ppm), por modalidades de correctivos do solo.

Tabela 4.51 – Concentrações de metais pesados em lixiviados – Cd (ppm), Ni (ppm), Pb (ppm) e Cr (ppm), por modalidades de correctivo.

N ^a ordem	Correctivo	Pb (ppm)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Ni (ppm)
45	E	0,179	0,008	0,270	0,027
46	E	0,148	0,000	0,000	0,011
47	E	0,090	0,000	0,033	0,079
48	E	0,074	0,001	0,000	0,020
57	L	0,306	0,000	0,005	0,064
58	L	0,105	0,001	0,000	0,028
59	L	0,302	0,000	0,020	0,035
60	L	0,397	0,005	0,000	0,079
69	T	0,131	0,008	0,020	0,000
70	T	0,169	0,000	0,033	0,000
71	T	0,043	0,001	0,048	0,055
72	T	0,000	0,000	0,011	0,000

A análise estatística ANOVA foi feita entre as médias dos valores de metais pesados nos lixiviados, para as modalidades de correctivos do solo. O número de amostras por modalidade foi de quatro. Foram significativas as diferenças encontradas entre os valores de Pb, ao contrário do que se verificou nos outros metais pesados – Cd, Ni e Cr.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de Pb. A média dos valores na modalidade de L foi significativamente mais elevada do que nas modalidades T e E.

A Figura 4.24 apresenta, para as modalidades de correctivos, as médias das concentrações de Pb (ppm) em lixiviados, cujos valores diferiram significativamente.

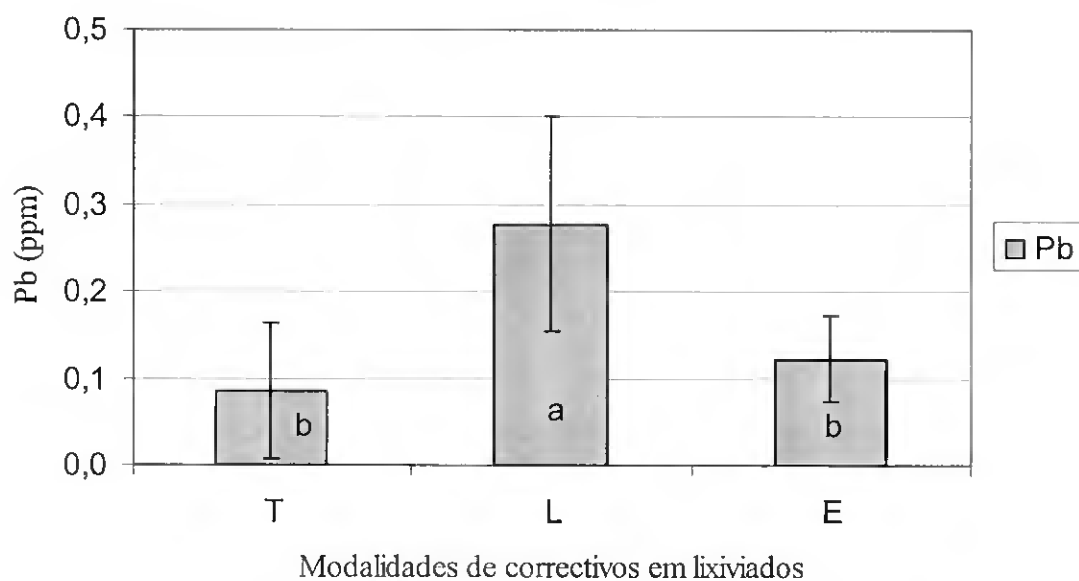


Figura 4.24 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan para concentração de chumbo (Pb, ppm) nos lixiviados, para as modalidades de correctivos.

Discussão

Relativamente aos teores de metais pesados em lixiviados, nas modalidades com aplicação de correctivos, apenas foi significativa a variação do Pb na modalidade de L. Estes resultados estão relacionados, com uma maior concentração das lamas (Tabela 3.18) neste elemento (Pb = 40,5 ppm), relativamente ao estrume (Pb = 2,1 ppm). No solo, os valores foram intermédios (Pb = 14,6 ppm).

Comparativamente, em ensaios realizados com aplicação no solo de lamas provenientes de Viseu e de Belmonte, foram observados fracos teores lixiviados de metais pesados, relativamente aos teores adicionados pela aplicação das lamas e aos totais que permanecem nos solos (Domingues *et al.*, 1998).

Os baixos teores de metais pesados presentes nas lamas utilizadas nos ensaios desta dissertação, são indicadores dos limitados riscos que a sua aplicação pode provocar. Considerando a concentração de Cd nas lamas, cujo valor se encontra mais próxima do valor-limite (Portaria nº 176/96, 1996), verifica-se que legalmente é possível a aplicação anual de 175 519 kg ha⁻¹ deste resíduo, ou seja 67 vezes a quantidade aplicada.

A quantidade de lamas aplicada no pomar do Fialho (7 900 kg ha⁻¹) foi também bastante inferior ao valor que foi recomendado por Paramasiam *et al.* (2003), para a Austrália, como correctivo do solo (100 000 kg ha⁻¹).

4.3.3. Plantas – citrinos

Os nutrientes presentes em folhas de citrinos do pomar, foram estudados relativamente às modalidades experimentais de correctivos. Paralelamente foi analisada a evolução dos metais pesados. O desenvolvimento vegetativo foi também observado sob diferentes aspectos.

4.3.3.1. Nutrientes

Foi feita a análise da concentração de azoto (N) nas folhas de citrinos, em função das modalidades de correctivos utilizados no solo – L, E e T (ausência de aplicação).

As amostras foram recolhidas em finais do último ano de ensaio – 2001.

Na Tabela 4.52 são apresentados os números de ordem das árvores, nas modalidades dos correctivos aplicados – 45, 46, 47 e 48 com E; 57, 58, 59 e 60 com L; e 69, 70, 71 e 72 referente a T (testemunha).

Tabela 4.52 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujas folhas os metais pesados foram analisados.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Residual
		45	AN100%+E				
		46	AN100%+E				
		47	AN100%+E				
		48	AN100%+E				
		57	AN100%+L				
		58	AN100%+L				
		59	AN100%+L				
		60	AN100%+L				
		69	AN100%				
		70	AN100%				
		71	AN100%				
		72	AN100%				

As concentrações em azoto (N, %) e em cloreto (Cl⁻, %), em folhas de laranjeira, por modalidades de rega e correctivos estão apresentadas na Tabela 4.53.

Tabela 4.53 – Concentrações em azoto (N, %) e em cloreto (Cl⁻, %), nas folhas de laranja, por modalidades de rega e de correctivos.

N ^a ordem	Modalidade	N (%)	Cl ⁻ (%)
45	E	2,67	-
46	E	3,26	1,06
47	E	2,94	1,35
48	E	2,93	1,76
57	L	2,84	1,20
58	L	2,71	1,37
59	L	3,18	1,05
60	L	-	-
69	T	3,31	1,09
70	T	3,29	1,15
71	T	3,40	1,11
72	T	-	-

A Tabela 4.54 apresenta as médias e os desvios padrão de valores analíticos de azoto (N) e cloreto (Cl⁻) em folhas de citrinos, nas modalidades de correctivos – Lamas (L), Estrume (E) e testemunha (T).

Tabela 4.54 – Médias e desvios padrão das concentrações de azoto (N) e cloreto (Cl⁻) em folhas de citrinos, nas modalidades de correctivos – L, E e T (testemunha).

Modalidade	N (%)	Cl ⁻ (%)
T	3,33 ± 0,06	1,12 ± 0,03
L	2,91 ± 0,24	1,21 ± 0,16
E	2,95 ± 0,24	1,39 ± 0,35

A análise estatística ANOVA foi feita entre as médias dos valores de N e de Cl⁻, em folhas de citrinos, para as modalidades de correctivos – L, E e T (testemunha). O número de observações variou entre três e quatro por modalidade. Não foram significativas as diferenças encontradas entre os valores analíticos destes elementos nas folhas.

Discussão

Não foram significativas as diferenças encontradas entre os teores de Cl⁻ nas folhas das árvores, nas modalidades de correctivos, relativamente à testemunha. No entanto a salinidade do estrume (CE) era mais elevada do que nas lamas (Tabela 3.14).

Foi observado no INIA em Oeiras, que os teores de sódio duplicaram nas modalidades com lamas residuais, quando foi realizada a análise foliar em *Lolium multiflorum* lam., cujo solo foi fertilizado com lamas urbanas. No entanto, em pastagens à base de trevo, não houve variações significativas de sódio nas folhas, comparativamente com a adubação mineral (Domingues *et al.*, 1997).

Em termos de N, não se verificaram enriquecimentos significativos provocados pela aplicação de correctivos no solo. No entanto a quantidade de azoto aplicada por meio dos correctivos foi substancial (Tabela 3.16).

Também em ensaios realizados pelo INIA em Oeiras, foi observado que a aplicação de lamas não alterou os teores de macro e de micronutrientes em folhas de batata e o mesmo se observou em folhas de macieira (Domingues *et al.*, 2001).

4.3.3.1. Metais pesados

As variações dos valores de metais pesados, em folhas de citrinos, entre finais de 2000 e de 2001, foram analisados – cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) e crómio (Cr), em função de modalidades de correctivos do solo – L, E e testemunha T .

Na Tabela 4.55 são apresentados para o ano 2000, os números de ordem das árvores (70 e 142), na modalidade de rega (AN100%), em cujas folhas os metais pesados foram medidos. Foram também analisadas folhas de árvores em função de correctivos aplicados no solo – 46 e 118 com E; 58 e 130 com L; e 70 e 142 referente a T. Devido à dificuldade em encontrar material suficiente de folhas numa só árvore, constituiu-se uma amostra compósita dentro da mesma modalidade, à qual, por comodidade, foi dado o número de ordem de uma delas.

Tabela 4.55 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujas folhas os metais pesados foram analisados em 2000.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural
		46	AN100%+E			118	AN100%+E
		58	AN100%+L			130	AN100%+L
		70	AN100%			142	AN100%

Na Tabela 4.56, relativamente ao ano 2001, são apresentados os números de ordem das árvores, nas modalidades de correctivos aplicados no solo – 45, 46, 47 e 48 com E; 57, 58, 59 e 60 com L; e 69, 70, 71 e 72 referente à testemunha T.

Tabela 4.56 – Delineamento experimental, com os números de ordem das árvores, em cujas folhas os metais pesados foram analisados.

Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Natural	Árvore	Fertirrega	Árvore	Água Residual
		45	AN100%+E				
		46	AN100%+E				
		47	AN100%+E				
		48	AN100%+E				
		57	AN100%+L				
		58	AN100%+L				
		59	AN100%+L				
		60	AN100%+L				
		69	AN100%				
		70	AN100%				
		71	AN100%				
		72	AN100%				

A Tabela 4.57 apresenta os valores experimentais de metais pesados em folhas de citrinos – cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) e crómio (Cr), por modalidades de rega, correctivos do solo e ano experimental.

Tabela 4.57 – Concentrações de metais pesados, em folhas de citrinos – Cd, Ni, Pb e Cr (ppm), por modalidades de rega, de correctivo e por ano de ensaio.

Nª ordem	Correctivo	Ano	Pb (ppm)	Cd (ppm)	Cr (ppm)	Ni (ppm)
70	T	2000	3,620	0,000	2,321	1,207
142	T	2000	0,903	0,000	1,395	0,410
69	T	2001	2,179	1,089	1,188	8,418
70	T	2001	2,601	0,929	0,372	7,339
71	T	2001	3,459	0,099	1,779	4,744
58	L	2000	8,863	0,295	1,576	2,462
130	L	2000	8,988	0,090	0,719	0,449
57	L	2001	3,087	0,100	1,693	2,987
58	L	2001	7,197	0,000	2,299	6,297
59	L	2001	1,474	0,000	0,491	6,092
46	E	2000	16,744	0,546	2,002	1,729
118	E	2000	21,925	0,076	1,517	0,152
45	E	2001	9,022	0,000	0,000	5,552
46	E	2001	0,199	0,997	2,592	5,883
47	E	2001	3,961	0,000	10,299	8,715
48	E	2001	2,384	0,000	2,284	5,066

A Tabela 4.58 apresenta as médias e os desvios padrão das variações anuais (2000-2001) de valores analíticos de metais pesados – cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) e crómio (Cr), em folhas de citrinos, nas modalidades de correctivos do solo – lamas (L), estrume (E) e ausência de correctivo (T).

Tabela 4.58 – Médias e desvios padrão das variações anuais (2000-2001) de valores analíticos de metais pesados – Cd, Ni, Pb e Cr (ppm) em folhas de citrinos, nas modalidades de correctivos – L, E, e T.

Parâmetro	T	L	E
Pb (ppm)	0,48 ± 0,65	-5,01 ± 2,95	-15,44 ± 3,75
Cd (ppm)	0,71 ± 0,53	-0,16 ± 0,06	-0,06 ± 0,50
Cr (ppm)	-0,75 ± 0,71	0,35 ± 0,92	2,03 ± 4,49
Ni (ppm)	6,03 ± 1,89	3,67 ± 1,86	5,36 ± 1,64

A análise estatística ANOVA foi feita para as médias das variações dos valores de metais pesados, obtidos em finais dos anos 2000 e 2001, em folhas de citrinos e nas modalidades de correctivos do solo. O número de amostras, por modalidade, variou entre três e quatro. Foram significativas, apenas as diferenças encontradas entre os valores de Pb.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado e as médias das variações dos valores de Pb nas folhas dos citrinos foram muito significativas na modalidade T, quando comparada com a modalidade E e significativamente elevada relativamente a L, como se pode observar na Figura 4.25.

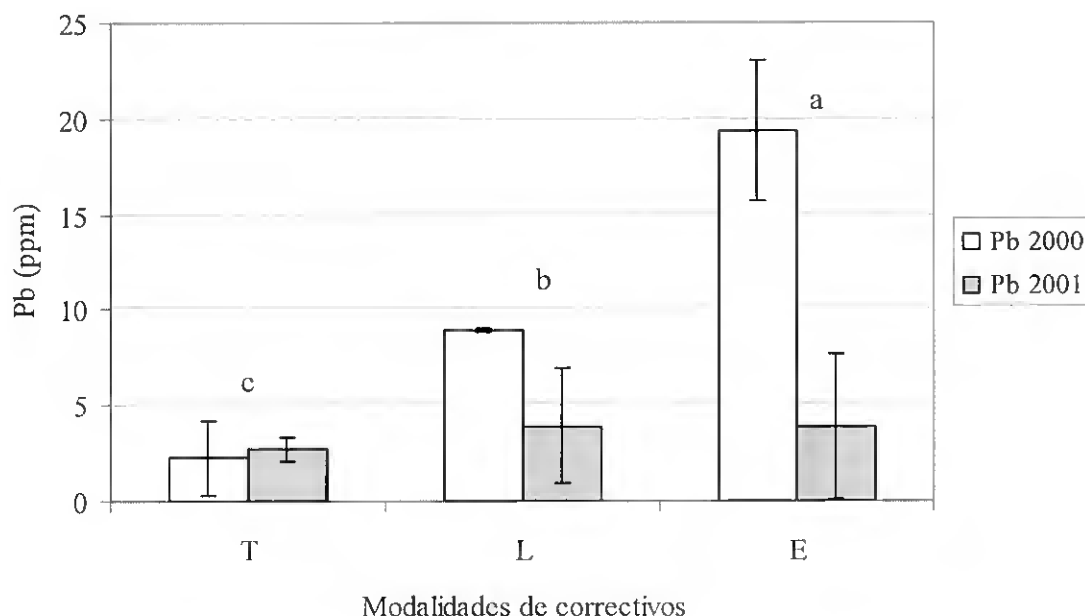


Figura 4.25 – Médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan para as concentrações de chumbo (Pb, ppm), em folhas de citrinos, cujos valores diferem significativamente, para modalidades de correctivo e nos anos 2000 e 2001.

Discussão

Nas modalidades de correctivos, apenas se assistiu a uma variação significativa do chumbo. Correspondeu a reduções nos teores deste elemento, nas folhas, quando foram aplicados lamas e estrume ao solo.

As concentrações médias de Pb observadas nas lamas foram de 40 ppm, no estrume de 2 ppm e no solo de 15 ppm (Tabela 3.18). Estes resultados inconclusivos, poderão ser explicados pelos insignificantes teores de metais pesados, presentes nas lamas e no estrume.

Será de concluir que as lamas urbanas utilizadas nos ensaios desta dissertação, não oferecem perigos significativos de contaminação das culturas. Estes resultados são apoiados por ensaios realizados, utilizando outras lamas em diferentes culturas e locais.

Também nas folhas de citrinos (Espinosa *et al.*, 1998), não foram encontradas diferenças significativas nos teores de metais pesados, quando foram aplicadas lamas urbanas num pomar na Florida. No sul de Espanha (Valência), também se observaram idênticos resultados, com excepção do aumento no teor de chumbo, nas folhas dos citrinos (Canet *et al.*, 1997).

Em pastagens cujos solos foram fertilizados com lamas urbana de Viseu e de Belmonte, foi realizada análise foliar, com o objectivo de determinar eventuais toxicidades, provocadas por metais pesados. Relativamente às modalidades com aplicação de lamas residuais, as culturas mostraram, comparativamente com o tratamento com adubação mineral, que os teores de crómio, níquel, chumbo, e cádmio foram similares (Domingues *et al.*, 1997).

Em ensaios realizados em Valência (Espanha), em cultura de acelga (*Beta vulgaris* L.) e de alface (*Lactuca sativa* L.), foi observado que a aplicação continuada, durante mais de uma década, de lamas urbanas, não provocou acréscimos nos teores dos metais pesados no solo (Canet *et al.*, 1998).

4.3.3.3. Desenvolvimento vegetativo

A evolução do desenvolvimento vegetativo do pomar do Fialho, ao longo dos primeiros três anos de plantação (1999, 2000 e 2001), foi avaliada por meio de 6 parâmetros – perímetro do tronco (PT, cm); número de folhas por árvore (NFA); área média da folha (AF, cm²); área específica da folha (AEF, cm² g⁻¹); área específica de discos foliares (AED, cm² g⁻¹); e valores de clorofila total (SPAD). O delineamento experimental consistiu na aplicação de correctivos ao solo (3.3.) e utilizou dois tipos – lamas urbanas (L) e estrume (E), comparativamente com testemunha (T).

a) Desenvolvimento vegetativo no ano 2000

A Tabela 4.42 apresenta as médias de valores de parâmetros de desenvolvimento vegetativo – perímetro do tronco (PT, cm); número de folhas por árvore (NFA); área média da folha (AF, cm²); área específica da folha (AEF, cm² g⁻¹); área específica de discos foliares (AED, cm² g⁻¹); e clorofila total (SPAD), para o ano 2000 e para as modalidades de correctivos do solo – lamas (L), estrume (E) e sem correctivos (T).

O número de amostras foi de 59, por cada modalidade e parâmetro, excepto no NFA que foi reduzido para 8.

Tabela 4.59 – Para modalidades de correctivos, em 2000, as médias de valores de parâmetros de desenvolvimento vegetativo – PT (cm), NFA, AF (cm²), AEF (cm² g⁻¹), AED (cm² g⁻¹) e SPAD.

Correctivos 2000	PT	NFA	AF	AEF	AED	SPAD
T	5,4	111	73,3	75,1	80,0	61,5
L	7,1	249	81,5	71,1	73,2	69,3
E	7,5	326	83,6	68,4	72,8	68,8

A análise estatística ANOVA foi feita entre as médias dos valores paramétricos de desenvolvimento vegetativo, nas modalidades de correctivos e observados em finais do ano 2000. Foram muito significativas as diferenças entre as médias de valores de PT e de AED. As diferenças entre os valores de AF foram simplesmente significativas e entre NFA não foram significativas.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de PT e as médias dos valores foram associados em dois grupos homogêncos (a) e (b). Observou-se que no grupo (a), que incluiu as modalidades E e L, os valores foram mais elevados do que no grupo (b) com a testemunha T.

A Figura 4.26 apresenta os valores médios, os desvios padrão e o teste Duncan para o parâmetro PT. Pôde-se observar uma relação positiva entre a aplicação de correctivos e os valores de PT e que o vigor vegetativo das plantas foi mais relevante na modalidade E.

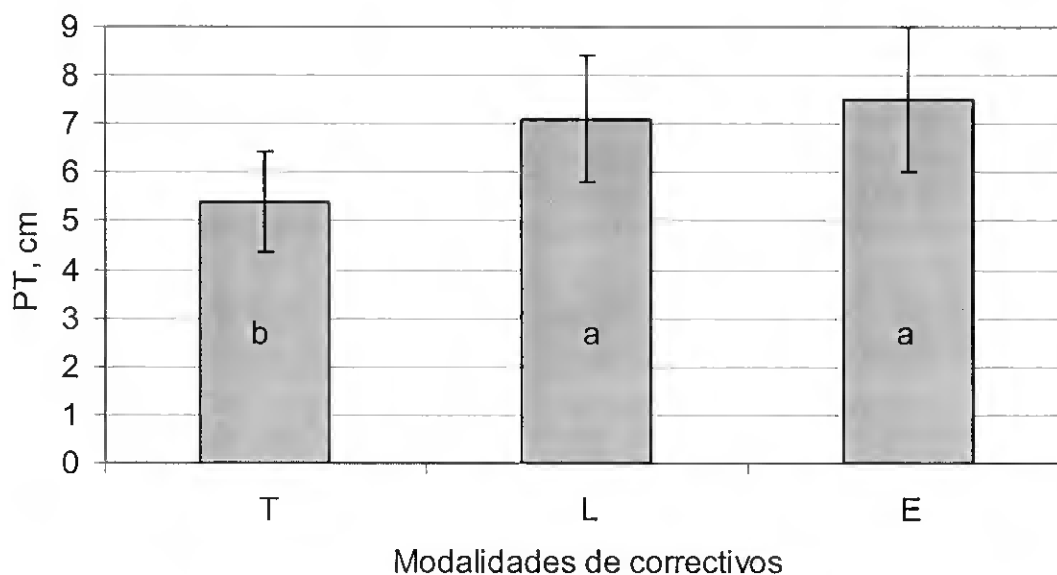


Figura 4.26 – Para valores de perímetros do tronco (PT, cm), nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano de 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de AF e as médias dos valores foram associados em dois grupos (a) e (b). Observou-se que na modalidade E, os valores foram significativamente mais elevados do que na testemunha (T).

A Figura 4.27 apresenta os valores médios, os desvios padrão e o teste Duncan, para o parâmetro AF. Como se pode observar, verificou-se uma relação positiva entre a aplicação de estrume (mas não de lamas) e o desenvolvimento vegetativo.

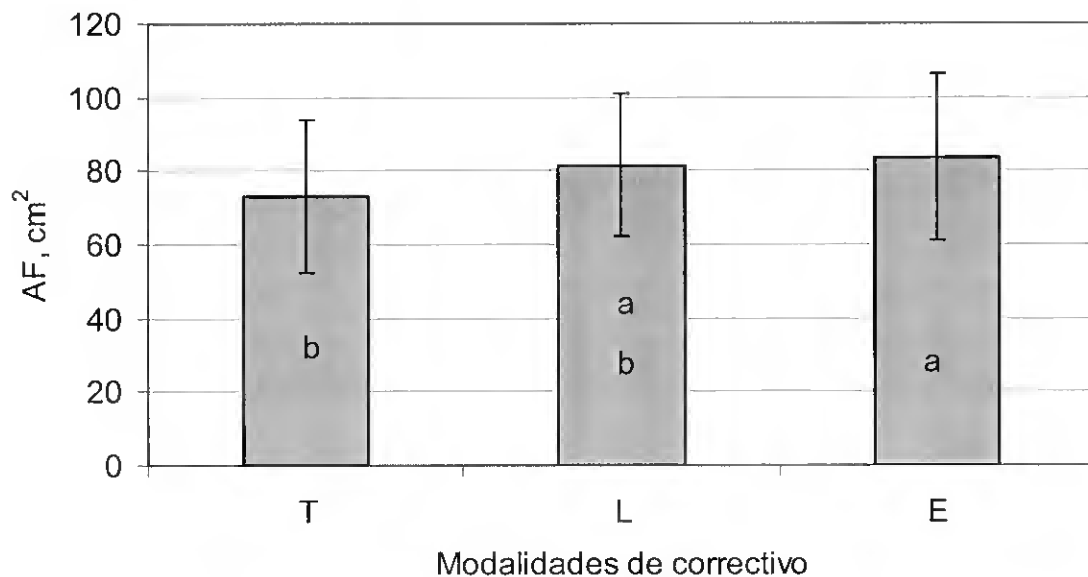


Figura 4.27 -- Para valores de área foliar (AF, cm²), nas modalidades de correctivos, durante o ano de 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

Segundo o teste Dunnett T3, na modalidade AEF, foram significativas as diferenças encontradas entre a testemunha T (a) por um lado e a modalidade E (b) por outro.

A Figura 4.28 apresenta os valores médios, os desvios padrão e o teste Dunnett T3 para o parâmetro AEF. Observou-se uma relação negativa entre a aplicação de estrume e a AEF, o que significa uma resposta positiva em termos de desenvolvimento vegetativo.

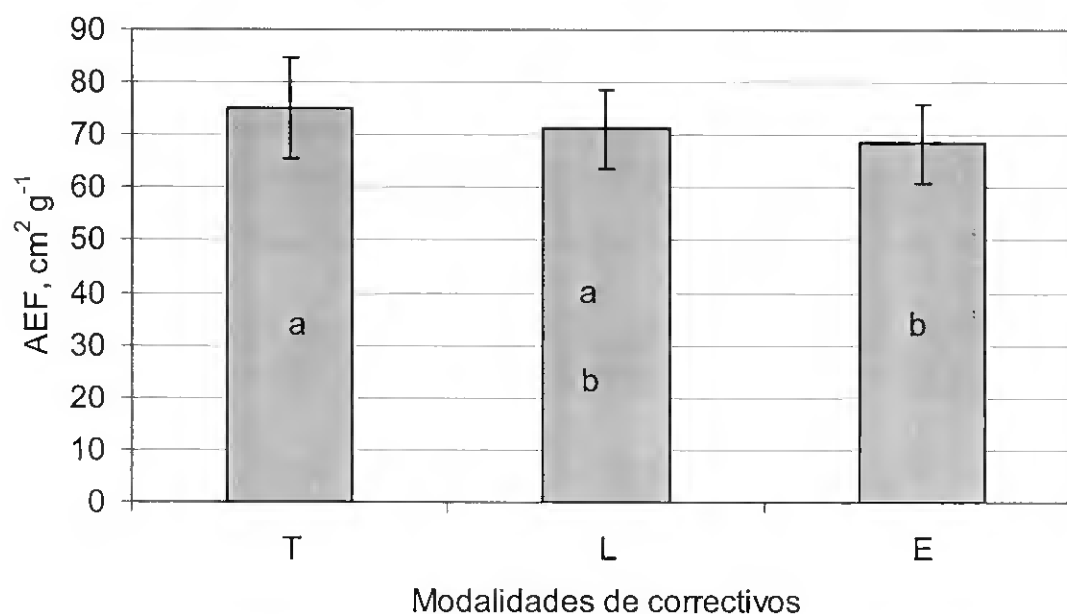


Figura 4.28 – Valores de área específica da folha (AEF, $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$), nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano de 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Dunnett T3.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de AED e as médias foram associados em dois grupos homogéneos (a) e (b). Observou-se que no grupo (b), que incluiu as modalidades L e E, os valores foram mais baixos do que no grupo (a) com a testemunha T.

A Figura 4.29 apresenta os valores médios, os desvios padrão e o teste Duncan para o parâmetro AED. Observa-se uma relação negativa entre a aplicação de correctivos e a área específica (de discos foliares), o que significa, tal como AEF, uma resposta positiva em termos de desenvolvimento vegetativo.

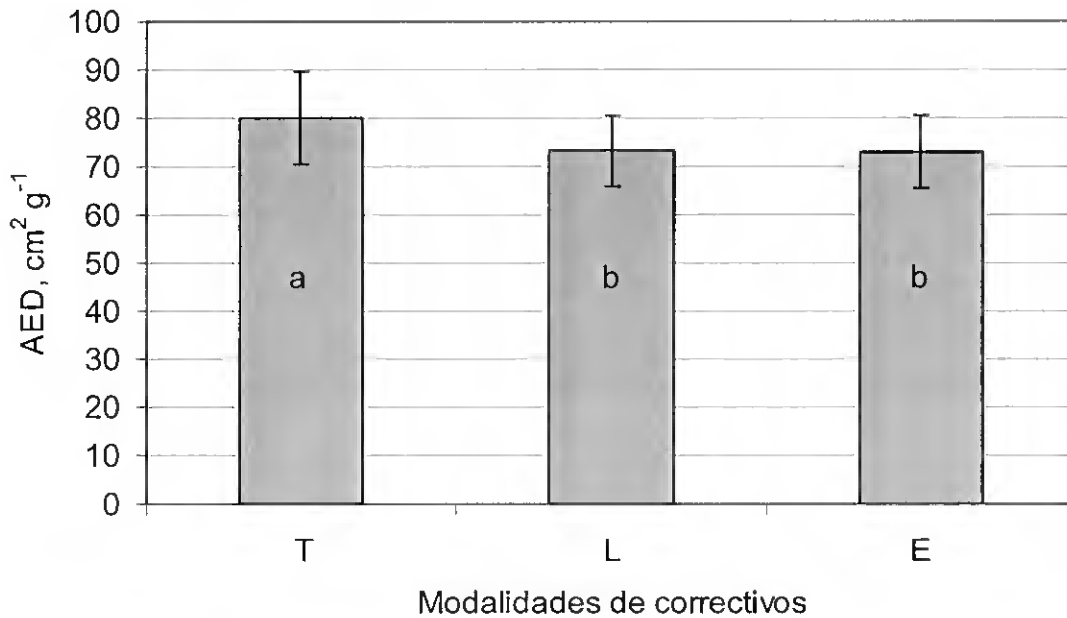


Figura 4.29 – Valores de área específica de discos foliares (AED, $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$), nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

Segundo o teste Dunnett T3, para valores de SPAD, foram significativas as diferenças encontradas entre as modalidades L e E (a) por um lado e a testemunha T (b) por outro.

A Figura 4.30 apresenta os valores médios, os desvios padrão e o teste Dunnett T3 para o parâmetro SPAD. Pôde-se observar uma relação positiva entre a aplicação de correctivos e os valores de SPAD, os quais são directamente proporcionais à eficiência fotossintética das folhas.

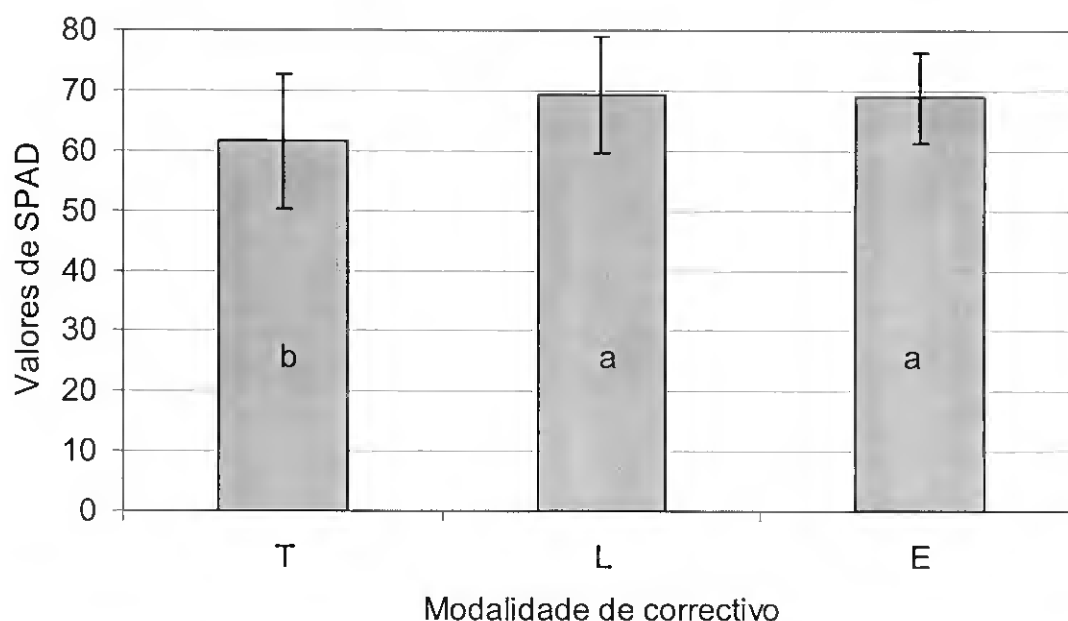


Figura 4.30 – Valores de clorofila total (SPAD), nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano 2000, médias, desvios padrão e resultados do teste Dunnnett T3.

b) Desenvolvimento vegetativo no ano de 2001

A Tabela 4.60 apresenta as médias dos valores dos parâmetros de desenvolvimento vegetativo – perímetro do tronco (PT, cm); área média da folha (AF, cm²); número de folhas por árvore (NFA); área específica da folha (AEF, cm² g⁻¹); área específica de discos foliares (AED, cm² g⁻¹); e clorofila total (SPAD) para o ano 2001 e para as modalidades de correctivos do solo – L, E e a testemunha T.

O número de amostras foi de 36 por cada modalidade e parâmetro, excepto no NFA que foi reduzido para 8.

Tabelas 4.60 – Para modalidades de correctivos, em 2000, as médias de valores de parâmetros de desenvolvimento vegetativo – PT (cm), NFA, AF (cm²), AEF (cm² g⁻¹), AED (cm² g⁻¹) e SPAD.

Rega 2001	PT	NFA	AF	AEF	AED	SPAD
T	7,6	396	94,3	54,0	68,5	76,4
L	10,8	510	112,4	52,1	65,7	75,6
E	11,3	447	100,3	53,1	71,1	74,9

A análise estatística ANOVA foi feita entre as médias dos valores paramétricos de desenvolvimento vegetativo, nas modalidades de correctivos do solo e observados em finais do ano 2001. Foram muito significativas as diferenças entre os valores de PT,

enquanto que os de AF e de AED diferiram apenas significativamente. Entre NFA, AEF e SPAD os valores não foram significativamente diferentes.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de PT e as médias foram associados em dois grupos homogêneos (a) e (b). Observou-se que no grupo (a), que incluiu as modalidades E e L, os valores foram mais elevados do que no grupo (b) com a testemunha T.

A Figura 4.31 apresenta os valores médios, os desvios padrão e o teste Duncan para o parâmetro PT. Pôde-se observar uma relação positiva entre a aplicação de correctivos e os valores de PT.

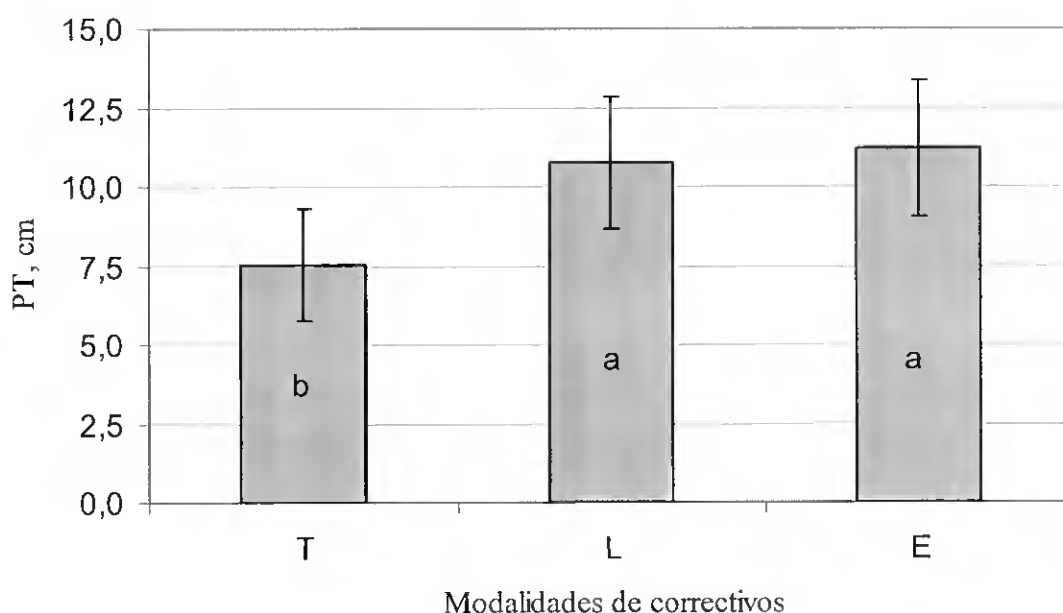


Figura 4.31 – Valores de perímetros do tronco (PT, cm), nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano 2001, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de AF e as médias foram associados em dois grupos homogêneos (a) e (b). Observou-se que na modalidade L, os valores foram significativamente mais elevados do que na testemunha T.

Na Figura 4.32 apresentam-se os valores médios, os desvios padrão e o teste Duncan para o parâmetro AF. Pôde-se observar uma relação positiva entre a aplicação de lamas e os valores de AF, que estão directamente relacionados com o desenvolvimento vegetativo.

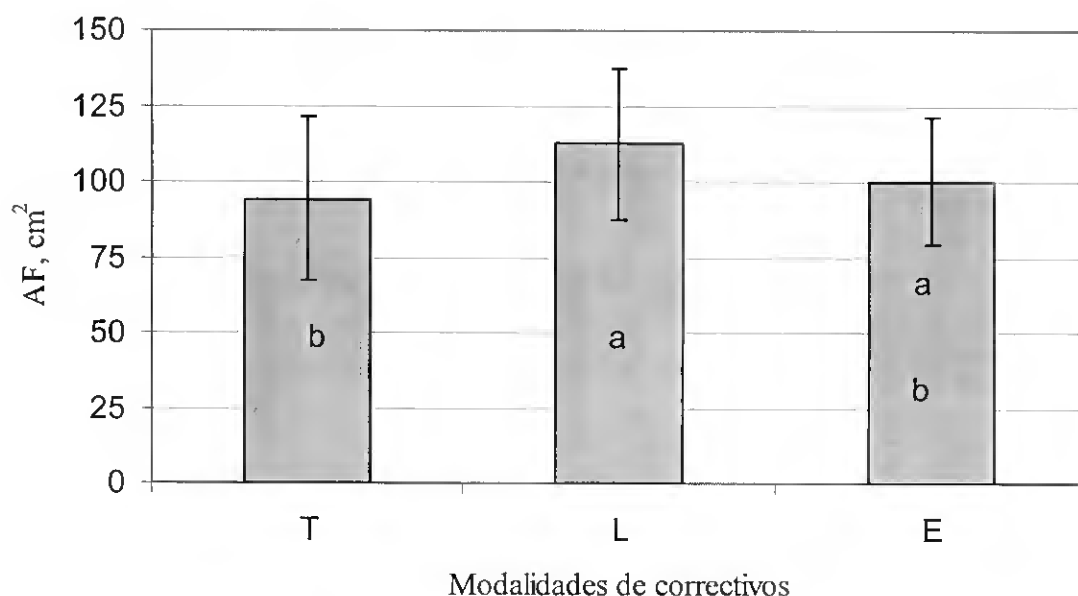


Figura 4.32 – Para valores de área foliar (AF, cm²) nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano de 2001, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

O teste estatístico de Duncan foi utilizado para os valores de AED e as médias foram associados em dois grupos homogêneos (a) e (b). Observou-se que na modalidade L, os valores foram significativamente menos elevados do que em E.

A Figura 4.33 apresenta os valores médios, os desvios padrão e o teste Duncan para o parâmetro AED. Pôde-se observar uma relação negativa entre a aplicação de lamas, comparativamente com a aplicação de estrume, no parâmetro AED. Refira-se que a área específica de discos foliares é inversamente proporcional ao desenvolvimento vegetativo.

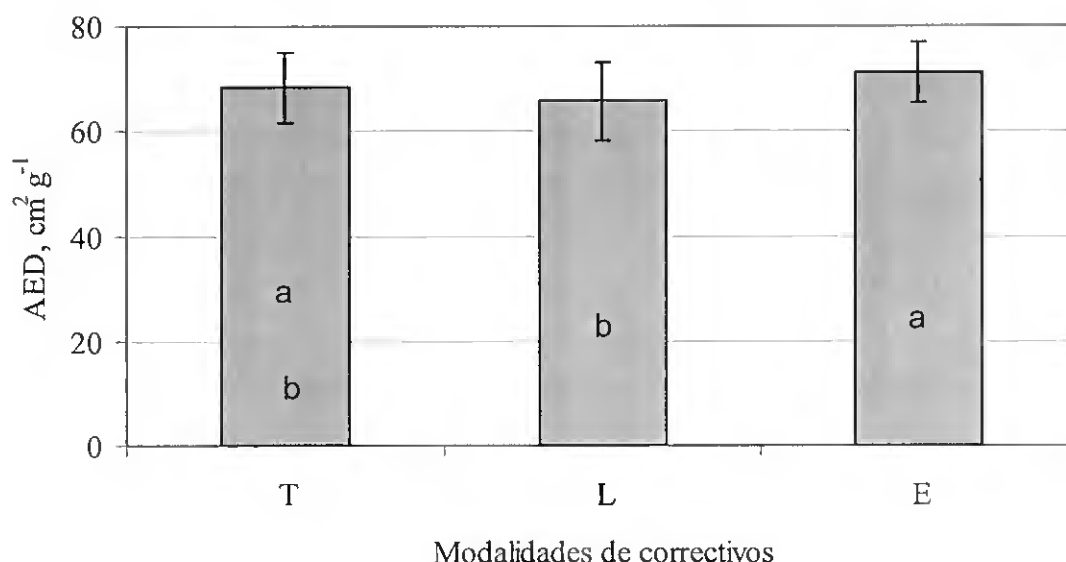


Figura 4.33 – Para valores de área específica dos discos foliares (AED, $\text{cm}^2 \text{g}^{-1}$), nas modalidades de correctivos (L, E e T), durante o ano de 2001, médias, desvios padrão e resultados do teste Duncan.

Discussão

As respostas obtidas de forma significativa (PT, AF, AEF, AED e SPAD), pelas modalidades de correctivos, no ano 2000, indicaram uma relação mais positiva quando se aplicou estrume. No ano de 2001, as modalidades de correctivos apresentaram também resultados positivos (PT, AF, AED), em especial a modalidade de lamas.

Os melhores resultados obtidos quando da aplicação de lamas e de estrume devem estar relacionadas com os efeitos correctivos que melhoraram as características agronómicas do solo, nomeadamente – estrutura, porosidade, permeabilidade, capacidade de retenção de água e pH (Brito *et al.*, 1999; Ferreira *et al.*, 2002). A disponibilização de nutrientes (Ca, Mg, Na e Cl) pelas lamas, que foi observada nos lixiviados, também deve ter contribuído para estes resultados favoráveis.

Num programa de aplicação de lamas urbanas em citrinos, foram observados na Florida, aumentos de produção da ordem dos 8%, em combinação com substancial economia de adubos (Litvany e Ozores-Hampton, 2002).

O método de SPAD foi utilizado em Portugal e Espanha para testar a eficiência fotossintética em citrinos, relativamente à aplicação de nutrientes – N, Fe e Ca, tendo-se observado valores mais elevados de clorofila nas maiores aplicações destes nutrientes (Pestana *et al.*, 2001; Esposi *et al.*, 2003).

Ensaio em pastagens, utilizando lamas de Lisboa, indicaram que mesmo doses baixas (5 e 10 t ha^{-1}), melhoraram as características físicas e químicas do solo, levando assim a um aumento da sua fertilidade (Ferreira, 2002).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Não se vêem inconvenientes na substituição de água natural por água residual (com as características das utilizadas nos ensaios), em rega de bermuda, dado que, para se obter idêntica qualidade dos relvados, as necessidades hídricas foram semelhantes, independentemente da qualidade da água de rega. Contudo, observaram-se produtividades inferiores nos relvados regados com águas residuais, devido à sua maior salinidade.

A economia de água e a qualidade dos relvados são dois factores antagónicos que terão de ser ponderados. O coeficiente cultural (kc) médio necessário, para os relvados apresentarem boa qualidade foi de 0,54. Constatou-se que para obter uma aparência mais luxuriante dos relvados, as necessidades hídricas quase que duplicaram (kc = 0,94)

Os relvados podem ser utilizados com vantagem em processos de fitorremediação, devido às potencialidades demonstradas para remover sais do solo. O poder extractante dos relvados, foi apreciável e variou em função das variedades – entre 51 na bermuda e 157 kg ha⁻¹ ano⁻¹ na “kikuyugrass”.

Eventualmente não representarão riscos acrescidos significativos para a saúde pública a utilização de espaços verdes de lazer, quando regados com águas residuais urbanas devidamente depuradas, como alternativa às águas naturais. Não se observou uma proporção directa entre as concentrações de indicadores de contaminação fecal, existentes nas águas de rega, e as observadas nas relvas depois da rega. Os valores médios foram muito mais elevados na água residual, comparativamente com a água natural. Pelo contrário, a valores de CF na relva regada com água residual, correspondem valores pouco inferiores aos da relva regada com água natural.

As respostas das culturas regadas com águas residuais, não foram concordantes. Verificou-se que a rega com água residual favoreceu o desenvolvimento dos citrinos (ao contrário da relva) e esse efeito foi comparável à aplicação de fertirrega e pode estar relacionado com a disponibilização de nutrientes (K, Na e Cl), como foi observado pelo aumento dos teores no solo, nos lixiviados e nas plantas.

Os efeitos negativos esperados no pomar de citrinos, em consequência da salinidade mais elevada da água residual, não foram relevantes. De facto, a salinidade dos lixiviados, nas modalidades de fertirrega, foi mais elevada. Apesar da concentração em Cl⁻ ter sido superior, nas folhas das plantas regadas com água residual, verificaram-se efeitos positivos no desenvolvimento vegetativo.

Os baixos teores em metais pesados da água residual testada constituem uma vantagem. Não se verificaram acréscimos de metais pesados (Cd, Ni, Pb e Cr) nas plantas e nos lixiviados. No solo, apenas se observou uma elevação na concentração de Cd, quando a rega foi feita com água residual, em relação com a água natural. Pelo contrário verificou-se uma tendência de redução no Cr da sua concentração no solo, pelo que o sistema depurador Solo-Planta-Atmosfera *Continuum* (SPAC) poderá estar na origem deste efeito.

A aplicação de lamas urbanas ao solo contribuiu para o desenvolvimento vegetativo dos citrinos. Este efeito benéfico, pode estar relacionado com a acção correctiva, ao melhorar as características agrónomicas do solo. Também os nutrientes presentes nestes resíduos devem ter contribuído para o mesmo efeito, como foi observado pelo aumento dos teores no solo e nos lixiviados de Ca, Mg, Na e Cl.

Como desvantagem da aplicação de lamas aponta-se o incremento da salinidade no solo e nos lixiviados. No entanto estes resíduos apresentaram, na sua constituição, salinidade inferior à que se observou no estrume testado.

Os baixos teores de metais pesados (Cd, Ni, Pb e Cr) existentes nas lamas, sugerem a ausência de perigos inerentes à sua aplicação ao solo, desde que seja respeitada a legislação em vigor. Foi observado apenas um aumento de contaminação por Pb, nos lixiviados, mas não no solo. Nas plantas, pelo contrário, assistiu-se à redução deste metal pesado.

Refira-se que os inconvenientes apontados, tanto na utilização de água residual na rega, como nas lamas como fertilizantes, não constituem factores limitantes, visto que são tecnicamente resolúveis. Deste modo, no Algarve, os teores em metais pesados, nestes resíduos, são ínfimos e portanto pouco perigosos. Os indesejáveis efeitos de salinidade, provocados pelas lamas foram lixiviados pelas chuvas inverniais. Quanto à contaminação fecal, o problema será minorado, desde que a rega seja feita criteriosamente e com águas devidamente depuradas.

Não se observaram impedimentos de ordem legal, na rega com as águas residuais utilizadas nos ensaios, uma vez que a legislação em vigor não apresenta restrições (se exceptuarmos as concentrações em magnésio e que serão de origem natural). Também a aplicação das lamas urbanas ao solo, não depararam com quaisquer constrangimentos de ordem legal.

São de realçar os aspectos económicos positivos, como consequência da aplicação destes resíduos, nomeadamente a libertação de recursos hídricos, para aplicações qualitativamente mais exigentes; a economia em adubos e em correctivos; os desnecessários tratamentos para remoção de nutrientes dos efluentes; a redução em transporte e armazenamento de lamas; e a poupança dos custos energéticos derivados da elevação de águas.

Em termos ambientais, foi provado que existem alternativas ao lançamento de efluentes nos cursos de água e ao destino de lamas urbanas em aterros sanitários. Aplicados na rega e como fertilizantes do solo, estes resíduos podem melhorar o ambiente, sem prejudicar a saúde pública.

A investigação sobre processos de tratamento adicional de efluentes e de eliminação de resíduos (águas residuais e lamas urbanas) deve continuar, bem como a divulgação dos resultados junto dos potenciais utilizadores.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA (1992). American Public Health Association, American Water Association, Water Pollution Control Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. Greenberg A.E., Clesceri L.S. e Eaton A.D. (eds.), APHA, AWWA, WPCF American Public Health Association, Washington, DC, EUA.
- Agusti, M. (2000). Citricultura. Ediciones Mundi-Prensa. Valência, Espanha, 402 p.
- Al-Lahham, O.; El Assi, N.M. e Fayyad, M. (2003). Impact of treated wastewater irrigation on quality attributes and contamination of tomato fruit. *Agriculture Water Management* **61**(1):51-62.
- Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D. e Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrig. Drain. Paper* **56**:1-300.
- Almeida, C.; Mendonça, J.L.; Jesus, M.R. e Gomes, A.J. (2000). Sistemas aquíferos de Portugal continental. Centro de Geologia e Instituto da Água (eds.), Lisboa, 661p.
- AlNakshabandi, G.A.; Saqqar, M.M.; Shatanawi, M.R.; Fayyad, M. e AlHorani, H. (1997). Some environment problems with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. *Agricultural Water Management* **34**(1):81-94.
- Alvin, A.J.S. (1975). Solos salinos. *Pedologia* **3**(10):1-15.
- Ambio (2001). Criação do sistema multimunicipal de saneamento de águas residuais do Algarve - programa base. Águas de Portugal (ed.), Lisboa.
- Angelakis, A.N. e Tchobanoglous, G. (1997). Necessity of establishing EU-guidelines for wastewater reclamation and reuse: with emphasis the EU-mediterranean countries. Proceedings of the 2nd International Symposium on Irrigation of Horticultural Crops. Creta, Grécia. *Acta Horticulturae* **449**(2):673-682.
- Angelakis, A.N.; Monte, M.H.F.M.; Bontoux L. e Asano T. (1999). The status of wastewater reuse practice in the mediterranean basin: need for guidelines. *Wat. Res.* **33**(10):2201-2217.
- Aragüés, R. (1995). Agricultura de regadio y salinización de suelos y aguas. *Fronteras de la Ciencia y la Tecnología* **8**:36-39.
- Aragüés, R. (1998). Origen y causas de la salinidad de aguas y suelos. Córdoba, Espanha, 58 p.
- Asano, T. (1998). Wastewater reclamation and reuse. *Water Quality Management Library* **10**:1-1528.
- Asano, T. (2002) I. Multiple uses of water: reclamation and reuse, *Water and Efficiency. Gaia* **4**:277-280.
- Asano, T. (2002) II. Water from (waste)water – The dependable water resource. *Water Science & Technology* **45**(8):23-33.
- Ayers, R.S. e Westcot, D.W. (1985). Water quality for agriculture. FAO. *Irrig. Drain. Paper* **29**:1-174.
- Balasubramanian, V.; Morales, A.C.; Cruz, R.T. e Abdulrachman, S. (1999). Nutrient cycling in agroecosystems. Kluwer Academic Publishers **53**:59-69.
- Ball, P. (2002). H₂O - Uma biografia da água (ed.). Temas e Debates, Lisboa, 383 p.
- Ballerdi, F.L.; Muller L. e Fassbender, H.W. (1968). Estudio del P en suelos de América Central. III Comparición de cinco métodos químicos del análisis de P disponible. Turrialba, Costa Rica, **18**:348-360.
- Belligno, A.; Meli, S. e Porto, M. (2000). *Journal of Applied Botany-Angewandte Botanik* **74**(1-2):61-66.
- Beltrão, J. (1976). Distribuição de água em ensaios de rega. *Pedologia* **11**(1):135-156.

- Beltrão, J. (1992). Generalization of combined effects of water and fertilizer on the yield function of irrigated crops. Ph.D. Thesis. Ben Gurion University of the Negev, Beer Sheva, Israel, 141 p.
- Beltrão, J.; Monte, M.M.H.; Faleiro, M.L.; Oron, G.; Sousa, M.E.S. e Brito, J.C. (1996-a). A aplicação de águas residuais na agricultura mediterrânica. III Seminário Luso-Espanhol “A Água e a Agricultura Mediterrânica”. Loulé, 9 p.
- Beltrão, J.; Faleiro, L.; Santos, A.P.; Costa, M. e Brito, J.C. (1996-b). Bermuda grass response to sprinkle irrigation reusing municipal wastewater. International Workshop on “Sewage Treatment and Reuse for Small Communities. Mediterranean and European Experience”. Proceedings. R. Chourkr-Allah (ed.), Agadir, Marrocos, pp. 317-323.
- Beltrão, J.; Silva, A.A. e Ben Asher, J. (1996-c). Modeling the effect of capillary water rise in corn yield in Portugal. *Irrigation and Drainage Systems* **10**:179-189.
- Beltrão, J. e Ben-Asher, J. (1997). The effect of salinity on corn yield using the CERES-maize model. *Irrigation and Drainage Systems* **11**:15-28.
- Beltrão, J., Faleiro, L.; Santos, A.P.; Costa, M. e Brito, J.M.C. (1998). Bermuda grass and soil response to sprinkle irrigation reusing municipal wastewater. Sewage treatment and reuse for small communities: Mediterranean and European experiences. Redouane Choukr-Allah. Rabat, Marrocos, pp. 317-323.
- Beltrão, J.; Gamito, P.; Guerrero, C.; Arsénio, A. e Brito, J.C. (1999). Grass response to municipal wastewater reuse as compared to nitrogen and water application. International Workshop on “Improved Crop Quality by Nutrient Management”. D. Anaç & P. Martin-Prével (eds.). Kluwer Academic Publishers. Izmir, Turquia, pp. 263-266.
- Beltrão, J.; Oron, G.; Salgot, M.; Alexandrov, V.; Khaydarova V.; Menzhulin G.; Pak, E. e Penkova, N. (2002). Composite models for agricultural and recreational effluent reuse: decisions under various conditions in different countries. 5th International Proceedings of Conference on “Water Resources Management in the Era of Transition”. Ed. G. Tsakiris. Atenas, pp. 396-403.
- Ben-Asher, J.; Beltrão, J.; Costa, M.; Anaç, S.; Cuartero, J. e Soria, T. (2002). Modeling the effect of sea water intrusion on ground water salinity in agriculture areas of Israel, Portugal, Spain and Turkey. International Symposium on Techniques to Control Salination for Horticultural Productivity, 7 – 10 Novembro 2000, *Acta Horticulturae* **573**:119-128.
- Blumenthal, U.J.; Mara, D.D.; Peasey, A.; Ruiz-Palacios, G. e Stott, R. (2000). Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. *Bulletin of the World Health Organisation* **78**(9):1104-1116.
- Bower, C.A. e Wilcox, L.V. (1965). Soluble salts. In: Methods of soil analysis. American Society of Agronomy Inc. Black (ed.). Madison, Wisconsin, EUA, pp. 933-951.
- Brito, J.M.C. (1986). As lamas pretas como fertilizante (contributo para o seu estudo). Tese de Doutoramento. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 301 p.
- Brito, J.M.C. e Faria, E.A. (1992). As lamas urbanas como fertilizante dos solos do Algarve. 3^a Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente. Comissão Coordenadora da Região Centro. Aveiro, pp. 763-774.
- Brito, J.M.C.; Santos, N.; Guerrero, C.; Faleiro, L.; Veliça A. e Beltrão, J. (1996). Reuse of municipal sludge and industrial wastes as organic fertilizers in pepper. Mediterranean and European Experience”. Proceedings. R. Chourkr-Allah (ed.), Agadir, Marrocos, pp. 455-463.

- Brito, J.M.C.; Coelho, D.; Guerrero, C.; Machado, A V. e Beltrão, J. (1999). Soil pollution by nitrates using sewage sludges and mineral fertilizers. International Workshop on "Improved Crop Quality by Nutrient Management". D. Anaç & P. Martin-Prével (eds.). Kluwer Academic Publishers. Izmir, Turquia, pp. 223-227.
- Butler, J.E. (1993). Role of wastewater reuse in water planning and management. Advanced short course on sewage: treatments – practices – management for agriculture use in the Mediterranean countries. Cairo, Egipto, pp. 429-462.
- Byron, F.L. (1974). Diseases transmitted in food contaminated with wastewater. USEPA: EPA 6660/2-74-041, EUA.
- CCE (1986). Conselho das Comunidades Europeias. Directiva do Conselho n.º 86/278/CEE de 12-06-1986, relativa à protecção do ambiente, e em especial dos solos, na utilização agrícola de lamas de depuração, 8 p.
- CCE (1991). Conselho das Comunidades Europeias. Directiva do Conselho n.º 91/271/CEE de 21-05-1991, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas, 6 p.
- CCRA (1991). Comissão de Coordenação da Região do Algarve. PROT - Plano Regional de Ordenamento do Território para o Algarve. Decreto Regulamentar n.º 11/91. Ministério do Planeamento e da Administração do Território. Diário da República – I Série – B, n.º 67 – 21/3/1991. Lisboa, pp. 1498-1508.
- Cadmium.org/ (2002). <http://www.cadmium.org/>
- Calé, J. (2002). Campos de golfe. *Ambiente 21* 6:48-53.
- Câmara Municipal de Loulé- Hidrocontato (1998). Resultados analíticos de águas.
- Canet, R.; Pomares, F. e Tarazona, F. (1997). Chemical extractability and availability of heavy metals after seven years application of organic wastes to a citrus soil. *Soil Use and Management* 13(3):117-121.
- Canet, R.; Pomares, F.; Tarazona, F. e Estela, M. (1998). Sequential fractionation and plant availability of heavy metals as affected by sewage sludge application to soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29(5-6):697-716.
- Cardoso, J.C. (1965). Os solos de Portugal sua classificação, caracterização e génese. 1- A sul do rio Tejo. Secretaria de Estado da Agricultura. Direcção-Geral dos Serviços Agrícolas. Lisboa, 310 p.
- Cardoso, J.C.; Silva, A.A.; Cluny, A.L.; Santos, A.L.; Bessa, M.T. e Marado, M.B. (1970). Sistemas de classificação dos solos quanto à sua aptidão para o regadio. Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário (ed.), *Boletim de Solos* (separata) 6:1-26.
- Carrow, R.N.; Huck M. e Duncan, R. R. (2000). Leaching for salinity management on turfgrass sites. Where salts are a problem, leaching is the answer. USGA Green Section Record 42(2):15-24.
- Chaves, P.A; Laird, L.; Sutherland, R. e Beltrão, J. (2000). Assessment of fish culture water improvement through the integration of hidroponically grown lettuce. *Water, Sci. Tech.* 42:43-48.
- Christiansen, J. (1942). Irrigation by sprinkling. Calif. Agron. Esp. Bull. 670.
- Cochran, W.G. (1950). Estimation of bacterial densities by means of the "most probable number". *Biometrics* 6:105-116.
- Conover, W.J. (1980). Practical nonparametric statistics. Texas Tech University (2nd ed). Texas, USA, 493 p.
- Cooper, R.C. (1991). Public health concerns in wastewater reuse. *Wat. Sci. Tech.* 24(9):55-65.
- Correia, M.F. (2000). Caracterização fisiológica e nutritiva da clorose férrica em citrinos, avaliação dos mecanismos de resistência aos efeitos do HCO₃⁻. Tese de Doutoramento em Ciências Agrárias. Universidade do Algarve. Faro, 223 p.

- Costa, F.E.; Brites, J.A.; Pedrosa, M.Y. e Silva, V. (1985). Carta hidrogeológica da orla algarvia. Serviços Geológicos de Portugal. Lisboa, 95 p.
- Costa, J.B. (1998). Estudo e classificação das rochas por exame macroscópico. Fundação Calouste Gulbenkian (9ª ed.). Lisboa, 198 p.
- Costa, J.B. (1995). Caracterização e constituição do solo. Fundação Calouste Gulbenkian (5ª Ed.). Lisboa, 527 p.
- Costa, M. (1996). Plano de organização de produtores de frutas de casca rija e alfarrobeiras. COOPROBOL. Boliqeime, 43 p.
- Costa, M.; Beltrão J.; Dionísio, L.P.C.; Guerrero, J.; Brito, J.M.C.; Matos, L.; Rebelo, L. E Gamito, P. (2002). Response of fairway grasses of golf courses to potable irrigation as compared to wastewater irrigation. International Symposium on "Techniques to Control Salination for Horticultural Productivity". *Acta Horticulturae* 573:357-362.
- Cottin R. SRA INRA-CIRAD (1997). Citrus of the World – a citrus directory. França, 64 p.
- Cromium Information Bureau (2000). (<http://www.chromiuminfo.org>).
- Cuartero, J.; Pulido, J.M.; Gomez-Guillaumon, M.L. e Alvarez, M. (2002). Salt removal potential of Barley, alfalfa, *Atriplex patula* and *A. prostrata*. International Symposium on "Techniques to Control Salination for Horticultural Productivity". *Acta Horticulturae* 573:387-391.
- Cunha, L.V. (2002). Perspectivas da gestão da água para o século XXI: desafios e oportunidades. *Recursos Hídricos* 23(2):33-42.
- Cunha, R. (1957). O Clima do Algarve. Relatório final do curso Engenheiro Agrónomo. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa, 589 p.
- DRAA (1999). Direcção Regional do Ambiente do Algarve. Recursos hídricos na região do Algarve. Situação em Maio de 1999. Faro, 63 p.
- DRAAg (2001). Direcção Regional de Agricultura do Algarve. Dados meteorológicos.
- DRAAg (2003). Direcção Regional de Agricultura do Algarve. Dados sobre os perímetros de rega do Algarve (não publicados).
- Decreto-Lei n.º 70/90 (1990). Define o regime de bens do domínio público do Estado. Diário da República n.º 51, I Série, 2 de Março, 7 p.
- Decreto-Lei n.º 74/90 (1990). Normas da qualidade da água. Diário da República n.º 55, I Série, 7 de Março, pp. 981-1024.
- Decreto-Lei n.º 446/91 (1991). Regime de utilização na agricultura de certas lamas provenientes de estações de tratamento de águas residuais. Diário da República n.º 269, I-A Série, 22 de Novembro, pp. 6076-6078.
- Decreto-Lei n.º 207/94 (1994). Sistemas distribuição pública de água e de drenagem pública das águas residuais. Diário da República n.º 181, I-A Série, 6 de Agosto, pp. 4491-4495.
- Decreto-Lei n.º 45/94 (1994). Processo de planeamento de recursos hídricos e a elaboração e aprovação dos planos de recursos hídricos. Diário da República n.º 44, I-A Série, 22 de Fevereiro, pp. 768-771.
- Decreto-Lei n.º 46/94 (1994). Regime de licenciamento da utilização do domínio hídrico, sob jurisdição do instituto da água. Diário da República n.º 44, I-A Série, 22 de Fevereiro, pp. 772-786.
- Decreto-Lei n.º 47/94 (1994). Regime de licenciamento da utilização do domínio hídrico, sob jurisdição do instituto da água. Diário da República n.º 44, I-A Série, 22 de Fevereiro, pp. 235-241.
- Decreto-Lei n.º 310/95 (1995). Bases da gestão de resíduos. Diário da República n.º 268, I-A Série, 20 de Novembro, pp. 7120-7124.

- Decreto-Lei n.º 152/97 (1997). Tratamento de águas residuais urbanas. Diário da República n.º 139/97, I-A Série, 19 de Junho, pp. 2959-2966.
- Decreto-Lei n.º 235/97 (1997). Protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola. Diário da República n.º 203, I-A Série, 3 de Setembro, pp. 4640-4644.
- Decreto-Lei n.º 236/98 (1998). Uso e qualidade da água. Diário da República n.º 176/98, I-A Série, 1 de Agosto, pp. 3676-3722.
- Decreto Regulamentar n.º 23/95 (1995). Regulamento geral dos sistemas públicos e prediais de distribuição e de drenagem de águas residuais. Diário da República n.º 267, I-B Série, 23 de Agosto, pp. 7111-7113.
- Dias, J.P. (1999). A metáfora da água, da terra e da luz na mitologia do Algarve Arcaico. Editora Guadiana. Tavira, 108 p.
- Dionisio, L.P.C. (1996). Estudos microbiológicos da ria formosa. Qualidade sanitária de águas e moluscos bivalves. Tese de Doutoramento. Universidade do Algarve. UCTRA. Faro, 272 p.
- Dionisio, L.P.C.; Longlin, R.E.; Costa, M.; Beltrão, J.; Goulão, J. e Borrego, J. (2001). Comparison of the most probable number and membrane filtration techniques to evaluate the microbiological quality of wastewater and grass samples. Proceedings of the International Conference on "Membrane Technology for Wastewater Reclamation and Reuse". G. Oron e A. Bick (ed.). Tel-Aviv, Israel, pp. 230-237.
- Domingues, H. (1997). Caracterização química das lamas residuais urbanas. Seminário "Valorização e Destino Final das Lamas", pp.1-24.
- Domingues, H.; Pedra, F.; Monteiro, O.; Gusmão, R.; Ferreira, E. e Henriques, J. (1997). O uso de lamas residuais urbanas irradiadas em pastagens. II. Efeito na composição mineral das plantas. *Revista Pastagens e Forragens* **18**:113-121.
- Domingues, H. e Silva, V.J.M. (1998). Comportamento de metais pesados num solo derivado de granito tratado com lamas residuais urbanas. *Pedologia Revista da Ciência do Solo* **27**:22-26.
- Domingues, H.; Menino, M.R. e Sequeira, E.M. (1998). Qualidade das águas percoladas num solo derivado de granito tratado com lamas residuais. *Pedologia Revista da Ciência do Solo* **27**:1-9.
- Domingues, H. (1999). Comportamento de metais pesados (Cd, Cr, Ni, Pb e Zn) em solos tratados com lamas residuais urbanas. Tese de Doutoramento em Engenharia do Ambiente. Universidade Nova de Lisboa. Lisboa, 283 p.
- Domingues, H.; Monteiro, O.R.; Pedra, F.; Amaro, J.T. e Gusmão, M.R. (2001). Aplicação de lamas residuais urbanas em solos agrícolas. Síntese dos estudos desenvolvidos no departamento de ciência de solo, da Estação Agronómica Nacional - INIA. *Revista das Ciências Agrárias, edição especial XXV(3-4)*:341-352.
- Domingues, H. (2002). Uso de lamas residuais urbanas na agricultura portuguesa. Conferência apresentada na Conferência Europeia sobre Resíduos – O Estado da Arte. AMBIFORUM, Centro de Estudos Ambientais, Lda. Lisboa, 25 slides.
- Doorenbos, J. e Kassam, A.H. (1979). Yield response to water. *FAO Irrig. Drain. Paper* **33**:1-193.
- Doorenbos, J. e Pruitt, W.O. (1984). Guidelines for predicting crop water requirements. *FAO Irrig. Drain. Paper* **24**:1-144.
- Duncan, R.R. (2001). Drought-salinity-water conservation interactions in turfgrass. I Simposio de Golf, Água y Medio Ambiente. La Manga, Espanha.

- Espinoza, L.A.; McNeal, B.L. e Nguyen, J.H. (1998). Nutrient and metals trends as a result of biosolids application to a South Florida Citrus grove. *Soil and Crop Science Society of Florida Proceedings* 57:39-50.
- Esposi, M.D.D.; de Siqueira, D.L.; Pereira, P.R.G; Venegas, V.H.A; Salomão, L.C.C. e Machado, J.A. (2003). Assessment of nitrogenised nutrition of citrus rootstocks using chlorophyll concentrations in the leaf. *Journal of Plant Nutrition* 26(6):1287-1299.
- Esteller, M.V.; Morell, I. e Almeida, C. (2001). Physico-chemical processes in a vadose zone during the infiltration of treated wastewater used for irrigation: application of the NETPATH model. *Environmental Geology* 40(7):923-930.
- FAO-UNESCO (1979). Soil survey investigations for irrigation. *Soil Bulletin Paper* 42:1-188.
- FAO- UNESCO (1985). FAO-Guidelines: land evolution for irrigated agriculture. *Soil Bulletin Paper* 55.
- FAO-ISSS-ISRIC (1998). World reference base for soil resources, 87p.
- Ferreira, E.; Castro, I; Henriques, J.; Domingues, H.; Pires, F. e Matos, N. (2002). Lamas residuais urbanas: problema ecológico ou fonte de nutrientes para as plantas?. *Investigação Agrária INIA / MADRP* 6:43-44.
- Gamito, P.; Arsénio, A.; Faleiro, M.L.; Brito, J.M. e Beltrão, J. (1999). The influence of wastewater treatment on irrigation water quality. International Workshop on "Improved Crop Quality by Nutrient Management". D. Anaç & P. Martin-Prével (eds.). Kluwer Academic Publishers. Izmir, Turquia., pp. 267-270.
- Gomez, K.A. e Gomez, A.A. (1984). Statistical procedures for agricultural research. John Wiley & Sons, Inc. (2nd ed). New York, USA, 680 p.
- Gonçalves, G.; Paquete, B. e Costa, M. (1984). Carta das prioridades agrícolas I. Plano geral de urbanização área territorial do Algarve. Direcção Geral do Planeamento Urbanístico. Ministério do Plano e Administração do Território. Lisboa, 63 p.
- Gonçalves, G.; Paquete, B. e Costa, M. (1986). Carta das prioridades agrícolas II. Plano geral de urbanização área territorial do Algarve. Direcção Geral do Planeamento Urbanístico. Ministério do Plano e Administração do Território Lisboa, 95 p.
- Groupe Technologies de Santé (2003). Coliformes totaux et fécaux. <http://www.laese.com/eau-coliformes.html>. 1 p.
- Guerreiro, A.R. (1992). Caracterização do pomar de citrinos do Algarve, in: Jornadas de Produção agrícola do Algarve. Montechoro, Albufeira, 10 p.
- Guessen, V. (1987). Estudo sobre a erosão na zona de infiltração do rio Arade. Universidade de Göttingen. Alemanha, 86 p. (Em Alemão).
- Halvarson, H.O. e Ziegler, N.R. (1933). Application of statistics to problems in bacteriology: I. A means of determining bacterial population by the dilution method. *J. Bacteriol.*, Vol. 25:101-121.
- Hamdy, A. (1999). Seminar – Water resources in the mediterranean region: from ideas to action. Mediterranean water resources: major challenges towards 21st century. Cairo, Egipto, pp. 28-58.
- Huck, M.; Carrow, R.N. e Duncan, R.R. (2000). Effluent water: nightmare or dream come true? *USGA Record* 38(2):15-29.
- IGM (1992). Instituto Geográfico e Mineiro. Carta Geográfica da Região do Algarve.
- INE - DRAAG (2000). Instituto Nacional de Estatística – Direcção Regional de Agricultura do Algarve. Dados estatísticos internos não publicados.
- INE (2001). Instituto Nacional de Estatística. Censo 2001. Lisboa.
- Imhoff, K. e Imhoff, K.R. (1998). Manual de tratamento de águas residuais. Edgard Blücher Ltda. (ed.), S. Paulo, Brasil, 301 p.

- Inácio, H. (2001). ETAR de Armação de Pera. (dados não publicados). Armação de Pera. 5 p.
- International Commission on Microbiological Specifications for Foods (1974). Microorganisms in food 2 – sampling for microbiological analysis: principles and scientific applications. University of Toronto Press. Toronto, Canadá.
- Instituto de Meteorologia (2001). Dados meteorológicos. Lisboa.
- Jarvis, P.G. (1985). Specific leaf weight equals 1.0 – always. *Hortscience* **20**:812.
- Jorgensen, S.E. (1975). Do heavy metals prevent the agricultural use of municipal sludge? *Water Research Center* **9**:163-170.
- Karajeh, F. (2000). Irrigation and salinity management aspects to improve water saving in irrigated agriculture. Advanced short course on water saving in irrigated agriculture. National Water Research Centre. Cairo, Egipto, 9b.1-9b.13.
- Keller, J. e Karmeli, D. (1974). Trickle irrigation design parameters. Trans. ASAE, pp. 1-20.
- Kjeldahl, J. (1883). Neue methode zur bestimmung des stickstoffs in organischen körpern. *Z. Anal. Chem.* **22**:366-382.
- Kopp, E.; Sobral, M.; Soares, T. e Woerner, M. (1989). Os solos do Algarve e as suas características. Vista Geral. MAPA- DGEA-DRAA-GTZ. Faro, 180 p.
- Köppen, W. (1936). Das geographische system des klimats, Berlim, Alemanha (trad. Castelhana).
- Laboratório de Análises Microbiológicas (2003). <http://utilizadores.leirianet.pt/~labmicbio/indicadoresf.htm>. 5 p.
- Lakanen, E. e Erviö, R. (1971). A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agraria Fennica* **123**:223-232.
- Lapena, L.; Cerezo, M. e Garcia-Augustin, P. (1995). Possible reuse of treated municipal wastewater for *citrus* spp. plant irrigation. Universitat Jaume I, Castelló, Espanha. <http://www.oieau.fr/semidoc/SEMCOM/TEXTEE.htm>, 3 p.
- Leitão, A. (1970). Apuramento de áreas da carta dos solos e da carta de capacidade de uso do solo da província do Algarve. Separata do Boletim do SROA, Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário. Lisboa, 143 p.
- Lencastre, A. e Franco, F.M. (1992). Lições de hidrologia. Universidade Nova de Lisboa (ed.). Lisboa, 453 p.
- Litvany, M. e Osoro-Hampton, M. (2002). Compost use in commercial citrus in Florida. *Horttechnology* **12**(3):332-335.
- Maas, E.V. e Hoffman, G.J. (1977). Crop salt tolerance – a current assessment. *J. Irrig. and Drainage Div.* **103**:115-134.
- Madakadze, I.C.; Stewart, K.A.; Madakadze, R.M.; Peterson, P.R.; Coulman, B.E. e Smith, D.L. (1999). Field Evaluation of the chlorophyll meter to predict yield and nitrogen concentration of switchgrass. *Journal of Plant Nutrition* **22**(6):1010.
- Madyiwa, S.; Chimbari, M.J. Schutte, C.F. e Nyamangara, J. (2003). Greenhouse studies on the phyto-extraction capacity of *Cynodon nlemfusensis* for lead and cadmium under irrigation with treated wastewater. *Physics and Chemistry of the Earth* **28**(20-27):859-867.
- Magesan, G.N. e Wang, H.L. (2003). Application of municipal and industrial residuals in New Zealand forests: an overview. *Australian Journal of Soil Research* **41**(3):557-569.
- Mantell, A. e Stanhill, G. (1981). Other crops, pp. 99-103, In: Shalhevet, J.; Mantell, A.; Bielorai, H. and Shimshi, D. Irrigation of field and orchard crops under semi-arid conditions (2nd ed.). IIC, Volcani Center, Bet Dagan, Israel, 132 p.

- Maurer, M.A.; Davies, F.S. e Graetz, D.A. (1995). Reclaimed waste-water irrigation and fertilization of mature redblush grapefruit trees on spodosols in Florida. *Journal of the American Society for Horticultural Science* **120**(3):394-402.
- Mehlich, A. (1939). Use of triethanolamine acetate-barium hydroxide buffer for the determination of some base exchange properties and lime requirement of soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **3**:162-166.
- Merck RQ-Flex Plus, Test Phosphates (2000). Darmstadt, Alemanha.
- Metcalf, L. e Eddy, H.P. (1991). Treatment disposal reuse. Wastewater Engineering (3rd ed.). Singapura, 1334 p.
- Mohammad, M.J. e Mazahreh, N. (2003). Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **34**(9-10):1281-1294.
- Monte, M.E.F.M. (1996). Contributo para a utilização de águas residuais tratadas para a irrigação em Portugal. Tese de doutoramento. Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Lisboa, 508 p.
- Monteiro, J.P.V. (2001). Análise das alterações ao nível da estrutura das explorações agrícolas da região Algarve e respectivo tecido empresarial, decorrentes da aplicação dos apoios comunitários com especial incidência no período 1994/99. Tese de mestrado em Gestão Empresarial. Faculdade de Economia, Universidade do Algarve. Faro, 235 p.
- Mortram, A. (2002). The effects of irrigating turfgrass with wastewater. *International Turfgrass Bulletin* **219**:30-32.
- Mujeriego, R. e Asano, T. (1991). Wastewater reclamation and reuse. *Wat. Sci. Tech.* **24**(9):1-364.
- Munsell. (1991). Standard soil color charts. Revised. Eijkelkamp Agrisearch Equipment (ed.), Giesbeek, Países Baixos, 38 p. (em Japonês).
- Muranaka, S; Shimizu, K. e Kato, M. (2002). Ionic and osmotic effects of salinity on single-leaf photosynthesis in two wheat cultivars with different drought tolerance. *Photosynthetica* **40**(2):201-207.
- NRC. (1980). National Research Council. Mineral tolerance of domestic animals. National Academic of Science. Washington, EUA.
- NSC. (2000). Lead. National Safety Council. <http://www.nsc.org/library/facts/lead.htm>.
- Neves, M.A.R. (1997). Estudo comparativo dos mecanismos de resistência à secura de alguns porta-enxertos do género *Prunus* e sua aplicação ao melhoramento. Tese de Doutoramento. Universidade do Algarve. UCTA. Faro, 222 p.
- Oliveira, A.L.F. (1967). Estudo da matéria orgânica nas unidades de solos cartografados em Portugal (a sul do rio Tejo). Secretaria de Estado da Agricultura. Direcção dos Serviços Florestais e Aquícolas (ed.). Lisboa, 198 p.
- Or, D. e Hanks, R. (1992). A single point source for the measurement of irrigation production function. *Irrig. Sci.* **13**:55-64.
- Oron, G. e Beltrão, J. (1993). Complete environmental effluent disposal and reuse by drip irrigation. M.A.C. Fragozo & M.L. Beusichem (eds.). *Optimization of Plant Nutrition. Development in Plant and Soil Sciences* **53**:589-592.
- Oweis, T. e Hachum, A. (2000). Water harvesting and supplemental irrigation for improved water use efficiency. Advanced short course on water saving in irrigated agriculture, Cairo, Egípto, pp. 4.1-4.68.
- Paquete, B.C. e Costa, M.S. (1989). PROT Algarve. Doc. n.º 11. Perspectivas para explorações agrícolas no Algarve. Comissão de Coordenação da Região Algarve (ed.). Faro, 47 p.

- Paramasivam, S.; Saywan, K.S.; Alva, A.K.; Van Clief, D. e Hostler K.H. (2003). Elemental transport and distribution in soils amended with incinerated sewage sludge. *Journal of environmental science and health part A-toxic/hazardous substances & environmental engineering* **38**(5):807-821.
- Parameswaran, M. (1999). Urban wastewater use in plant biomass production. *Resources Conservation and Recycling* **27**(1-2):39-56.
- Parsons, L.R.; Wheaton T.A. e Castle W.S. (2001a). High application rates of reclaimed water benefit citrus tree growth and fruit production. *Hortscience* **36**(7):1273-1277.
- Parsons, L.R.; Morgan, K.T. e Wheaton T.A. (2001b). Wastewater and reclaimed water – disposal problem or potential resource? *Proc. Fla. State Hort. Soc.* **114**:97-100.
- Parsons, L.R. (2001). W-128 Report “Reclaimed Water for Florida Citrus Irrigation”. Citrus Research and Education Center. University of Florida, IFAS. EE.UU.América.<http://www.cropinfo.net/StateReports/2001/FloridaW128ReclaimdWater2001.htm>, 1 p.
- Pendias, A.K. e Pendias, H. (1991). Trace Elements in Soils and Plants. 2nd ed., CRC Press Inc., Boca Raton, Ann Arbor London, Reino Unido, 365 pp.
- Penman, H.L. (1963). Vegetation and hydrology. Commonwealth bureau of soils, Harpense, England, *Tech. Comm.* **53**:1-125.
- Pereira, L.S. e Ferreira, M.I. (1983). Evapotranspiração das culturas. *Recursos Hídricos* **4**:1-3.
- Pestana, M.; David, M.; de Varennes, A.; Abadia, J. e Faria, E.A. (2001). Responses of “Newhall” orange trees to iron deficiency in hydroponics: effects on leaf chlorophyll, photosynthetic efficiency, and root ferric chelate reductase activity. *Journal of Plant Nutrition* **24**(10):1609-1620.
- Pinilla, C.C. (1998). Indicadores de contaminação fecal en la reutilización de agua residual regenerada en suelos. Tese de Doutoramento. Universidad de Barcelona. Faculdade de Biologia. Departamento de Biologia. Barcelona, Espanha, 203 p.
- Pinto, F.C. (sem data). A utilização agrícola das lamas de ETAR como instrumento estratégico para a resolução do problema do seu destino final. Departamento de Química Agrícola e Ambiente. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa, pp. 1-17.
- Portaria 176/96 (1996). Valores-limite da concentração dos metais pesados nas lamas destinadas à agricultura e nos solos receptores e valores-limite das quantidades de metais pesados que podem ser introduzidos nos solos receptores. Diário da República n.º 230, II Série, 3 de Outubro, pp 13789-13790.
- Portaria 177/96 (1996). Regras sobre a análise das lamas destinadas à agricultura e dos solos receptores. Diário da República n.º 230, II Série, 3 de Outubro 1996, pp 13790-13792.
- RHS (2001). The Royal Horticultural Society. Colour Chart. Londres. Reino Unido.
- RTA (2000). Região de Turismo do Algarve. Dados não publicados.
- Raposo, J.R. (1980). A rega por aspersão. Colecção Técnica Agrária. Livraria Clássica editora (1ª ed.) 14. Lisboa, 339 p.
- Raposo, J.R. (1994). História da rega em Portugal. Instituto da Água. Ministério do ambiente e dos Recursos Naturais, Lisboa, 272 p.
- Reboll, V.; Cerezo, M.; Flors, V.; Lapena, L. e Garcia-Agustin, P. (2000). Influence of wastewater vs groundwater on young *Citrus* trees. *J. Sci. Food Agric.* **80**:1441-1446.
- Reeves, P.G. (2000). Mineral nutrient status affects cadmium bioavailability from sunflower kernels. *Proc 22nd Sunflower Res Workshop*, Natl Sunflower Assoc, pp. 28-37. In CADMIUM <http://www.cadmium.org/>
- Rodier, J. (1984). L analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux residuaires, eaux de mer. 7^{ème} ed. Dunod, Paris, França.

- Rosado, V.L.P.R. (2002). Impactes ambientais da rega nos campos de golfe – salinidade da água e identificação de espécies removedoras de sal. Relatório de projecto final de licenciatura em engenharia do ambiente. Universidade do Algarve. F.C.M.A., Faro, 108 p.
- Rump, H.H e Krist, H. (1992). Chloride. Laboratory measurements. Laboratory manual for the examination of water, waste water and soil. VCH (ed.), Alemanha, pp. 100-101.
- SGMP (1992). Serviços Geológicos e Mineiros de Portugal. Carta Geológica da Região do Algarve, esc. 1/100 000, Lisboa.
- SROA (1959). Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário. Carta agrícola e florestal de Portugal. Secretaria de Estado da Agricultura. Lisboa.
- SROA (1959). Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário. Carta de solos. Secretaria de Estado da Agricultura. Lisboa.
- SROA (1959). Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário. Carta de capacidade de uso do solo. Secretaria de Estado da Agricultura. Lisboa.
- Salgot, M. (1999). Recursos d'aigua. Fundació AGBAR, Barcelona, Espanha, 1528 p. (em Catalão).
- Salgot, M.; Campos C.; Galofré, B. e Tapias, J.C. (2001). Biological control tools for wastewater reclamation and reuse. Critical review. *Water Sci. and Technol.* 43(10):195-201.
- Salgot, M. e Angelakis, A.N. (2002). Guidelines and regulations on wastewater reuse. Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation. Piet Lens, Grietje Zeeman and Gatzke Lettinga (eds.). IWA Publishing, pp. 446-465.
- Santarrufina, S.E.; Carmona, D.F.; Pérez, C.P. e Santamaria, U.J.J. (1996). Análisis de la situación actual de suelos, producción vegetal y producción animal de la zona del Plá de Sant Jordi (Mallorca) regada con aguas residuales depuradas. III Seminário Luso-Espanhol “A água e a agricultura mediterrânica”. Vilamoura, Loulé, 36 p.
- Santos, J. Q. (1976). Aspectos gerais da fertilização. Amoníaco Português – S.A.R.L., 2ª Ed. Lisboa, 183 p.
- Santos, J. Q. (1995). Fertilização e Poluição, Reciclagem Agro-Florestal de Resíduos Orgânicos. Livraria Escolar Editora, 192 p.
- Santos, J.Q. (2001). Fertilização & ambiente reciclagem agro-florestal de resíduos e efluentes. Publicações Europa-América, Lda. (ed.). Men-Martins, 262 p.
- Sauerbeck, D. (1991). Plant, element and availability of heavy metals from sewage sludge. *Water, Air and Soil Pollution* 57:27-237.
- Schaum, M. e Spiegel, M. (1994). Estatística. Makron Books (3ª ed.). São Paulo, Brasil, 639 p.
- Serrão, M.G.; Dordio, A.; Fernandes, M.L.; Domingues, H.; Campos, A.M.; Boto, J.M.; Horta, C. e Raposo, F. (2000). Utilização de uma lama de ETAR para aumento de produção de pastagens em solos marginais do Baixo Alentejo. III Reunião Ibérica de Pastagens e Forragens. Bragança, Corunha e Lugo, Espanha, pp. 269-274.
- Serrão, M.G.; Neves, M.J.; Domingues, H. e Dordio, A. (2002). Contribution to the rehabilitation of pasture in degraded soils of the Southeast of Portugal. Abstracts of the 11 th Meeting of the FAO-CIHEAM subnetwork on Mediterranean pastures and fodder crops. Djerba, Tunísia, 128 p.
- Smith, S.R. (1996). Agricultural recycling of sewage sludge and the environmet. Cab International. Oxon, Reino Unido, pp. 237-259.

- Sommers, L.E. (1980). Toxic metals in agricultural crops. Em Proc. Conf. Evaluation of health risks associated with animal feeding and/or land application of municipal sludge. Britton, G. *et al.* (ed.). Ann Arbor, Sci Publishers. Michigan, EUA. Tinsley, J. 1950. Determination of organic carbon in soils by dichromat mixtures. *Int. Congr. Soil Sci., Trans.* 4th, Amsterdão, Países Baixos, pp. 161-164.
- Tapias, J.C. (1997). Estratègia de gestion de los recursos hídricos en los campos de golf. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona, Espanha, 432 p.
- Tarjuelo, J.M. (1998). Riego por aspersión. Curso superior de especialización "Diseño, manejo y evaluación de sistemas de riego". Dirección General de Investigación Agrária. Córdoba. Espanha, 254p.
- Teixeira, A.J.S. e Alvim, A.J.S. (1978). Reconhecimento dos sapais da Ria Formosa. *Pedologia* **13**(1):69-109.
- Tinsley, J. (1950). The determination of organic carbon in soils by dicromate mixture. *Trans. IV Int. Cong. Soil Sci.* 1:161-164.
- Tröger, U.; Kellner, T. e Lieberman, L. (1986). Carta Geoquímica do Algarve. DGHEA-GTZ Direção Peral de Hidráulica e Engenharia Agrícola – Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, GMBH (eds.). Berlin, Alemanha.
- Tsuchiya, R. *et al.* (1979). Lead. In handbook on the toxicology of metals. Friberg, L. *et al.* (eds.). Elsevier, North/Holland, Países Baixos.
- Turgeon, A.J. (1980). Turfgrass management. Engelwood Cliffs, Prentice Hall (4th ed.). EUA.
- UAlg (2003). Universidade do Algarve. Estudo sobre o golfe no Algarve, pgolfe@ualg.pt.
- Uthus, E.O. (2000). Can you imagine life without nickel? Grand Forks Human Nutrition Research Center (2000). <http://www.gfhnrc.ars.usda.gov/News/nws9901a.htm>.
- Van Assche, F. J. (1998). A stepwise model to quantify the relative contribution of different environmental sources to human cadmium exposure. Comunicação apresentada em NiCad '98, Praga, Republica Checa, pp. 21-22.
- Vermeiren, I. (1980). Localized irrigation - design, installation, evaluation. *FAO Irrig. Drain. Paper* **36**:1-203.
- Vivancos, A.D. (1989). Tratado de fertilizacion. Ediciones Mundi-Prese (2 ed.). Madrid, Espanha, 601 pp.
- Zekri, M. e Koo, R.C.J. (1994). Treated municipal waste-water for citrus irrigation. *Journal of Plant Nutrition* **17**(5):693-708.
- Zhang, M.K.; Alva, A.K.; Li, Y.C. e Calvert, D.V. (1997). Chemical association of Cu, Zn, Mn, and Pb in selected sandy citrus soils. *Soil Sci.* **162**(3):181-188.
- Zhang, M.K.; He, Z.L.; Calvert, D.V.; Stoffella, P.J.; Yang, X.E. e Lamb, E.M. (2003). Accumulation and portioning of phosphorus and heavy metals in a sandy soil under long-term vegetable crop production. *Journal of Environmental Science and Health Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* **38**(9):1981-1995.
- Zhu, B. e Alva, A.K. (1993). Distribution of trace-metals in some sandy soils under citrus production. *Soil Science Society of América Journal* **57**(2):350-355.
- WHO (1992). Cadmium international programme on chemical safety (IPCS) monograph. *World Health Organisation Environmental Health Criteria* **134**.

ANEXOS

A – Zonas edáficas do Algarve (CCRA, 1989).

B – Localização dos campos de golfe e dos aquíferos mais importantes do Algarve (UAI, 2003).

C – Grandes aproveitamentos hidro-agrícolas do Algarve (Monteiro, 2001).

D – Vista da ETAR Nascente de Faro, com pormenor da saída do efluente.

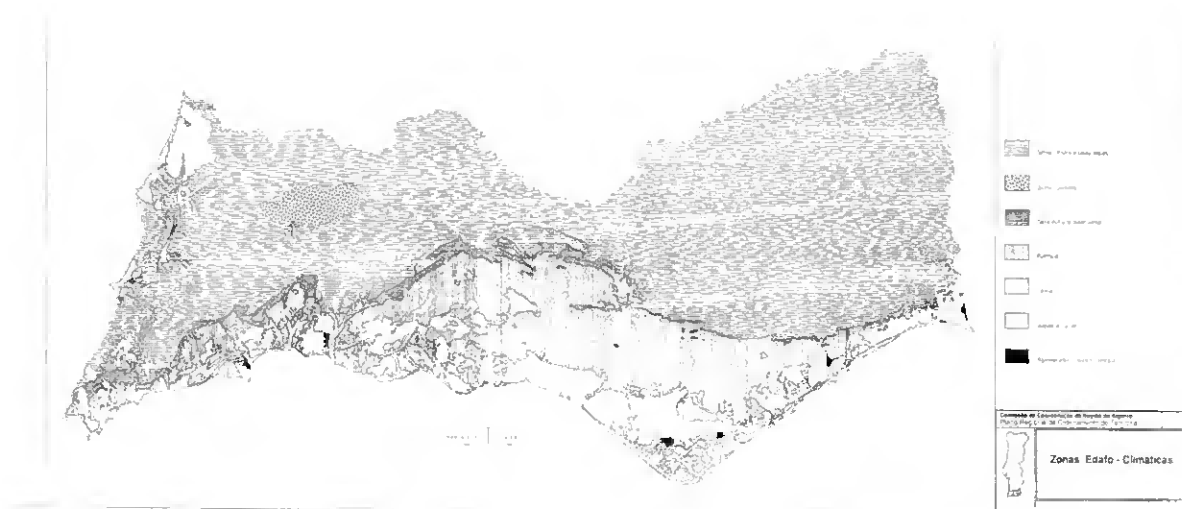
E – Imagem aérea do pomar do Fialho e da ETAR Nascente de Faro.

F – Plantação das laranjeiras do pomar do Fialho

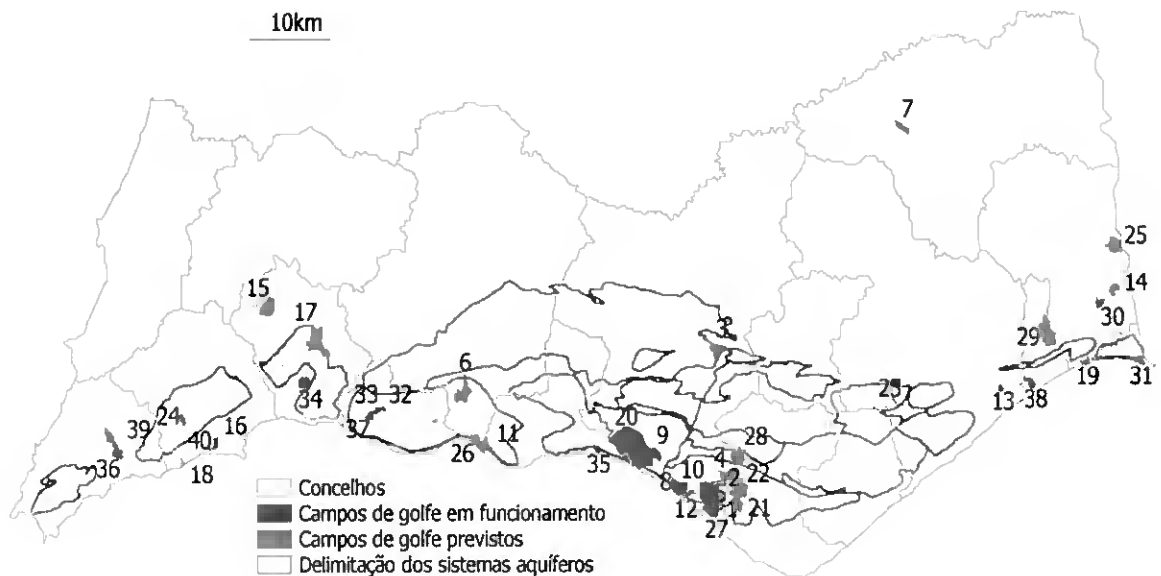
G – Campo experimental no golfe dos Salgados, onde a produtividade foi avaliada por meio de colheitas de amostras de relva aparada com uma tesoura de jardinagem assimétrica, segundo isoietas definidas e área limitada de $0,25 \text{ m}^2$

H – Imagem aérea do campo de golfe dos Salgados

I – Imagem aérea do campo experimental e da ETAR, no campo de golfe de Vale do Lobo

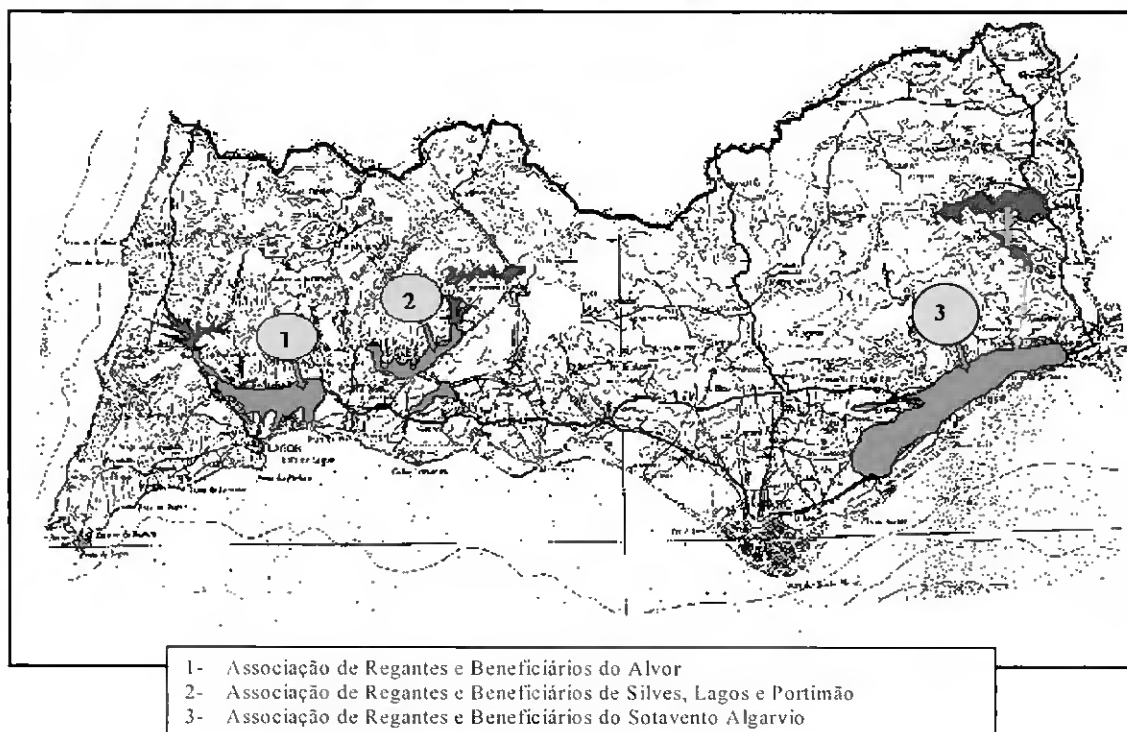


Anexo A – Zonas edáficas do Algarve (CCRA, 1989).



Anexo B – Localização dos campos de golfe e dos aquíferos mais importantes do Algarve (UAlg, 2003).

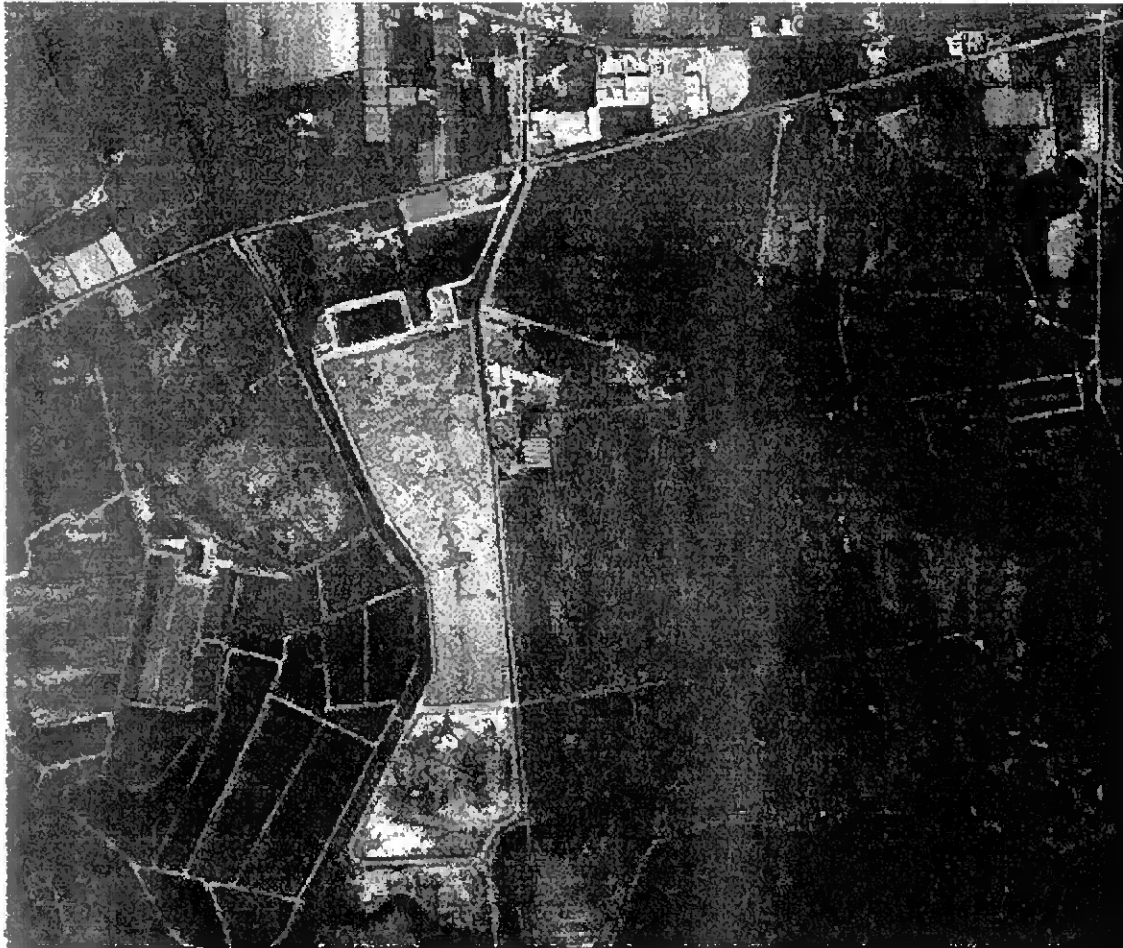
Grandes Aproveitamentos Hidro-Agrícolas do Algarve



Anexo C – Grandes aproveitamentos hidro-agrícolas do Algarve (Monteiro, 2001).



Anexo D – Vista da ETAR Nascente de Faro, com pormenor da saída do efluente.



Anexo E – Imagem aérea do Pomar do Fialho e da ETAR Nascente de Faro



Anexo F – Plantação das laranjeiras do Pomar do Fialho



Anexo G – Campo experimental no golfe dos Salgados, onde a produtividade foi avaliada por meio de colheitas de amostras de relva aparada com uma tesoura de jardinagem assimétrica, segundo isoietas definidas e área limitada de $0,25 \text{ m}^2$



Anexo H – Imagem aérea do Campo de Golf dos Salgados



I – Imagem aérea do campo experimental e da ETAR, no campo de golfe de Vale do Lobo