

UNIVERSIDADE TÉCNICA DE LISBOA
INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA

**Utilização de Água Residual
Urbana na Cultura de Azevém**
(*Lolium multiflorum* Lam.)

Maria do Carmo Simões Mendonça Horta Monteiro

MESTRADO EM NUTRIÇÃO VEGETAL, FERTILIDADE DOS SOLOS E FERTILIZAÇÃO

LISBOA, 1994

UNIVERSIDADE TÉCNICA DE LISBOA
INSTITUTO SUPERIOR DE AGRONOMIA

**Utilização de Água Residual
Urbana na Cultura de Azevém**
(*Lolium multiflorum* Lam.)

Maria do Carmo Simões Mendonça Horta Monteiro

MESTRADO EM NUTRIÇÃO VEGETAL, FERTILIDADE DOS SOLOS E FERTILIZAÇÃO

LISBOA, 1994

Este trabalho foi expressamente elaborado como dissertação original para efeitos de obtenção do grau de Mestre em Nutrição Vegetal, Fertilidade do Solo e Fertilização, sendo apresentado no Instituto Superior de Agronomia. Toda a orientação e colaboração recebidas são mencionadas.

“ ... Don't be ashamed to saturate dry soil
With rich manure, and scatter grimy ashes
Over exhausted ground.
Thus too by change of crops, fields can be rested
Without the thanklessness of untilled land...”

in The Georgics, Virgil

Agradecimentos

Ao Professor Doutor Joaquim Quelhas dos Santos, na qualidade de Coordenador do Curso de Mestrado que frequentámos e de Orientador Científico, apresentamos os nossos agradecimentos pelos valiosos conhecimentos que nos transmitiu, pelo apoio e interesse que sempre manifestou pelo trabalho que desenvolvemos e pela revisão crítica do manuscrito.

Ao Eng^o Francisco Cardoso Pinto, dirigimos o nosso melhor agradecimento pelos ensinamentos, pela disponibilidade sempre demonstrada, pela leitura crítica do trabalho e pela amizade que sempre nos ofereceu.

Ao Eng^o Luis Falcão aos Srs. José Felício e Domingos Figueiredo queremos deixar expresso o nosso apreço pelo valioso auxílio na condução dos ensaios que desenvolvemos no Horto de Química Agrícola do I.S.A..

À D^a. Madalena Quelhas, à D^a Isabel Carvalho, à D^a Graça Sanches, à D^a Paula Trindade e ao Sr. Carlos Freire do Laboratório de Química Agrícola do I.S.A. um agradecimento especial pela realização das análises.

À Dr^a. Fernanda Rosa e Maria Helena Dias do Laboratório de Microbiologia da E.S.A. C.B. somos gratas pela realização das análises microbiológicas.

À Doutora Leonor Viseu Fernandes agradecemos reconhecidamente o apoio bibliográfico que nos disponibilizou.

Ao Eng^o Nuno Cortez agradecemos sinceramente a descrição pormenorizada do perfil de solo.

À Aurora Poças e à Otília Baptista manifestamos o nosso agradecimento por todo o apoio demonstrado.

À E.S.A. C.B. agradeço os meios que disponibilizou e todas as facilidades concedidas para a realização deste trabalho.

Ao Centro de Recursos da E.S.A. C.B. ficamos muito reconhecidas pelo arranjo gráfico, ilustrações e reprodução do documento final.

Ao Centro de Estudos de Produção e Tecnologia Agrícola, na pessoa da Eng^a Maria José Monteiro da Silva agradecemos o auxílio prestado no tratamento estatístico dos nossos resultados.

À minha Família agradeço sinceramente o estímulo, o apoio e a compreensão durante a execução deste trabalho.

A todos os nossos colegas e colaboradores que directa ou indirectamente nos apoiaram e incentivaram

BEM HAJAM

Resumo

Com o objectivo de avaliar o possível interesse da utilização de A.R., com e sem cloragem, foram efectuados dois ensaios em vasos com o azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) cultivado num solo Pg (pardo litólico não húmico de granito), ácido e pobre em M.O..

Verificou-se que a A.R. conduziu a aumentos significativos na produção, sem afectar sensivelmente a sua qualidade, mas a sua aplicação não dispensou a adubação NPK nem a calagem.

A cloragem, efectuada com NaClO com níveis de cloro residual livre correspondentes a 1, 3 e 5 mg·L⁻¹ não influenciou a quantidade de produção mas aumentou significativamente o teor de sódio e de cloretos na forragem.

Quanto às características do solo avaliadas após os ensaios sobressaiem, como parecendo susceptíveis de apresentar mais interesse para a sua fertilidade o facto de a A.R. ter provocado aumentos na condutividade eléctrica, no teor em nitratos, boro e cloretos e cálcio magésio e sódio de troca, ter diminuído o potássio "assimilável", e de a cloragem ter reduzido a nitrificação. Este último aspecto merece particular destaque, uma vez que se é certo que a diminuição da nitrificação, pode ser prejudicial para a fertilidade do solo, é também certo que contribuirá para diminuir os riscos de poluição das águas subterrâneas pelos nitratos.

Palavras chave: Água residual; Azevém (*Lolium multiflorum* Lam.); Calagem; Cloragem; Fertilidade do solo; Irrigação; Poluição.

Abstract

With the objective of evaluating the relevance of wastewater use, with and without chlorination, two experiments in pots with *Lolium multiflorum* Lam. were made. The soil used (cambisol) was acid and poor in organic matter.

It was observed that wastewater use had significant increases in the yields, without really affecting its quality. But its application did not avoid neither fertilization with nitrogen, phosphorous and potassium nor liming.

Chlorination with NaClO was made with three levels of free residual chlorine: 1, 3 and 5 mg·L⁻¹. It did not influence the yield but it increases significantly the forage sodium and chloride contents.

As far as the soil characteristics analysed after the experiments are concerned, there are several which can be considered more relevant to its fertility. Wastewater increased the electrical conductivity; nitrates, boron and chlorides levels; exchangeable calcium, magnesium and sodium; and it decreased the potassium level. Chlorination reduced nitrification.

A particular relevance should be given to this last aspect. On the one hand, it is certain that the decrease of nitrification may be harmful for the soil fertility; on the other hand pollution risks of groundwater will decrease.

Key words: Wastewater; Chlorination; Irrigation; Liming; *Lolium multiflorum* Lam.; Pollution; Soil fertility.

Lista de abreviaturas

A.R.	- Água Residual
Bicarb.	- Bicarbonatos
CBO	- Carência Bioquímica de Oxigénio
CDD	- Camada Dupla Difusa
CE	- Condutividade Eléctrica
CE_e	- Condutividade Eléctrica do Extracto de Solo Saturado
CE_w	- Condutividade Eléctrica da Água de Rega
col. fec.	- coliformes fecais
COT	- Carbono Orgânico Total
CQO	- Carência Química de Oxigénio
ETAR	- Estação de Tratamento de Águas Residuais
max.	- Valor máximo
min.	- Valor mínimo
M.O.	- Matéria Orgânica
NMP	- Número Mais Provável
MS	- Matéria Seca
N_k	- Azoto kjeldahl
OMS	- Organização Mundial de Saúde
PAH	- Hidrocarbonetos Polinucleares Aromáticos
PCZ	- Ponto de Carga Zero
PFU	- Unidades Formadoras de Placas
s	- Desvio padrão da amostra
SAR	- Razão de Adsorção de Sódio
S.S.T.	- Sólidos Suspensos Totais
ST	- Sólidos Suspensos Totais
THM	- Trihalometanos
TOC	- Cloro-Orgânicos Totais
TOX	- Halogéneos Orgânicos Totais
U.S. E.P.A.	- United States Environmental Protection Agency
u.v.	- ultra-violeta
VMA	- Valor Máximo Admissível
VMR	- Valor Máximo Recomendado
x	- Valor médio

Índice

Resumo

Abstrat

Lista de abreviaturas

Lista de figuras

Lista de quadros

I - Introdução	1
II - Revisão bibliográfica	4
1 - Caracterização das águas residuais urbanas	5
1.1 - Características físicas	6
1.2 - Características químicas	6
1.3 - Características biológicas	7
2 - Desinfecção	9
2.1 - Considerações gerais	9
2.2 - Métodos de desinfecção	10
2.3 - Mecanismos de desinfecção	11
2.4 - Factores que influenciam a acção dos desinfectantes	12
2.5 - O cloro como desinfectante	13
2.5.1 - Hipocloritos	15
2.5.2 - Outros desinfectantes	15
2.6 - Cloragem	17
2.6.1 - Reactividade do cloro	17

2.6.2 - Comportamento do cloro na água	17
2.6.3 - Reações com substâncias inorgânicas	18
2.6.4 - Cloraminas e reação de "breakpoint"	19
2.6.5 - Cloragem no "breakpoint"	20
2.6.6 - Cloro e nitrificação	21
2.6.7 - Reações com substâncias orgânicas	22
2.7 - Toxicidade do cloro para os organismos vivos	22
2.8 - Cloro livre e cloro residual combinado	24
2.9 - Redução do cloro residual	25
3 - Qualidade de uma água para rega	26
3.1 - Salinidade	27
3.1.1 - Práticas culturais minimizadoras da salinidade	29
3.2 - Permeabilidade	30
3.2.1 - Práticas culturais minimizadoras dos problemas de permeabilidade	32
3.3 - Toxicidade iônica específica	33
3.4 - Sólidos em suspensão	33
3.5 - Acidez e alcalinidade	34
3.6 - Nutrientes	34
3.7 - Cloro residual	35
3.8 - Substâncias orgânicas dissolvidas	35
3.8.1 - Pesticidas	35
3.8.2 - Hidrocarbonetos polinucleares aromáticos (PAH)	36
3.8.3 - Surfactantes	36
3.8.4 - Fenóis	36
3.9 - Aspectos microbiológicos	37
3.9.1 - Solo	37
3.9.2 - Planta	39
3.10 - Algumas considerações sobre a saúde	41
4 - Utilização de água residual em agricultura	43
4.1 - Efeitos no solo	43
4.1.1 - Matéria orgânica	45
4.1.2 - pH	46
4.1.3 - Azoto	47
4.1.4 - Fósforo	49
4.1.5 - Potássio	52
4.1.6 - Cálcio, magnésio, sódio e enxofre	53
4.1.7 - Micronutrientes e metais pesados	54
4.2 - Efeitos na planta	59
4.2.1 - Crescimento e produção	59
4.2.2 - Teor de elementos minerais	60
4.2.3 - Selecção de culturas	62
III - Parte experimental	65
5 - Material e métodos	66
5.1 - Material utilizado	66

5.2 - Técnica experimental	72
5.3 - Análises efectuadas	78
5.4 - Interpretação estatística dos resultados	79
6 - Resultados e discussão	80
6.1 - Primeiro ensaio	80
6.1.1 - Planta	80
Aspectos quantitativos	80
Aspectos qualitativos	82
6.1.2 - Evolução de algumas características do solo	95
6.2 - Segundo ensaio	103
6.2.1 - Planta	103
Aspectos quantitativos	103
Aspectos qualitativos	104
6.2.2 - Evolução de algumas características do solo	115
7 - Conclusões	125
7.1 - Efeito da água residual	125
7.1.1 - Na produção de matéria seca	125
7.1.2 - Na composição da forragem	126
7.1.3 - Na evolução de alguns parâmetros da fertilidade do solo	126
7.2 - Efeito da cloragem	128
7.2.1 - Na produção da matéria seca	128
7.2.2 - Na composição da forragem	128
7.2.3 - Na evolução de alguns parâmetros da fertilidade do solo	128
8 - Bibliografia	131
Anexo I	
Anexo II	
Anexo III	
Anexo IV	

Anexo I

Quadro 1.1 - Carga poluente de uma água residual urbana não tratada

Quadro 1.2 - Aumento de diversos constituintes resultante do uso doméstico da água

Quadro 1.3 - Classificação ambiental das infecções transmitidas a partir dos excreta

Quadro 1.4 - Principais parasitas em lamas e efluentes

Quadro 1.5 - Tempo de sobrevivência dos microrganismos patogénicos presentes na A.R. (20 - 30°C)

Quadro 2.1 - Eliminação de agentes patogénicos (Unidades \log_{10}), por vários processos de tratamento

Quadro 3.1 - Análises a efectuar para avaliar a qualidade de uma água para rega

Quadro 3.2 - Valores padrão recomendados pela OMS para a qualidade microbiológica da água residual utilizada em irrigação

Quadro 3.3 - Directivas para a interpretação da qualidade de uma água para rega

Tabela 3.1 - Quebras de produção, em percentagem, esperadas para vários teores salinos, em algumas culturas

Quadro 4.1 - Risco devido ao boro

Anexo II

Figura 5.1 - Perfil do solo utilizado no ensaio

Quadro 5.8 - Parâmetros determinados na água residual, métodos utilizados e unidades

Quadro 5.9 - Parâmetros determinados nas plantas, métodos utilizados e unidades

Quadro 5.10 - Parâmetros determinados na análise de terras, métodos utilizados e unidades

Quadro 5.11 - Parâmetros microbiológicos determinados na água residual, métodos utilizados e unidades

Anexo III

Quadros da análise de variância para os parâmetros estudados no primeiro ensaio (6.1 - 6.45)

Quadro 6.46 - Valor total das exportações (mg) nas várias modalidades, referentes aos elementos analisados nas plantas no primeiro ensaio

Anexo IV

Quadros da análise de variância para os parâmetros estudados no segundo ensaio (6.47 - 6.78)

Quadro 6.79 - Valor total das exportações (mg) nas várias modalidades, referentes aos elementos analisados nas plantas no segundo ensaio

Lista de figuras

	Pag.
Fig. 2.1 - Curva obtida durante a cloragem no "breakpoint"	21
Fig. 2.2 - Relação entre a concentração de cloro em diversas formas e o tempo para se atingir uma taxa de mortalidade de <i>E. coli</i> de 99%	24
Fig. 3.1 - Diagrama das classes de tolerância à salinidade das plantas cultivadas	29
Fig. 3.2 - Condições de permeabilidade	32
Fig. 5.2 - Esquema da ETAR de Beirolas "Tethys"	68
Fig. 6.1 - Produção de matéria seca do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (g)	80
Fig. 6.2 - Teor em azoto kjeldahl do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (% da MS)	81
Fig. 6.3 - Teor em fósforo do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (% da MS)	83
Fig. 6.4 - Teor em potássio do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (% da MS)	85
Fig. 6.5 - Teor em sódio do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (% da MS)	86
Fig. 6.6 - Teor em cálcio do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (% da MS)	87
Fig. 6.7 - Teor em magnésio do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (% da MS)	88
Fig. 6.8 - Teor em cobre do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (mg·kg ⁻¹ da MS)	90
Fig. 6.9 - Teor em ferro do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (mg·kg ⁻¹ da MS)	91
Fig. 6.10 - Teor em zinco do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (mg·kg ⁻¹ da MS)	92
Fig. 6.11 - Teor em manganés do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (mg·kg ⁻¹ da MS)	93
Fig. 6.12 - Teor em matéria orgânica do solo (%) e valor de pH(H ₂ O) (1) e pH(KCl) (2), nas várias modalidades	95
Fig. 6.13 - Valor de condutividade eléctrica do solo (mS·cm ⁻¹) nas várias modalidades	96
Fig. 6.14 - Teor em azoto kjeldahl do solo (mg·kg ⁻¹) nas várias modalidades	96
Fig. 6.15 - Teor em azoto nítrico do solo (mg·kg ⁻¹) nas várias modalidades	97
Fig. 6.16 - Teor em fósforo "assimilável" (1) e potássio "assimilável" (2) do solo (mg·kg ⁻¹) nas várias modalidades	98

Fig. 6.17 - Teor em hidrogénio de troca e potássio de troca do solo [cmol(+).kg ⁻¹] nas várias modalidades	100
Fig. 6.18 - Teor em cálcio (1), magnésio (2) e sódio (3) de troca do solo [cmol(+).kg ⁻¹] nas várias modalidades	100
Fig. 6.19 - Teor em cobre (1), zinco (2) e manganés (3) do solo (mg.kg ⁻¹) nas várias modalidades	101
Fig. 6.20 - Teor em ferro do solo (mg.kg ⁻¹) nas várias modalidades	101
Fig. 6.21 - Teor em boro do solo (mg.kg ⁻¹) nas várias modalidades	102
Fig. 6.22 - Produção de matéria seca do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (g)	103
Fig. 6.23 - Teor em azoto kjeldahl do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS)	104
Fig. 6.24 - Teor em fósforo do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS)	105
Fig. 6.25 - Teor em potássio do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS)	106
Fig. 6.26 - Teor em sódio do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS)	107
Fig. 6.27 - Teor em cálcio do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS)	108
Fig. 6.28 - Teor em magnésio do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS)	109
Fig. 6.29 - Teor em cobre do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (mg.kg ⁻¹ da MS)	110
Fig. 6.30 - Teor em ferro do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (mg.kg ⁻¹ da MS)	111
Fig. 6.31 - Teor em zinco do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (mg.kg ⁻¹ da MS)	112
Fig. 6.32 - Teor em manganés do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (mg.kg ⁻¹ da MS)	112
Fig. 6.33 - Teor em cloretos do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS)	113
Fig. 6.34 - Teor em matéria orgânica do solo (%) e valor de pH(H ₂ O) (1) e pH(KCL) (2), nas várias modalidades	115
Fig. 6.35 - Valor de condutividade eléctrica do solo (mS.cm ⁻¹) nas várias modalidades	116
Fig. 6.36 - Teor em azoto kjeldahl e azoto nítrico do solo (mg.kg ⁻¹) nas várias modalidades	116
Fig. 6.37 - Teor em fósforo "assimilável" (1) e potássio "assimilável" (2) do solo (mg.kg ⁻¹) nas várias modalidades	118
Fig. 6.38 - Teor em hidrogénio de troca e potássio de troca do solo [cmol(+).kg ⁻¹] nas várias modalidades	119
Fig. 6.39 - Teor em cálcio, magnésio e sódio de troca do solo [cmol(+).kg ⁻¹] nas várias modalidades	120
Fig. 6.40 - Teor em cobre, zinco e manganés do solo (mg.kg ⁻¹) nas várias modalidades	121
Fig. 6.41 - Teor em ferro do solo (mg.kg ⁻¹) nas várias modalidades	121
Fig. 6.42 - Teor em boro do solo (mg.kg ⁻¹) nas várias modalidades	123
Fig. 6.43 - Teor em cloretos do solo (mg.kg ⁻¹) nas várias modalidades	124

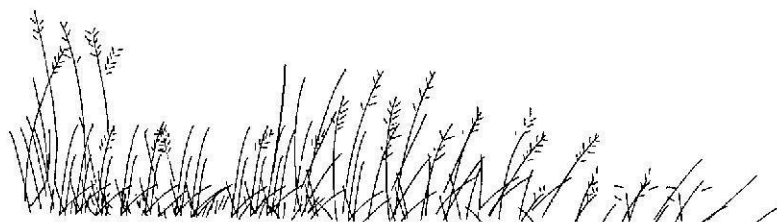
Lista de Quadros e Tabelas

	Pag.
Quadro 5.1 - Resultados das análises de água residual de Beírolas, utilizada no primeiro ensaio	68
Quadro 5.2 - Resultados das análises de água residual de Beírolas, utilizada no segundo ensaio	69
Quadro 5.3 - Interpretação da qualidade da água residual utilizada para a rega no primeiro ensaio	70
Quadro 5.4 - Interpretação da qualidade da água residual utilizada para a rega no segundo ensaio	71
Quadro 5.5 - Elementos nutritivos (mg) introduzidos no solo devido à rega com água residual	76
Quadro 5.6 - Resultados das análises microbiológicas da água residual utilizada no segundo ensaio	77
Quadro 5.7 - Parâmetros determinados na água residual, na planta e no solo	78
Tabela 5.1 - Algumas características físico-químicas do solo ensaiado	67

Introdução



1



I - Introdução

A utilização de água residual (A.R.) em irrigação que tem sido efectuada ao longo da história do Homem, tornou-se mais comum com o desenvolvimento dos esgotos e a reunião de elevados volumes de água.

Casos documentados da utilização directa ou planeada da A.R. datam do século XVI na Alemanha e noutros países Europeus, e nas Américas desde meados do século passado (Novais, 1985; Crook, 1990 e Shuval, 1990 cit. por Cooper 1991).

Actualmente a utilização da A.R. está em expansão nos países desenvolvidos e em desenvolvimento, estimando-se que, nestes últimos, cerca de 80% das A.R. urbanas são usadas em irrigação para fins agrícolas e paisagísticos (Asano e Pettygrove, 1987; Gunnerson *et al.* 1985 cit. por Cooper 1991).

Em Portugal Continental, as reservas de água não abundam, e deverão ser prioritariamente orientadas para o abastecimento de populações e para outros fins que exijam água de boa qualidade. O clima, sendo Mediterrânico (classificação de Köppen), caracterizado por um Verão quente e seco, conduz a que nesta época do ano as necessidades hídricas das culturas não sejam completamente satisfeitas através da água armazenada no solo, tornando-se a rega indispensável ao aumento da produtividade agrícola.

A actividade agrícola consome, assim, grande quantidade de água; não necessita, no entanto, de uma água de qualidade elevada, admitindo-se que a irrigação com A.R. urbana tratada possa ser uma alternativa a considerar no nosso país.

A sua utilização em irrigação conduz à valorização de um produto que iria ser lançado em receptores naturais, com custos em termos de poluição ambiental, e possibilita aumentos de produtividade nas culturas agrícolas, bem como a introdução de novas espécies e a criação de espaços de lazer necessários ao bem estar das populações em regiões onde o consumo de água é limitado. A utilização deste tipo de água em irrigação, quer de culturas agrícolas, quer para fins paisagísticos e recreativos, deverá ser considerada como uma componente importante na gestão integrada dos recursos hídricos.

O sub-tema da água insere-se no tema mais geral do ambiente, que tem merecido não só a atenção da Comunidade Europeia, como também da generalidade dos países. Na declaração de princípios da Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento, pode ler-se que “[...] para se alcançar um desenvolvimento sustentável, a protecção do ambiente deve constituir uma parte integrante do processo de desenvolvimento e não pode ser considerada independente dele”.

A correcta utilização em irrigação de A.R. urbanas tratadas conduz à conservação da água e à reciclagem de nutrientes, evita a poluição das águas de superfície e subterrâneas, e pode também ser usada como um método de recarga de água subterrânea (Copp *et al*, 1982; OMS, 1989; Asano *et al.*, 1992).

No sector da água existem actualmente várias directivas da Comunidade Europeia que correspondem à resposta europeia à crescente poluição da água que se tem verificado desde a Revolução Industrial (Baptista e Pássaro, 1993). Destas directivas destacamos a 91/271/CEE que diz respeito ao tratamento de águas residuais.

Na utilização de A.R. urbanas em irrigação deve ter-se em atenção normas de qualidade da água, não só no que diz respeito à saúde pública, como também a aspectos de uma possível poluição dos solos, das plantas e das águas.

O Decreto-Lei nº74/90, de 7 de Março fixou normas de descarga e estabeleceu critérios de qualidade de água nos meios hídricos em função dos usos.

A tendência actual é a de uma prevenção da poluição na origem, devendo o tratamento da A.R. ser efectuado de acordo com a sua futura utilização.

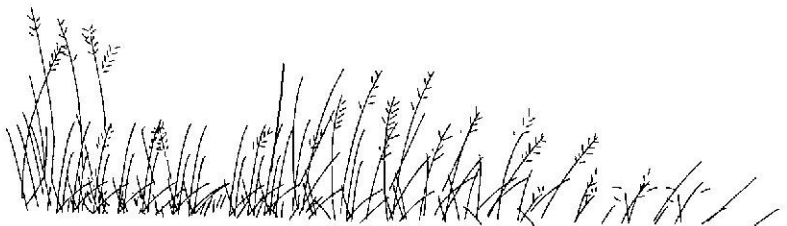
O tratamento a efectuar a uma A.R., para ser usada em irrigação numa determinada região, está relacionado com as características da própria A.R., do clima, dos solos e do tipo de culturas.

Uma vez que muitos daqueles aspectos não estão ainda convenientemente esclarecidos, parece-nos haver interesse na realização de trabalhos que sejam susceptíveis de contribuir para que as A.R. possam ser utilizadas com maior segurança. Daí termos realizado este trabalho, no qual tentámos abordar o tema da utilização de águas residuais urbanas tratadas em irrigação, numa perspectiva agrícola. Numa primeira fase do trabalho tentámos avaliar a possibilidade da A.R. ser utilizada como água de rega e, numa segunda fase, tentámos simular uma desinfectação da A.R. com cloro e verificar qual o efeito agronómico decorrente dessa utilização.

Revisão Bibliográfica



2



II - Revisão bibliográfica

1. Caracterização das águas residuais urbanas

A composição da A.R. depende da composição da água de abastecimento, sendo "enriquecida" através da sua utilização em diversos constituintes. Consoante a região, pode apresentar características diferentes, dependendo não só da sua origem e do clima, como também da comunidade que a utiliza (Quadro 1.1, anexo I).

A A.R. será "enriquecida" em iões sódio, cloro e bicarbonatos, aumentando deste modo a salinidade e alcalinidade da água, e também em azoto, fósforo, microelementos tais como boro, cobre, manganés, molibdénio, zinco e metais pesados nomeadamente cádmio, chumbo e mercúrio, entre outros. O teor em microelementos depende não só do tipo de indústrias e grau de industrialização da zona contribuinte, mas também da corrosão das canalizações, situação que terá tendência a agravar-se com a ocorrência de chuvas ácidas (Haan e Zwerman, 1978; Asano *et al.*, 1986; Metcalf & Eddy, 1991; Pinto, 1991.). A A.R. será ainda enriquecida em matéria

orgânica (M.O.) biodegradável (principalmente de origem fecal), compostos orgânicos de maior ou menor biodegradabilidade e em organismos, muitos deles patogênicos (Marecos do Monte, 1985; Pinto, 1991).

As propriedades físicas e os constituintes químicos e biológicos da A.R. são parâmetros importantes no seu tratamento e utilização (Asano *et al.*, 1986).

1.1 - Características físicas

Nas características físicas de uma A.R. interessa conhecer, sobretudo, o seu teor em sólidos, nomeadamente em sólidos totais (Quadro 1.1, anexo I). Estes são constituídos por matéria no estado coloidal e em suspensão. Outras características físicas importantes dizem respeito ao odor, à temperatura, à densidade, à cor e à turbidez (Metcalf & Eddy, 1991). De um modo geral, a concentração de sólidos em suspensão (S.S.) dos efluentes tratados é baixa, o que é conveniente para a sua utilização em irrigação. Se assim não fosse, a capacidade de infiltração no solo seria reduzida por sedimentação dos S.S. o que limitaria a quantidade de O₂ no solo, afectando não só as plantas como também as populações microbianas aeróbias que decompõem a M.O. (Marecos do Monte, 1984).

1.2 - Características químicas

Nas características químicas de um efluente urbano (Quadro 1.1, anexo I) incluem-se sobretudo, o seu teor em macro e micronutrientes, elementos não nutrientes, nomeadamente metais pesados, compostos orgânicos e pH (Metcalf & Eddy, 1991; Pinto, 1991). A M.O. existente na A.R. é constituída por proteínas, por hidratos de carbono, por óleos e por gorduras e ureia, podendo ainda conter pequenas quantidades de compostos orgânicos sintéticos, tais como surfactantes e pesticidas, poluentes orgânicos e compostos orgânicos voláteis. Alguns compostos orgânicos são de difícil biodegradabilidade, nomeadamente os sintéticos, como os pesticidas e alguns reagentes da indústria química. A maior parte destes compostos orgânicos ficam no solo e são lentamente decompostos; no entanto podem constituir uma fonte de poluição das águas subterrâneas, em particular se a percolação do efluente através do solo for muito rápida (Marecos do Monte, 1984; Page e Chang, 1986).

A quantidade de elementos minerais dissolvidos na A.R. resulta do seu teor inicial e do que lhe foi adicionado durante o seu uso (Quadro 1.2, anexo I).

Os micronutrientes (com excepção do boro) e metais pesados não têm tendência a acumular-se nas A.R..

1.3- Características biológicas

As A.R. domésticas contêm um elevado número de microrganismos, podendo encontrar-se entre eles elementos patogénicos de origem fecal, designadamente vírus, bactérias, protozoários e helmintes (Marecos do Monte, 1984; Asano *et al.* 1986; Shuval *et al.*, 1986a cit. por Shuval *et al.*, 1986b; Pinto, 1991).

Estes organismos patogénicos podem ser os responsáveis pela transmissão de doenças como a cólera, a febre tifóide, as salmoneloses, as gastroenterites, as meningites, a hepatite infecciosa e a hidatidose (Quadro 1.3, anexo I). Deste modo, podem aparecer as bactérias dos géneros *Shigella*, *Salmonella* e *Leptospira*, e algumas espécies particularmente importantes, como é o caso da *Escherichia coli*, do *Vibrio cholerae* e da *Yersinia enterocolitica* (Hillman, 1985; Feachem *et al.*, 1983 cit. por Shuval *et al.*, 1986b; Cooper, 1991; Pinto, 1991).

A transmissão de doenças como a cólera (*Vibrio cholerae*), febre tifóide (*Salmonella typhi*, *S. paratyphi* B e alguns serótipos vizinhos) e a desintéria bacilar (*Shigella*), é feita directamente por transmissão fecal-oral ou indirectamente por intermédio de alimentos contaminados, particularmente a água. As bactérias do género *Leptospira* têm como reservatório o rato e são principalmente eliminadas pela urina deste. A contaminação pode ocorrer por via oral, mas a penetração mais frequente da bactéria faz-se por via transcutânea. A *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, e certas espécies dos géneros *Streptococcus* e *Aeromonas* (que podem provir de matérias fecais, mas mais frequentemente provêm de supurações rinofaríngeas ou cutâneas), provocam sobretudo infecções cutâneas ou cutâneo-mucosas. Estas bactérias não atravessam a pele, mas fixam-se sobre os tegumentos alterados ou nas mucosas irritadas, provocando supurações e infecções locais. Certas espécies de *Salmonella* (outras que não *S. typhi* e *paratyphi*), *Staphylococcus* patogénicos ou não e *Clostridium perfringens*, são bactérias susceptíveis de provocar intoxicações alimentares quando são ingeridas em elevadas quantidades (Vial, 1979).

Quanto aos vírus, mais de cem tipos de vírus prejudiciais para o Homem e animais, como os enterovírus (67 tipos), vírus da hepatite A, rotavírus, adenovírus (31 tipos) e parvovírus (2 tipos pelo menos) podem ser encontrados nos efluentes brutos (Marecos do Monte, 1984; Shuval *et al.*, 1986b; Pinto, 1991).

No que se refere aos parasitas, protozoários e helmintes, (Quadro 1.4, anexo I) a sua presença depende bastante do grau de desenvolvimento socio-económico da

comunidade. No entanto, os problemas da saúde causados por *Ascaris lumbricoides* e *Trichuris trichuria* são altamente endêmicos em qualquer parte do mundo (Marecos do Monte, 1984; Shuval *et al.*, 1986b). Dos protozoários patogênicos para o Homem, podemos citar as espécies *Entamoeba histolytica* (agente da disenteria amebiana), *Giardia intestinalis* e *Balantidium coli*. Todos três provocam problemas intestinais, por vezes de grande gravidade. São eliminados pelas matérias fecais, sob a forma de quistos muito resistentes.

O ciclo dos helmintos é muitas vezes complexo, necessitando da passagem de certas formas larvares em hospedeiros intermediários, sendo os modos de infestação muito variados: por ingestão de ovos ou larvas, ou mesmo de moluscos que são hospedeiros intermediários, ou ainda por penetração das larvas através da pele. Os helmintos susceptíveis de serem transmitidos pela água e os mais frequentes nas nossas regiões pertencem aos géneros *Enterobius (Oxyurus)*, *Ascaris* e *Trichuris* quando a infestação é feita por via oral, e aos géneros *Ancylostoma* e *Strongyloides* quando é transcutânea (Vial, 1979).

Os principais microrganismos patogênicos existentes na A.R. são, pois, muito variados, em tamanho (desde os vírus aos helmintos), em resistência (das bactérias aos quistos e aos ovos), modo de infecção (via oral, transcutânea, acção local sobre tegumentos ou mucosas), origem da contaminação (fecal, urinária, cutânea ou outra). A escolha do processo de tratamento, quando se efectua a desinfecção, deve ter em conta estas variações.

Nos processos de tratamento da A.R. apenas os mecanismos da filtração, de sedimentação e de digestão termófila parecem contribuir para a remoção dos ovos de certos parasitas. No entanto, os processos de tratamento convencionais não reduzem significativamente a carga poluente biológica contida nas A.R. brutas, com excepção da lagunagem natural desde que o período de retenção seja superior a vinte dias.

Assim, os efluentes produzidos por qualquer processo de tratamento, que não seja a lagunagem, contêm organismos patogênicos - bactérias, vírus, protozoários e helmintos que são provenientes, na sua grande maioria, dos excreta humanos (Marecos do Monte, 1984).

Quanto aos factores que afectam a sobrevivência dos microrganismos nos efluentes tratados podemos citar a temperatura (a sobrevivência aumenta a baixas temperaturas) e a presença de outros microrganismos que exercem acção predadora ou concorrencial (Quadro 1.5, anexo I).

2 - Desinfecção *

2.1 - Considerações gerais

Como já referimos, as A.R. urbanas contêm um elevado número de bactérias patogénicas, vírus e parasitas ou ovos de parasitas.

Os processos de tratamento convencionais diminuem parcialmente a sua concentração nestes microrganismos (Quadro 2.1, anexo I), continuando no entanto estas A.R. a ser potenciais vectores de transmissão de doenças (Gomelle e Guerrée, 1978).

A desinfecção surge, assim, como uma necessidade de tratar as A.R. com o objectivo de proteger o ambiente de microrganismos causadores de doenças.

No âmbito deste trabalho, o termo desinfecção, designa a utilização de meios destinados a destruir na A.R. os microrganismos susceptíveis de serem patogénicos para o Homem, e é o mais importante processo unitário de prevenção na transmissão de doenças (Vial, 1979; Bell e Smith, 1982; Desjardins, 1988; Metcalf & Eddy, 1991).

A legislação Portuguesa sobre as normas de qualidade da água (Decreto-Lei nº 74/90) destinadas à rega indica como valor máximo admissível de 1000col. fec.·100ml⁻¹, enquanto que nas normas para descarga de A.R. não são actualmente contemplados

* Na elaboração deste capítulo baseámo-nos fundamentalmente na revista Water Pollution Control Federation, Manual of Practice Nº FD-10 de 1986, sobre desinfecção de A.R., uma vez que apresentava uma revisão exaustiva sobre este tema. Sempre que não seja indicada referência bibliográfica, as ideias expostas foram baseadas no documento acima mencionado.

parâmetros microbiológicos. O Departamento de Saúde da Califórnia (1978) cit. por Bower e Idelovitch (1987), indica o limite de 2,2 col. fec.·100ml⁻¹ de A.R. tratada a utilizar na rega sem restrições. A U.S. E.P.A. (1978) cit. por Bell e Smith (1982), preconiza a desinfecção da A.R. afirmando que “a desinfecção da A.R. com o objectivo de destruir os agentes patogénicos é uma prática importante na defesa da saúde pública, uma vez que estes organismos, se não forem destruídos, podem ser transmitidos através da A.R. ao Homem pela contaminação de alimentos, de água potável, de rega, piscicultura ou fins recreativos”. Recomenda que a desinfecção seja efectuada sempre que o meio hídrico receptor da A.R. seja usado como fonte de água potável, para rega, para fins recreativos entre outros. Cerca de 80% das ETAR nos E.U.A. efectuem a desinfecção dos seus efluentes, e cerca de 65% dos efluentes tratados obedecem aos limites de coliformes fecais (Bell e Smith, 1982). A desinfecção das A.R. é um processo muito difundido nos E.U.A. o que não tem acontecido noutros países Europeus, nomeadamente em França (Seux, 1979). Bell e Smith (1982) referem que no Canadá se pôs em causa a necessidade generalizada da desinfecção, preconizando que ela fosse direccionada para o tratamento da água potável devido a possíveis problemas de toxicidade associados a esta prática, nomeadamente toxicidade do cloro para os peixes e possíveis efeitos no Homem devido à formação de produtos orgânicos clorados no efluente, os quais podem ter no Homem efeitos mutagénicos, teratogénicos ou carcinogénicos. A U.S. E.P.A. (1978) cit. por Bell e Smith (1982), recomenda a dechloragem do efluente, sempre que a vida aquática possa ser prejudicada pelos compostos orgânicos halogenados que se formam durante o processo de desinfecção pelo cloro. Cantor *et al.* (1987) cit. por Cooper (1991), referem que é estatisticamente significativo que o cancro da bexiga pode ser associado a indivíduos que beberam água canalizada clorada durante mais de 40 anos. A conclusão é a de que a cloragem da água produz compostos orgânicos clorados, que poderão ser a razão desta observação.

Apesar dos processos usados na desinfecção poderem ser questionados, a transmissão de doenças através de água contaminada é um facto.

Bell e Smith (1982) referem que a desinfecção da A.R. deve ser efectuada sempre que se faça a sua utilização até que seja provado que não existe perigo em relação à carga microbiológica do efluente, sendo necessária mais investigação em relação ao comportamento dos produtos formados durante a desinfecção.

2.2 - Métodos de desinfecção

A desinfecção da A.R. pode ser efectuada por vários métodos, e segundo Metcalf & Eddy (1991), pode ser conseguida por:

Agentes químicos - Tais como o cloro e seus compostos, o bromo, o iodo, o

ozono, o fenol e os compostos fenólicos, os alcoóis, os detergentes sintéticos, os compostos de amónio quaternário, o peróxido de hidrogénio e várias bases e ácidos.

Dentro destes produtos os mais utilizados são as substâncias químicas oxidantes, sendo o cloro o mais usado.

Agentes físicos - calor e luz (radiação u.v.). O recurso à utilização de calor na desinfecção de A.R. não é normalmente utilizado devido à quantidade elevada de A.R. a tratar e ao elevado custo do processo. A radiação u.v. conduz a uma boa desinfecção, estando a eficiência do processo dependente da penetração da radiação na água.

Meios mecânicos - As bactérias e outros organismos são também removidos por meios mecânicos que ocorrem durante o tratamento da A.R..

Radiação - Os principais tipos de radiação são a electromagnética, a acústica e a de partículas. A radiação gama pode ser utilizada na desinfecção da água e A.R. devido ao seu elevado poder de penetração.

2.3 - Mecanismos de desinfecção

Foram propostos cinco mecanismos para explicar a acção dos desinfectantes. Dizem respeito a danos na parede celular, alteração da permeabilidade da célula e da natureza coloidal do protoplasma, inibição da actividade enzimática (WPCF,1976,1986) e mutações nos ácidos nucleicos (WPCF, 1986).

Os danos na parede celular originam a morte da célula. Alguns agentes, tais como a penicilina, inibem a síntese da parede celular.

Os compostos fenólicos e os detergentes são agentes que alteram a permeabilidade da membrana citoplásmica. Estas substâncias destroem a permeabilidade selectiva da membrana e permitem que nutrientes vitais, tais como azoto e fósforo, se percam.

O calor, a radiação e as condições muito ácidas ou alcalinas alteram a natureza coloidal do protoplasma. O calor coagula a proteína celular e os ácidos ou bases desnaturam as proteínas, o que é letal.

Uma outra forma de desinfecção é através da inibição da actividade enzimática. Agentes oxidantes, como o cloro, podem alterar o arranjo químico das enzimas provocando, assim, a sua desactivação (WPCF,1976; Metcalf & Eddy, 1991).

A inactivação dos vírus parece estar relacionada com danos nos ácidos nucleicos, na membrana proteica viral ou ambos (WPCF, 1986).

2.4 - Factores que influenciam a acção dos desinfectantes

Quando se procede à desinfecção, devemos ter em consideração os seguintes factores (Desjardins, 1988; Metcalf & Eddy, 1991):

Tempo de contacto - Será, talvez, uma das mais importantes variáveis da desinfecção. Para uma dada concentração de desinfectante, quanto maior for o tempo de contacto maior é a morte de microrganismos. Esta observação está traduzida na Lei de Chick:

$$dN/dt = -kN_t$$

N_t - número de organismos no tempo t

t - tempo

K - constante, tempo⁻¹

ou

$$N_t/N_0 = Kt^m$$

N_0 = número de microrganismos no tempo zero

m é uma constante. Se m for inferior a 1 a taxa de mortalidade de microrganismos decresce com o tempo, se m for superior a 1 a taxa de mortalidade aumenta com o tempo.

Concentração e tipo de agente químico - Dependendo do tipo de agente químico, tem sido observado que, dentro de certos limites, a eficácia da desinfecção está relacionada com a concentração.

$$C^n tp = \text{constante}$$

C - concentração do desinfectante

tp - tempo requerido para atingir uma dada percentagem de morte constante

n - constante

Intensidade e natureza do agente físico - Tem-se verificado que a eficácia do agente desinfetante é função da sua intensidade.

Temperatura - O efeito da temperatura na taxa de mortalidade pode ser representada pela relação de van't Hoff-Arrhenius.

Um aumento de temperatura resulta numa morte mais rápida. Em termos de tempo requerido, para uma dada percentagem de mortalidade, a relação é:

$$\ln (t_1 / t_2) = E (T_2 - T_1) / RT_1 T_2$$

t_1, t_2 - tempo requerido para uma dada percentagem de morte à temperatura T_1 e T_2 °K, respectivamente

E - energia de activação, J·mol⁻¹ (cal·mol⁻¹)

R - constante dos gases 8,314 J·(mol·°K)⁻¹ ou 1,99 cal·(°K·mol)⁻¹.

Número de organismos - Podemos dizer que quanto maior for a concentração em organismos mais tempo será necessário para uma dada taxa de mortalidade.

Tipo de organismos - A eficácia dos vários desinfetantes será influenciada pela natureza e condições dos microrganismos. Por ex.: bactérias em crescimento são mortas facilmente enquanto que esporos de bactérias são extremamente resistentes, e muitos dos desinfetantes químicos normalmente usados têm um pequeno ou nulo efeito.

Natureza do líquido em suspensão - A natureza do líquido em suspensão deve ser avaliado, uma vez que M.O. estranha reagirá com a maior parte dos desinfetantes oxidantes e reduzirá a sua eficácia.

2.5 - O Cloro como desinfetante

De todos os desinfetantes que podem ser utilizados, o cloro é o mais usado (Bell e Smith, 1982; WPCF, 1986; Metcalf & Eddy, 1991). De facto, cerca de 80% da desinfecção no mundo é efectuada pelo cloro (Desjardins, 1988).

Quando aplicado em pequenas concentrações o cloro é um agente bacteriostático. Este efeito bacteriostático é devido ao fraco poder germicida das cloraminas que se formam durante a cloragem. O cloro actua como um desinfetante quando aplicado em maior concentração, causando então a morte das bactérias e de outros microrganismos.

O cloro foi primeiramente utilizado como um desodorizante antes do seu efeito desinfectante ser reconhecido. A sua utilização como desinfectante conhece-se desde 1879 (WPCF, 1976).

As maiores vantagens do cloro em relação aos outros desinfectantes são o seu baixo custo em relação aos resultados obtidos, a sua eficácia contra os microrganismos patogénicos e a sua tradição no tratamento da A.R.. As desvantagens dizem respeito à toxicidade para os organismos aquáticos, dos estuários e dos mares e a formação de compostos orgânicos halogenados. Compostos como o clorofórmio, o bromofórmio, ou o clorodibromo-metano podem ser carcinogénicos e são susceptíveis de prejudicar seriamente as reservas públicas de água (WPCF, 1986).

O cloro pode ser usado na desinfecção da A.R. como cloro elementar (Cl_2) ou na forma de hipoclorito de sódio, NaClO , ou de cálcio, $\text{Ca}(\text{ClO})_2$.

Propriedades físicas - No estado gasoso, o cloro é cerca de uma e meia a duas vezes mais pesado que o ar.

Na forma líquida vaporiza-se rapidamente como gás.

O cloro é pouco solúvel em água, com um máximo de solubilidade a 1 atm., de aproximadamente 1 % a 9,6°C. A temperaturas inferiores, combina-se com a água para formar gelo de cloro, uma substância sólida cristalina. Uma vez que a pressão de vapor da água aumenta com o aumento de temperatura, a solubilidade do cloro, tal como a de todos os gases, decresce com o aumento de temperatura. A 100°C e a 1 atm. o cloro é insolúvel em água.

Propriedades químicas - Sob condições específicas o cloro reage com muitos elementos, por vezes de uma forma extremamente rápida. Devido à sua grande afinidade para o hidrogénio, o cloro remove hidrogénio de alguns compostos, o que acontece por exemplo na reacção com o sulfureto de hidrogénio (H_2S), formando enxofre elementar e/ou ião sulfato (SO_4^{2-}), dependendo das condições da reacção. Reage também com o amoníaco ou outras formas azotadas formando cloraminas, e ainda com algumas substâncias orgânicas, gases como o amoníaco (NH_3) e materiais inflamáveis por vezes com violência explosiva e frequentemente com a evolução de calor. Estes materiais não devem ser manuseados ou armazenados na proximidade do cloro.

Toxicidade - O cloro gasoso é um gás irritante para as vias respiratórias. Concentrações no ar de 0,3ppm podem habitualmente ser detectadas pelo olfacto. O cloro causa irritação da pele, das mucosas e do sistema respiratório em vários graus, dependendo da concentração e duração da exposição. Em casos extremos, pode levar à morte por asfixia. O cloro líquido causa queimaduras por contacto com a pele ou olhos.

O cloro gasoso não produz efeitos cumulativos. Concentrações de 15-20 ppm durante 30-60 minutos são perigosas, e maiores concentrações mesmo que por breves períodos, podem ser fatais.

2.5.1 - Hipocloritos

Os hipocloritos são sais do ácido hipocloroso. O hipoclorito de cálcio, $\text{Ca}(\text{ClO})_2$, é a forma sólida predominante, e o hipoclorito de sódio, NaClO , é a única forma líquida de hipoclorito de uso corrente.

Os hipocloritos são produtos oxidantes fortes. As formas sólidas são relativamente instáveis nas condições atmosféricas normais, mas podem reagir espontaneamente com outros produtos químicos, incluindo carvão activado e muitas substâncias orgânicas, tais como terebentina, éteres, óleos, açúcares e gorduras. Os hipocloritos devem ser armazenados em lugares secos e usados apenas em equipamentos isentos de óleos, gorduras e outras substâncias orgânicas. Problemas sérios de explosão e incêndios podem acontecer na utilização deste material. Todas as soluções de hipoclorito de sódio são instáveis em certo grau e deterioram-se mais rapidamente do que as formas sólidas de hipoclorito. A luz e o calor aceleram a sua degradação. Os hipocloritos são destrutivos para a madeira e corrosivos para os metais comuns, assim como para a pele, os olhos, e outras zonas do corpo com as quais possam contactar.

2.5.2 - Outros desinfectantes

Apesar do cloro ser o desinfectante mais usado, existem uma série de alternativas à sua utilização. O ozono, o dióxido de cloro, o cloreto de bromo e a radiação u.v., são os desinfectantes normalmente usados em alternativa ao cloro.

A utilização do **ozono** (O_3), que é uma forma alotrópica de oxigénio, na desinfecção da A.R. surgiu como uma alternativa à toxicidade para a vida aquática da cloração. As vantagens da utilização do ozono como desinfectante são a falta de persistência de substâncias tóxicas residuais, aumento na concentração de oxigénio dissolvido do efluente, acção desinfectante praticamente instantânea (a redução dos coliformes parece ser independente do tempo de contacto) e a eficiência da desinfecção parece ser independente de valor de pH no intervalo de 6,0 a 10,0, e da temperatura no intervalo de 2°C a 30°C.

As desvantagens dizem principalmente respeito ao elevado capital e elevados custos desta operação, à competição na necessidade de oxidação de algumas A.R. industriais que se traduz pelo facto de a desinfecção com ozono não ser económica, à necessidade de efectuar testes piloto para encontrar a dose necessária de ozono e à falta de sistemas de controlo automático. Apesar do ozono não conduzir à formação de trihalometanos, o ião brometo pode ser oxidado a bromo, o qual pode formar compostos orgânicos bromados, e é também possível a produção de epóxidos a partir de reacções com compostos orgânicos que podem afectar a saúde.

O **dióxido de cloro** (ClO_2) tem sido bastante usado no tratamento da água potável, especialmente na Europa. Com o aumento da investigação sobre os subprodutos halogenados da cloragem, tem havido interesse na expansão do uso do dióxido de cloro na desinfecção da água e A.R. O dióxido de cloro tem a vantagem de não produzir quantidades significativas de compostos orgânicos clorados, nem de oxidar o ião brometo a bromo, o que acontece com o cloro e o ozono, para formar compostos orgânicos bromados. O dióxido de cloro não reage com o NH_3 , não forma compostos fenólicos clorados (de facto ele pode oxidar completamente fenóis e fenóis clorados). As principais desvantagens do dióxido de cloro são o custo do seu precursor químico (NaClO_2) e o equipamento necessário ao seu fabrico. O dióxido de cloro no processo de desinfecção pode originar a formação de cloratos (ClO_3^-) e cloritos (ClO_2^-) que são produtos que afectam a saúde.

O dióxido de cloro é um gás explosivo e requer, portanto, normas de segurança.

O **cloreto de bromo** (BrCl) tem propriedades físicas intermédias entre as do bromo e as do cloro. As vantagens atribuídas à desinfecção com cloreto de bromo dizem respeito à existência de espécies desinfectantes mais reactivas e com menor toxicidade residual. As desvantagens dizem respeito ao seu custo e disponibilidade limitada, ao facto de o controlo automático da desinfecção com cloreto de bromo ser mais difícil que o da cloragem devido ao pouco tempo de vida do seu valor residual. Uma outra desvantagem é a possível bromação de compostos orgânicos; no entanto estes compostos são mais facilmente degradados (fotoquimicamente e biologicamente) que os correspondentes compostos clorados.

A **radiação ultra-violeta** não altera quimicamente a A.R.. As vantagens da utilização de radiação ultra-violeta são as seguintes: não há efeito tóxico residual, é eficaz numa variedade de microrganismos, e o equipamento ultra-violeta ocupa pouco espaço e é relativamente pouco dispendioso. As desvantagens são a falta de medições residuais (o que torna o controlo imediato do processo difícil) e de métodos para medir as dosagens (o que impede o controlo e a possível ocorrência de fotoreactivação que pode reparar os danos efectuados pela desinfecção).

2.6 - Cloragem

2.6.1 - Reactividade do cloro

O cloro e certos compostos clorados são potentes oxidantes, e quando introduzidos na água originam uma série de reacções secundárias com uma variedade de substâncias antes de ocorrer uma significativa desinfecção. Deste modo, a eficiência da desinfecção é dissipada.

Os componentes da A.R. que frequentemente afectam a cloragem são:

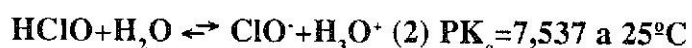
- Substâncias inorgânicas redutoras, tais como H_2S , SO_3^{-2} , NO_2^- , Fe^{2+} , Mn^{2+}
- NH_3 e aminas
- Outras substâncias orgânicas, particularmente compostos orgânicos insaturados.

2.6.2 - Comportamento do cloro na água

Quando se adiciona cloro à A.R., as reacções iniciais são as mesmas que ocorrem com a água: quando o cloro é dissolvido na água, forma-se uma mistura de ácidos hipocloroso (HClO) e clorídrico (WPCF 1986, Metecalf e Eddy 1991, Seux, 1979):



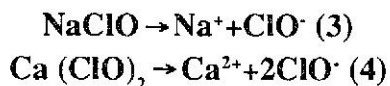
A reacção directa está dependente do pH e é muito rápida. Em soluções diluídas e com valores de pH acima de 4, o equilíbrio de eq.(1) desloca-se para a direita e, muito pouco Cl_2 existe em solução. O ácido hipocloroso é um ácido fraco e protoliza-se pouco para valores de pH abaixo de 6. Para valores de pH entre 6 e 8,5 a protólise do HClO é quase completa:



O cloro existe predominantemente como HClO para valores de pH entre 4,0 e 6,0. Para valores de pH inferiores a 1,0 e, dependendo do total da concentração em cloro, o HClO reverte a Cl_2 via eq, (1) a qual é reversível. A 20°C , e para pH acima de

7,8, predominam os iões hipoclorito (ClO^-). Os iões hipoclorito existem quase exclusivamente para valores de pH iguais ou superiores a 9. Na A.R. para as doses de cloro normalmente usadas, a existência de ácido hipocloroso ou de iões hipoclorito têm uma vida curta porque há reacções rápidas com outras substâncias.

Os sais de hipoclorito dissociam-se na água para produzir iões hipoclorito:



Os iões hipoclorito estabelecem equilíbrio com H_3O^+ (da autoprotólise da água), mais uma vez dependente do pH (eq.2). Portanto, as mesmas espécies activas de cloro e o equilíbrio são estabelecidos na água qualquer que seja o cloro usado elementar ou hipoclorito.

A diferença está no pH resultante das reacções e da sua influência nas quantidades relativas de HClO e ClO^- em equilíbrio. O cloro elementar tende a diminuir o pH. Os hipocloritos, por outro lado, contêm um excesso de base para promover a sua estabilidade e tendem a aumentar o pH. Deve-se tentar conseguir manter o pH entre 6,5-7,5. Se a A.R. não tem suficiente poder tampão, o controlo do pH é desejável. O cloro que existe na forma de ácido hipocloroso e/ou iões hipoclorito é definido como cloro livre disponível.

2.6.3 - Reacções com substâncias inorgânicas

Agentes redutores, tais como o sulfureto de hidrogénio (H_2S), um constituinte normal dos desperdícios domésticos, o dióxido de enxofre e os sulfitos solúveis, reagem com o oxigénio dissolvido presente na A.R., e podem estar associados a condições sépticas. O nitrito (NO_2^-) é um produto instável da oxidação do amoníaco a nitrato, é encontrado na A.R. bruta e tratada, assim como o Fe^{2+} e o Mn^{2+} existentes na A.R. e/ou resultantes da corrosão dos materiais. Estes compostos criam, de imediato, uma necessidade em cloro, entrando em reacções de oxidação-redução através do poder oxidante das soluções de ácido hipocloroso. Quando o cloro é adicionado ao sulfureto de hidrogénio ou sulfuretos metálicos, estes compostos são oxidados a enxofre elementar, ou sulfato, dependendo das condições da reacção. Os iões nitrito, ferro, manganés são oxidados a iões nitrato (NO_3^-), ferro férrico Fe^{3+} e iões mangânico Mn^{4+} (MnO_2) pelo cloro.

A forma reduzida do cloro (Cl^-) em todas estas reacções é estável e não tem efeito bactericida. A necessidade em cloro imediata será proporcional à quantidade de substâncias redutoras presentes.

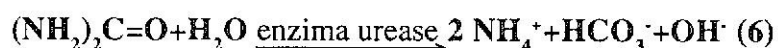
2.6.4 - Cloraminas e reacção de "breakpoint"

(WPCF,1986; Metcalf & Eddy,1991)

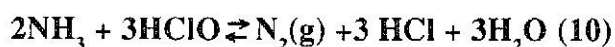
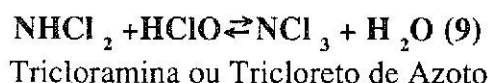
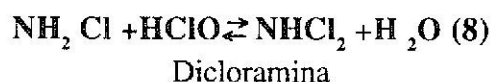
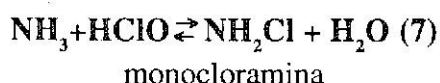
As cloraminas são produtos de reacção entre o cloro e o amoníaco presente na A.R. bruta, efluente primário, e efluente secundário não oxidados. O amoníaco está presente em quantidades apreciáveis (cerca de 10 a 40 mg·L⁻¹) na A.R., como NH₃ ou amoníaco, NH₄⁺. O equilíbrio entre estas formas está dependente do pH:



Uma pequena quantidade de NH₃/NH₄⁺ pode provir de descargas industriais ou de lixiviação de fertilizantes (introduzido no fluxo de infiltração), mas a fonte mais significativa é a urea presente na urina :



Podem-se formar três cloraminas sucessivamente, a partir da reacção do ácido hipocloroso e do NH₃ diluído na solução aquosa, como mostram as equações (7) (8) (9). O cloro e o amoníaco podem também reagir de acordo com a eq.(10), apesar desta reacção apenas apresentar estequiometria e não ser uma representação do mecanismo de reacção:



A evolução destas reacções e as quantidades formadas de cada composto depende do pH, temperatura, tempo de contacto e da concentração do reagente (NH₄⁺ e HClO). O NH₄⁺ predomina para os valores de pH normalmente encontrados na A.R. As reacções (7) a (10) são reversíveis. Estas quatro reacções ocorrem em simultâneo e competem umas com as outras. Geralmente, baixos valores de pH e altos valores da razão Cl₂/NH₃ favorecem a formação de dicloramina. Acima de pH 8,5 existe quase exclusivamente monocloramina, para valores de pH entre 8,5 e 5,5 existem monocloramina e dicloramina simultaneamente, para pH entre 5,5 e 4,5 existe quase exclusivamente dicloramina. Abaixo de pH 4,4 forma-se tricloreto de azoto. A reacção descrita pela eq.(9) predomina quando a razão Cl₂/NH₃ é muito alta e o pH é igual ou menor que 4,4.

Quando a razão Cl_2/NH_3 é elevada e o pH está entre 5 e 8, outras reacções podem predominar, nas quais o N gasoso eq.(10) é o principal produto final.

Formam-se cloraminas orgânicas quando o cloro reage com aminoácidos, substâncias proteínaceas, e outras formas de N orgânico. Estes produtos constituem uma larga fracção desconhecida e o seu isolamento, quantificação e toxicidade são assuntos de muita pesquisa. As cloraminas orgânicas não são consideradas como sendo desinfectantes eficazes, e a presença de N orgânico pode provocar uma considerável necessidade em cloro e também interferir com a diferenciação entre formas livres e combinadas. O cloro que existe em combinações químicas com azoto amoniacal ou N orgânico (isto é, cloraminas) é definido como “cloro disponível combinado”.

2.6.5 - Cloragem no “breakpoint”

É o processo que consiste em usar a capacidade oxidativa do cloro para oxidar o NH_3 a azoto elementar, N_2 , como está descrito no eq.(10). É utilizado para manter uma determinada concentração de cloro residual livre dentro dos sistemas de distribuição de tratamento de água, não é aplicado geralmente no tratamento convencional de A.R. porque são necessários elevadas quantidades de cloro (aproximadamente 10:1 em razão de massa de Cl_2 para NH_3). A manutenção de uma determinada dose de cloro (combinado ou livre), com o objectivo de desinfectar a A.R., é difícil, uma vez que o cloro livre reage não só com o NH_3 mas também como forte agente oxidante.

Como se observa pela fig. 2.1, quando o cloro é adicionado à A.R., algumas substâncias como o Fe^{2+} , Mn^{2+} , H_2S e M.O. reagem com o cloro e reduzem parte dele a Cl^- (ponto A da fig. 2.1). Após esta necessidade imediata em cloro, este continua a reagir com o azoto amoniacal para formar cloraminas (curva entre os pontos A e B). Para uma razão de Cl_2/NH_3 (moles) inferior a **um** formam-se monoclорamina e dicloramina. Entre o ponto B e a reacção de “breakpoint” algumas cloraminas são convertidas em tricloreto de azoto, as restantes cloraminas serão oxidadas a N_2O e N_2 , e o cloro será reduzido a Cl^- . Com adição continuada de cloro, a maioria das cloraminas será oxidada no “breakpoint”. Teoricamente, a razão de massa de Cl_2/NH_3 no breakpoint é de 7,6/1. Adicionando mais cloro (após o “breakpoint”), ocorre um aumento proporcional em cloro livre disponível. A principal razão para adicionar cloro suficiente para se obter cloro residual livre é que desta forma a desinfecção é certamente assegurada.

Alguns problemas de odor podem ocorrer durante esta reacção, devido fundamentalmente à formação de tricloreto de azoto.

A quantidade de cloro que deve ser adicionada para atingir um determinado nível de cloro residual denomina-se “necessidade em cloro”.

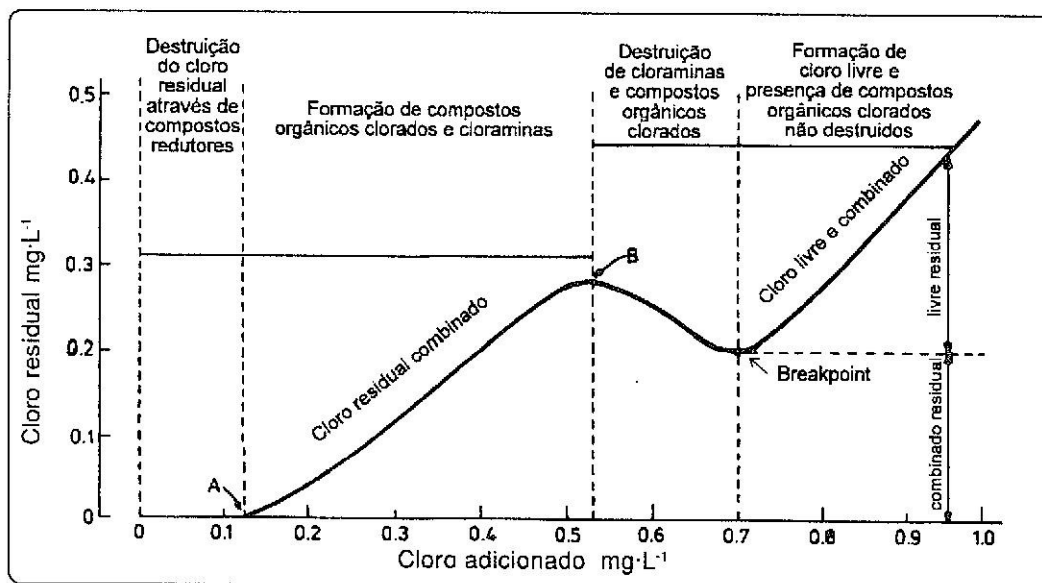


Fig 2.1 - Curva obtida durante a cloragem no "breakpoint". Fonte: Metcalf & Eddy (1991).

2.6.6 - Cloro e nitrificação

Seguindo o raciocínio apresentado anteriormente, poder-se-á pensar que um efluente nitrificado (isto é, o azoto amoniacal convertido em nítrico) seria mais facilmente desinfectado que um efluente não nitrificado. Isto é, a desinfecção residual livre, após o "breakpoint" da cloragem, conduziria a uma desinfecção superior à da monocloramina. Este pressuposto não pode ser generalizado, e vários autores encontraram resultados contrários. Verificaram que a monocloramina era mais eficiente e segura como desinfectante que o cloro livre. Possivelmente, o mais reactivo cloro residual livre era destruído em reacções orgânicas e não se encontraria disponível para a desinfecção.

A situação torna-se mais complicada, uma vez que, pelas actuais técnicas analíticas algumas cloraminas orgânicas podem ser medidas como cloro livre, conduzindo a uma resposta por excesso. Isto é, a fraca acção biocidal das cloraminas orgânicas pode ser falsamente reportada como o mais potente cloro residual livre. Se, contudo, o mesmo efluente contiver amoníaco, a monocloramina residual é formada preferencialmente em relação à cloramina orgânica e permanece disponível para desinfecção. Alguns autores recomendam que a concentração em azoto amoniacal do efluente se mantenha entre 2-4 mg·L⁻¹ para obviar as reacções de "breakpoint" e cloro-orgânicas.

2.6.7 - Reacções com substâncias orgânicas

Os compostos orgânicos clorados são formados pela acção do cloro sobre o carbono orgânico total da A.R., tal como as cloraminas orgânicas são produtos de cloragem do total de azoto orgânico.

Devido à enorme variedade de compostos orgânicos possíveis de encontrar nas A.R., é impossível prever a identidade dos cloro-orgânicos formados como resultado da cloragem. Estes cloro-orgânicos, conhecidos como TOC (cloro orgânico total) ou TOX (halogénios orgânicos totais em que X é igual a cloro, bromo, ou iodo), são uma larga fracção desconhecida; apesar disso sabe-se que alguns TOX são potenciais carcinogénicos, mutagénicos ou toxinas.

Os trialometanos (THM) ou haloformes, são a fracção de TOX que recentemente tem recebido uma grande atenção.

Existe alguma preocupação sobre a formação destes compostos como um sub-produto de cloragem da água potável e A.R. e do seu impacte ambiental. O clorofórmio, HCCl_3 , é o melhor conhecido THM, e é um documentado carcinogénico animal. Parece que todos os haloformes actuam de forma análoga (Dore, 1979; WPCF, 1986). O significado e consequências destes cloro-orgânicos continuam objecto de pesquisa, discussão e debate. Dore (1979) refere que no caso da A.R. em que a cloragem é praticada com valores de cloro inferiores ao "breakpoint", e dada a grande reactividade do cloro em relação a certos compostos redutores e amoníaco ser muito grande, poder-se-ia pensar que a formação de halometanos não seria possível. Apesar de se terem realizado poucos estudos exaustivos sobre este assunto, sabe-se que há formação de halometanos em pequena quantidade.

2.7 - Toxicidade do cloro para os organismos vivos

O cloro é um elemento extremamente reactivo, que rapidamente sofre reacções químicas com substratos orgânicos e inorgânicos. Quando o substrato orgânico faz parte dum organismo vivo, e quando a reacção produz um efeito deletérico no organismo, o resultado denomina-se toxicidade. A toxicidade pode originar a morte, a incapacidade de reprodução ou metabolização ou disfunções genéticas tais como mutações ou carcinoma. Os principais agentes activos são o ácido hipocloroso, (HClO), o ião hipoclorito (ClO^-) a monocloramina (NH_2Cl) e a dicloramina (NHCl_2). O material genético das células é composto por longas cadeias de glúcidos fosfatados, e bases orgânicas contendo azoto, conhecidas como purinas e pirimidinas, no qual

está codificada toda a informação necessária ao crescimento, à manutenção e à reprodução da célula. O ácido hipocloroso reage rapidamente com compostos orgânicos azotados, alterando a estrutura química das bases orgânicas, e em última análise, modificando a informação genética. O resultado final pode ser ruptura no crescimento, no metabolismo e/ou na reprodução. O ácido hipocloroso pode também reagir com material proteico que existe nas membranas das células e nas cápsulas dos vírus. A reacção de cloragem pode alterar a estrutura e permeabilidade da membrana celular e interromper a troca de substâncias entre a célula e o meio ambiente.

A alteração pode afectar a estrutura da cápsula proteica viral de tal forma que impede o vírus de infectar uma célula, o que é denominado inactivação.

Streptococcus, *Staphilococcus* e *Pseudomonas* são géneros controlados pela desinfecção da A.R.. Estes microrganismos morrem tão depressa como as bactérias coliformes. Ao contrário, *Mycobacterium tuberculosis*, o organismo reponsável pela tuberculose é muito mais resistente ao cloro que a maioria das bactérias não esporuladas.

A cloragem, como prática generalizada, não destrói completamente alguns vírus mais resistentes, os ovos de parasitas, os quistos de *Entamoeba* e de *Giardia*.

O cloro pode reagir com o material proteico da cápsula viral de tal forma que altera a sua estrutura química tornando os vírus incapazes de atacar uma célula hospedeira. Adicionalmente, os vírus são capazes de formar agregados que apresentam grande resistência à inactivação, requerendo maior quantidade de cloro residual e tempo de contacto para a sua inactivação. Por outro lado, os vírus, tal como as bactérias podem estar protegidos por adsorção a partículas orgânicas, sendo necessário uma cloragem em condições mais rigorosas.

Os quistos de *Entamoeba histolytica* e *Giardia lamblia* são muito resistentes a desinfectantes químicos. Devido à sua elevada resistência à desinfecção é geralmente considerado que os quistos e ovos podem ser removidos da A.R. mais eficazmente por outros métodos que por desinfecção pelo cloro. Por exemplo, a coagulação seguida de filtração é o método principal de remoção destes organismos da água potável.

Excluindo aquelas situações em que a supercloragem é usada, estes organismos são pouco afectados por doses convencionais de cloro e tempo de contacto. É importante reconhecer que a cloragem tem limitações e que os operadores do tratamento de A.R. não devem tentar conseguir pela desinfecção o que pode ser conseguido, mais eficaz e economicamente, por outros métodos. As fontes de água potável são as mais afectadas pelas descargas cloradas. Os compostos orgânicos clorados e trihalometanos são subprodutos da cloragem da água e A.R. e têm sido encontrados na água potável. Alguns destes compostos, como já se referiu, são (ou suspeita-se que sejam) carcinogénicos mutagénicos ou teratogénicos.

2.8 - Cloro livre e cloro residual combinado

A toxicidade está relacionada com a sensibilidade individual dos organismos. A toxicidade residual está também relacionada com o grau de reactividade química do composto. O cloro residual livre, ácido hipocloroso e ião hipoclorito são compostos mais reactivos do que compostos combinados residuais, mono e dicloramina. A eficácia da tricloramina como desinfectante é desconhecida, mas deverá ser menos eficaz que o cloro livre, à semelhança do que acontece com outras cloraminas. O ácido hipocloroso e a monocloramina são igualmente eficazes como desinfectantes, somente o tempo de contacto requerido é diferente (fig.2.2).

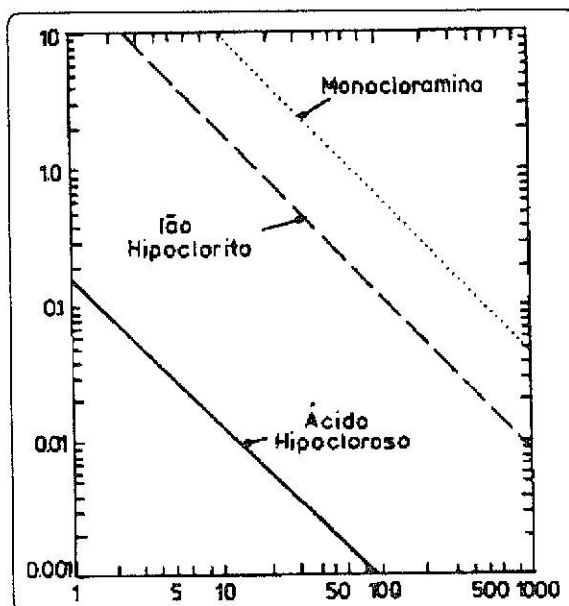


Fig 2.2 - Relação entre a concentração de Cloro em diversas formas e o tempo para se atingir uma taxa de mortalidade de *E. coli* de 99%.
Fonte: WPCF (1986).

Cl_2 , HClO e ClO^- , existem apenas momentaneamente quando adicionados à A.R. contendo NH_3 . As reacções inorgânicas produzem compostos que não têm efeito germicida. Algumas reacções orgânicas, excluindo aquelas com o azoto amoniacal, produzem compostos orgânicos clorados com alguma toxicidade mas pouco poder germicida. Uma vez que o amoníaco é o principal constituinte de muitos efluentes, e devido à facilidade do cloro em formar cloraminas, acontece que os compostos residuais que predominam são geralmente a monocloramina, que é reponsável pela maior actividade germicida do cloro presente nos efluentes clorados. Quanto mais eficazmente trabalhar a Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), mais fácil é desinfectar o efluente. Elevado conteúdo em sólidos aumenta a necessidade de cloro, assim como a carga orgânica solúvel. Aumentos de efluente industrial, determinam a necessidade de usar mais cloro para se conseguir uma desinfecção adequada.

Metcalf & Eddy (1991) referem que os factores que afectam a desinfecção pelo cloro são a sua eficiência germicida, a eficiência germicida dos seus vários compostos, a mistura inicial, a reacção de "breakpoint", o tempo de contacto, as características da A.R. e as características dos microrganismos.

Salienta-se, por fim, que os compostos residuais livres são mais reactivos que os combinados residuais, mas podem ser consumidos por reacções orgânicas que não contribuem para a desinfecção. Também a cloragem livre pode produzir subprodutos

indesejáveis susceptíveis de serem prejudiciais ao Homem ou ao biota dos cursos de águas receptores. Quando se faz a avaliação da cloragem como processo de tratamento é importante examinar a "performance" do cloro residual combinado e livre. Os custos adicionais e os riscos da cloragem residual livre podem torná-la uma opção menos desejável que a cloragem combinada.

2.9 - Redução do cloro residual

Desde cerca de 1970, começou a haver preocupação com os efeitos tóxicos dos efluentes clorados. Quer o cloro livre, quer as cloraminas residuais são tóxicos para os peixes e organismos aquáticos, mesmo em concentrações baixas como $0,002 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Apesar dos peixes serem repelidos por baixas concentrações de cloro e poderem escapar, outros organismos aquáticos da cadeia alimentar podem ser mortos pelas descargas do cloro. Assim, a decloragem poderá ser necessária para remover toda ou parte do cloro residual que permanece após a cloragem. A decloragem consiste na remoção do total do cloro combinado residual, que existe após a cloragem, tendo em vista reduzir os efeitos tóxicos de efluentes clorados (Metcalf & Eddy, 1991).

Os agentes químicos declorantes que têm sido usados são o dióxido de enxofre (SO_2), sulfito de sódio (Na_2SO_3), o metabissulfito de sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$) e o carvão activado.

3 - Qualidade de uma água para rega

A agricultura é uma actividade que consome elevadas quantidades de água. Apesar das plantas não exigirem água de elevada qualidade necessitam, no entanto, de água de qualidade tal que não prejudique o seu crescimento, que não conduza ao aparecimento de condições nocivas no solo e água subterrânea, e que não prejudique a saúde pública.

A A.R. utilizada como água de rega deve sofrer um tratamento prévio para obtenção de uma água com características aceitáveis para irrigação. O grau de tratamento da A.R. é um factor importante no planeamento e gestão dos sistemas de irrigação.

Como já referimos, a qualidade de uma A.R. para rega depende, em grande extensão, da própria qualidade da água de abastecimento, da natureza dos desperdícios adicionados durante a sua utilização e do seu grau de tratamento (Asano e Pettygrove, 1987).

Na avaliação da qualidade de uma água para rega, interessa conhecer a sua composição em vários parâmetros (Quadro 3.1, anexo I), uma vez que eles podem conduzir a problemas específicos.

Os aspectos microbiológicos da A.R. devem também ser tidos em consideração quando se avalia a qualidade desta água para rega, dado que, afectando a saúde pública podem limitar o seu uso.

Para avaliar a possibilidade da utilização da A.R. na rega há que determinar a sua composição biológica e química e compará-la com as normas de qualidade para rega (Decreto-Lei nº 74/90; Quadros 3.2 e 3.3, anexo I).

Dos vários parâmetros que nos permitem avaliar uma água para rega, destacam-se os que adiante se referem.

3.1 - Salinidade

Quando se utiliza A.R. em irrigação deve-se estar atento a potenciais problemas agrícolas decorrentes do uso destas águas que, tendo muitas vezes um teor salino elevado, podem ter um efeito negativo não só nas culturas como também no solo (Tamburino e Barbagallo, 1989).

Todas as águas de rega contêm sais; contudo as A.R. contêm mais sais (200-500mg·L⁻¹) do que os inicialmente presentes na água. A proporção de sódio em relação aos outros catiões dissolvidos também aumenta (Westcot e Ayers, 1986). Valores da condutividade eléctrica superiores a 3dS·m⁻¹ na água de rega requerem culturas resistentes à salinidade.

Os problemas de salinidade são avaliados através do conhecimento da condutividade eléctrica (CE) da água de rega ou do seu valor em sólidos dissolvidos totais e também, com base na sua concentração em boro, cloro, bicarbonatos, sódio, cálcio e em magnésio (Quadro 3.3, anexo I).

O primeiro objectivo da irrigação é o de fornecer água às plantas, no momento oportuno, com as quantidades de água necessárias, a fim de evitar decréscimos no rendimento provocados por longos períodos de déficit hídrico, durante os estados de crescimento vegetativo mais sensíveis à falta de água.

Os problemas de salinidade ocorrem quando os sais adicionados através da água de rega se acumulam em concentrações tais que se tornam prejudiciais às plantas, conduzindo a salinidade a uma redução na disponibilidade da água do solo.

A presença de sal na água do solo, aumenta a força que a planta deve exercer para extrair do solo água relativamente isenta de sal (Ayers e Westcot, 1988).

A planta exerce a sua força de absorção ao longo da zona das raízes e absorve água onde ela está mais disponível (ou onde a resistência à absorção é menor). Trata-se, em geral, da parte superior da zona radicular que constitui a região mais frequentemente reaprovionada de água pela rega ou pela chuva. Os efeitos da salinidade ou da pressão osmótica são mais fracos que em profundidade, porque uma grande quantidade de água a atravessa, e arrasta os sais para zonas mais profundas, tendo aí a planta mais dificuldade em absorver água do solo. A zona superficial do solo contém um grande número de raízes que extraem a água facilmente disponível. Ayers e Westcot (1988), referem o modelo 40%,30%,20%,10% de absorção de água (com a profundidade) nos

diferentes quartos do volume radicular tendo este modelo feito parte das hipóteses contidas na directiva do Quadro 3.3 (anexo I).

O potencial osmótico, além de variar com a profundidade, varia também, para a mesma profundidade, com o intervalo de rega.

Com intervalos entre regas muito prolongados, a diminuição progressiva da água disponível e a sua crescente salinização podem conduzir a reduções significativas nas produções culturais (Ayers e Westcot, 1988).

A salinidade é controlada por lixiviação, devendo a drenagem ser adequada. A utilização na rega de A.R. a longo prazo não é possível sem uma adequada drenagem.

Quando é aplicada mais água do que a necessária para a planta, o excesso de água lixiviará os sais da zona radicular e a salinidade do solo estabilizará num valor mais ou menos constante, dependente da fracção de lixiviação (fracção de água infiltrada que passa pela zona radicular, como água de drenagem).

Os efeitos da salinidade nas plantas são comparáveis aos da secura, porque os dois fenómenos conduzem a um défice hídrico e a um crescimento reduzido. Afecta não só a germinação como pode ainda conduzir a uma paragem no crescimento, a danos nas folhas, a necrose, a desequilíbrios iónicos e a uma murchidão evidente (Ayers e Westcot, 1988).

A tolerância à salinidade varia com alguns factores, nomeadamente com o grau de desenvolvimento, com a natureza das variedades, com a disponibilidade de certos nutrientes, com os factores climáticos e com a fertilidade do solo.

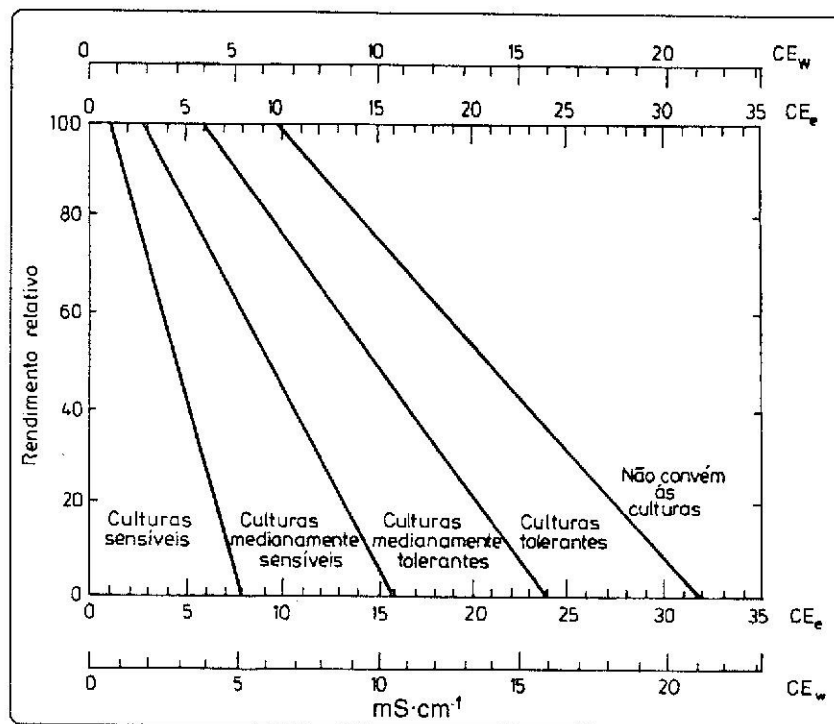
A redução do período entre regas pode facilitar a resistência ao sal devido à diminuição da concentração da solução do solo. Factores climáticos, como a temperatura, a humidade e o nevoeiro, podem modificar a resposta das plantas à salinidade. Os danos provocados pela salinidade são normalmente mais severos em condições quentes e secas, especialmente nas culturas sensíveis, dado que a acumulação de sal no solo é mais rápida por causa das regas mais frequentes e do maior consumo de água pelas plantas (Westcot e Ayers, 1986).

As plantas têm tolerância diferente à salinidade. Como pode observar-se pela fig.3.1 as espécies com $CE_e 100$ até 1,5 e $CE_e 0$ até 8 são espécies sensíveis à salinidade.

A partir de $CE_e 100=10$ nenhuma cultura agrícola dá um rendimento significativo em termos físicos ou económicos.

Fig 3.1 - Diagrama das classes de tolerância à salinidade das plantas cultivadas.

Fonte: Maas (1984) cit. por Westcot e Ayers (1986).



Outros factores a ter em conta na rega com A.R é a possibilidade de haver uma depressão no crescimento devido a excessivas concentrações de iões específicos, mais do que ao efeito osmótico isolado (sendo designado este efeito por toxicidade iónica específica) e também à criação de más condições físicas no solo, que resultam principalmente de um teor elevado em sódio (Oster e Rhoades, 1986; Ayers e Westcot, 1988; Sheik *et al.*,1990; Day *et al.*,1982).

3.1.1 - Práticas culturais minimizadoras da salinidade

Para minorar os problemas de salinidade decorrentes da utilização de A.R. podem-se adoptar práticas alternativas que têm como objectivo final aumentar as disponibilidades de água para a cultura. Segundo Ayers e Westcot (1988), estas práticas são as seguintes:

Frequência de rega - O aumento da frequência de rega pode aumentar a água disponível na zona superior das raízes. A zona superior é então mais intensamente lavada, o que leva a uma redução do efeito osmótico.

Culturas tolerantes - A instalação de culturas mais resistentes à salinidade é vantajosa em relação a outras mais susceptíveis. Não serão de esperar pro-

blemas de salinidade nas culturas quando a condutividade eléctrica (CE_w) for menor que $0,7 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, com valores entre de condutividade eléctrica (CE_w) entre $0,7$ e $3,0 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ podem ser necessárias práticas culturais específicas se se pretender o total da produção. A necessidade destas práticas aumentam com a subida da salinidade. Valores da condutividade eléctrica (CE_w) superiores a $3,0 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$ requerem uma intensa e cuidada gestão para controlar a salinidade, incluindo uma mudança para culturas mais tolerantes aos sais, ou aumentar grandemente a fracção de lixiviação. As culturas sensíveis aos sais manifestam redução drástica na produção com valores de condutividade eléctrica (CE_w) maior que $3,0 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, mesmo com a melhor gestão (Quadro 3.3, anexo I).

Na tabela 3.1 (anexo I) apresentam-se as perdas de produção, esperadas para variadas culturas, devido à salinidade da água de rega. Quando se consulta a tabela há que ter em atenção que os valores expressos são fixos, enquanto que a tolerância das culturas é variável.

Excesso de água (Fracção de lixiviação) - A aplicação de um quantitativo de água superior às necessidades tem como objectivo promover à remoção de sais que, de outro modo, se acumulariam.

Esta fracção de lixiviação deve ser acompanhada por uma drenagem adequada (Santos, 1983). O objectivo desta prática é o de obstar à acumulação de sais que se tenha dado nas camadas superficiais do solo. Para melhor cumprir os objectivos deverá ser feita com água não salina ou de salinidade inferior à que normalmente se usa.

Localização da semente - O que se pretende com a localização da semente é obter num volume de solo, circundante à semente, um teor salino inferior ao que seria prejudicial.

Fertilização - A fertilização sobretudo no que se refere ao azoto e ao potássio, pode também conduzir a um aumento da salinidade do solo. Convirá quando se usem fertilizantes com elevados índices de salinidade, evitar o contacto com as sementes (ou as raízes das plantas) e fraccionar as aplicações.

3.2 - Permeabilidade

Um efeito indirecto do elevado conteúdo em sódio são as más condições físicas do solo (crostas, encharcamento e má permeabilidade) que afectam negativamente as culturas (Quadro 3.3, anexo I).

O aumento da concentração de sódio no solo pode dar origem à formação de solo salinos (solos alcalinos em que a percentagem de saturação do complexo de troca em Na⁺ é menor que 15%) (Santos, 1983), em que o inconveniente principal para o desenvolvimento das culturas resulta, como se disse, sobretudo da absorção da água e de nutrientes ser prejudicada pelo baixo potencial osmótico da solução do solo.

No entanto, quando a percentagem de saturação em sódio do complexo de troca do solo atinge valores superiores a 15% (solos alcalizados e salinos), ocorre a dispersão, quer dos colóides minerais quer dos orgânicos, o que afecta a estrutura do solo com reflexos desfavoráveis no arejamento, circulação da água e penetração das raízes (Westcot e Ayers, 1986; Sheik *et al.*, 1990; Santos, 1991).

Catiões como o sódio, com elevado raio iónico e baixa electropositividade, não compensam totalmente a carga eléctrica negativa da partícula coloidal, os campos eléctricos dos colóides interactuam (as partículas coloidais manifestam ainda electronegatividade) e repelem-se entre si, provocando a sua dispersão.

Uma permeabilidade deficiente reduz a quantidade de água que o solo pode armazenar, o que tem como consequência uma diminuição no fornecimento de água à planta.

A concentração do sódio na água relativamente ao cálcio e magnésio é expressa como razão de adsorção do sódio (SAR ou RAS), e é o parâmetro usado para avaliar eventuais problemas de permeabilidade. O cálculo da SAR é feito do seguinte modo:

$$\text{SAR} = \text{Na}/(\text{Ca} + \text{Mg}/2)^{1/2}$$

em que as concentrações são expressas em $\text{cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$ (Oster e Rhoades, 1986; Ayers e Westcot, 1988).

Um valor de SAR superior a 10 conduz a riscos graves para as propriedades físicas do solo. No entanto segundo Ayers e Westcot (1988), para a A.R., a SAR necessita de um ajustamento de forma a obter uma estimativa mais correcta do cálcio que pode permanecer na água do solo após a irrigação. O cálculo efectua-se da seguinte forma:

$$\text{SAR}_{aj} = \text{Na}/(\text{Ca}_x + \text{Mg}/2)^{1/2}$$

O valor de Ca_x está tabelado e para consultar essa tabela a salinidade da água terá de ser conhecida e expressa através da sua condutividade eléctrica, bem como a razão HCO₃/Ca.

O teor de cálcio em solução é influenciado pela salinidade da água do solo, pela concentração em cálcio, bicarbonatos e carbonatos dissolvidos. Quando o solo vai secando entre regas, parte do CO₃⁼ e do HCO₃⁻ precipitam como Ca - Mg CO₃. Dá-se, desta forma, uma remoção de cálcio e magnésio da água do solo, aumentando a proporção relativa de sódio. Daí a necessidade de recorrer

ao Ca_x que ponderará este factor (Ayers e Westcot, 1988).

A fig. 3.2 permite avaliar problemas de permeabilidade de uma forma expedita, levando em consideração a SAR ou SAR_{aj} e a salinidade da água de rega ou do extracto de solo saturado. Combinações de salinidade e SAR ou (SAR_{aj}) que fiquem acima da linha não conduzem a danos em termos das propriedades físicas do solo, o que já não acontece com os valores que se situam abaixo desta linha.

Sheik *et al.* (1990) verificaram, um ensaio conduzido durante 5 anos de rega com A.R. resultante de tratamento terciário e desinfectado, que não se observavam reduções na permeabilidade dos solos regados. Nesta A.R os valores mais elevados de SAR_{aj} eram acompanhados por valores elevados de salinidade, cuja combinação caía dentro das condições favoráveis da fig.3.2.

Cromer *et al.* (1984), num ensaio conduzido num podzol, regado durante três anos com A.R urbana que apresentava elevadas concentrações em Na^+ e HCO_3^- referem aumentos substanciais no sódio de troca e na condutividade eléctrica da solução do solo. Também Nielsen *et al.* (1989b), num ensaio conduzido com culturas hortícolas regadas com A.R. resultante de tratamento secundário aplicado a um solo franco-arenoso, concluíram haver aumento do sódio de troca na camada de 0,0 a 0,3m; no entanto este facto não afectou o desenvolvimento das plantas, uma vez que a percentagem de sódio de troca era de 3,7% e os valores da condutividade eléctrica não apresentaram variação significativa. Mujeriego e Sala (1991) também não notaram efeitos indesejáveis no solo ou plantas regadas com A.R. (resultantes de tratamento secundário e desinfectadas) com valores de SAR em geral elevados (superiores a 10 e com picos acima dos 17), aparentemente devido ao alto teor de cálcio e à elevada condutividade eléctrica da água de rega.

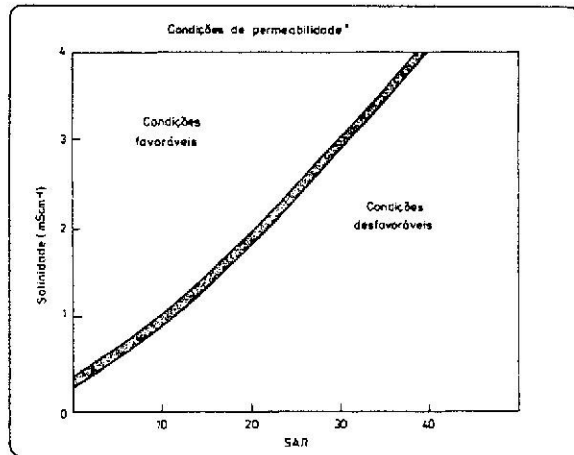


Fig 3.2 - Condições de permeabilidade. Pode ser usado para a composição da água de rega ou para o extracto de saturação do solo.
Fonte: Oster e Rhoades (1986).

3.2.1 - Práticas culturais minimizadoras dos problemas de permeabilidade

A resolução de problemas de permeabilidade, isto é, a recuperação de solos onde o complexo de troca se encontre dominado pelo sódio, envolve a substituição

do sódio de troca por cálcio, procedendo-se simultaneamente a regas abundantes que conduzam à lavagem do sódio substituído.

A recuperação destes solos passa pela utilização de correctivos que conduzam à substituição do sódio de troca por outro catião, o cálcio. Os correctivos usados podem ser o gesso, e o enxofre ou o H_2SO_4 quando no solo haja também calcário. O ácido sulfúrico é altamente corrosivo e de difícil manipulação, o que restringe o seu uso (Santos, 1983; Ayers e Westcot, 1988).

Pode ainda optar-se por fazer uma diluição da água aplicada na rega o que permite baixar a SAR da A.R.. Esta medida para ser adoptada impõe a disponibilidade de água boa qualidade.

3.3 - Toxicidade iónica específica

A toxicidade específica ocorre quando um dado ião é absorvido pela planta e acumulado em quantidades de que resulta dano ou diminuição de produção, sendo o problema acentuado com tempo quente e seco. Os iões que mais preocupam quando se rega com A.R. são o sódio, o cloro e o boro (Quadro 3.3, anexo I). A toxicidade mais comum devido ao uso de A.R. é causada pelo boro originado pelas descargas domésticas de detergentes ou de descargas industriais; no entanto o cloro e o sódio também aumentam durante o uso doméstico.

Com culturas sensíveis, a toxicidade devida a um dado ião é difícil de evitar sem mudar a cultura ou a fonte de água (Westcot e Ayers, 1986; Bower e Idelovitch, 1987).

3.4 - Sólidos em suspensão

A deposição dos sólidos em suspensão na superfície do solo pode levar à colmatação do solo, reduzindo a sua capacidade para infiltrar a água e o seu arejamento. Uma vez que os sólidos orgânicos são biodegradáveis, necessitam de oxigénio, o que vai afectar o movimento deste na atmosfera do solo na zona radicular. Na rega por aspersão as partículas coloidais podem-se depositar nas folhas e reduzir a actividade fotossintética e afectar a aparência dos produtos agrícolas. Elevado teor em sólidos suspensos afectam o movimento da água nas condutas, aspersores, gotejadores e estruturas hidráulicas e também afectam a eficiência da cloragem, uma vez que, sendo principalmente de natureza orgânica, as bactérias e os vírus ficam aí protegidos não havendo um contacto efectivo com o cloro.

Por estas razões, os sólidos suspensos devem ser removidos com a maior eficiência possível (Bower e Idelovitch, 1987; Crook, 1991).

3.5 - Acidez e alcalinidade

Visto que o solo é, quase sempre, um sistema tamponizado, o pH da A.R. não afectará significativamente o pH do solo na zona radicular. O perigo principal da água com um pH maior ou menor não é o de afectar directamente a acidez ou alcalinidade, mas através de associações indirectas da A.R. que contém elevada concentração de elementos indesejáveis: ferro, manganés, alumínio no caso de A.R. ácida e sódio, e carbonatos e bicarbonatos no caso de A.R. alcalina (Academia Nacional de Ciências e Academia Nacional de Engenharia, 1973, cit. por Bower e Idelovitch, 1987).

Os bicarbonatos presentes na água de rega podem deixar um resíduo esbranquiçado nos frutos e folhas quando se rega por aspersão. Estes depósitos não afectam a produção ou o sabor e textura dos frutos ou outros produtos agrícolas, afectam no entanto a sua aparência e o seu valor comercial (Quadro 3.3, anexo I). Os iões HCO_3^- presentes na água têm tendência a solubilizar e a arrastar o cálcio e o magnésio do solo, ocasionando aumentos na concentração do sódio de troca (Westcot e Ayers, 1986; Bower e Idelovitch, 1987).

3.6 - Nutrientes

Os nutrientes contidos na A.R. urbana contêm valor fertilizante para as plantas mas, em certos casos, são em excesso para as suas necessidades, e causam um crescimento vegetativo elevado, um atraso ou um desigual amadurecimento, ou uma redução na qualidade.

Podem ainda aparecer na A.R. elementos não essenciais às plantas que, além de lhes serem prejudiciais, são susceptíveis de causar problemas aos animais que delas se alimentem.

Os aspectos referentes à presença destes elementos na A.R. serão abordados no capítulo 4.

3.7 - Cloro residual

Alguns efluentes são desinfectados com cloro. Devido às concentrações relativamente elevadas de azoto amoniacal e M.O., a concentração em cloro residual é baixa e com frequência inferior a $0,5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ nível a partir do qual podem começar a aparecer problemas tais como queimadura das folhas com rega por aspersão (Bower e Idelovitch, 1987; Crook, 1991).

Quantidades de cloro residual inferiores superiores a $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ podem ocasionar danos severos sobre as plantas (Quadro 3.3, anexo I).

3.8 - Substâncias orgânicas dissolvidas

Teoricamente, a presença de substâncias orgânicas em elevada concentração no efluente usado em irrigação diminuiria o teor de oxigénio disponível na zona radicular o que afectaria negativamente o crescimento das plantas. Contudo, a rega com água contendo concentrações relativamente elevadas de substâncias orgânicas tem sido efectuada sem levantar grandes problemas. As substâncias orgânicas biodegradáveis, expressas em CBO, são rapidamente decompostas no solo. No entanto, o efluente também pode conter um largo espectro de substâncias orgânicas sintéticas que normalmente estão presentes em pequenas quantidades. Algumas destas substâncias são decompostas no solo em condições aeróbias, outras em condições anaeróbias e algumas não são mesmo decompostas. Os hidrocarbonetos halogenados são mais refractários (Lance *et al.*, 1980). Quando a concentração em substâncias orgânicas sintéticas é pequena, não se põem problemas sérios de poluição. Contudo se o efluente contiver elevadas concentrações de substâncias não biodegradáveis, devido a descargas industriais, que não sejam rapidamente adsorvidas pelo solo, podem causar problemas de poluição nas águas subterrâneas (Bower e Idelovitch, 1987).

3.8.1 - Pesticidas

Os danos relacionados com os pesticidas na água de rega dizem respeito aos seus possíveis efeitos no crescimento e qualidade das culturas e nas águas subterrâneas dos campos irrigados.

Não existem muitos dados sobre os efeitos dos herbicidas, em particular, nas culturas e por isso não há ainda normas para a sua concentração nos efluentes. Uma vez que o solo tem uma capacidade limitada para reduzir a concentração de alguns pesticidas, tais como hidrocarbonetos clorados, é aconselhável que a contaminação em pesticidas não exceda grandemente os limites recomendados para a água potável (U.S. E.P.A., 1977, cit. por Bower e Idelovitch, 1987).

3.8.2 - Hidrocarbonetos polinucleares aromáticos (PAH)

Estes compostos têm uma elevada massa molecular e são refractários. Sabe-se que seis PAH são carcinogénicos e estão incluídos nas normas de água potável da OMS (1972). Há pouca informação sobre o comportamento destes compostos no solo, mas parece que não são rapidamente biodegradados. Podem, contudo, ser adsorvidos numa extensão considerável. Como uma medida preventiva aconselha-se a que a sua concentração na água para rega sem restrição não deve ser muito mais elevada do que a recomendada para a água potável (Bower e Idelovitch, 1987).

3.8.3 - Surfactantes

A presença de surfactantes na água de rega representa um aspecto estético desagradável, devido à ocorrência de espuma para concentrações superiores a $0,5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. A espuma pode aparecer perto das estruturas hidráulicas, bem como nos campos regados. A presença de detergentes em elevada concentração tem sido associada com mudanças na taxa de infiltração. Os detergentes biodegradáveis não apresentam problemas agrónomicos. Há pouca informação acerca do efeito de detergentes nas culturas e nos solos (Bower e Idelovitch, 1987).

3.8.4 - Fenóis

Este grupo de compostos orgânicos está incluído nas normas de água potável devido ao seu efeito adverso no sabor da água, particularmente após cloragem. Considerando que efeitos adversos dos fenóis nas culturas ou solos não têm sido encontrados, e que eles são biodegradáveis e, conseqüentemente, removidos do sistema solo-aquífero, concentrações normais de compostos fenólicos não levantam problemas (Bower e Idelovitch, 1987).

3.9 - Aspectos microbiológicos

Para além dos benefícios que a utilização da A.R. traz, há a considerar algumas desvantagens, particularmente as relacionadas com a possível transmissão de doenças ocasionadas pelos agentes patogénicos nela veiculados.

As bactérias e os vírus presentes na A.R. representam o maior perigo para a saúde devido à sua utilização. O efluente a utilizar para a rega sem restrições tem de ser de uma elevada qualidade bacteriológica e virulógica, o que é importante nas culturas consumidas em crú, e também para minimizar os perigos de transmissão de doenças pelos aerossóis e para levar à aceitação pública do efluente na rega.

As normas microbiológicas para a água de rega são controversas. Para a OMS (1989) a rega sem restrição exige $<1000\text{col.fec}\cdot 100\text{ml}^{-1}$ (Quadro 3.2, anexo I); noutros países as normas para rega de culturas consumidas cruas é de $2,2\text{ col.fec}\cdot 100\text{ml}^{-1}$ (média geométrica). Em Israel deve ser inferior a $12\text{ col.fec}\cdot 100\text{ml}^{-1}$ em pelo menos 80% das amostras e inferior a $2,2\text{ col.fec}\cdot 100\text{ml}^{-1}$ em pelo menos 50% das amostras (Ministério da Saúde de Israel, 1979, cit. por Bower e Idelovitch, 1987; Cooper, 1991). Em Portugal o Decreto-Lei nº74/90 indica como VMA $1000\text{col.fec}\cdot 100\text{ml}^{-1}$.

A qualidade virulógica dos efluentes usados na rega tem sido uma preocupação. No Arizona, o limite máximo de vírus entéricos de $1\text{PFU}\cdot 40\text{l}^{-1}$ tem sido proposto para a rega de culturas consumidas em crú. No entanto, a detecção de vírus no efluente tem sido dificultada devido à necessidade de concentrar os vírus a partir de grande quantidade de água, à falta de um método de detecção de vírus simples e universalmente aceite, à existência de uma grande variedade de viroses e à falta de um organismo indicador (Bower e Idelovitch, 1987).

Quando a A.R. é aplicada na rega interessa conhecer o comportamento dos microrganismos, tanto no solo como na planta.

3.9.1 - Solo

O tempo de sobrevivência dos microrganismos depende de vários factores, que incluem o número e o tipo de organismo, a M.O., a temperatura, a humidade, o pH do solo, a radiação solar, a protecção pela folhagem e a competição com a flora microbiana (Belle e Bole 1976; O.M.S., 1981 cit. por Hillman 1985; Crook, 1986; Pescod, 1986).

O intervalo de tempo de sobrevivência sugere que os agentes patogénicos introduzidos no solo, através da rega com A.R., podem sobreviver por um longo período de tempo (Quadro 1.5, anexo I).

Segundo Frankenberger Jr. (1986) o movimento dos agentes patogénicos no solo envolve o transporte por insectos, por aves, por roedores, por águas de escoamento superficial, e de partículas de solo dispersas pelo vento, e a percolação através do solo para a água subterrânea.

Os principais processos que limitam o transporte das bactérias, ovos de parasitas gastrintestinais e quistos de protozoários através do solo são a filtração, a sedimentação e a adsorção.

A retenção de organismos patogénicos próximo da superfície pode ser um potencial problema por causa da contaminação das águas de superfície e de escoamento e das partículas do próprio solo. Este problema será de ter em atenção nas áreas para os animais em pastoreio (McGauhery e Krove, 1967, Coltharp e Darling, 1975, Khaleel *et al.*, 1980 cit. por Frankenberger Jr., 1986).

Smith *et al.* (1985) verificaram que a estrutura do solo parece estar relacionada com a extensão do transporte de *E. coli.*, tendo concluído que a estrutura e a velocidade do fluxo de água eram os factores mais importantes no transporte de *E. coli* no solo.

Frankenberg Jr. *et al.* (1979), cit. por Frankenberg Jr. (1986), referem que baixas taxas de infiltração favorecem uma maior retenção de microrganismos no solo.

A argila e a M.O. dos solos são determinantes no transporte de bactérias por causa da sua capacidade em adsorver células (Smith *et al.*, 1985).

Cerca de 90% a 95% de organismos fecais ficam concentrados nas camadas superficiais do solo (Bower *et al.*, 1974; Dazzo *et al.*, 1973, Aulenbach *et al.*, 1974, Reneau *et al.*, 1975 cit. por Frankenberg Jr., 1986).

Bower *et al.* (1974) verificaram que a maior parte das bactérias coliformes fecais eram removidas nos primeiros 60cm de solo.

O comportamento dos vírus aplicados ao solo durante a rega com A.R. é importante, porque sendo a dose infecciosa baixa, os vírus adsorvidos nas argilas permanecem infecciosos e os vírus podem mover-se através dos solos até à água subterrânea (Lance e Gerba, 1980).

A remoção dos vírus pelo solo está praticamente dependente de processos de adsorção a vários dos seus componentes.

A mobilidade dos vírus no solo está relacionada com as propriedades da cápsula proteica viral, com o pH, com a condutividade hidráulica, com a capacidade de troca catiónica, com a superfície específica, com a M.O. e com a textura do solo e, também, com o pH, com a força iónica e com a velocidade de infiltração do fluido percolador .

A cápsula proteica dos vírus é caracterizada por apresentar comportamento anfotérico. A M.O. e argila estão em geral carregadas negativamente e rapidamente adsorvem a carga positiva dos grupos reactivos da proteína da cápsula viral para valores de pH do solo abaixo do seu ponto isoeléctrico (Frankenberg Jr., 1986; Yates, 1987). O ponto isoeléctrico da maioria dos vírus entéricos situa-se abaixo de

pH 5,0. A adsorção dos vírus é menos eficiente para valores elevados de pH (Drewey e Elliassen, 1968, Gerba *et al.*, 1975, cit. por Frankenberg Jr., 1986).

A presença de catiões no meio parece influenciar a adsorção dos vírus, isto porque, os catiões neutralizam o potencial electrostático repulsivo devido ao excesso de cargas negativas do vírus e coloides do solo. Os catiões bivalentes são mais eficazes na adsorção de vírus à superfície das partículas, quando comparados com catiões monovalentes (Carlson *et al.*, 1968, Goldshmidt, 1974, cit. por Frankenberg Jr., 1986).

A mobilidade dos vírus no solo está dependente da quantidade de A.R. aplicada na rega e da sua velocidade de percolação no solo. Quanto maior for a quantidade de água aplicada e a velocidade do fluxo de água menos eficiência haverá na remoção dos vírus pelo solo (Smith *et al.*, 1985; Lance e Gerba 1980; Gerba *et al.*, 1991).

O solo parece ser bastante eficaz na imobilização e inactivação dos agentes patogénicos nele introduzidos devido à rega com A.R..

3.9.2 - Planta

A contaminação das culturas por agentes patogénicos resulta da sua deposição nas plantas devido à rega com A.R., ou do contacto destas com a superfície do solo contaminado, uma vez que as plantas não absorvem microrganismos.

É evidente que a rega de algumas culturas, tais como frutas e vegetais consumidos em cru, com A.R. parcialmente tratada pode representar um grande perigo para a saúde pública. Também a saúde do gado pode ser afectada por ingestão de pastagens e forragens contaminadas.

Segundo Bower e Idelovitch (1987), podemos classificar a rega com A.R. em dois tipos: com restrição e sem restrição. O conceito de rega com restrição refere-se à utilização de uma A.R. de baixa qualidade, que só pode ser usada em áreas agrícolas específicas e em culturas específicas. A rega sem restrição refere-se ao uso de uma A.R. de alta qualidade, para rega de todas as culturas, em todos os tipos de solos e em qualquer área, durante um período de tempo prolongado, sem efeitos adversos nas culturas, nos solos, nos animais, nos trabalhadores e nos consumidores.

A sobrevivência de vírus e bactérias é habitualmente inferior nas culturas do que no solo (Quadro 1.5, anexo I), devido à maior exposição à radiação solar e ao mais baixo teor de humidade (Hillman, 1985).

A sobrevivência dos microrganismos, sendo afectada pela exposição à radiação solar e humidade, varia de espécie para espécie de planta e com o clima da região.

Em condições favoráveis os vírus podem sobreviver duas a três semanas nas culturas (OMS, 1979 cit. por Hillman 1988).

Os protozoários são menos resistentes, sendo raros períodos de sobrevivência superiores a duas semanas. Estes organismos são particularmente sensíveis às temperaturas elevadas (Feachem *et al.*, 1978 cit. por Hillman, 1988).

Os ovos de helmintes que permanecem por longos períodos de tempo no ambiente, põem talvez os problemas mais sérios em termos de transmissão de doenças. Os ovos do género *Ascaris* podem sobreviver 27 a 35 dias nos vegetais (Feachem *et al.*, 1978 cit. por Hillman, 1985, 1988; Sepp, 1971, Bryan, 1974, Crook, 1982, cit. por Crook, 1986).

A capacidade que algumas larvas de helmintes têm de penetrar a pele torna o seu controlo particularmente difícil (Hillman, 1985).

Bell e Bole (1976) e Bell (1976) referem que para condições semiáridas 50 horas de exposição à luz solar eram suficientes para destruir todos os coliformes presentes em gramíneas regadas com A.R. doméstica, contendo $3,2 \times 10^4$ col.fec. $\cdot 100\text{ml}^{-1}$, e de 10 horas de exposição à luz solar para a luzerna (*Medicago sativa* L.). A diferença entre as duas espécies seria devido à presença de bainha nas folhas da gramínea, nas quais o efluente é recolhido e protegido do efeito bactericida da luz solar.

Costa-Vargas *et al.* (1991), num ensaio efectuado em Évora, regando alfaces por aspersão com A.R. de baixa qualidade microbiológica, com 8×10^6 col.fec. $\cdot 100\text{ml}^{-1}$, verificaram que, devido às condições climáticas restritivas da região, desde que cessava a rega eram necessários cinco dias para descontaminar as alfaces para níveis semelhantes às do mercado local, se não fosse detectado o género *Salmonella*.

O método de rega utilizado é um factor importante na possibilidade de contaminação das culturas. A rega gota a gota conduz a uma contaminação mínima da superfície do solo e das plantas, e a rega por aspersão a uma contaminação máxima (Nicosia e Barbagallo, 1987; Barbagallo *et al.* 1988; Costa-Vargas *et al.*, 1991; Oron *et al.*, 1991a). As culturas, quando regadas com A.R., devem ser sujeitas a controlo, para averiguar possíveis contaminações com agentes patogénicos.

A produção de forragens, eliminando o consumo directo pelo Homem de plantas e dos seus produtos, contaminados com a A.R., são uma boa opção na sua utilização agrícola. Podem no entanto afectar os animais que delas se alimentam. Dos vários microrganismos patogénicos presentes na A.R., as bactérias do género *Salmonella* são as que maior preocupação assumem em relação à saúde do gado, podendo permanecer infecciosas durante mais de 100 dias nas gramíneas (Bell, 1976; Sepp, 1971, Bryan, 1974, Crook, 1982, cit. por Crook, 1986).

A OMS (1989) adverte para o facto de a rega de pastagens com A.R. que contenham ovos viáveis de *Taenia saginata*, poder provocar *cystercercosis* bovina em vacas que tenham acesso a pastagens com os ovos ainda viáveis. Assim, recomenda-se um intervalo de 14 dias entre a última rega com A.R. e o pastoreio. No entanto, é duvidoso que esta prática seja eficaz, uma vez que os ovos de *T. saginata* podem sobreviver seis meses nos solos e nas pastagens.

A A.R., que tradicionalmente era utilizada na rega de culturas extensivas e

pomares, está-se a expandir para culturas comestíveis, vegetais e frutos. Este facto leva à necessidade de se proceder a investigação local, visto a sobrevivência dos patogénicos nas plantas e nos solos estar muito dependente das condições climáticas (Asano e Pettygrove, 1987; Costa-Vargas *et al.*, 1991; Oron *et al.*, 1991b, cit. por Oron *et al.*, 1991a).

3.10 - Algumas considerações sobre a saúde

Embora exista risco para a exposição humana aos patogénicos em todas as operações de tratamento e utilização da A.R., a preocupação, em termos de saúde, depende do contacto humano com a A.R., do tipo de tratamento e eficácia do processo de tratamento.

Os contaminantes na A.R. que têm significado em termos de saúde pública podem ser classificados em agentes químicos e biológicos. Os constituintes químicos a ter em atenção são os metais pesados tóxicos, pesticidas e outros contaminantes orgânicos que podem causar efeitos prejudiciais a longo prazo na saúde. Para a maior parte dos usos da A.R. os organismos patogénicos põem os maiores riscos de saúde e devem ser considerados nos critérios de avaliação da qualidade de uma água para rega (Quadro 3.2, anexo I). Para minimizar os riscos para a saúde e problemas estéticos deve haver um controlo rigoroso da A.R. antes de sair da ETAR. As regulamentações para a utilização em rega deverão ser baseadas no grau de contacto esperado com a A.R. e com o uso das culturas.

Vários autores recomendam algumas precauções quando se usa A.R. em irrigação. Referem que as substâncias tóxicas e os detergentes não biodegradáveis devem ser controlados na origem. Esta utilização da A.R. deve ser orientada, preferencialmente, para solos alcalinos e com um teor elevado em M.O. para minimizar a absorção de metais pesados pelas plantas. A preferência também deve ser dada às culturas que não sejam consumidas cruas, mas que tenham elevadas taxas de absorção de nutrientes. As técnicas de aplicação da A.R. também são importantes, devendo-se ter em atenção que a rega gota a gota conduz a um risco mínimo em relação à poluição do solo e da planta, e a uma elevada economia de água, e a rega por aspersão conduz a uma elevada contaminação das culturas e pode contribuir para a disseminação de agentes patogénicos por uma vasta área devido à formação de aerossóis.

A A.R. deve ser tratada de acordo com a sua futura utilização e método de aplicação.

Para proteger a saúde dos consumidores, a colheita só se deve efectuar duas a quatro semanas após a última rega com A.R.. Para proteger a saúde dos trabalhadores

rurais, estes devem usar luvas, botas e/ou vestuário protector e fazerem regularmente exames médicos.

A capacidade de armazenamento da A.R. deve ser adequada prevendo os períodos em que a rega não é necessária. As condutas da A.R. devem ser devidamente identificadas, bem como os campos irrigados.

A erosão do solo e descarga de A.R. em excesso deve ser evitada.

É importante a prevenção da poluição da água subterrânea com organismos patogénicos, nitratos e outras substâncias perigosas. O controlo da qualidade toxicológica e microbiológica dos produtos destas áreas deve ser efectuado.

No planeamento de um projecto de utilização de A.R. para fins agrícolas é importante considerar programas de educação na área da saúde, nomeadamente dar uma instrução cuidadosa aos trabalhadores rurais (Hillman, 1985, 1988; Barbagallo e Nicosia, 1987; OMS, 1989; Cooper, 1991; Crook, 1991; Kreisel, 1991; Oron *et al.*, 1991a; Hillell, 1987 cit. por Pescod, 1992; Pescod, 1992).

4 - Utilização de água residual em agricultura

4.1 - Efeitos no solo

A utilização na rega de A.R. urbana tratada para fins agrícolas e paisagísticos, é actualmente uma prática comum, principalmente em regiões áridas e semiáridas (Asano e Pettygrove, 1987; Broadbent e Clarck, 1965 cit. por Tamburino e Barbagallo, 1989; Marecos do Monte, 1989; Asano e Mills, 1990). Esta utilização da A.R. urbana tem como vantagens permitir a reciclagem da água, com a consequente utilização de água e nutrientes vegetais nela contidos, evitando a poluição dos meios hídricos receptores (Bole e Bell, 1978; Jenssen e Vatn, 1991; Chopp *et al.*, 1982; Biorai *et al.*, 1984; Boll e Kayser, 1986; Layle *et al.*, 1989). No entanto, deve ser cuidadosamente controlada, uma vez que se corre o risco de pôr em perigo a saúde pública e a fertilidade do solo (Geake *et al.*, 1987; Latterell *et al.*, 1982; Vaisman *et al.*, 1982). Vaisman *et al.* (1981) referem, precisamente, que o principal problema na rega com A.R. é o de evitar a poluição do solo e das águas subterrâneas.

Quando se utiliza A.R. na rega está-se a utilizar uma água de baixa qualidade. É importante conhecer os processos que ocorrem no solo durante a rega com A.R., uma vez que eles influenciam a qualidade da água que, sofrendo infiltração e

drenagem, vai chegar aos lençóis freáticos e águas superficiais. A actividade do solo como filtro vivo exerce-se não só ao nível de processos biológicos, mas inclui também reacções químicas e físico-químicas. Durante a infiltração da A.R. as camadas superficiais do solo retêm e removem os componentes poluidores presentes na fase líquida. A M.O. em suspensão é geralmente retida por processos mecânicos ou por adsorção; a M.O. dissolvida, vírus e o azoto na forma amoniacal são retidos por adsorção (Indelicato *et al.*, 1984); a remoção do fósforo, metais pesados e outros componentes inorgânicos da A.R. faz-se principalmente por processos físicos e físico-químicos (Beek *et al.*, 1977a,b).

As substâncias retidas no solo são então transformadas. A M.O. é oxidada e decomposta pelas bactérias aeróbias, resultando na formação de produtos orgânico-minerais parcialmente estabilizados. O azoto orgânico e amoniacal são transformados em nitratos, parte do qual é removido por absorção pelas culturas, ou por desnitrificação, parte é lixiviado para zonas mais profundas do solo. O fósforo orgânico é mineralizado no solo e é convertido em formas solúveis em água, as quais, no entanto são de novo insolubilizadas e/ou retidas em quase todos os solos. A remoção pelo solo dos microrganismos presentes na A.R. depende principalmente da sua sobrevivência, a qual é afectada por vários factores, tais como a humidade do solo, a temperatura, o pH, a M.O., e o antagonismo com a microflora do solo (Indelicato *et al.*, 1984).

A eficácia do solo na remoção dos contaminantes aplicados na rega com A.R. é afectada por vários factores, tais como modalidade de rega, profundidade do solo, tipo de cultura efectuada, características físicas e químicas do solo e clima (Kardos e Hook, 1976; Indelicato *et al.*, 1984).

Grant *et al.* (1982) referem que quando se utiliza A.R. em irrigação deve-se ter em atenção a gestão do solo, a cultura e a rega de forma a minimizar a poluição ambiental e produzir o máximo.

Um dos factores a ter em conta na utilização de A.R. é o seu teor em metais pesados e certos compostos orgânicos que entram na cadeia alimentar e são consumidos pelo Homem e animais. Nas estações de tratamento de A.R. convencionais os metais são concentrados nas lamas, e o seu teor no efluente tratado é consideravelmente reduzido (Saenz, 1987).

A A.R. urbana tratada tem uma concentração em sais solúveis superior à da água de rega normal, o que pode conduzir a que a salinidade do solo aumente, e, também a que a sua permeabilidade seja afectada negativamente, se a concentração em sais exceder determinado limite (Ayers e Westcot, 1988; Layla *et al.*, 1989). Uma elevada concentração em sais é prejudicial para o crescimento das plantas porque inibe a germinação, limita a absorção de água e causa efeitos tóxicos específicos na planta devido aos iões presentes nos sais (Day *et al.*, 1982; Ayers e Westcot, 1988).

A concentração em azoto, em fósforo e em potássio da A.R. utilizada na rega deve ser controlada, a fim de evitar que prejudiquem o solo, as culturas e as águas

subterrâneas, devendo ter-se em conta esse teor no planeamento da fertilização (Tamburino e Barbagallo, 1989). Neilsen *et al.* (1989) referem que têm sido observados decréscimos na produção devido ao aumento da salinidade dos solos, a mudanças de pH, a excessos de fertilização, a toxicidade e a desequilíbrios nutricionais. Marecos do Monte *et al.* (1989) referem que os efluentes primário e secundário da ETAR de Évora se mostraram apropriados para rega, em solos bem drenados e com culturas tolerantes à salinidade, mas não apropriados para culturas sensíveis ao boro.

No entanto, outros autores (Day *et al.*, 1972,1979; Asano e Pettygrove, 1987; Sheik *et al.*, 1990), afirmam que a aplicação ao solo de A.R. urbana tratada mostrou não apresentar problemas sérios em termos agronómicos ou de saúde pública, também Saenz, (1987), Neilsen *et al.*,(1989a,b); Sheik *et al.*, (1990) referem que essa aplicação não ocasionou a degradação da qualidade da água subterrânea, não conduziu à acumulação de metais pesados no solo e levou a aumentos na produtividade.

4.1.1 - Matéria orgânica

O conteúdo em M.O. biodegradável da A.R. é usualmente expresso em CBO, CQO e COT. Se é descarregada no ambiente, a sua decomposição biológica pode levar à diminuição do oxigénio dissolvido nas águas onde é descarregado e ao desenvolvimento de condições anaeróbias (Asano *et al.* 1986).

Beek *et al.* (1977a), num ensaio em que se efectuou a aplicação ao solo, durante cinquenta anos, de esgoto doméstico e industrial a um solo arenoso com pastagem, observaram uma subida da M.O., principalmente nas camadas superficiais do solo.

Apesar das determinações do CBO, CQO e COT, serem eficazes para estimar o poder poluidor da água e avaliar a eficiência dos processos de tratamento da A.R., não fornecem uma indicação sobre a composição da M.O. nem identificam nenhuma substância orgânica tóxica. É essencial para a avaliação toxicológica da qualidade da água que as substâncias orgânicas sejam identificadas e determinadas as suas concentrações (Chang e Page, 1986).

Boll e Kayser (1986) encontraram treze dos poluentes prioritários referidos pela U.S. E.P.A. e dezanove compostos orgânicos adicionais, foram detectados em concentrações entre 0,95 e 0,002 mg·L⁻¹ em esgoto urbano. O efluente resultante de uma estação de lamas activadas continha somente dois poluentes prioritários em níveis próximos do limite de detecção.

Entre os processos que podem afectar as substâncias orgânicas nos solos, aí introduzidas devido à rega com A.R., estão a adsorção, a volatilização, a biodegradação, a lixiviação e as reacções químicas (Brady,1974; Chang e Page, 1986).

Brady, (1974); Schwarzenbach e Westall, (1981) cit. por Chang e Page, (1986) demonstraram a rápida desorção de micropoluentes orgânicos que estavam adsorvidos, quando um solo era lavado com água isenta destes micropoluentes, o que alerta para o perigo potencial destas substâncias poderem permanecer na fase aquosa, e daí serem absorvidas pelas plantas ou arrastadas para as águas subterrâneas.

Saenz (1987) refere que há muito pouca informação acerca da absorção pelas culturas de compostos orgânicos sintéticos que aparecem na água de rega. Pesticidas sintéticos e bifenóis policlorados permanecem relativamente fixos no solo e não são absorvidos pelas plantas. Os animais em pastoreio, no entanto, podem absorver estes compostos orgânicos que posteriormente aparecem no leite.

4.1.2 - pH

Um outro efeito que a A.R. pode ter no solo é o de poder alterar o pH do solo.

As A.R. urbanas, devido ao seu uso, tornam-se alcalinas, variando o seu pH normalmente entre 6,5-8,5.

Sawhney e Hill (1975) e Cromer *et al.* (1984) verificaram subidas no pH de solos ácidos de textura arenosa quando regados com A.R..

Beek *et al.* (1977a) verificaram também aumentos no pH do solo devido à aplicação de esgoto doméstico e industrial, durante 50 anos, a um solo arenoso com pastagem.

Neilsen *et al.* (1989) verificaram que, devido à aplicação de A.R. a um solo arenoso durante quatro anos, o pH (0,01M CaCl₂) variava de um valor inicial de 6,7 para 7,3. Recomendam o controlo do pH do solo e da salinidade nas aplicações a longo prazo de A.R.

Estas modificações no pH do solo terão influência no complexo de troca catiónica dos solos. Sawhney e Hill (1975) referem que a elevação do pH do solo devido à aplicação de A.R. fez aumentar a sua capacidade de troca catiónica, o que aumentava também a sua capacidade em remover catiões poluentes das A.R. aplicadas. Isto porque nas superfícies em que a densidade de carga é variável e dependente do pH, como no caso dos óxidos-hidróxidos de ferro e alumínio e de compostos húmicos, subidas no pH do solo aumentam a protólise dos grupos carboxilo dos compostos húmicos e dos óxidos/hidróxidos de ferro e alumínio, aumentando a sua capacidade de adsorver catiões.

Os óxidos/hidróxidos de ferro e alumínio são caracterizados pelo valor de ponto de carga zero (PCZ), correspondente a pH_0 , tendo a gibsite um valor de $pH_0=7,0$, o que significa que para valores de pH da solução do solo superiores a 7,0 a gibsite apresenta um predomínio de cargas negativas.

O valor de pH_0 dos compostos húmicos é muito baixo.

As alterações do pH do solo devido à utilização de A.R. terão provavelmente maior expressão em solos ácidos e arenosos, isto é, solos com um baixo poder tampão.

É provável que em solos com teores de argila e/ou M.O. mais elevados a alteração no pH do solo não seja tão acentuada.

4.1.3 - Azoto

O mais benéfico, e com mais frequência presente em quantidades excessivas na A.R. urbana, é o azoto. A concentração normal em azoto total numa A.R. tratada é de $33\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. A maior parte dele está na forma amoniacal ou em formas orgânicas rapidamente mineralizáveis. Existe, também, uma pequena quantidade de nitratos (Feigin *et al.*, 1981; Broadbent e Reisenauer, 1986; Tamburino e Barbagallo, 1989; Jessen e Siegrist, 1988; Sheik *et al.*, 1990). O azoto contido na A.R. tem valor como fertilizante e deve ser tido em consideração no planeamento da fertilização (Feigin *et al.*, 1981; Bielorai *et al.*, 1984; Tamburino e Barbagallo, 1989; Marecos do Monte *et al.*, 1989).

Um dos aspectos a ter em atenção em relação à utilização de A.R. na rega é o da poluição pelo azoto, que pode contribuir para a eutrofização das águas de superfície e de estuários e causar problemas de saúde no Homem e nos animais, sendo ainda de considerar a possibilidade de uma contaminação em nitratos da água subterrânea (Lance *et al.*, 1976; Lund *et al.*, 1981; Vaisman *et al.*, 1981; Grant *et al.*, 1982; Jenssen e Siegrist, 1988; Power e Schepers, 1989). Nos E.U.A. os serviços de saúde pública indicam o valor de $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de N-NO_3 como nível que não deve ser excedido na água para consumo humano (Broadbent e Reisenauer, 1986; Jenssen e Siegrist, 1988), em Portugal o Decreto-Lei nº74/90 indica como valor máximo recomendado $25\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de nitratos na água para consumo humano, e o valor de $50\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ como valor máximo admissível. A contaminação em nitratos, não só da água para consumo como também dos produtos agrícolas, é preocupante, uma vez que pode levar ao aparecimento de uma doença, principalmente nas crianças, designada por metahemoglobinémia, em que o risco associado à presença de nitratos consiste na possibilidade da sua redução a nitritos no tracto digestivo, reduzindo a capacidade da hemoglobina para transportar o oxigénio. Os adultos são menos susceptíveis a esta doença do que as crianças. A metahemoglobinémia também ocorre nos ruminantes, estando neste caso associada a elevadas concentrações em nitratos da forragem.

Existe também a possibilidade de contaminação da água subterrânea quando se aplica A.R. ao solo com N-nitrosaminas que são um grupo de poluentes potencialmente

graves, uma vez que membros deste grupo são tóxicos, carcinogénicos, mutagénicos ou teratogénicos quando testados numa variedade de animais. Vários estudos sugerem que as nitrosaminas são persistentes nos ecossistemas naturais, e podem ser rapidamente lavadas do solo (Martin, 1979; Greene *et al.*, 1981).

A possibilidade de retenção do azoto pelo solo é, pois, importante uma vez que diminui o risco de poluição das águas subterrâneas e de superfície.

Essa retenção depende da forma de azoto, das características físicas e químicas do solo, da cultura e da taxa de aplicação de A.R. ao solo.

Exceptuando-se os solos arenosos, a capacidade de adsorção do ião amónio no solo é suficiente para reter o NH_4^+ aplicado numa rega (Broadbent e Reisenauer, 1986). No entanto, a retenção do N-NH_4^+ é sempre temporária, apenas alguns dias ou semanas, uma vez que o NH_4^+ adsorvido é rapidamente oxidado a ião nitrato pelas bactérias nitrificantes.

O azoto nítrico, possuindo carga negativa, não apresenta retenção física no solo, uma vez que não é adsorvido pelas superfícies de carga negativa. O N-NO_3^- (mesmo quando, devido a um predomínio de carga positiva dos colóides, seja adsorvido, a adsorção, por ser não específica, tem uma energia muito reduzida) mantém-se fundamentalmente na forma iónica na solução do solo, podendo ter como destino a absorção pelas plantas, a lixiviação, a desnitrificação ou a retenção temporária por microrganismos do solo.

Choop *et al.* (1982) referem que o pico máximo de nitrificação ocorre em Junho, quando as condições de meio para as bactérias são óptimas. O pico de concentração em nitratos da água subterrânea ocorre aproximadamente um mês após o máximo de concentração em N-NO_3^- do solo.

Broadbent *et al.* (1977) cit. por Grant *et al.* (1982) referem que todo o azoto presente na A.R. é rapidamente convertido em N-NO_3^- depois de entrar no solo. Em solos em que se aplica A.R. regularmente a nitrificação é normalmente rápida, a não ser que a temperatura seja baixa (Broadbent e Reisenauer, 1986).

Quanto maior for a absorção de azoto pelas plantas, menores serão as perdas de azoto por lixiviação. A colheita das culturas é também importante, pois assegura a remoção de alguns nutrientes do solo, em particular o azoto, nele incorporados devido ao uso de A.R..

Hook e Burton (1979), cit. por Lund *et al.* (1981), verificaram que, por ano, 19% ($29\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e 44% ($119\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) do azoto aplicado foi lixiviado quando 5 ou 10cm, respectivamente, de esgoto eram aplicados por semana a uma pastagem sem corte, e quando se cortava duas vezes por ano a proporção do azoto lixiviado reduziu-se a 7% e 33% para os dois tratamentos da rega. Timmons e Dylla (1979) cit por Vaisman *et al.* (1981) verificaram que as perdas de N-NO_3^- podem ser minimizadas, mas não completamente controladas.

O azoto pode também ser desnitrificado, os microrganismos responsáveis são bactérias anaérobias facultativas, forma-se assim N_2O e N_2 que são gases, conduzindo

a desnitrificação a perdas de azoto dos solos. Este processo diminui as perdas por lixiviação e pode ser encarado como uma vantagem em termos de protecção contra a poluição pelo azoto das águas subterrâneas e de superfície. Sendo no entanto um processo que requer condições de meio anaeróbias, não é compatível com a produção agrícola, podendo no entanto ocorrer esporadicamente durante o ciclo vegetativo das culturas.

Kohl *et al.*, (1976), Avnimelech *et al.*, (1978), Feigin *et al.*, (1978) cit. por Grant *et al.*, (1982), verificaram que a desnitrificação era estimulada nos solos cultivados com forragem.

Quando a A.R. é aplicada por aspersão, e em menor extensão por alagamento, podem ainda ocorrer algumas perdas de amoníaco por volatilização.

Tamburino e Barbagallo (1989) verificaram não haver acumulação de azoto no solo devido à rega com A.R..

O azoto introduzido no solo através da A.R. é absorvido pelas culturas, desnitrificado, ou lixiviado (Broadbent e Clarck, 1965, cit. por Tamburino e Barbagallo, 1989).

Do que ficou exposto, podemos concluir que dadas as suas características de mobilidade, o azoto adicionado ao solo devido à rega com A.R. não terá tendência a acumular-se no solo.

4.1.4 - Fósforo

A concentração em fósforo na A.R. provém, quase exclusivamente, do seu uso urbano, podendo a sua concentração variar entre 1,0 a 40 mg·L⁻¹ de fósforo, sendo o valor de 10 mg·L⁻¹ o valor médio (Bower e Chaney, 1974, cit. por Latterell *et al.*, 1982; Broadbent e Reisenauer, 1986; Tamburino e Barbagallo, 1989).

Um excesso de fósforo na A.R. pode afectar negativamente as culturas e o solo (devido principalmente ao antagonismo P/Zn), e conduzir à eutrofização das águas (Kardos e Hook, 1976).

O fósforo adicionado ao solo pode ser absorvido pela cultura, acumulado pela fase sólida do solo em reacções de adsorção e precipitação ou perdido pelo sistema por escoamento superficial ou por erosão (Broadbent e Reisenauer, 1986).

Em solos regados durante vários anos com A.R. urbana tratada, verificou-se que os níveis de fósforo no solo aumentaram. De uma maneira geral o fósforo aplicado ao solo durante a rega com A.R. permanece no solo e é aí progressivamente armazenado (van Riemsdijk *et al.*, 1977; Campbell *et al.*, 1983; Tamburino e Barbagallo, 1989).

Tamburino e Barbagallo (1989) observaram aumentos de fósforo nos primeiros 60cm de solo, referindo que a acumulação deste elemento depende da composição e do número de anos em que se rega com A.R., para além da fertilização efectuada e das características físico-químicas do solo, e que se verificaram aumentos médios anuais de $240\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ de P_2O_5 .

Campbell *et al.* (1983) referem que os níveis de fósforo assimilável (método de Bray) aumentavam em solos regados (durante quinze anos) com A.R. urbana tratada, em condições semi-áridas e cultivados com luzerna, com milho e com trigo.

Latterell *et al.* (1982), em ensaios de campo durante cinco anos num solo de aluvião argiloso, em que se fizeram aplicações médias anuais de 0, 126 e 237 cm de A.R. urbana tratada, observaram aumentos dos níveis de fósforo orgânico no horizonte superficial do solo recebendo A.R., e, na área de mais alto tratamento (adição média de fósforo anual de $160\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) foram observados aumentos dos níveis de fósforo assimilável até à profundidade de 60cm.

Sommers *et al.* (1979) cit. por Latterell *et al.* (1982) referem que a maior parte do fósforo adicionado ao solo, durante doze anos de rega com A.R., permanece nos primeiros 30 cm de um solo franco-argiloso, enquanto que apreciáveis quantidades de fósforo foram lixiviadas para 30-60cm de profundidade num solo areno-franco.

Beek *et al.* (1977 a, b), num ensaio efectuado durante cinquenta anos com aplicação de esgoto doméstico e industrial, por alagamento intermitente, a um solo arenoso com pastagem, verificaram que o fósforo foi removido em 96%, e acumulou-se nos primeiros 50cm do solo.

Cromer (1980) cit. por Cromer *et al.* (1984) refere que a retenção do fósforo nos horizontes superficiais se situa entre 96-99%.

Os principais mecanismos através dos quais o fósforo pode ser fixado, resultam essencialmente de adsorção e de precipitação (Sawhney, 1973; Beek *et al.*, 1977a,b), sendo a adsorção um processo rápido e a precipitação lento (Latterell *et al.*, 1982).

Uma explicação para a baixa probabilidade da rápida e directa formação de compostos de fósforo por precipitação após adição de fósforo solúvel ao sistema solo, reside, fundamentalmente no facto de não serem normalmente atingidos níveis suficientemente elevados de fósforo em solução para a sua precipitação, em virtude da ocorrência de reacções de adsorção que, rapidamente, reduzem a concentração de fósforo em solução abaixo do nível crítico para que ocorra a precipitação.

A adsorção ocorre através de ligações a um grande número de fases minerais, tais como argilas, óxidos/hidróxidos de ferro e alumínio, coloides amorfos (tipo alofana) calcário activo e ainda a fases orgânicas (Tisdale, 1985).

Chen *et al.* (1973), cit. por van Riemsdijk *et al.* (1977), e Beek *et al.* (1977b) sugerem que o fósforo acumulado no solo regado com A.R. urbana estão principalmente associados com o alumínio. O estudo efectuado pelos autores, van Riemsdijk *et al.* (1977) sugere que as reacções de remoção do fósforo são caracterizadas por dois mecanismos que ocorrem em sequência: A 1ª fase refere-se a

uma rápida adsorção do fósforo na superfície adsorvente e a 2ª fase é muito provavelmente constituída pela formação duma fase sólida de fosfato de alumínio.

Hook *et al.* (1973) cit. por Kardos e Hook (1976) referem que a capacidade dum solo franco-argiloso regado com A.R., em remover o fósforo, estava no seu alto conteúdo em sesquióxidos. O fraccionamento do fósforo mineral neste solo mostrou que a rega com A.R. aumentou o fósforo nas fracções associadas com o Al e o Fe. Num solo mais arenoso ocorria uma mais profunda penetração do fósforo, o que estava relacionado com o seu baixo teor em sesquióxidos e argila.

Kuo e Mikkelsen (1979) cit. por Latterell *et al.* (1982) atribuíram a elevada adsorção do fósforo na zona superficial (0-15cm) do solo a um elevado conteúdo em Fe amorfo.

Beek *et al.* (1977b) referem que o fósforo acumulado no solo devido à rega com A.R. consiste, principalmente, em formas de fósforo inorgânico (80-85%). A maior parte da fracção inorgânica está presente em combinações com o Al ou Fe, o que indica o papel dominante das reacções do Al e relacionadas com os mecanismos de ligação ao fósforo, determinando em última análise a sua capacidade de armazenamento no solo.

As reacções de precipitação, na retenção do fósforo pelo solo, podem desempenhar um papel importante, em adição ao poder adsorvente dos constituintes do solo (Beek e Haan, 1973 cit. por van Riemsdijk *et al.*, 1977).

Lance (1977) refere a ocorrência de reacções de precipitação na remoção de fósforo quando colunas cheias com areia calcária são atravessadas com A. R. resultante de tratamento secundário.

Tanto o fósforo adsorvido, como o fósforo precipitado, encontram-se em situações de uma certa reversibilidade, existindo um equilíbrio entre estas formas de fósforo e o fósforo presente na solução do solo e que pode ser assimilado pelas plantas (Santos, 1991)

A quantidade de fósforo retida pelo solo e proveniente da utilização de A. R. depende da qualidade e quantidade de A. R. aplicada, das características dos solos e das práticas de fertilização (Sawhney e Hill, 1975; Tamburino e Barbagallo, 1989).

Hill e Swahney (1981) referem que em solos cultivados e regados por alagamento com A.R., foi observado que condições de redução causadas por inundação podem aumentar a mobilidade do fósforo. Os mesmos autores indicam que a estimativa do fósforo total contido na fracção inferior a 2mm do solo, a diferentes profundidades, mostrou que a maior parte do fósforo retido pelo solo estava adsorvido acima dos 15 cm.

Estudos do movimento do fósforo adicionado ao solo através de fertilizantes e através de A. R. demonstraram que o movimento do fósforo no solo é muito lento e habitualmente restrito à camada superficial.

Iskandar e Syers (1980) num ensaio efectuado com aplicação ao solo de A. R. resultante de tratamento secundário durante quatro e treze anos a um solo areno-franco e cultivado com *Lolium perenne*, verificaram que a capacidade do solo em

remover o fósforo adicionado era baixa. Isto poderia ser em parte explicado pelo facto da cultura não ter sido cortada e removida como prática regular e por uma elevada taxa de infiltração. O principal factor parece ser, no entanto, a baixa capacidade de adsorção do fósforo pelo solo.

Broadbent e Reisenauer (1986) e Kardos e Hook (1986) referem que menos de 3% do fósforo adicionado anualmente ao solo cultivado foi encontrado na água de drenagem. No entanto, e, segundo os mesmos autores, se a A. R. for aplicada durante vários anos a uma cultura com uma taxa de remoção do fósforo baixa e o solo apresentar baixa capacidade de retenção do fósforo pode ocorrer contaminação de água subterrânea e superficial.

Os nossos solos têm geralmente uma elevada capacidade de retenção do fósforo (por adsorção e precipitação). Em solos arenosos, contudo, aplicações excessivas de fósforo poderão resultar em lixiviação e conseqüente contaminação da água subterrânea.

4.1.5 - Potássio

À semelhança do que acontece com outros elementos a concentração em potássio na A.R. sofre um aumento devido ao seu uso urbano (Quadro 1.3, anexo I) (Day e Tucker, 1977; Vaisman *et al.*, 1982; Broadbent e Reisenauer, 1986).

Verifica-se que nos solos regados com A.R. o potássio é retido e progressivamente armazenado no solo, podendo ficar adsorvido nos colóides minerais e orgânicos, fixado em argilas ou na forma iónica (K^+) na solução do solo.

Tamburino e Barbagallo (1989) referem aumentos médios anuais de 340-kg ha^{-1} de potássio nos primeiros 60cm de solos regados com A.R. durante vários anos. A retenção de potássio no solo depende da qualidade da A.R., de número de anos em que é aplicada, das práticas de fertilização e das características físico-químicas dos solos.

Indelicato *et al.* (1988) referem aumentos de potássio total e extraível em solos regados com A.R., sendo este aumento mais evidente nos solos regados durante mais tempo, o que demonstra uma acumulação lenta e progressiva.

Neilsen *et al.* (1991) verificaram um mais alto conteúdo em potássio extraível até 90cm de profundidade em solos de textura franco-arenosa cultivados com cerejeira (*Prunus avium* L.) regados com A.R. resultante de tratamento secundário e desinfetada com cloro durante cinco anos em comparação com solos fertilizados e regados com água de abastecimento.

As perdas de potássio pelo solo dependem das características dos solos e da taxa de absorção de potássio pelas culturas.

Linden *et al.* (1984) encontraram valores baixos na concentração em potássio na água do solo, o que indicaria uma contínua imobilização do potássio pelo sistema solo-planta, num ensaio efectuado durante seis anos num solo franco-limoso cultivado com milho (*Zea mays* L.) e com alpista (*Phalaris arundinacea* L.), regado com A.R. resultante de tratamento secundário.

Karlen *et al.* (1976) num ensaio efectuado num campo de milho regado com A.R. simulada com taxas de aplicação de 25, 50, 100 e 200 cm·ano⁻¹ verificou que a remoção do potássio excedia os 90% quando o milho era cortado para silagem, mas era inferior a 40% se somente o grão era retirado. Refere ainda que as perdas anuais de potássio se situaram entre 0,2 e 8,5 kg·ha⁻¹.

4.1.6 - Cálcio, magnésio, sódio e enxofre

As A.R. urbanas têm uma concentração mais elevada em sais solúveis (Quadro 1.3, anexo I).

Alguns dos sais adicionados à água podem ser benéficos para as culturas por terem valor fertilizante, aumentando o valor desta água para a agricultura (Vaisman *et al.*, 1982). No entanto, eles também podem conduzir a problemas agronómicos, sabendo-se que uma elevada concentração de iões na A.R. afecta, como já se referiu, a absorção de água e nutrientes pelas plantas por elevação da pressão osmótica do solo (Bielorai *et al.*, 1984; Tamburino *et al.*, 1989).

Em solos de textura grosseira, com uma capacidade troca catiónica baixa o cálcio, o magnésio e o sódio terão mais tendência para serem mais lixiviados do que em solos com uma maior capacidade de troca catiónica em que os elementos ficando adsorvidos em maior extensão, resistem mais à lixiviação.

Vaisman *et al.* (1981) num ensaio efectuado num solo de areia de dunas cultivado com erva de Rodes (*Chloris gayana* Kunth) e regado com A.R. urbana, verificaram que a concentração de sódio, de cálcio e de magnésio, no lixiviado, era elevada e maior do que a testemunha. Verificaram, também, que o coeficiente de correlação entre a concentração em azoto nítrico no lixiviado e a sua concentração em sódio, cálcio e magnésio era de R=0,93. Isto sugere que a lixiviação do azoto na forma de azoto nítrico conduz à lixiviação de bases de troca devido ao fenómeno de compensação de carga.

Também Raney (1960) cit. por Vaisman *et al.* (1981) obtiveram uma correlação elevada entre o azoto e o potássio, o cálcio e o magnésio nos lixiviados dum solo arenoso.

Burton e Hook (1979) verificaram aumentos do magnésio de troca no solo nos primeiros 15 cm, e aumentos na concentração de sódio de troca até à profundidade de 50 cm numa área florestada com *Acer sacharum* Marsh devido à rega com A.R. urbana tratada.

Neilsen *et al.* (1989b) observaram aumentos dos níveis de sódio de troca até à profundidade de 30 cm após quatro anos de rega de culturas hortícolas com A.R. urbana.

De uma maneira geral existe enxofre suficiente nas A.R. para corrigir possíveis deficiências no solo (Westcot e Ayers, 1986).

Sheik *et al.* (1990) referem que a utilização de A.R. na rega faz aumentar o nível de sulfatos no solo num ensaio conduzido durante cinco anos.

4.1.7 - Micronutrientes e metais pesados

Adições incontroladas de micronutrientes e de metais pesados ao solo são indesejáveis, uma vez que quando nele acumulados, são praticamente impossíveis de remover e podem ocasionar toxicidade nas plantas. Níveis elevados destes elementos no tecido vegetal podem ser prejudiciais à saúde do Homem e de animais que consumam essas plantas e podem ser transportados para águas subterrâneas ou superficiais podendo colocar restrições à utilização da água (Fleischer *et al.*, 1974; Hamilton e Minski, 1973, cit. por Campbell *et al.*, 1983).

O movimento dos metais pesados no solo (outrora considerado tão lento que poderia ser considerado praticamente inexistente) foi relatado por vários autores (Schirado *et al.*, 1986). Verificaram que os metais Cd, Co, Cr, Cu, Ni e Zn, migraram ao longo do perfil de um vertissolo regado durante cinquenta anos com A.R. urbana não tratada.

Uma vez que, na maior parte, os micronutrientes e os metais pesados estão adsorvidos ou precipitados na A.R., são removidos nos sólidos em suspensão durante o tratamento da A.R.. Em condições normais a sua concentração no efluente primário é reduzida em 70% a 90% durante o tratamento secundário (Chen *et al.*, 1974, cit. por Page e Chang, 1986). A A.R. pode no entanto apresentar valores acima dos padrões definidos pelo Decreto-Lei nº74/90 para águas de rega, indicando que o seu uso, deve ser objecto de uma planificação e gestão cuidadosa. A Directiva 86/278/CEE de 12 de Junho estabelece valores limite de metais pesados no solo.

É importante perceber os processos que dizem respeito à migração e à disponibilidade para as plantas dos micronutrientes e dos metais pesados no solo, para prever o impacte ambiental da utilização de desperdícios no solo agrícola. Os efeitos adversos estão inseparavelmente relacionados com a possibilidade do solo adsorver e reter estes elementos.

A passagem da A.R. pela matriz do solo induz uma variedade de fenómenos que são responsáveis pela capacidade do solo na sua depuração. Os mecanismos de remoção dependem das características destes elementos na A.R., bem como das características físico-químicas dos solos.

Os micronutrientes e metais pesados da A.R. presentes nos sólidos em suspensão são removidos principalmente por filtração, sendo depositados na zona superficial do perfil do solo durante a rega. Para os elementos presentes em formas dissolvidas, a filtração não tem efeito na sua remoção. Fenómenos tais como troca iónica, precipitação, adsorção superficial e formação de complexos orgânicos são, então, os processos mais importantes na sua remoção. A maior parte dos solos tem uma elevada capacidade para reter a maior parte dos micronutrientes e metais pesados (Page e Chang, 1986).

Os factores que afectam a sua retenção no solo dizem respeito à textura, pH, capacidade de troca catiónica, M.O. e ao seu conteúdo em óxidos amorfos de Fe, Al e Mn (Sidle *et al.*, 1976).

Em geral a solubilidade das espécies catiónicas aumenta quando o pH do solo decresce; pelo contrário a solubilidade das espécies aniónicas dos microelementos tende a aumentar quando o pH do solo aumenta.

Para igual solução inicial, a adsorção de metais pesados num solo ácido ocorreu pela sequência: Pb>Cu>Zn>Cd. O mesmo resultado foi encontrado por outros autores, o que leva a concluir que o Cd será relativamente mais biodisponível do que qualquer metal pesado no solo (Elliot *et al.*, 1986).

A M.O. tem particular interesse nos estudos de retenção de metais pesados, porque tem um impacto significativo na capacidade de troca catiónica do solo, e na tendência de formar complexos entre catiões metálicos e ligandos orgânicos. A M.O. tende a regularizar os níveis de micronutrientes e de metais pesados no solo. Há um decréscimo evidente na sua toxicidade com o aumento da M.O. do solo (Bååth, 1989).

Vários autores encontraram correlações entre o Cu e Zn e a M.O. do solo. A M.O. pode, com êxito, explicar as diferenças de retenção entre amostras colhidas superficialmente e mais profundamente.

Miller e Mc Fee (1983) verificaram que a fracção orgânica dos solos é largamente responsável pela retenção dos metais pesados em formas relativamente imóveis.

Gerrits *et al.*, (1982) cit. por Gerrits e Driel (1984), referem que em muitos solos da região temperada a M.O., pH e a força iónica da solução do solo são os factores principais que determinam a adsorção destes elementos.

Em solos com baixo teor de M.O., e com elevado teor de óxidos de Fe, Al e Mn, a fracção mineral torna-se importante na determinação da adsorção. A força iónica e o pH da solução do solo afectam a carga de superfície nestes solos, influenciando grandemente a sua adsorção (Stoop, 1980, Barrow *et al.*, 1981, Smalley, 1981, Pulfort *et al.*, 1982, cit. por Gerrits e Driel, 1984; Fey e Le Roux, 1987).

Miller *et al.* (1983), num ensaio efectuado em solos arenosos, contaminados com depósitos aéreos de Cd, Zn, Cu e Pb, verificaram que a quelatização pela M.O.

e reacções de superfície com carbonatos e/ou óxidos de Fe são os principais mecanismos de retenção nestes solos dos metais pesados referidos.

Schalsha *et al.* (1982), num ensaio efectuado durante 50 anos com uso contínuo de A.R. bruta, verificaram que a acumulação de Zn, Cu, Mn (os metais estudados) nos solos pode ser significativa. Verificaram que estes metais se acumularam na zona superficial do solo (0-5 cm). Referem ainda que a falta de formas solúveis e de troca nos solos dos metais estudados, indica uma fraca lixiviação potencial. Contudo, a acumulação destes metais em formas químicas lábeis (orgânicas e precipitados) pode enriquecer os solos em formas disponíveis para as plantas de metais pesados.

Elliot *et al.* (1986) referem que para dois solos minerais a adsorção em condições ácidas (pH=5,0) segue a sequência Pb>Cu>Zn>Cd; no entanto, para dois solos contendo 20-40 g.kg⁻¹ de carbono orgânico era de Pb>Cu>Cd>Zn, o que sugere que a M.O. aumenta a retenção de Cd preferencialmente à do Zn. Os mesmos autores referem que para o Cd e Cu, o aumento da M.O. do solo diminuirá a sua mobilidade e biodisponibilidade pelo menos em condições ácidas em que a formação de complexos metálicos solúveis é limitada.

Os solos alcalinos e com elevado teor em M.O. minimizam a absorção de micronutrientes e de metais pesados pelas plantas.

Uma vez que a maioria dos micronutrientes e metais pesados tende a acumular-se no solo, o seu conteúdo, pode ser substancialmente aumentado durante aplicações a longo prazo. Por isso os potenciais perigos não podem ser descurados (Campbell *et al.*, 1983).

Uma A.R. com concentrações normais destes elementos pode ser usada durante 100 anos sem haver acumulação nociva no solo. No entanto a sua concentração na A.R. varia consideravelmente sendo essencial a avaliação de cada caso na rega com A.R. (Page e Chang, 1986).

Campbell *et al.* (1983), num ensaio efectuado com rega com A.R. tratada desde 1957 utilizada na rega de luzerna, de milho e de trigo verificaram não haver acumulação no solo de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb ou Zn da área regada com A.R. tratada da área testemunha regada com água normal. Verificaram que a concentração em metais pesados decrescia com a profundidade nos dois casos e que a diferença entre as concentrações com a profundidade era menos marcada no Ni e Cd.

Sheik *et al.* (1990), num ensaio efectuado durante cinco anos com rega com A.R. tratada, concluíram não haver acumulação significativa de metais pesados no solo. A A.R. continha níveis muito baixos dos metais pesados Cd, Zn, Fe, Mn, Cu, Ni, Co, Cr e Pb.

Quando se usa A.R. na rega a concentração em micronutrientes e metais pesados não é habitualmente suficientemente alta para provocar efeitos a curto prazo.

No entanto, a acumulação no solo destes elementos não afecta só o desenvolvimento e a produção das plantas, mas também a actividade microbológica do solo. Bååth (1989), numa revisão sobre esta matéria refere que a mineralização da

M.O. é afectada, mesmo com concentrações baixas de metais no solo, como por exemplo $100 \mu\text{g}$ de Cu.g^{-1} de solo. A nitrificação também é afectada e parece ser das etapas da mineralização a mais sensível à toxicidade em metais pesados. A fixação simbiótica do N_2 também foi estudada nos solos cultivados tendo-se observado que os metais pesados afectam negativamente a nodulação e a fixação do azoto. A síntese enzimática e a actividade enzimática decrescem com a poluição em metais pesados, conduzindo à inibição do crescimento microbiano.

Doelman e Haanstra (1979) cit. por Bååth (1989) verificaram que em solos com elevada capacidade de troca catiónica a toxicidade devida ao Pb era menos evidente na actividade microbiana do solo do que em solos arenosos com baixa capacidade de troca catiónica.

Segundo Bååth (1989) a toxicidade dos metais em $\mu\text{g.g}^{-1}$ de solo em relação à actividade microbiana do solo decresce pela ordem $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Pb}$.

Para além da actividade microbiana do solo ser afectada pela poluição em metais pesados, também existe um risco potencial para a vida silvestre. Em áreas regadas com A.R. Anthony e Kozlowski (1982) alertam para o potencial perigo dos metais pesados, principalmente Pb e Cd na vida silvestre de áreas regadas com A.R., nomeadamente em zonas industriais em que as concentrações de metais pesados na A.R. serão mais elevadas. No entanto, num ensaio efectuado durante 14 anos com A.R. urbana com baixas concentrações de metais pesados este problema não se pôs.

Apesar do boro e do cloro serem também micronutrientes, o seu comportamento na A.R. e no solo apresenta aspectos particulares, sendo por este facto abordados isoladamente.

Boro

A concentração em boro da A.R. aumenta como resultado das descargas de detergentes onde está sob a forma de perborato de sódio, e do uso industrial da água. A concentração em boro das A.R. varia entre $0,1-2,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, podendo atingir valores máximos de $2,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Westcot e Ayers, 1986; Asano e Pettygrove, 1987; Tamburino e Barbagallo, 1989).

Na A.R. o boro ocorre provavelmente na forma de ácido bórico não protolizado, e não é removido com eficácia durante o seu tratamento. Não apresentando carga eléctrica o boro passa ao longo do perfil do solo mais rapidamente que qualquer outro microelemento. É fracamente adsorvido no solo e pode rapidamente ser lixiviado. Por esta razão os efeitos cumulativos dos micronutrientes não se aplicam ao boro.

Westcot e Ayers (1986) referem que a A.R. contém boro em quantidade suficiente para corrigir a sua deficiência no solo.

O problema relacionado com a sua presença na A.R. diz respeito à possibilidade dele causar fitotoxicidade às plantas, reduzindo a produção.

É importante conhecer o comportamento do boro no solo, uma vez que a diferença entre o teor de boro no solo que causa deficiência e o teor que causa fitotoxicidade é muito pequena.

As plantas só respondem ao boro da solução do solo, por isso todos os factores que condicionam a sua actividade na solução do solo podem influenciar a sua absorção.

Na adsorção do boro no solo são importantes factores como o pH, o teor e tipo de argila e o teor e tipo de M.O..

O boro aparece normalmente nos solos na forma de óxido hidratado $B(OH)_3$ (ácido bórico). As suas moléculas não protolizadas predominam na maior parte dos solos, predominando os aniões borato $B(OH)_4^-$ para valores de pH superiores a 9,2 (o pK_a do ácido bórico é igual a 9,2).

Quando o pH do solo se situa entre 5-8 a forma predominante é o ácido bórico que é bastante solúvel, tem facilidade de migração, podendo ser arrastado.

A decomposição da matéria orgânica origina húmus e este parece desempenhar um papel importante na retenção do boro no solo, devido à formação de complexos entre dióis e o $B(OH)_3$, ou $B(OH)_4^-$.

Verifica-se adsorção do boro nos óxidos e hidróxidos de ferro e de alumínio e de hidróxido de magnésio, sendo a adsorção máxima nos recém-precipitados hidróxidos de ferro e alumínio. A adsorção no hidróxido de magnésio, não é afectada pelo envelhecimento.

A adsorção do boro às partículas do solo parece ocorrer principalmente devido a adsorção de iões $B(OH)_4^-$, dando-se em maior extensão na zona alcalina (Vale, 1988).

Em solos pobres em M.O., com teores baixos de argila e de pH ácido, é maior a possibilidade de ocorrerem efeitos tóxicos do boro porque ele é pouco adsorvido nestas circunstâncias, estando disponível para ser absorvido pelas plantas (Vale, 1988).

Indelicato *et al.* (1988, 1991) verificaram aumentos na concentração em boro de solos regados durante várias décadas com A.R. em relação às modalidades testemunha, regadas com água da rede. O teor em boro do solo determinado no extracto de saturação, foi duas vezes mais alto que nas modalidades testemunha.

Cloro

A maior parte do cloro do solo está na forma de sais solúveis como o cloreto de sódio (NaCl) e cloreto de potássio (KCl).

Os iões cloreto existentes na solução do solo estão sujeitos a uma adsorção negativa, sendo expelidos da camada dupla difusa (CDD), formada à volta das superfícies coloidais da carga negativa (Bolt, 1978).

Uma vez que os iões cloreto não são adsorvidos pelas cargas negativas das partículas coloidais do solo, estão sujeitos ao movimento da água ao longo do perfil do solo. Nas regiões húmidas, pouco cloro permanecerá na solução do solo, uma vez que facilmente será lixiviado. Nas regiões áridas e semi-áridas, poderá encontrar-se uma concentração mais elevada, podendo atingir níveis tóxicos em solos salinos com deficiente drenagem. Em solos com boa drenagem, e mesmo em regiões áridas, não

são de esperar elevados níveis de cloro no solo. Adições ao solo de cloro provenientes da atmosfera podem ser suficientes para as necessidades das plantas. Os fertilizantes comerciais contêm normalmente sais de cloro como impurezas, o que torna difícil o aparecimento de deficiências neste elemento (Brady, 1974).

Um aspecto importante que resulta dos elevados níveis de cloretos na A.R. é o que se prende com a mobilidade do cádmio no solo.

O cádmio (Cd^{2+}), pode ser adsorvido pelo complexo coloidal do solo, absorvido pelas plantas ou sofrer lixiviação. Precipita em condições alcalinas ($Cd(OH)_2$), diminuído assim a sua biodisponibilidade, bem como as perdas por lixiviação.

No entanto, quando se adiciona A.R. ao solo, podem-se formar complexos inorgânicos de cádmio e cloretos, tais como, $CdCl^+$, $CdCl_2^0$, $CdCl^-$, o que aumenta a sua possibilidade de lixiviação com consequências graves no que respeita à poluição das águas (Haan, s.d.).

4.2 - Efeitos na planta

4.2.1 - Crescimento e produção

A rega com A.R. pode ser entendida como tendo um efeito semelhante a uma contínua fertirrigação, com uma concentração diluída de vários nutrientes vegetais importantes (Nielsen *et al.*, 1989 a).

As disponibilidades em água para rega são frequentemente um factor limitante de produção conduzindo a utilização de A.R. em irrigação a aumentos de produtividade pelo simples facto de disponibilizar uma fonte económica de água.

Nielsen *et al.* (1989, 1989a, 1989b) em vários ensaios efectuados com A.R. tratada regando vinha, pomares de macieira e culturas hortícolas verificaram que não havia limitações graves em termos agronómicos no uso de A.R. em irrigação e que esta prática tinha proporcionado aumentos nas produções.

Nielsen *et al.* (1991), num ensaio efectuado durante 5 anos regando cerejeiras (*Prunus avium* L.) com A.R. resultante de tratamento secundário e desinfectado com cloro, referem que o crescimento das cerejeiras era favorecido ao fim de 2 anos de rega, mas que isso não se verificava ao fim de 5 anos. Concluíram que uma absorção insuficiente de N e Zn parecia limitar o crescimento a longo prazo das cerejeiras.

Amad (1989) afirma que a utilização de A.R. na rega de culturas forrageiras e de povoamentos florestais parece ser uma prática possível e segura.

Day *et al.* (1975) referem que a A.R. urbana tratada é uma fonte eficaz de água e de nutrientes para a produção de elevadas quantidades de grão de trigo.

Também Oron *et al.* (1986) verificaram que em regiões áridas, regando trigo com A.R. urbana, se obtinham maiores produções.

Day e Tucker (1977) referem que a A.R. urbana tratada pode ser uma eficaz fonte de água de rega e de nutrientes vegetais, na obtenção de elevadas produções e de elevada qualidade de grão de sorgo para alimentação do gado. Crites (1975), cit. por Day e Tucker (1977), verificou que a produção de luzerna, cevada, milho e pastagem era aumentada, ou não era afectada pela A.R., quando comparada com testemunhas regadas com água normal.

Campbell *et al.* (1983) não observaram efeitos negativos em utilizar A.R. urbana tratada durante 15 anos em condições semiáridas. As plantas (luzerna, milho doce e trigo) tiveram taxas de crescimento e produções maiores que as plantas testemunha.

Marten *et al.* (1980) referem que a rega com A.R. urbana tratada não tem efeitos adversos na qualidade das forragens, podendo ocasionar aumentos na proteína bruta.

Marecos do Monte *et al.* (1989), num ensaio efectuado regando sorgo, milho e girassol com A.R. urbana resultante de tratamento primário, secundário e com água potável, concluíram que os efluentes primário e secundário se mostravam apropriados para rega, em solos bem drenados e com culturas tolerantes à salinidade, mas não apropriadas para culturas sensíveis ao boro (a concentração de boro no efluente variava entre 0,61-1,2 ppm).

4.2.2 - Teor de elementos minerais

Se o valor fertilizante da A.R. é geralmente considerado como sendo um benefício, há que ter no entanto atenção à sua concentração em determinados constituintes de forma a evitar efeitos prejudiciais não só nos solos e águas subterrâneas como também nas culturas.

Um dos parâmetros a ter em conta, como já foi referido, é a sua concentração em N.

Elevada concentração em azoto pode ser prejudicial não só às plantas como também à saúde do Homem e de animais devido a um aumento do seu teor em nitratos. Pode causar também excessivo crescimento vegetativo à custa da produção de frutos, atrasar a maturação, ocasionar uma redução no teor de açúcar ou de amido e afectar o sabor e textura das culturas comestíveis (Bower e Idelovitch, 1987; Crook, 1991; Santos, 1991).

Palazzo e Jenkins (1979) referem que baixos níveis de potássio nos solos podem conduzir a baixa absorção de azoto e que aplicações excessivas de potássio podem alterar a absorção de outros elementos pelas plantas e reduzir a qualidade das

forragens como alimentação de ruminantes. Os autores aconselham a que a aplicação de potássio total (A.R. + fertilizante) seja ajustada de maneira a ser aproximadamente 90% da quantidade de azoto que se espera ser absorvida pela planta, devendo-se ter no entanto em atenção o nível de potássio do solo.

Outro parâmetro a ter em consideração é a concentração em boro da A.R., uma vez que ele pode existir em concentrações elevadas (> 2ppm), podendo ser nocivo às culturas sensíveis como os citrinos (Indelicato e Tamburino, 1982).

Indelicato e Tamburino (1988), observaram sintomas visuais de excesso de boro em pomares de citrinos regados com A.R. na Sicília (os valores de boro na A.R. variavam entre 1,2 a 2,5 ppm). O boro é um elemento fitotóxico para muitas plantas em concentrações da ordem dos 0,5 a 1mg·L⁻¹ (Quadro 4.1, anexo I). No entanto, para alguns solos, a presença de boro nas A.R., desde que em baixa concentração, pode representar um benefício.

As necessidades das plantas em boro diferem muito e portanto os níveis de deficiência diferem muito com as plantas.

No entanto, o boro é o elemento em que a diferença entre os níveis de deficiência e toxicidade é mais pequena, sendo por isso importante o conhecimento da concentração em boro do efluente, do solo e as exigências da cultura. Sabe-se que as monocotiledóneas têm menores necessidades de boro do que as dicotiledóneas. Teores de boro entre 5-10 mg·kg⁻¹ MS nas monocotiledóneas ocasionam sintomas de deficiência (Mengel e Kirkby, 1987).

A concentração em micronutrientes do efluente é importante, uma vez que eles são necessários às plantas em pequenas quantidades e, podendo acumular-se no solo, podem ter efeitos fitotóxicos, prejudicando o seu desenvolvimento.

A concentração do efluente em cádmio, crómio, mercúrio, chumbo e prata também deve ser conhecida uma vez que estes elementos são sempre tóxicos.

Geralmente o Cu e Zn não atingem níveis tóxicos para os consumidores das plantas como resultado da aplicação de A.R. porque tornam-se tóxicos para as plantas antes de atingirem concentrações nocivas para os animais ou para o Homem (Sidle *et al.*, 1976).

As deficiências em Cu podem aparecer para valores inferiores a 3 a 5 µg·g⁻¹ M.S e sintomas de toxicidade para valores entre 20-30 µg·g⁻¹ MS enquanto que valores de zinco inferiores a 10-20 mg·kg⁻¹ MS ocasionam sintomas de deficiência (Mengel e Kirkby, 1987). Allaway (1968b) cit. por Sidle *et al.* (1976) refere que concentrações de Zinco entre 8-15 ppm de Cu 4-15 ppm, de chumbo 0,1-10 ppm e cádmio de 0,2 a 0,8 ppm são normalmente encontradas nos tecidos das plantas.

O cádmio e o chumbo são nocivos à cadeia alimentar e, como são absorvidas pelas plantas, apesar de não serem essenciais, qualquer aplicação destes metais deve ser devidamente examinada.

O zinco é antagonista do cádmio. Verifica-se que quando aumenta a concentração de zinco na solução do solo diminui a absorção de cádmio (Mengel e Kirkby 1987; Sidle *et al.* 1976).

Chaney (1973) cit. por Sidle *et al.* (1976) sugere uma razão Cd/Zn inferior a 0,5% para A.R. e lama aplicada ao solo, para que os danos na planta devida à toxicidade pelo zinco apareçam antes da concentração em cádmio atingir um nível indesejável para a cadeia alimentar.

Lindsay (1973) cit. por Sidle *et al.* (1976) refere que o chumbo aplicado ao solo devido à rega com A.R. forma compostos relativamente insolúveis. O fósforo da A.R. pode ajudar na precipitação do chumbo no solo. A retenção de chumbo na superfície das plantas regadas com A.R. pode ser uma via de entrada deste elemento na cadeia alimentar (Chaney 1973 cit. por Sidle *et al.* 1976).

Underwood (1971) cit. por Sidle *et al.* (1976) refere que níveis de Cu de 50-60 ppm nas forragens são tóxicas para os ovinos. Todd (1972), cit. por Sidle *et al.* (1976) referem que para forragens com teor baixo em molibdénio, níveis de Cu na forragem de 15-20 ppm podem causar problemas de toxicidade em ovinos.

Para alguns animais, particularmente os ruminantes, concentrações em molibdénio de $5\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ na ração podem ser tóxicas (Allaway, 1968a cit. por Page e Chang, 1986). A toxicidade em molibdénio e a sua severidade estão directamente relacionados com a quantidade de molibdénio ingerida relativamente ao cobre e sulfatos. Elevados níveis de molibdénio e baixos de cobre e sulfatos na forragem constituem a pior situação possível (Brady, 1974; Page e Chang, 1986); no entanto a concentração em molibdénio na A.R. é habitualmente inferior ao limite recomendado para águas de rega.

Sidle *et al.* (1976) verificaram que 93% de metais pesados adicionados através da rega com A.R. tratada ficavam acumulados num solo franco-argiloso e, portanto, só uma pequena parte, cerca de 7% era absorvida. Em geral, não mais de 10% dos microelementos adicionados durante a rega com A.R. se espera que venham a aparecer nas colheitas (Page e Chang, 1986).

Campbell *et al.* (1983) referem que a concentração em metais das plantas (luzerna, milho doce e trigo) regados com A.R. urbana tratada durante 15 anos em condições semiáridas era inferior aos níveis fitotóxicos indicados na literatura.

Sheik *et al.* (1990) não encontraram acumulação de metais pesados em culturas hortícolas regadas com A.R. durante 5 anos.

Neilsen *et al.* (1991) regando cerejeiras com A.R. tratada e desinfectada com cloro, verificaram que a concentração de Fe e Cu nas folhas não era afectada pela rega com A.R., enquanto que a concentração de B e Mn, aumentava.

4.2.3 - Selecção de Culturas

Neste capítulo interessa-nos falar sobre as características culturais de algumas espécies que sejam relevantes para a sua selecção quando se utiliza A.R. na rega em

termos de protecção do meio ambiente ou que sejam particularmente aptas em sistemas deste tipo.

Uma vez que a poluição em azoto é um dos problemas levantados pela utilização de A.R. na rega, a escolha de culturas com elevadas taxas de absorção de azoto será um critério de selecção.

As forragens são geralmente consideradas como sendo as culturas mais eficientes na remoção de azoto (Palazzo, 1981; George *et al.*, 1986). Clapp *et al.* (1978) referem que as forragens podem remover 400 kg·ha⁻¹ de azoto anualmente e 29-56 kg·ha⁻¹ de fósforo.

Linden *et al.* (1984), num ensaio efectuado durante 6 anos com rega A.R. resultante de tratamento secundário num solo franco limoso, regando milho e alpista (*Phalaris arundinacea* Kunth), verificaram que a concentração em azoto na água de drenagem estava abaixo de 10mg·L⁻¹, com aplicações anuais totais entre 200-970kg·ha⁻¹ de azoto. Verificaram, ainda, que a concentração em azoto de água de drenagem era mais baixa nos talhões regados com A.R. do que naqueles em que aplicaram fertilizantes. Amad (1989) refere que a A.R. é uma fonte potencial de água para fins paisagísticos e agrícolas (nomeadamente forragens).

A tolerância das plantas aos sais e a iões específicos já foram abordados em capítulos anteriores e também são critérios de selecção das culturas.

O valor económico da cultura também poderá ser ponderado, uma vez que a utilização de A.R., anulando um factor limitante do crescimento vegetal (falta de água), possibilita a introdução de espécies economicamente mais rentáveis.

As características físicas do solo, que afectam não só o desenvolvimento das culturas mas também a possibilidade de efectuar a rega, é um factor a ter em conta nos critérios de selecção das culturas.

Na utilização de A.R. na rega devem ser salvaguardados os aspectos de saúde pública, nomeadamente os relacionados com os agentes patogénicos. Deve-se dar especial atenção à forma como a água residual é aplicada, procurando encontrar uma solução que satisfaça não só a protecção da saúde pública como também a conservação da água.

Uma abordagem possível de se fazer no que diz respeito à utilização de A.R. em irrigação é o da passagem de sistemas tradicionais de sequeiro para o regadio.

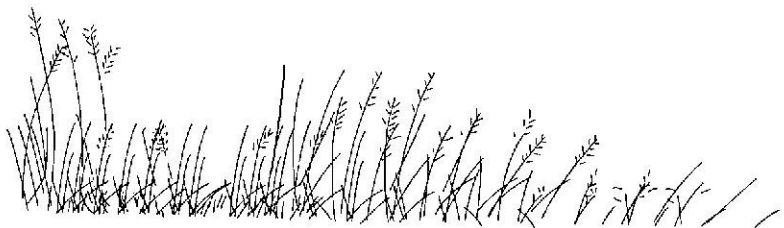
De facto a utilização de A.R. pode disponibilizar uma fonte de água em regiões em que tradicionalmente se efectuava uma agricultura de sequeiro, devido à escassez de água na época mais quente do ano. A introdução do regadio nestas zonas conduz normalmente à instalação de culturas diferentes das tradicionais, culturas essas mais produtivas e portanto mais exigentes em nutrientes vegetais. Estas culturas também têm necessidades diferentes de elementos nutritivos em relação às tradicionais. A intensificação agrícola permitida pelo regadio, bem como as exigências diferentes das culturas instaladas, devem ser tidas em conta no planeamento de fertilização destas áreas sob pena de levarem a um empobrecimento gradual do solo (Santos,

1983). Um outro aspecto a considerar na introdução do regadio numa região é o de ensinar a regar, pois quando a rega é mal conduzida leva também ao empobrecimento do solo.

Por outro lado, na passagem para o regadio poderá haver um aumento das doenças foliares nas áreas regadas, devido ao aumento da humidade. Epstein *et al.* (1982) referem que não há evidência num aumento de doenças foliares nos campos regados com A.R. tratada e desinfectada com cloro. Concluíram que a A.R. tratada e desinfectada com cloro não constitui, por si só, um veículo de transmissão de doenças criptogâmicas.

3

Parte Experimental



5 - Material e métodos

5.1 - Material utilizado

Solos

Efectuaram-se dois ensaios no Horto de Química Agrícola do Instituto Superior de Agronomia. O primeiro ensaio decorreu de 31 de Outubro a 23 de Março. O segundo ensaio efectuou-se de 21 de Abril a 13 de Julho.

Nos ensaios foi utilizada terra colhida no horizonte superficial (0-30cm) de um solo litólico não húmico de granito (Pg segundo C.N.R.O.A. ou Cambissolo dístrico, segundo a classificação F.A.O./U.N.E.S.C.O.), cujo perfil se apresenta na Fig. 5.1, anexo II.

A razão da escolha deste solo foi a de ele ser representativo da região na qual se insere a E.S.A. C.B., onde desenvolvemos a nossa actividade docente.

A colheita da terra para análise foi efectuada através da recolha de amostras parciais, das quais, e, após conveniente homogeneização, se obteve uma amostra média (Santos, 1991) que foi analisada. As amostras parciais foram colhidas com uma sonda a 30cm de profundidade.

Tab. 5.1 - Algumas características físico-químicas do solo ensaiado

Elementos grosseiros (%)	50
Areia grossa (%)	44,8
Areia fina (%)	23,2
Limo (%)	16,6
Argila (%)	15,5
Classe de textura	franco-arenosa
Percentagem de água após encharcamento e escorrimento livre durante 48 horas ⁽¹⁾ (%)	17,9
Densidade aparente em amostra não perturbada	1,38
Condutividade eléctrica (mS·cm ⁻¹)	0,058
Matéria Orgânica (%)	1,29
Azoto Kjeldahl (mg·kg ⁻¹)	340
Azoto nítrico (mg·kg ⁻¹)	vestígios
pH (H ₂ O)	4,9
pH (KCl)	3,9
Fósforo "assimilável" (P ₂ O ₅ , mg·kg ⁻¹)	16
Potássio "assimilável" (K ₂ O, mg·kg ⁻¹)	100
Hidrog. de troca [cmol(+)-kg ⁻¹]	7,43
Bases de troca [cmol(+)-kg ⁻¹]	
Cálcio	1,07
Magnésio	0,20
Potássio	0,11
Sódio	0,19
Capac. de troca [cmol(+)-kg ⁻¹]	9,09
Grau de saturação em bases (%)	18
Micronutrientes (mg·kg ⁻¹)	
Cobre	0,5
Ferro	31,5
Zinco	1,9
Manganés	5,1
Boro	0,441
Cloretos	26,6

1) - Tomada como valor aproximado da capacidade de campo.

Dos valores apresentados verifica-se, em linhas gerais, que o solo ensaiado é ácido, com um teor baixo em M.O., muito baixo em fósforo "assimilável" e médio em potássio "assimilável". Apresenta uma capacidade de troca catiónica baixa e um grau de saturação em bases também baixo. Quanto aos níveis de cobre, zinco, manganés e boro não parecem susceptíveis de ocasionar problemas de fitotoxicidade.

Água de rega

Utilizou-se a A.R. resultante do tratamento secundário da ETAR de Beirolas, como água de rega para as modalidades que o exigiam, tendo-se utilizado água desionizada nas restantes modalidades.

O efluente da ETAR de Beirolas resulta dos esgotos dos concelhos de Lisboa e de Loures e serve uma população equivalente de 250.000 habitantes (em que 79.200 hab. eq. dizem respeito a caudal doméstico e 170.800 a caudal industrial). A estação procede à depuração biológica do efluente através do processo de lamas activadas (Fig 5.2).

A A.R. foi colhida no descarregador de saída da ETAR de Beirolas, a colheita e transporte da AR para análise foi efectuada segundo o protocolo do Laboratório Nacional de Investigação Veterinária. A A.R. colhida com destino à rega foi acondicionada em "jerrikans".

Os resultados analíticos da A.R. encontram-se nos quadros 5.1 e 5.2.

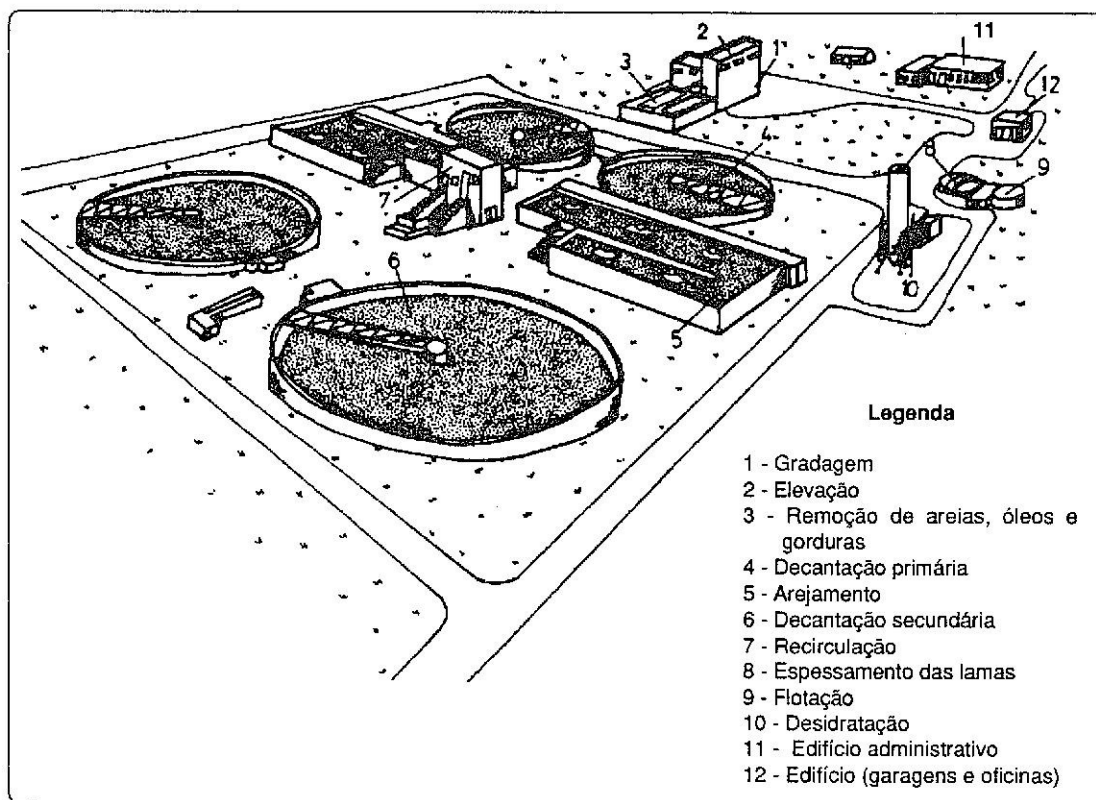


Fig. 5.2 - Esquema da ETAR de Beirolas "Tethys".

Quadro 5.1- Resultado das análises de água residual de Beirolas, utilizada no 1º ensaio

parâmetro	20-11-91	11-12-91	27-12-91	15-1-92	18-1-92	\bar{x}	s	min.	max.
ST (g·L ⁻¹)	0,60	0,75	0,66	0,55	0,75	0,66	0,09	0,55	0,75
SVT (g·L ⁻¹)	0,29	0,08	0,17	0,14	0,30	0,19	0,10	0,08	0,30
SST (g·L ⁻¹)	0,08	0,02	0,03	0,04	0,03	0,04	0,23	0,02	0,08
CQO (mg·L ⁻¹)	205,90	142,16	125,19	157,44	133,12	152,76	32,03	125,19	205,90
CBO ₅ (mg·L ⁻¹)	39,05	vest.	vest.	vest.	vest.	39,05	8,18	20,30	43,00
CE _w (mS·cm ⁻¹)	0,82	1,00	0,93	0,69	1,01	0,89	0,14	0,69	1,01
pH	7,8	7,6	7,6	7,8	7,9	7,7	0,12	7,6	7,9
N _x (N, mg·L ⁻¹)	34,50	32,30	30,10	20,30	43,00	32,04	8,18	20,30	43,00
NH ₄ ⁺ (N, mg·L ⁻¹)	-	0,27	26,90	19,70	38,00	27,90	6,54	19,70	38,00
NO ₃ ⁻ (N, mg·L ⁻¹)	3,50	0,50	2,10	2,10	233,60	8,36	14,15	0,50	33,60
Cloretos (mg·L ⁻¹)	149,10	142,00	135,00	92,00	134,90	130,60	22,36	92,00	149,10
Bicarb. (meq·L ⁻¹)	6,24	7,70	7,30	5,40	7,18	6,76	0,93	5,40	7,70
P ₂ O ₅ (mg·L ⁻¹)	4,15	7,25	5,15	1,03	16,18	6,75	5,73	1,03	16,18
K (mg·L ⁻¹)	24,50	112,50	40,04	37,50	12,50	45,41	39,09	12,50	112,50
Ca (mg·L ⁻¹)	49,00	77,50	102,50	80,00	105,00	82,80	22,69	49,00	105,00
Na (mg·L ⁻¹)	103,50	13,75	92,50	50,00	180,00	87,95	62,61	13,75	180,00
Mg (mg·L ⁻¹)	6,25	10,00	10,00	5,00	10,00	8,25	2,44	5,00	10,00
Fe (mg·L ⁻¹)	4,60	2,53	3,50	2,00	4,00	3,81	1,06	2,00	4,60
Cu (mg·L ⁻¹)	5,05	0,45	0,50	0,50	0,50	1,40	2,04	0,45	5,05
Zn (mg·L ⁻¹)	2,05	0,83	0,50	vest.	vest.	0,68	0,85	vest.	2,05
Mn (mg·L ⁻¹)	0,10	0,43	vest.	vest.	vest.	0,11	0,19	vest.	0,43
B (mg·L ⁻¹)	0,37	1,17	1,45	1,23	2,03	1,25	0,60	0,37	2,03

Quadro 5.2 - Resultados das análises de água residual de Beírolas, utilizada no 2º ensaio.

parâmetro	18-5-92	22-5-92	16-6-92	25-5-92	7-7-92	\bar{x}	s	min.	max.
ST (g·L ⁻¹)	0,69	0,63	0,56	0,60	0,76	0,63	0,08	0,56	0,76
SVT (g·L ⁻¹)	0,29	0,23	0,12	0,27	0,16	0,20	0,07	0,12	0,27
SST (g·L ⁻¹)	0,05	0,04	0,07	0,06	0,05	0,05	0,02	0,04	0,07
CQO (mg·L ⁻¹)	66,68	55,13	55,09	54,50	102,38	66,76	20,56	54,50	10,38
CBO ₅ (mg·L ⁻¹)	9,00	vest.	vest.	vest.	20,00	5,80	8,84	vest.	20,00
CE _x (mS·cm ⁻¹)	1,09	0,99	0,92	0,50	1,37	0,97	0,32	0,50	1,37
pH	7,8	7,9	7,7	8,3	7,7	7,9	0,23	7,7	8,3
N _x (N, mg·L ⁻¹)	42,90	22,40	43,80	34,00	43,00	37,22	9,21	22,40	43,80
NH ₄ ⁺ (N, mg·L ⁻¹)	39,00	20,00	36,13	18,00	34,32	29,49	9,75	18,00	39,00
NO ₃ ⁻ (N, mg·L ⁻¹)	39,20	15,40	53,20	30,80	70,00	41,72	20,92	15,40	70,00
Cloretos (mg·L ⁻¹)	118,04	118,93	127,80	134,60	200,50	149,97	39,46	118,04	200,50
Bicarb. (meq·L ⁻¹)	4,99	6,35	5,60	8,47	6,21	6,32	1,32	4,99	8,47
P ₂ O ₅ (mg·L ⁻¹)	3,69	5,10	3,00	9,63	10,73	6,43	3,53	3,00	10,73
K (mg·L ⁻¹)	32,50	42,50	16,75	11,13	15,63	23,70	13,25	11,13	42,50
Ca (mg·L ⁻¹)	62,50	63,00	45,75	43,91	50,75	53,18	9,09	43,91	63,00
Na (mg·L ⁻¹)	82,50	78,44	88,00	141,25	119,75	101,99	27,33	78,44	141,25
Mg (mg·L ⁻¹)	7,50	6,88	5,50	6,50	5,75	6,43	0,82	5,50	7,50
Fe (mg·L ⁻¹)	1,03	0,98	3,00	2,10	3,25	2,07	1,06	0,98	3,25
Cu (mg·L ⁻¹)	0,33	0,48	0,40	0,90	0,75	0,57	0,25	0,33	0,90
Zn (mg·L ⁻¹)	0,33	0,43	0,60	0,73	0,48	0,51	0,16	0,33	0,73
Mn (mg·L ⁻¹)	0,18	0,20	0,30	0,18	0,58	0,29	0,20	0,18	0,58
B (mg·L ⁻¹)	1,58	1,84	1,35	1,20	1,67	1,53	0,26	1,20	1,84

Pela observação dos quadros 5.3 e 5.4 podemos concluir que a A.R. utilizada na rega poderá conduzir a problemas de salinidade e de permeabilidade no solo.

Quanto à toxicidade devido a um dado ião, tanto na rega de superfície como na rega por aspersão, poderão ocorrer problemas, devido ao seu teor em sódio e cloretos. O teor em boro não a torna, porém, apropriada para a rega de culturas sensíveis neste elemento.

O teor em nitratos desta água é relativamente elevado, indicando a necessidade de uma cuidada gestão na utilização desta água para rega.

O seu teor em bicarbonatos indica uma restrição para a rega ligeira a moderada.

O valor de pH não apresenta problemas para a rega.

O teor em cobre da água é superior ao VMR pelo Decreto-Lei nº 74/90.

O teor em ferro e zinco é inferior ao VMR, e o teor em manganés sofre variações sendo por vezes superior e outras vezes inferior ao VMR pelo mesmo Decreto-Lei.

O valor de cloro residual situa-se entre 1mg·L⁻¹ e 5mg·L⁻¹ indicando que pode haver uma restrição para a rega ligeira a moderada.

Os coliformes fecais foram determinados uma única vez, sendo o seu valor superior ao VMA pelo Decreto-Lei nº 74/90, indicando um perigo potencial para a saúde pública a utilização desta água na rega.

Quadro 5.3 - Interpretação da qualidade da água residual utilizada para a rega no primeiro ensaio.

Natureza do problema	Valor médio	Restrição para rega
Salinidade		
CE _w	0,9	ligeira a moderada a) inferior ao VMR sendo por vezes superior ao VMA b)
Permeabilidade		
SAR _{aj}	3,6	ligeira a moderada a)
CE _w	0,9	O valor da SAR é inferior ao VMR b)
Toxicidade a um dado lão:		
Sódio		
Rega de superfície		
SAR _{aj}	3,6	ligeira a moderada a)
Rega por aspersão		
Na ⁺ (meq·L ⁻¹)	3,8	ligeira a moderada a)
Cloretos (mg·L ⁻¹)	131	Superior ao VMR e inferior ao VMA b)
Boro (mg·L ⁻¹)	1,3	Não apropriado para culturas muito sensíveis e sensíveis a)* Superior ao VMA b)
Efeitos diversos:		
NO₃⁻ (N, mg·L ⁻¹)	8,4	ligeira a moderada por vezes forte a)ultrapassa o VMR, sendo por vezes superior ao VMA b)
Bicarbonatos (mg·L ⁻¹)	6,8	ligeira a moderada a) superior ao VMR e inferior ao VMA b)
pH	7-6-7,9	Inferior ao VMR b)
Cobre (mg·L ⁻¹)	1,4	Superior ao VMR estando por vezes no limite do VMA b)
Ferro (mg·L ⁻¹)	3,8	Inferior ao VMR b)
Zinco (mg·L ⁻¹)	0,7	Inferior ao VMR, por vezes atingindo o limite desse valor b)
Manganés (mg·L ⁻¹)	0,1	inferior ao VMR, por vezes superior a este valor b)

a) Segundo Ayers e Westcot (1988); b) Segundo o Decreto-Lei nº 74/90; * Segundo Maas (1984) cit. por Ayers e Westcot (1988);

Quadro 5.4 - Interpretação da qualidade da água residual utilizada para a rega no segundo ensaio.

Natureza do problema	Valor médio	Restrição para rega
Salinidade CE _w	1,0	ligeira a moderada a) inferior ao VMR, por vezes superior ao VMA b)
Permeabilidade SAR _{aj} CE _w	3,7 1,0	ligeira a moderada a) O valor da SAR é inferior ao VMR b)
Toxicidade a um dado ião:		
Sódio Rega de superfície SAR _{aj}	3,7	ligeira a moderada a)
Rega por aspersão Na ⁺ (meq·L ⁻¹)	4,4	ligeira a moderada a)
Cloretos (mg·L ⁻¹)	150	Valor no limite do VMA, tendo excedido por vezes esse valor b)
Boro (mg·L ⁻¹)	1,5	Não apropriado para culturas muito sensíveis e sensíveis a)* Superior ao VMA b)
Efeitos diversos:		
NO₃⁻ (N, mg·L ⁻¹)	42	Forte por vezes ligeiro a moderado a) Superior ao VMA, por vezes apenas superior ao VMR b)
Bicarbonatos (meq·L ⁻¹)	6,3	ligeira a moderada a) Superior ao VMR b)
pH	7,7 - 8,3	Intervalo ao VMR b)
Cobre (mg·L ⁻¹)	0,6	Superior ao VMR b)
Ferro (mg·L ⁻¹)	2,1	Inferior ao valor VMR b)
Zinco (mg·L ⁻¹)	0,5	Inferior ao VMR b)
Manganés (mg·L ⁻¹)	0,3	Superior ao VMR b)
Cloro residual (mg·L ⁻¹)	< 1-5	Nenhuma a ligeira a moderada c)
Coliformes fecais NMP.100mL ⁻¹	> 1800	Superior ao VMA b)

a) Segundo Ayers e Westcot (1988); b) Segundo o Decreto-Lei nº 74/90; * Segundo Maas (1984) cit. por Ayers e Westcot (1988); c) Segundo Westcot e Ayers (1986).

Culturas

A cultura utilizada foi o azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) var. caramba. O azevém é uma planta geralmente utilizada neste tipo de ensaios devido à sua capacidade de “brotar” depois de cortes sucessivos (Chaminade, 1964 cit. por Garcia *et al.*, 1988). Esta característica permite um acompanhamento, ao longo do tempo, de absorção de nutrientes pela planta, podendo assim obter-se dados analíticos e de rendimento intermédios (Garcia *et al.*, 1988).

O azevém, uma monocotilédonea, é das plantas menos sensíveis aos metais pesados (Brito, 1986) e medianamente tolerante à salinidade (Ayers e Westcot, 1988). Pode ser consumida em verde ou depois de ensilada pelos animais, e ser utilizada em relvados e espaços verdes.

5.2 - Técnica Experimental

Realização dos ensaios

A terra original, após secagem ao ar, foi passada ao crivo de 5mm e subdividida em lotes de 12,0 kg, correspondente ao peso de terra a introduzir por vaso para cada modalidade e repetição.

Aos diversos lotes foi feita, manualmente, a incorporação de calcário e dos nutrientes para as modalidades que o exigiam.

Os vasos utilizados foram de parede dupla de polietileno branco, quimicamente inerte (tipo Kick-Brauckmann) (Torres *et al.*, 1988), com 22cm de diâmetro de boca e profundidade útil de 25cm, que após lavados e tarados foram cheios com os respectivos lotes de terra inicialmente preparados.

Uma vez concluído o enchimento dos vasos, humedeceu-se o solo até à capacidade de campo, utilizando água desionizada, tendo-se prosseguido em seguida à sementeira.

Caracterização dos ensaios

Primeiro ensaio

Foi delineado com o objectivo de avaliar a capacidade da A.R. como água de rega no que diz respeito aos aspectos agronómicos, o seu efeito fertilizante e os benefícios ou desvantagens da sua diluição. Dado que o solo inicial era ácido, foram

introduzidas modalidades com calagem e sem calagem com o objectivo de avaliar a necessidade desta prática quando se utiliza A.R.. Este ensaio forneceu-nos também algumas indicações para o delineamento do segundo ensaio.

O primeiro ensaio compreendeu as seguintes modalidades:

Rega com água desionizada e adubação NPK (D+F)

Rega com A.R. e adubação NPK (R+F)

Rega com A.R. sem adubação NPK (R)

Rega com A.R. diluída a 50% sem adubação NPK (50% R)

Foram efectuadas estas modalidades com calagem (C1) e sem calagem (C0)

A quantidade de azoto, fósforo e potássio aplicados por vaso nas modalidades com adubação foi de

1,5 g de azoto (N)

1,5 g de fósforo (P_2O_5)

1,0 g de potássio (K_2O)

Nas modalidades em que se efectuou a calagem aplicou-se 17,0g/vaso de carbonato de cálcio p.a. (com o objectivo de elevar o $pH(H_2O)$ para 6,5).

1 solo* 3 repetições * 8 modalidades

Na adubação de sementeira, para as modalidades que o exigiam, o azoto foi aplicado em solução na forma de nitrato de amónio p.a. na totalidade, o fósforo e o potássio foram aplicados na forma de dihidrogenofosfato de potássio p.a..

As modalidades foram distribuídas ao acaso, com três repetições, totalizando vinte e quatro vasos.

A data de sementeira foi a 31/10/91, as sementes apresentavam 85% de capacidade germinativa e utilizou-se 1,5g de semente por vaso

Após a sementeira, os vasos foram colocados ao ar livre, sob cobertura, e mantiveram-se a 80% da capacidade de campo, sendo a rega efectuada ou com água desionizada ou com A.R. consoante as modalidades.

Nos primeiros quinze dias todos os vasos foram regados apenas com água desionizada.

Na altura da rega, procedia-se à rotação dos vasos, com o fim de fornecer condições o mais idênticas possíveis às plantas.

Efectuou-se o 1º corte no dia 29 de Novembro, o 2º corte no dia 30 de Dezembro, o 3º corte no dia 3 de Fevereiro e o 4º corte no dia 23 de Março.

Após ter-se procedido aos cortes do azevém a terra de cada vaso foi retirada, homogeneizada e colhida uma amostra de terra por vaso para análise.

Os resultados que comparámos foram os respeitantes aos parâmetros analisados nas terras e nas plantas, referidos no quadro 5.7.

Para a interpretação estatística dos resultados comparámos as modalidades, da seguinte forma:

Modalidades com adubação e regadas com água desionizada ou com A.R., com e sem calagem (D+FC0; D+FC1; R+FC0 e R+FC1).

Modalidades regadas com A.R. com e sem adubação e com e sem calagem (R+FC0; R+FC1; RC0 e RC1).

Modalidades sem adubação regadas com A.R. com e sem diluição e com e sem calagem (RC0; RC1; 50%RC0 e 50%RC1).

A primeira abordagem permitiu-nos avaliar a capacidade da A.R. como água de rega, a segunda o seu efeito fertilizante e a terceira os benefícios ou desvantagens decorrentes da sua diluição. Em qualquer das três abordagens anteriores avaliámos também a necessidade da calagem, bem como o efeito alcalinizante da A.R. no solo em relação à prática normalmente usada para esse fim, a calagem.

No decorrer do ensaio verificou-se que as sementes de azevém das modalidades com adubação, e com ou sem calagem, germinaram mal no meio do vaso, apresentando os vasos muitas falhas, principalmente na zona central. Estes vasos apresentaram durante todo o ensaio falhas. Pensamos que isso se deveu ao facto de se ter criado inicialmente uma certa salinização do solo devido à fertilização efectuada, nomeadamente devido à adubação azotada ter sido efectuada na totalidade à sementeira.

As plantas das modalidades com calcário e com adubação apresentavam um porte mais erecto. As plantas das modalidades com calcário também apresentavam as folhas mais espessas do que nas modalidades sem calcário.

As plantas das modalidades regadas com A.R., com adubação e com calagem, eram as que visualmente se apresentavam melhor.

As modalidades sem calcário, sem adubação e rega com A.R. e A.R. diluída a 50% apresentavam um crescimento reduzido, as folhas muito finas e delgadas e com um aspecto amarelado. Nestas modalidades os vasos apresentavam muitas radículas à superfície, sendo estas mais densas nas modalidades sem calcário.

A calagem, conduzindo a melhores condições de pH, favorecendo a actividade microbiana do solo, disponibilizando mais cálcio, originando maiores produções e tendo as plantas um aspecto mais viçoso e um porte mais erecto, levou-nos a optar por esta prática na instalação do segundo ensaio.

Segundo Ensaio

Foi delineado com o objectivo de avaliar as possíveis implicações agronómicas da cloragem da A.R., e também de avaliar o efeito desinfectante da cloragem, na A.R., nas plantas e no solo.

Este último objectivo não foi alcançado devido, principalmente, às dificuldades encontradas a nível dos vários laboratórios contactados na análise microbiológica das plantas e do solo.

Dado que tínhamos utilizado na rega A.R. e água desionizada pudémos, mais uma vez, fazer a avaliação da capacidade da A.R. como água de rega.

A bibliografia que consultámos sobre este tema refere que concentrações de cloro residual entre $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ poderão colocar restrições ligeiras a moderadas a uma água para a rega por aspersão. Não encontramos nenhum artigo que referisse especificamente qual o efeito no solo e/ou na planta decorrente da aplicação de A.R. assim desinfectada.

Como já referimos, uma das utilizações que a A.R. pode ter é a de servir como água de rega de espaços públicos (parques, jardins, campos desportivos, entre outros.). Neste caso, a sua qualidade microbiológica deve ser avaliada e controlada através de processos de tratamento que levem à sua redução para níveis considerados compatíveis com essa utilização (Quadro 3.2, anexo I). Um desses métodos, questionado sem dúvida, é o da cloragem. Sabendo à partida quais os inconvenientes gerais que lhe são apontados, pretendemos com este ensaio avaliar os possíveis efeitos agronómicos da cloragem da A.R..

As doses de cloro residual livre que utilizámos na desinfecção da A.R. foram três ($1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), procedemos então a uma análise bifactorial (quanto ao tipo de água e dose de cloro) comparando estas modalidades com as correspondentes regadas com água desionizada. Desta forma fizémos a avaliação da capacidade da A.R. servir como água de rega e também a avaliação agronómica da cloragem.

Uma vez que na água desionizada considerámos mais modalidades, fizémos uma análise monofactorial, para avaliação do efeito agronómico da cloragem. Os resultados obtidos através desta análise podem servir como ponto de referência e de comparação.

O segundo ensaio compreendeu as seguintes modalidades:

Água residual desinfectada com um valor de cloro residual $\leq 1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (ARC11)

Água residual desinfectada com um valor de cloro residual $\leq 3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (ARC13)

Água residual desinfectada com um valor de cloro residual $\leq 5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (ARC15)

Água desionizada (ADC10)

Água desionizada desinfectada com um valor de cloro residual $\leq 1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (ADC11)

Água desionizada desinfectada com um valor de cloro residual $\leq 2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (ADC12)

Água desionizada desinfectada com um valor de cloro residual $\leq 3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (ADC13)

Água desionizada desinfectada com um valor de cloro residual $\leq 5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (ADC15)

Em todas as modalidades efectuou-se a calagem com 17,0g de carbonato de cálcio p.a.por vaso, e a seguinte adubação:

- 1,0g de azoto (N)
- 1,0g de fósforo (P_2O_5)
- 1,0g de potássio (K_2O)

1 solo* 3 repetições* 8 modalidades

O azoto utilizou-se na forma de nitrato de amónio p.a. e foi aplicado em solução. Aplicou-se fraccionadamente, metade à sementeira (0,5g de N), e metade após o 2º corte em 29/6/92.

O fósforo e o potássio aplicaram-se sob a forma de dihidrogenofosfato de potássio p.a.. O restante potássio sob a forma de cloreto de potássio p.a., estes dois nutrientes foram aplicados na totalidade à sementeira. No quadro 5.5 encontram-se os elementos nutritivos adicionados ao solo devido à rega com A.R..

Quadro 5.5 - Elementos nutritivos (mg) introduzidos no solo devido à rega com água residual

Mod.\El. nutrit.	Azoto	Fósforo ^{a)}	Potássio ^{b)}	Cálcio	Magnésio
ARC11	1357	104	364	908	110
ARC13	1417	110	377	951	177
ARC15	1263	94	350	857	103

Mod.\El. nutrit.	Sódio	Cobre	Ferro	Zinco	Manganés	Cloretos
ARC11	1133	10	37	9	5	2548
ARC13	1817	9	38	9	5	2657
ARC15	1590	10	35	9	4	2394

a) expresso em P_2O_5 ; b) expresso em K

A data de sementeira foi no dia 21/4/92, as sementes apresentavam uma capacidade germinativa de 76% e utilizaram-se 2g/vaso. Após a sementeira os vasos foram colocados ao ar livre sob cobertura e mantiveram-se a 80% da capacidade de campo, durante a noite eram trazidos para a parte interior da estufa, coberta com vidro. Após a instalação da cultura todos os vasos foram regados com água desionizada até ao dia 15 de Maio, data a partir da qual, e consoante as modalidades, se iniciou a rega com água residual ou desionizada desinfectadas, tendo-se simulado uma rega por aspersão. A desinfectação foi efectuada com uma solução de hipoclorito de sódio com 7% de cloro activo. Laboratorialmente determinámos pelo método de DPD (Standard Methods, 1980) a quantidade de hipoclorito de sódio a adicionar quer à

A.R. quer à água desionizada para obtermos após 30mn de tempo de contacto um valor de cloro residual livre menor ou igual a $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, a $2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, a $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ou a $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. A dose de hipoclorito de sódio assim calculada era adicionada à água, e esta armazenada em "jerrikans" de 20L, colocados em local escuro e fresco, de onde era retirada uma porção de água desinfetada sempre que se efectuava a rega. Esta operação repetia-se também para a água desionizada sempre que havia nova colheita de A.R.. Foi na água desionizada que fizémos um maior número de concentrações em cloro residual livre, uma vez que na A.R. era difícil obterem-se valores tão próximos.

Efectuámos uma análise microbiológica à A.R. e A.R. desinfetada. Pudemos verificar que a desinfecção com a dose de cloro residual de $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ foi suficiente para nos parâmetros microbiológicos analisados colocar a A.R. com um nível de desinfecção suficiente para a rega por aspersão para culturas sem restrição (Quadro 5.6).

Quadro 5.6 - Resultados das análises microbiológicas da água residual utilizada no segundo ensaio

Amostra	coliformes totais (NMP·100ml ⁻¹)	coliformes fecais (NMP·100ml ⁻¹)	<i>streptococcus</i> fecais	<i>salmonella</i>	sulfitorreduzidores	Mesófilos (n ^o mic·ml ⁻¹)	
						37°C	20°C
AR _a)	>18000	>1800	neg.	neg.	pos.10cc, neg.1cc	$1,3 \times 10^6$	$8,7 \times 10^6$
ARCI1	5	2	neg.	neg.	neg.	$4,7 \times 10$	$4,2 \times 10$
ARCI3	neg.	neg.	neg.	neg.	neg.	$4,1 \times 10$	$3,6 \times 10$
ARCI5	neg.	neg.	neg.	neg.	neg.	$4,6 \times 10$	$3,2 \times 10$

a) Água Residual sem cloragem

O 1^o corte foi efectuado no dia 1 de Junho, o 2^o corte no dia 24 de Junho e o 3^o corte no dia 13 de Julho.

Após ter-se procedido aos cortes do azevém a terra de cada vaso foi retirada, homogeneizada e colhida uma amostra de terra por vaso para análise.

A quantidade de hipoclorito de sódio ($\mu\text{l}\cdot\text{L}^{-1}$) adicionado à água desionizada durante a rega foi a seguinte:

ADC11 - 17,64
 ADC12 - 35,28
 ADC13 - 52,92
 ADC15 - 88,20

Para a AR efectuaram-se cinco colheitas durante o ensaio tendo-se utilizado as seguintes quantidades de hipoclorito de sódio ($\mu\text{l}\cdot\text{L}^{-1}$):

	18-5-92	22-5-92	16-6-92	25-6-92	7-7-92
ARCI1	57,64	80,00	67,30	71,40	86,40
ARCI3	92,98	115,28	102,58	106,68	121,68
ARCI5	128,20	150,56	137,86	141,96	156,96

Durante o ensaio não observámos sintomas visuais de excesso de cloro. Pensamos que isso se deve ao facto de por um lado as doses de cloro residual livre que utilizámos na desinfecção não ultrapassarem os $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, e por outro lado acontecia que ao longo do tempo o valor de cloro residual livre baixava. Uma vez que as colheitas eram feitas com uma periodicidade de cerca de quinze dias, e a água desinfectada armazenada durante esse período, acontecia que regávamos com água com valores de cloro residual livre sucessivamente menores do que os determinados inicialmente.

5.3 - Análises efectuadas

Logo após ter-se procedido aos cortes do azevém, que foram efectuados com tesoura de aço inoxidável, o material vegetal de cada modalidade foi pesado, obtendo-se assim o seu peso verde. Procedeu-se depois à secagem, numa estufa de ventilação forçada, regulada à temperatura de $60^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$. onde permaneceu até peso constante (cerca de 48h), procedendo-se depois ao seu peso seco.

Os parâmetros determinados na A.R. na planta e no solo, encontram-se no quadro 5.7. Os métodos de análise referidos para a água residual, plantas e solo (Quadros 5.8, 5.9 e 5.10, anexo II) são os utilizados no Laboratório de Química Agrícola do Instituto Superior de Agronomia, e os mencionados para as análises microbiológicas (Quadro 5.11, anexo II) são os métodos em vigor no Laboratório de Microbiologia da Escola Superior Agrária de Castelo Branco.

Quadro 5.7 - Parâmetros determinados na água residual, na planta e no solo.

Água Residual	Planta	Solo
Sólidos totais (ST)	Peso seco	Textura
Sólidos voláteis totais (SVT)	Azoto kjeldahl	Dap
Sólidos suspensos totais (SST)	Fósforo (P_2O_5)	pH
Carência química de oxigénio (CQO)	Potássio (K)	M.O.
Carência bioquímica de oxigénio (CBO ₂)	Cálcio	Azoto Kjeldahl
Condutividade eléctrica (CE_w)	Magnésio	Azoto nítrico ($\text{N} - \text{NO}_3^-$)
pH	Sódio	Fósforo "assimilável" (P_2O_5)
Azoto Kjeldahl	Cobre	Potássio "assimilável" (K_2O)
Azoto amoniacal ($\text{N} - \text{NH}_4^+$)	Ferro	Bases de troca (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+)
Azoto nítrico ($\text{N} - \text{NO}_3^-$)	Zinco	Hidrogénio de troca
Bicarbonatos	Manganés	Capacidade de troca catiónica
Fósforo (P_2O_5)	Cloretos	Soma das Bases de troca
Elementos minerais:		Cobre
K, Ca, Mg, Na, Cu, Fe, Zn, Mn, B		Ferro
Cloro residual livre		Zinco
Coliformes totais e fecais		Manganés
Streptococcus fecais		Boro
Salmonella		Cloretos
Sulfitorreductores		Condutividade eléctrica (CE_w)
Mesófilos a 20°C e a 37°C		

5.4 - Interpretação estatística dos resultados

Foi efectuado um delineamento experimental completamente casualizado. A análise estatística dos resultados foi feita no programa Statgraphics, versão 5.0, utilizando a análise de variância modelo fixo bifactorial incompleto para o primeiro e segundo ensaios. Nas modalidades regadas apenas com água desionizada e desinfectadas com vários níveis de cloro residual livre foi efectuada uma análise monofactorial. O teste de comparação múltipla de médias que utilizámos foi o de Tukey, para uma probabilidade de erro do tipo I inferior ou igual a 5% ($P \leq 0,05$).

6 - Resultados e discussão

6.1 - Primeiro ensaio

6.1.1 - Planta

Aspectos quantitativos

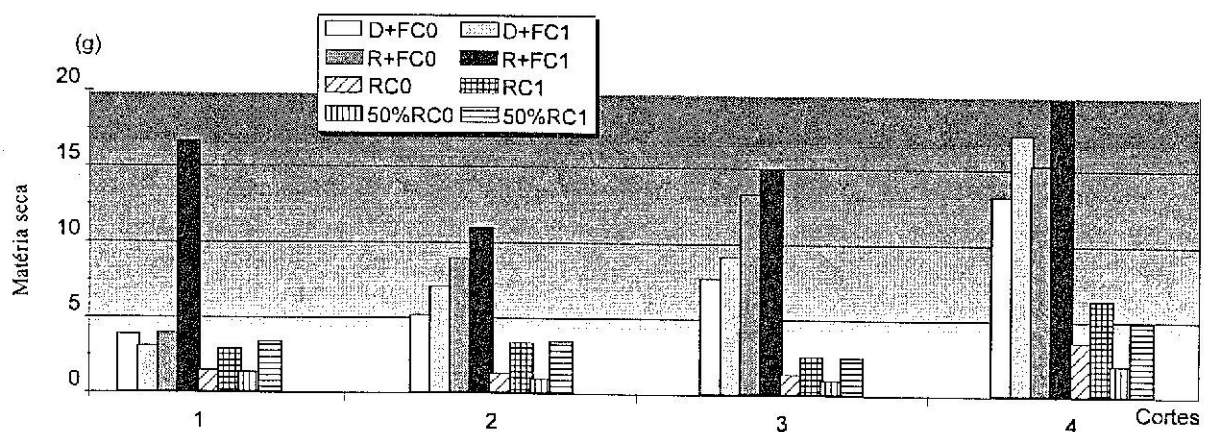


Fig 6.1 - Produção de matéria seca do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (g).

A produção foi avaliada pelo peso da matéria seca das plantas.

As plantas das modalidades regadas com A.R. e em que se efectuou a adubação tiveram produções superiores às regadas com água desionizada (Fig. 6.1, Quadro 6.1 anexo III), sendo as diferenças significativas apenas no segundo e terceiro cortes ($P \leq 0,001$). Quando se rega com A.R. e não se efectua a adubação NPK a produção das plantas diminui significativamente ($P \leq 0,001$ no segundo, terceiro e quarto cortes) quando comparada com a produção das plantas das modalidades também regadas com A.R. mas com adubação (Fig. 6.1, Quadro 6.2 anexo III).

A rega com A.R. mostrou ser benéfica à produção, devido fundamentalmente ao facto, em nosso entender de ser fonte de elementos nutritivos.

As plantas das modalidades em que não se efectuou a adubação apresentavam produções de matéria seca significativamente inferiores às das modalidades em que essa adubação se efectuou, o que nos leva a concluir que a A.R. não terá um efeito fertilizante suficiente para dispensar a adubação, atendendo sobretudo ao facto do solo ser pobre em M.O. (e, portanto, em azoto) e em fósforo.

O azoto e o fósforo parecem ser os principais factores limitantes da produção.

Nas modalidades em que não se efectuou a adubação e se regou com A.R., ou com A.R. diluída, a produção decresce com a diluição da A.R., sendo esse decréscimo significativo ($P \leq 0,001$) no quarto corte (Fig. 6.1, Quadro 6.3 anexo III). Apesar de só se verificarem diferenças significativas no quarto corte, os resultados indicam uma tendência na redução da matéria seca das plantas com a diluição da A.R., dado que a sua concentração em nutrientes diminui.

Nestas duas últimas modalidades as produções foram sempre muito baixas, apresentando-se as plantas com folhas muito delgadas e com um aspecto amarelado, revelando deficiência em nutrientes, nomeadamente em azoto (ESTAMPA I e II).

Neste ensaio não pretendíamos fazer um estudo da calagem, mas apenas avaliar a necessidade desta prática, pelo que fazemos apenas uma apreciação geral dos seus resultados.

A calagem aumentou significativamente a produção das plantas. As modalidades em que se obtiveram maiores produções foram aquelas em que se efectuou a calagem, a adubação e a rega com A.R.. A calagem beneficiou a produção das plantas devido, principalmente, a ter criado melhores condições para a mineralização da M.O. e nitrificação do azoto, disponibilizando mais elementos nutritivos e a ter aumentado o teor em cálcio do solo. Quanto ao efeito que teve nos micronutrientes podemos dizer que, para os estudados, apesar do seu teor no solo não ter sido afectado significativamente criaram-se condições com a calagem que levaram a uma diminuição na sua absorção, exceptuando-se o caso do ferro.



ESTAMPA I - Aspecto do Azevém nas várias modalidades no dia 3/2/92.



ESTAMPA II - Aspecto do Azevém nas várias modalidades no dia 3/2/92.

Aspectos qualitativos

Azoto kjeldahl

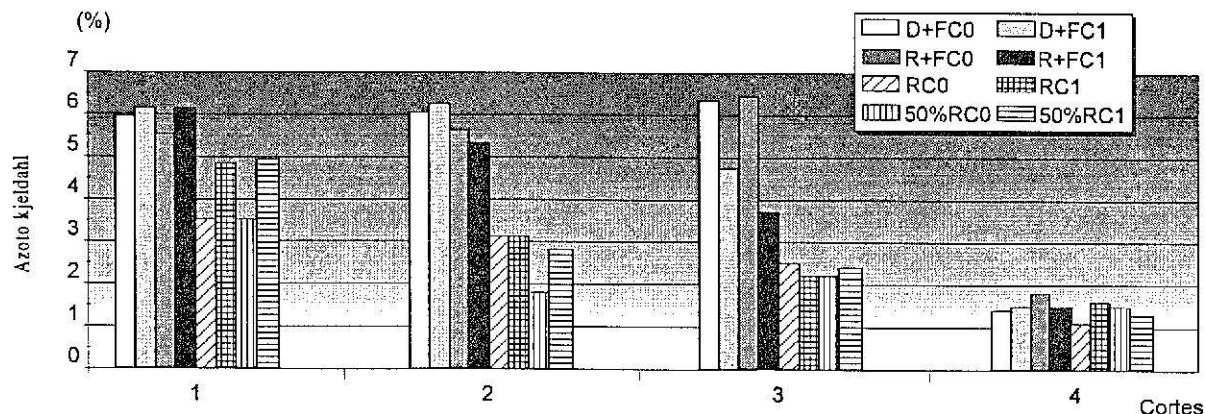


Fig 6.2 - Teor em azoto kjeldahl do azevém nas várias modalidades nos quatro cortes (% da MS).

Quando se comparam as modalidades regadas com A.R. ou com água desionizada a interacção é significativa no primeiro corte ($P \leq 0,05$) e no terceiro corte ($P \leq 0,01$). Para o terceiro corte verifica-se que as plantas em que se efectuou a calagem o teor em azoto decresce significativamente qualquer que seja o tipo de água utilizado, e o teor mais baixo em azoto observa-se quando se rega com A.R. e se faz a calagem (Fig. 6.2, Quadro 6.4 anexo III). Poderá ter acontecido que as plantas, dispondo de mais cálcio devido à calagem e de mais sódio devido à rega com A.R., poderão ter absorvido estes iões à custa da absorção de azoto; no entanto, as exportações em azoto foram superiores nas modalidades em que se fez a calagem (Quadro 6.46 anexo III), podendo este resultado ser devido ao efeito de diluição devido às maiores produções. No segundo e quarto cortes a rega com A.R. não conduz a uma alteração significativa no teor em azoto das plantas, verificando-se, contudo, sempre uma tendência nas modalidades regadas com A.R. para esse teor diminuir nas modalidades em que se fez a calagem.

Seria de esperar que, sendo a A.R. rica neste nutriente, as plantas apresentassem um teor mais elevado em azoto, facto que não observámos neste ensaio, mas que se verificou no segundo ensaio. O azoto que determinámos diz respeito ao azoto orgânico e amoniacal, podendo a planta ter acumulado outras formas de azoto.

Quando se rega com A.R. e não se faz a adubação NPK no primeiro e segundo cortes as plantas das modalidades em que não foi efectuada adubação apresentavam teores em azoto significativamente inferiores ($P \leq 0,001$) aos das modalidades em que foi efectuada adubação (Fig. 6.2, Quadro 6.5 anexo III).

Parece podermos concluir que se não efectuarmos adubação azotada o teor em azoto das plantas é inferior ao das modalidades com adubação azotada (o solo era pobre em M.O.). A concentração em azoto da A.R. aplicada parece não ser suficiente

para dispensar a adubação azotada. Esta deficiência em azoto será um dos factores responsáveis pela baixa produtividade obtida nesta modalidade.

A interacção entre a adubação efectuada e a calagem no teor em azoto das plantas, é significativa para o terceiro corte ($P \leq 0,001$). O facto de não se ter efectuado adubação NPK originou teores em azoto significativamente inferiores nas plantas quer se tenha ou não efectuado a calagem. As modalidades em que se efectuou a calagem apresentam teores em azoto significativamente inferiores ao das modalidades em que não se efectuou a calagem, quer se tenha efectuado adubação ou não.

Quanto ao efeito da diluição da A.R. no teor em azoto das plantas, apenas se observam diferenças significativas no segundo corte ($P \leq 0,05$), em que as plantas das modalidades regadas com A.R. diluída apresentavam teores significativamente inferiores ao das modalidades regadas com A.R. sem diluição. Nestas modalidades, a interacção é significativa no terceiro corte ($P \leq 0,01$), e no quarto corte ($P \leq 0,05$). No terceiro corte, quando se efectua a calagem, o teor em azoto das plantas aumenta quando se rega com A.R. diluída acontecendo o contrário quando não se faz a calagem. No quarto corte acontece precisamente o contrário (Fig. 6.2, Quadro 6.6 anexo III).

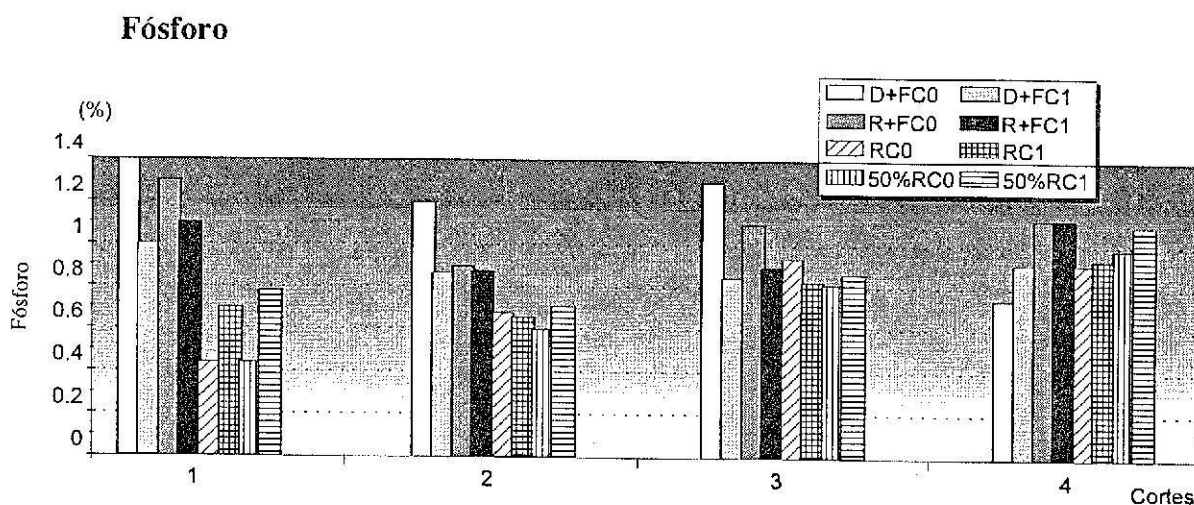


Fig 6.3 - Teor em fósforo do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (% da MS).

Nas modalidades regadas com A.R. ou com água desionizada a interacção é significativa para o segundo, terceiro e quarto cortes ($P \leq 0,001$ para o segundo corte e $P \leq 0,05$ para o terceiro e quarto cortes). Verificou-se que quando não se efectua a calagem o teor em fósforo das plantas regadas com A.R. é significativamente inferior ao das plantas regadas com água desionizada (exceptuando no quarto corte), e quando se efectua a calagem essa situação inverte-se, são as plantas regadas com A.R. que têm teores em fósforo superiores, sendo por vezes essa diferença significativa. No quarto corte as modalidades regadas com A.R., com ou sem calagem, apresentam

teores em fósforo superiores às modalidades regadas com água desionizada. Parece que só ao fim de um certo tempo é que as plantas começam a tirar partido não só do fósforo fornecido pela A.R., como também do efeito da calagem, verificando-se que as plantas regadas com A.R. têm tendência ao longo do tempo a apresentar teores mais elevados em fósforo, devido fundamentalmente à própria composição da A.R. (Fig. 6.3, Quadro 6.7 anexo III). Poderíamos pensar que pelo facto das plantas regadas com A.R. apresentarem teores mais elevados em zinco no terceiro e quarto cortes, o seu teor em fósforo seria afectado negativamente (uma vez que são conhecidos casos de antagonismo entre o fósforo e o zinco); no entanto o que se observa quanto ao teor em fósforo, é que no terceiro corte as plantas não apresentam diferenças significativas entre as modalidades, e no quarto corte as plantas regadas com A.R. apresentam teores significativamente mais elevados que as regadas com água desionizada.

Nas modalidades regadas apenas com A.R. com e sem adubação NPK observam-se diferenças significativas em todos os cortes ($P \leq 0,001$ para o primeiro, segundo e quarto cortes e $P \leq 0,01$ para o terceiro corte). Verifica-se que as plantas das modalidades em que não se efectuou adubação apresentam teores em fósforo significativamente inferiores aos das plantas em que se efectuou adubação (Fig. 6.3, Quadro 6.8 anexo III). A A.R. não terá um efeito fertilizante suficiente para dispensar a adubação fosfatada, quando o solo é pobre em fósforo, que será mais um factor limitante nesta modalidade. Verifica-se, ainda, que a interacção é significativa no primeiro ($P \leq 0,001$) e terceiro cortes ($P \leq 0,05$). No primeiro corte as plantas das modalidades em que não se efectuou a adubação NPK têm teores em fósforo significativamente inferiores quer se tenha ou não efectuado a calagem.

Quando se efectuou a calagem as plantas das modalidades sem adubação NPK apresentam teores em fósforo significativamente superiores ao das plantas das modalidades em que não se efectuou a calagem, acontecendo o contrário nas modalidades em que se efectuou a adubação NPK.

No terceiro corte as plantas das modalidades em que não se efectuou a calagem têm teores em fósforo significativamente superiores ao das respectivas modalidades com calagem. Quando não se efectuou a calagem as plantas em que também não se efectuou a adubação têm teores significativamente inferiores em fósforo, não diferindo significativamente esse teor com a adubação efectuada quando se efectuou a calagem.

Quanto ao efeito da diluição da A.R. no teor em fósforo das plantas, apenas se observam diferenças significativas no quarto corte ($P \leq 0,01$), em que as plantas das modalidades regadas com A.R. diluída apresentavam teores significativamente superiores aos das modalidades regadas com A.R. sem diluição (Fig. 6.3, Quadro 6.9 anexo III). A interacção é significativa no primeiro ($P \leq 0,05$) e no terceiro cortes ($P \leq 0,01$). A calagem origina um aumento no teor em fósforo das plantas regadas com A.R. diluída. Quando não se efectua a calagem, a diluição da A.R. parece não ter efeito significativo no teor em fósforo das plantas.

Potássio

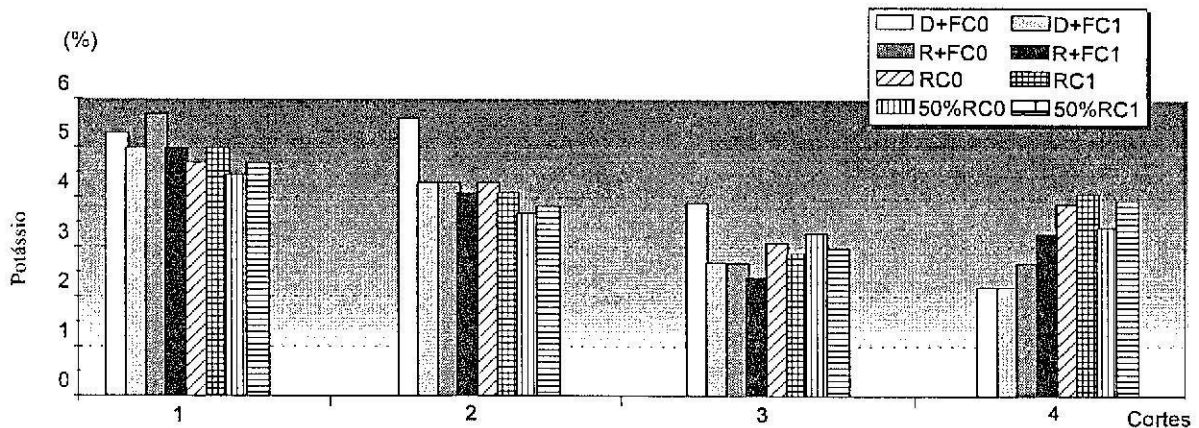


Fig 6.4 - Teor em potássio do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (% da MS).

A interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a calagem no teor em potássio das plantas é significativa para o segundo ($P \leq 0,001$) e terceiro cortes ($P \leq 0,01$). Verifica-se que o teor em potássio das plantas decresce quando se rega com A.R., sendo esse decréscimo mais acentuado no caso de não se efectuar a calagem (Fig. 6.4, Quadro 6.10 anexo III). Verifica-se ainda que o teor em potássio das plantas em que se efectuou a calagem é inferior ao das plantas em que não se efectuou a calagem sendo por vezes essa diferença significativa quando se rega com água desionizada.

No quarto corte, apesar das diferenças não serem significativas, as modalidades regadas com A.R. apresentam um teor em potássio superior ao das modalidades regadas com água desionizada.

Pelos resultados apresentados parece poder-se concluir que, apesar da A.R. conter um certo teor em potássio, não conduziu a um aumento significativo no teor em potássio das plantas ocorrendo nalguns cortes um efeito depressivo no teor daquele nutriente, possivelmente devido ao facto de nestas modalidades haver uma absorção preferencial do sódio (introduzido no solo pela A.R.) em relação ao potásio. No entanto, parece que ao longo do tempo a rega com A.R. conduzirá a um aumento do teor em potássio das plantas devido, provavelmente, à contribuição em potássio dada pela A.R., e que a absorção em potássio será mais elevada nas modalidades em que se efectuou a calagem.

Nas modalidades regadas apenas com A.R. com e sem adubação a interacção é significativa no primeiro corte ($P \leq 0,001$). Quando se efectuou a calagem o teor em potássio das plantas não diferiu significativamente com o facto de se ter efectuado a adubação. As plantas das modalidades em que não se efectuou nem a calagem nem a adubação, apresentam os teores mais baixos em potássio (Fig. 6.4, Quadro 6.11 anexo III).

O facto de se ter efectuado a calagem diminui significativamente o teor em potássio das plantas em que se efectuou a adubação NPK e aumentou o teor em potássio das plantas em que não se efectuou a adubação, não sendo essa diferença significativa.

No terceiro e quarto cortes verifica-se que as modalidades em que não se efectuou a adubação apresentam teores em potássio significativamente superiores.

Os resultados apresentados necessitam de confirmação com outros ensaios, mas parece que as plantas das modalidades sem adubação conseguiram utilizar o potássio do solo e da A.R. para as suas necessidades. Convém, no entanto, não esquecer que nas modalidades sem adubação a produção foi muito baixa e portanto as exportações em potássio também.

A diluição da A.R. origina teores inferiores em potássio nas plantas, sendo esta diferença significativa ($P \leq 0,001$) apenas no segundo corte (Fig. 6.4, Quadro 6.12 anexo III).

Sódio

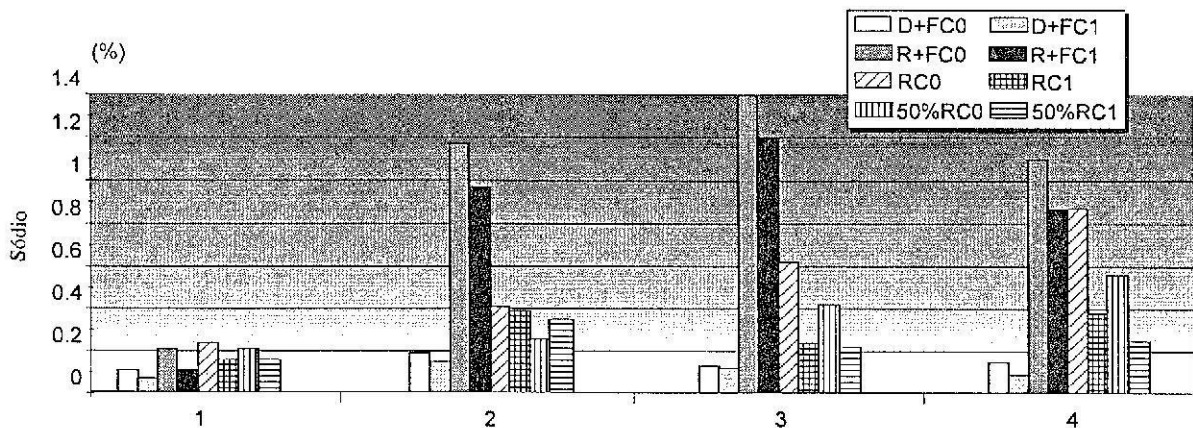


Fig 6.5 - Teor em sódio do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (% da MS).

Nas modalidades regadas com A.R. ou com água desionizada a interacção é significativa em todos os cortes (primeiro e quarto cortes $P \leq 0,05$, e no segundo e terceiro cortes $P \leq 0,001$). O facto de se regar com A.R. aumenta significativamente o teor em sódio das plantas, quer se tenha ou não efectuado a calagem. As plantas em que não se efectuou a calagem apresentam teores de sódio significativamente superiores ao das plantas em que se efectuou a calagem (Fig. 6.5, Quadro 6.13 anexo III).

Nas modalidades regadas com A.R., com e sem adubação, verifica-se de uma maneira geral que as modalidades em que se efectuou a adubação têm um teor em sódio significativamente mais elevado. A interacção é significativa para o segundo corte ($P \leq 0,05$) e para o quarto corte ($P \leq 0,01$). O facto de não se ter efectuado adubação diminuiu significativamente o teor em sódio das plantas independentemente

de se ter ou não efectuado a calagem. Quando se efectuou a calagem e a adubação o teor em sódio das plantas diminuiu significativamente, possivelmente devido ao efeito de diluição. Quando não se efectuou a adubação, o facto de se fazer ou não a calagem não afectou o teor em sódio da planta, no segundo corte mas diminuiu-o significativamente no quarto corte (Fig. 6.5, Quadro 6.14 anexo III).

A adubação NPK parece conduzir a aumentos significativos no teor em sódio das plantas.

Nas modalidades regadas com A.R. com e sem diluição a interacção é significativa no terceiro e quarto cortes ($P \leq 0,01$). A diluição da A.R. diminui o teor em sódio das plantas, devido a terem menos sódio à sua disposição. O facto de se ter efectuado a calagem diminuiu também esse teor em sódio, sendo este efeito menos evidente quando se efectua a diluição (Fig. 6.5, Quadro 6.15 anexo III).

A rega com A.R. conduz a um aumento do teor em sódio da planta, devido ao facto desta água ser rica neste elemento. A diluição da A.R. diminui o seu teor na planta, dado que menos sódio passa a ser introduzido no solo durante a rega. A calagem também leva a uma diminuição do teor em sódio da planta pelo facto de haver mais cálcio no solo à sua disposição. Não nos podemos esquecer que a planta ensaiada é uma gramínea, e as plantas desta família apresentam uma tendência para absorverem preferencialmente os iões monovalentes como o sódio. A calagem, contudo, aumentando a concentração em iões cálcio da solução do solo, conduz a um aumento na absorção deste ião, contrariando a absorção do sódio.

Cálcio

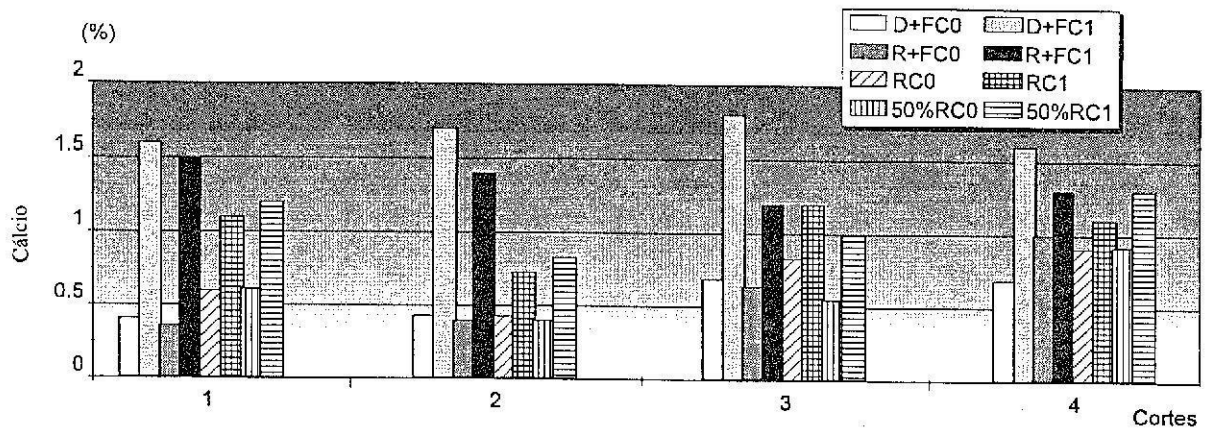


Fig 6.6 - Teor em cálcio do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (% da MS).

Nas modalidades regadas com A.R. ou com água desionizada a interacção é significativa para o segundo corte ($P \leq 0,01$) e para o terceiro e quarto cortes ($P \leq 0,001$). A calagem aumenta o teor em cálcio das plantas. Quando não se efectua a calagem o teor em cálcio das plantas não varia significativamente com o tipo de água utilizado na rega ou é significativamente superior quando se rega com A.R..

Quando se efectua a calagem, as plantas regadas com A.R. apresentam teores em cálcio inferiores ao das plantas regadas com água desionizada devido, provavelmente, ao facto de absorverem mais sódio. O teor em cálcio das plantas regadas com A.R., de uma maneira geral, é significativamente inferior ao das plantas regadas com água desionizada (Fig. 6.6, Quadro 6.16 anexo III).

Quando se rega apenas com A.R. e se faz a calagem, as modalidades em que se fertilizou apresentam teores em cálcio superiores aos das modalidades em que não se fertilizou. Quando não se efectuou a calagem, nos três primeiros cortes o teor em cálcio não varia significativamente com a adubação efectuada, enquanto que no quarto corte aumenta substancialmente (Fig. 6.6, Quadro 6.17 anexo III).

Nas modalidades regadas com A.R., com e sem diluição, a interacção é significativa apenas no segundo corte ($P \leq 0,05$). A calagem aumenta significativamente o teor em cálcio das plantas quer se tenha efectuado ou não a diluição da A.R. (Fig. 6.6, Quadro 6.18 anexo III).

A diluição da A.R. faz aumentar significativamente o teor em cálcio das plantas quando se efectua a calagem. Quando não se efectua a calagem a diluição da A.R. não tem efeito significativo no teor em cálcio das plantas. Nos restantes cortes a diluição da A.R. não afecta significativamente o teor em cálcio das plantas.

A calagem conduz a um aumento significativo no teor em cálcio das plantas, o que é particularmente vantajoso no caso do azevém se destinar a ser consumido pelos animais, pois estes necessitam de cálcio na sua alimentação.

Magnésio

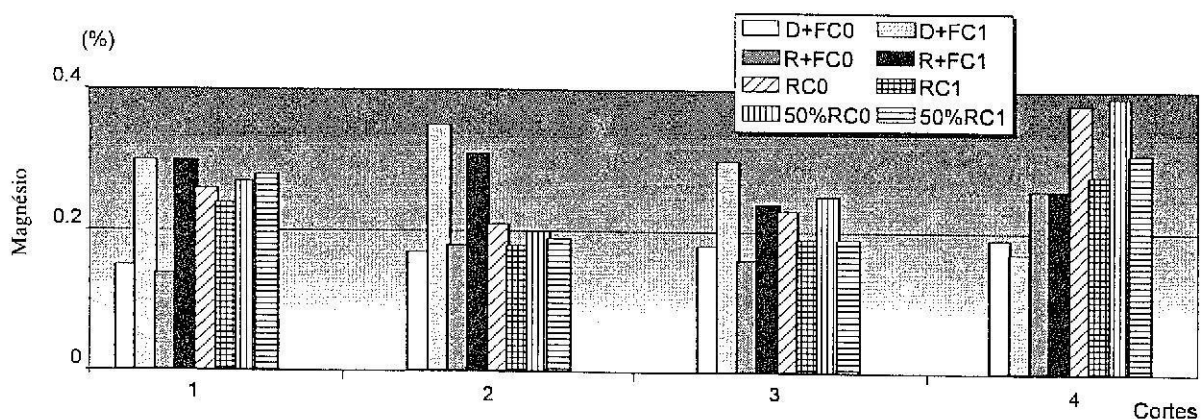


Fig 6.7 - Teor em magnésio do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes (% da MS).

Nas modalidades regadas com A.R. ou com água desionizada observa-se que quando não se faz a calagem as plantas regadas com A.R. apresentam maiores teores

em magnésio, e quando se faz a calagem nos três primeiros cortes a rega com A.R. tem um efeito depressivo no teor em magnésio das plantas. No primeiro corte não se observam diferenças significativas. No segundo e terceiro cortes a interacção é significativa ($P \leq 0,05$). Nestes cortes parece que a rega com A.R. tem um efeito depressivo no teor em magnésio das plantas, sendo esse efeito mais acentuado quando se efectua a calagem. As plantas apresentam teores em magnésio significativamente superiores quando se efectua a calagem qualquer que seja o tipo de água utilizado na rega. No quarto corte as plantas regadas com A.R. apresentam teores em magnésio significativamente mais elevados ($P \leq 0,001$), que as plantas regadas com água desionizada (Fig. 6.7, Quadro 6.19 anexo III). Parece que ao fim de um certo tempo a rega com A.R. conduz a um aumento do teor em magnésio das plantas devido, certamente, ao seu conteúdo neste elemento, diminuindo também o efeito depressivo da calagem no teor em magnésio das plantas quando se rega com esta água.

Nas modalidades em que se rega apenas com A.R. e não se faz a calagem, a adubação parece ter um efeito depressivo no teor em magnésio das plantas. Quando se faz a calagem acontece o contrário nos três primeiros cortes, não sendo a diferença significativa no quarto corte (Fig. 6.7, Quadro 6.20 anexo III). A interacção é significativa em todos os cortes ($P \leq 0,001$ no primeiro, segundo e quarto cortes e $P \leq 0,01$ no terceiro corte).

Os teores mais elevados em magnésio da planta observam-se nas modalidades em que se efectuou a adubação e a calagem e se regou com A.R., excepto no quarto corte em que esse valor corresponde à modalidade sem adubação e sem calagem. Parece que a tendência ao longo do tempo é a de as modalidades sem adubação passarem a apresentar um teor mais elevado em magnésio. A adubação efectuada não introduzia este elemento no solo.

Quanto ao efeito da diluição da A.R. no teor em magnésio das plantas, apenas se observam diferenças significativas no primeiro corte ($P \leq 0,05$), em que as plantas das modalidades regadas com A.R. diluída apresentavam teores significativamente superiores aos das modalidades regadas com A.R. sem diluição (Fig. 6.7, Quadro 6.21 anexo III). A interacção é significativa apenas no segundo corte ($P \leq 0,01$), observando-se que a diluição da A.R. não teve efeito significativo no teor em magnésio das plantas; no entanto, quando se efectuou a calagem, a rega com A.R. sem diluição tem um efeito depressivo no teor em magnésio das plantas.

O teor em magnésio das plantas é importante quando elas se destinam a ser consumidas pelos animais, uma vez que necessitam de magnésio na sua dieta alimentar, podendo a situação de carência originar uma doença denominada tetania dos pastos.

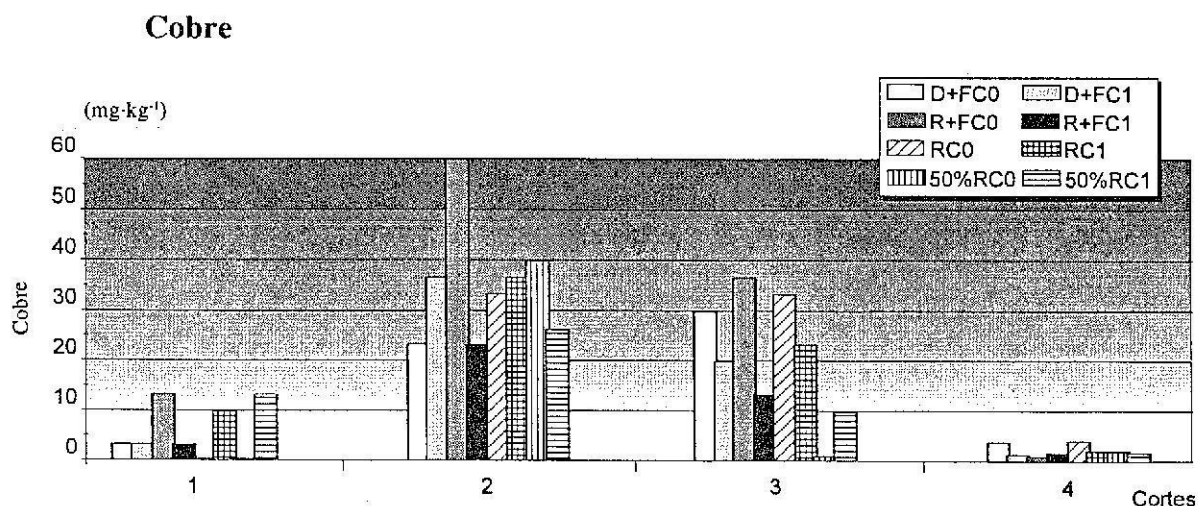


Fig 6.8 - Teor em cobre do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ da MS).

Não se verificaram diferenças significativas no teor em cobre das plantas pelo facto de se regar com A.R. (Fig. 6.8, Quadro 6.22 anexo III). Nota-se, apesar disso uma tendência para as modalidades regadas com A.R. e em que se fez a calagem apresentarem teores mais baixos em cobre do que as plantas regadas com água desionizada e em que também se fez a calagem.

Parece, no entanto, podermos concluir que a rega com A.R. não conduz a um aumento significativo na absorção de cobre, tendo as modalidades regadas com A.R. e com calagem apresentado os valores mais baixos de cobre. Não parece ter portanto o cobre presente na A.R. um efeito negativo na planta.

Nas modalidades regadas apenas com A.R., com e sem adubação, a interacção é significativa no primeiro corte ($P \leq 0,01$). Quando não se efectua a calagem e não se aduba o teor em cobre das plantas decresce significativamente em relação às modalidades em que não se efectua a calagem e se adubou. Quando se efectua a calagem, são as modalidades sem adubação que apresentam teores em cobre significativamente superiores.

A calagem nas modalidades sem adubação aumentou significativamente o teor em cobre das plantas tendo acontecido o contrário nas modalidades em que se efectuou a adubação.

Nos outros cortes não se notaram diferenças significativas entre as modalidades (Fig. 6.8, Quadro 6.23 anexo III).

Nas modalidades regadas com A.R., com e sem diluição, a interacção é significativa apenas no terceiro corte ($P \leq 0,05$). A diluição da A.R. diminui significativamente o teor em cobre das plantas, quer se tenha ou não efectuado a calagem. Quando se efectuou a calagem, o teor em cobre das plantas regadas com A.R. sem diluição foi menor do que quando não se efectuou a calagem, acontecendo o contrário quando se efectuou a diluição da A.R., apesar dessas diferenças não

serem significativas. Nos outros cortes, não se notaram diferenças significativas no teor em cobre das plantas. A diluição da A.R. parece, ao fim de um certo tempo, levar a uma redução no teor em cobre das plantas (Fig. 6.8, Quadro 6.24 anexo III).

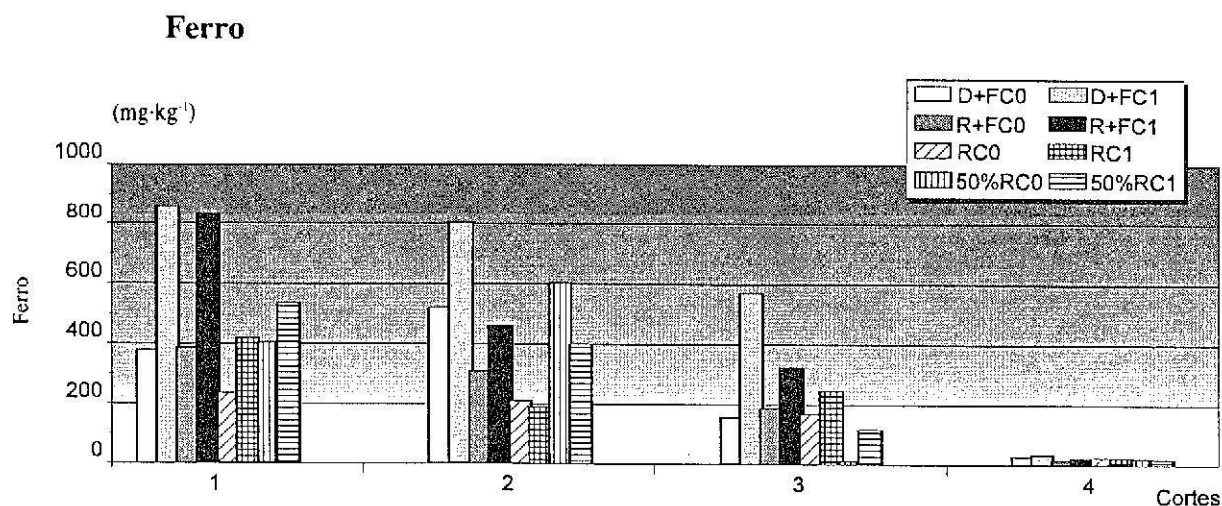


Fig 6.9 - Teor em ferro do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ da MS).

Apenas no quarto corte se verificam diferenças significativas ($P \leq 0,01$) no teor em ferro das plantas nas modalidades regadas com A.R. ou com água desionizada (Fig. 6.9, Quadro 6.25 anexo III). As plantas das modalidades regadas com A.R. apresentam um teor em ferro significativamente inferior ao das modalidades regadas com água desionizada, o que pode ser devido ao facto da M.O. presente na A.R. quelatizar algum ferro, diminuindo assim a sua absorção nestas modalidades. De uma maneira geral, ao longo de todo o ensaio as modalidades regadas com A.R. apresentam teores em ferro inferiores ao das correspondentes modalidades regadas com água desionizada.

Parece podermos concluir que a rega com A.R. não provocará um aumento no teor em ferro das plantas, conduzindo mesmo, ao longo do tempo, a um certo efeito depressivo.

No primeiro corte, as plantas das modalidades regadas com A.R. em que não se efectuou adubação apresentavam um teor significativamente inferior ($P \leq 0,01$) ao das modalidades em que se efectuou adubação (Fig. 6.9, Quadro 6.26 anexo III). A interacção é significativa no segundo corte ($P \leq 0,05$), acontecendo que quando não se efectuou a adubação o teor em ferro das plantas decresceu significativamente, quer se tenha ou não efectuado a calagem.

Quando se efectuou a calagem e se adubou, o teor em ferro das plantas aumentou significativamente, não apresentando diferenças significativas no caso de não se ter efectuado adubação. A tendência nestas modalidades é a do teor em ferro das plantas em que não se efectuou a adubação ser inferior.

Quanto ao efeito da diluição da A.R. no teor em ferro das plantas, apenas se observam diferenças significativas no terceiro corte ($P \leq 0,01$), em que as plantas das modalidades regadas com A.R. diluída apresentavam teores significativamente inferiores aos das modalidades regadas com A.R. sem diluição. Apesar das diferenças não serem significativas, no quarto corte observa-se a mesma tendência (Fig. 6.9, Quadro 6.27 anexo III).

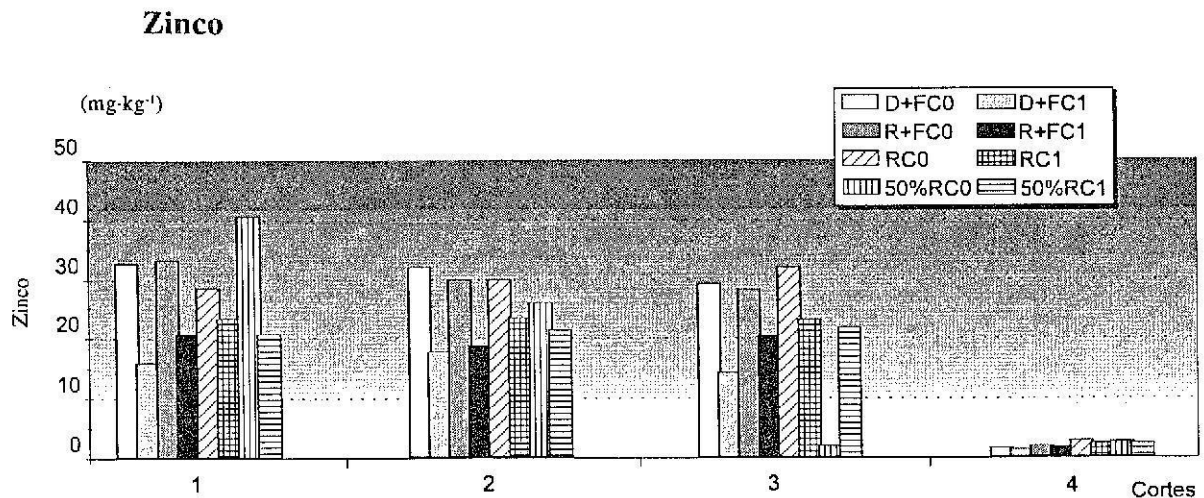


Fig 6.10 - Teor em zinco do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ da MS).

Nas modalidades regadas com A.R., ou com água desionizada, a interacção é significativa no terceiro corte ($P \leq 0,01$). Observou-se que a calagem fez diminuir significativamente o teor em zinco das plantas (Fig. 6.10, Quadro 6.28 anexo III). O efeito depressivo da calagem no teor em zinco das plantas é menos acentuado quando se rega com A.R.. Quando não se efectuou a calagem, o teor em zinco das plantas não varia significativamente com o tipo de água utilizado na rega.

No quarto corte as plantas apresentam os mais baixos teores em zinco; no entanto as modalidades regadas com A.R. apresentam teores significativamente superiores ($P \leq 0,01$) ao das modalidades regadas com água desionizada. A tendência parece ser a das modalidades regadas com A.R. e com calagem apresentarem teores superiores em zinco em relação às correspondentes modalidades regadas com água desionizada.

Quando se rega apenas com A.R. as plantas das modalidades sem adubação mostram uma tendência para apresentarem teores superiores ao das modalidades em que se efectuou adubação NPK (Fig. 6.10, Quadro 6.29 anexo III), sendo as diferenças significativas apenas no quarto corte ($P \leq 0,01$).

Parece ter havido uma inibição na absorção do zinco nas modalidades em que se praticou uma adubação fosfatada.

Nas modalidades regadas com A.R. com e sem diluição a interação é significativa apenas no terceiro corte ($P \leq 0,01$). A diluição da A.R. diminui significativamente o teor em zinco das plantas quando não se efectua a calagem. Quando se efectua a calagem e se rega com A.R. diluída o teor em zinco das plantas aumenta significativamente. Nos restantes cortes, apesar das diferenças entre as modalidades não serem significativas, nota-se uma tendência para uma redução do teor em zinco das plantas com a diluição (Fig 6.10, Quadro 6.30, anexo III).

Manganés

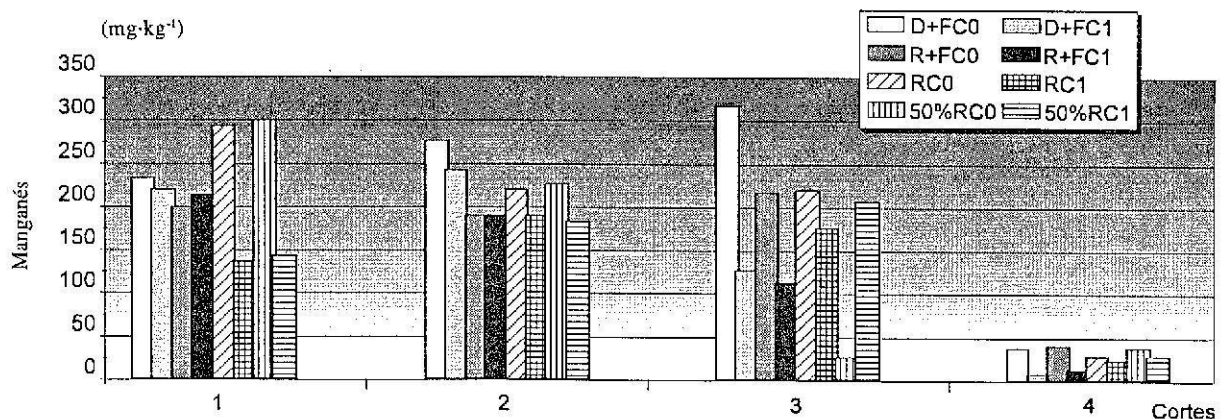


Fig 6.11 - Teor em manganés do azevém nas várias modalidades, nos quatro cortes ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ da MS).

Quanto ao efeito do tipo de água utilizado na rega no teor em manganés das plantas, observam-se diferenças significativas em todos os cortes ($P \leq 0,01$ para o primeiro e quarto corte e $P \leq 0,001$ para o segundo e terceiro cortes). Verifica-se que nos três primeiros cortes as plantas das modalidades regadas com A.R. apresentam teores significativamente inferiores ao das modalidades regadas com água desionizada, no quarto corte acontece o contrário, sendo no entanto o teor em manganés o mais baixo observado (Fig. 6.11, Quadro 6.31 anexo III). A interação é significativa no terceiro corte ($P \leq 0,001$), observando-se que a calagem parece ter um efeito depressivo no teor em manganés das plantas qualquer que seja o tipo de água utilizado na rega, por ter diminuído a sua biodisponibilidade. A rega com A.R. também parece ter um efeito depressivo no teor em manganés da planta que é muito mais evidente quando não se efectua a calagem. Este efeito depressivo da A.R. pode ser devido a uma quelatização do manganés pela M.O., presente na A.R., que torna este elemento menos disponível para ser absorvido.

Pelos resultados apresentados parece que a rega com A.R. não levantará problemas de fitotoxicidade, pelo menos nas aplicações a curto prazo.

Nas modalidades regadas apenas com A.R. com e sem adubação, observam-se diferenças significativas ($P \leq 0,01$) no segundo corte, em que as plantas das

modalidades em que não se efectuou adubação apresentam teores significativamente superiores aos das modalidades em que se efectuou adubação. A interacção é significativa no primeiro e quarto cortes ($P \leq 0,001$) e segundo corte ($P \leq 0,01$). De uma maneira geral as modalidades sem calagem apresentam teores em manganés superiores às modalidades com calagem (Fig. 6.11, Quadro 6.32 anexo III).

Nas modalidades regadas com A.R., com e sem diluição, a interacção entre a diluição e a calagem no teor em manganés das plantas, é significativa no terceiro corte ($P \leq 0,001$), no quarto corte ($P \leq 0,05$). No terceiro corte a diluição da A.R. diminuiu o teor em manganés das plantas, apenas nas modalidades em que não se efectuou a calagem, enquanto que no quarto corte a diluição da A.R. aumentou o teor em manganés da planta quer se tenha ou não efectuado a calagem. Neste corte, as modalidades com calagem apresentam teores em manganés significativamente inferiores, quer se tenha ou não efectuado a diluição da A.R., enquanto que no terceiro corte isso não acontece, tendo mesmo a diluição da A.R. e a calagem provocado um aumento significativo no teor em manganés das plantas (Fig. 6.11, Quadro 6.33 anexo III).

Quanto aos micronutrientes estudados, a rega com A.R. não conduz a aumentos significativos na absorção destes nutrientes, tendo mesmo nalguns casos, como acontece no ferro e no manganés, conduzido a uma menor absorção devido possivelmente à M.O. presente na A.R. ter quelatizado estes micronutrientes. A rega com A.R. não parece ocasionar problemas de fitotoxicidade, nestes micronutrientes (cobre, ferro, zinco e manganés), pelo menos nas aplicações a curto prazo.

No caso do azevém se destinar a ser consumido pelos animais interessa avaliar a possibilidade de poder causar problemas de toxicidade devido ao seu teor em micronutrientes. Verifica-se que para os micronutrientes que estudámos, cobre, ferro, zinco e manganés, apenas o cobre no segundo corte excede o valor máximo admissível para gado caprino, e o ferro no primeiro corte o que acontece tanto nas modalidades regadas com A.R. como com água desionizada, ambas com adubação (NRC cit. por Brito, 1986).

De uma maneira geral, o teor em zinco e manganés das plantas diminui com a calagem, dando por vezes essa diminuição significativa. O teor em cobre das plantas também diminui com a calagem não sendo no entanto essa diminuição significativa. O teor em ferro aumenta com a calagem sendo por vezes esse aumento significativo, este resultado parece-nos estranho e necessita de confirmação, seria de esperar uma menor biodisponibilidade do ferro quando se efectua a calagem.

6.1.2 - Evolução de algumas características do solo

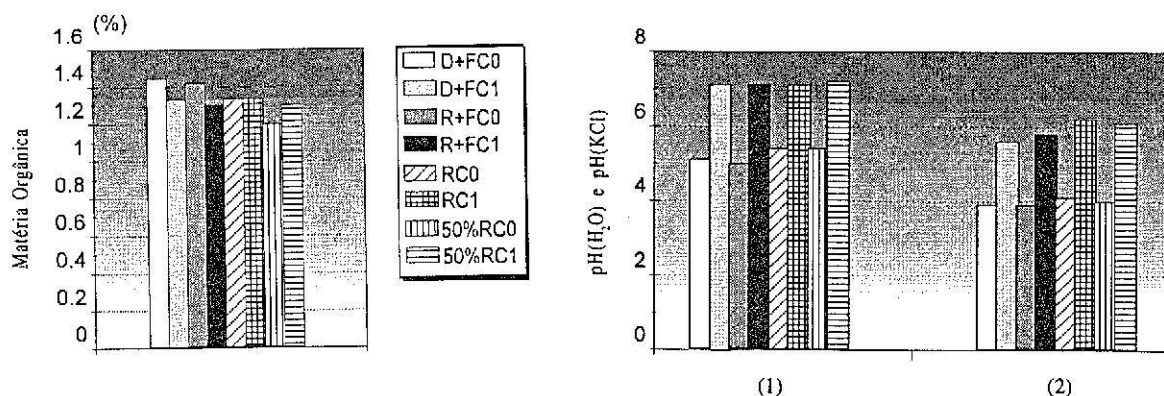


Fig 6.12 - Teor em matéria orgânica do solo (%) e valor de pH(H₂O) (1) e pH (KCl) (2) nas várias modalidades.

No final do ensaio, tanto o teor em **M.O.** como o valor de **pH** (Fig. 6.12, Quadro 6.34 anexo III) não sofreram alterações significativas pelo facto de se ter regado com A.R. Esta continha alguma M.O., que não foi no entanto suficiente para alterar o seu valor. Possivelmente, também nas modalidades regadas com A.R. a mineralização da M.O. poderá ter sido mais intensa devido ao facto deste água conter microrganismos e nutrientes que poderão ter criado melhores condições para essa actividade. Nas modalidades em que se regou apenas com A.R. o facto de se ter efectuado adubação NPK não alterou significativamente o teor em M.O. do solo, mas alterou significativamente ($P \leq 0,05$), o valor de pH (Fig. 6.12, Quadro 6.35 anexo III). As modalidades em que se efectuou a adubação apresentam um valor de pH significativamente inferior ao das modalidades em que essa adubação não se efectuou. Pensamos que isso se deverá ao efeito acidificante do nitrato de amónio utilizado na adubação azotada. Verifica-se, ainda, que a diluição da A.R. não alterou significativamente o valor de pH mas diminuiu significativamente ($P \leq 0,01$) o teor em M.O. do solo (Fig. 6.12, Quadro 6.36 anexo III). A A.R. terá, portanto, um certo efeito benéfico no teor em M.O. do solo, que poderá ser dissipado devido possivelmente, a uma mais intensa actividade microbiana quando se rega com esta água.

A calagem não afectou significativamente o teor em M.O. do solo, observando-se, no entanto, uma tendência para um decréscimo, devido ao facto de existirem melhores condições de meio para a sua mineralização, o que conduz a uma maior disponibilidade de nutrientes para as plantas. O pH subiu significativamente como era o nosso objectivo, tendo decrescido significativamente o teor em hidrogénio de troca. Podemos concluir que a A.R., por si só, não teve um efeito alcalinizante suficiente para dispensar a calagem, durante o tempo que durou o ensaio, tendo-se observado, no entanto, nas modalidades regadas apenas com A.R. sem calagem um ligeiro aumento em relação ao pH da terra inicial.

A **condutividade eléctrica** do solo aumentou significativamente ($P \leq 0,01$) nas modalidades regadas com A.R., o que indica que a solução do solo ficou mais rica em iões, (Fig. 6.13, Quadro 6.34 anexo III). Nas modalidades regadas apenas com A.R., a adubação, ou a diluição da A.R. não alteraram significativamente o valor da condutividade eléctrica, decrescendo no entanto o seu valor nas modalidades em que se efectuou a diluição (Fig. 6.13, Quadro 6.35 e 6.36 anexo III). Não nos podemos esquecer que o tempo de duração do ensaio não foi possivelmente suficiente para que a diluição da A.R. se mostre eficaz na redução do valor deste parâmetro. De qualquer forma a C.E., devido à rega com A.R., também não aumentou para valores susceptíveis de provocarem problemas de salinidade a curto prazo. Nas aplicações a longo prazo da A.R. este parâmetro deverá ser controlado.

A condutividade eléctrica não sofre uma alteração significativa devido à calagem. No entanto, quando se rega com A.R. ou com A.R. diluída, nas modalidades em que não se efectuou a calagem a condutividade eléctrica é significativamente superior.

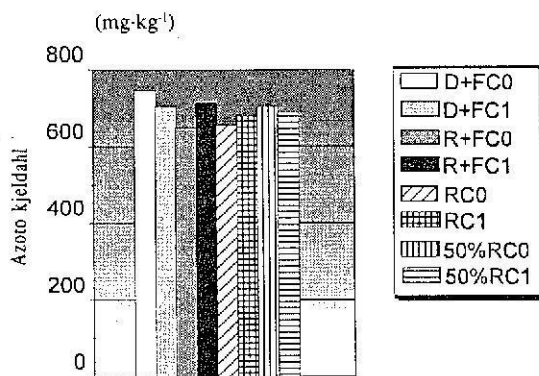


Fig 6.14 - Teor em azoto kjeldahl do solo ($\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$) nas várias modalidades.

As modalidades regadas com A.R. apresentavam um teor em **azoto kjeldahl** significativamente inferior ($P \leq 0,01$) ao das modalidades regadas com água desionizada, (Fig. 6.14, Quadro 6.37 anexo III) o que nos parece significar que por um lado a actividade microbiana do solo será mais intensa, levando a uma maior mineralização/nitrificação do azoto e, por outro lado, as plantas produzindo mais, tiveram maiores taxas de absorção de azoto. Nestas modalidades, a interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a calagem é significativa ($P \leq 0,001$). Nas modalidades regadas com A.R. o teor em azoto kjeldahl aumenta quando se faz a calagem, acontecendo o contrário nas modalidades regadas com água desionizada.

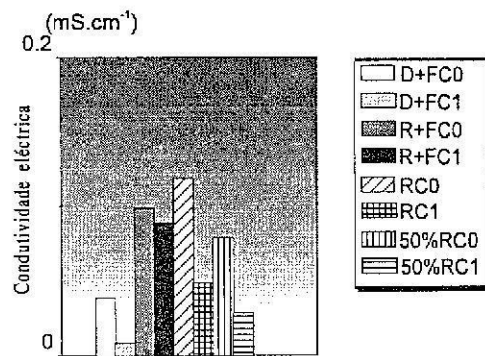


Fig 6.13 - Valor da condutividade eléctrica do solo ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) nas várias modalidades.

Este valor parece-nos estranho, e só o conseguimos justificar se pensarmos que nestas modalidades as produções foram as mais baixas obtidas e quando as plantas produzem pouco também absorvem poucos nutrientes, tendo a sua concentração aumentado na solução do solo.

Tudo leva a crer que, durante o ensaio, sobretudo nas primeiras fases, a condutividade tenha sido mais elevada do que no fim. Daí as observações verificadas logo na nascença do azevém.

Quando comparamos as modalidades regadas com A.R. com e sem adubação verificamos que o teor em azoto kjeldahl do solo não sofre variação significativa (Fig. 6.14, Quadro 6.38 anexo III) o que nos parece ser devido ao facto de as plantas, tendo produções muito baixas nas modalidades sem adubação, terem tido taxas de absorção de azoto muito baixas.

A diluição da A.R. também parece não afectar significativamente o teor em azoto kjeldahl do solo (Fig. 6.14, Quadro 6.39 anexo III).

Exceptuando as modalidades regadas com A.R. e com adubação NPK, quando se efectua a calagem o teor em azoto kjeldahl do solo decresce, devido, em nosso entender, ao facto de se terem criado melhores condições de meio para a actividade microbiana do solo.

A rega com A.R. parece conduzir a um aumento do teor em nitratos do solo, devido à concentração em azoto desta água, que juntamente com a adubação azotada efectuada excedeu as necessidades das plantas (Fig. 6.15, Quadro 6.37 anexo III). Este aspecto é de ter em consideração no planeamento de sistemas de irrigação com A.R., uma vez que esta prática pode conduzir a um aumento da poluição em nitratos no solo, com consequências graves para a saúde do Homem e animais por ingestão de alimentos e águas contaminados.

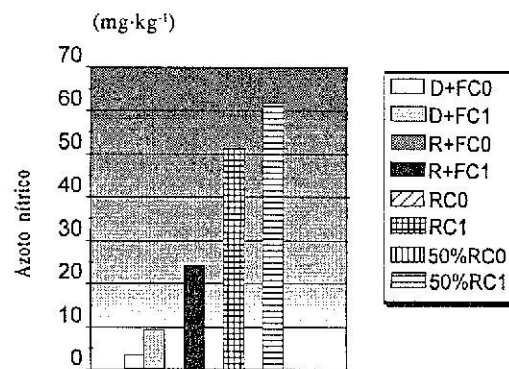


Fig 6.15 - Teor em azoto nítrico do solo (mg·kg⁻¹) nas várias modalidades.

A interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a calagem efectuada no teor em nitratos do solo é significativa ($P \leq 0,001$). Quando se efectua a calagem a rega com A.R. conduz a aumentos significativos no teor em nitratos do solo, mas quando não se efectua a calagem não se verificam diferenças significativas no teor em nitratos do solo qualquer que seja o tipo de água utilizado na rega. Quando se efectua a calagem o teor em nitratos do solo é significativamente superior quer se regue com A.R. ou com água desionizada.

A calagem conduz a um aumento do teor em nitratos do solo (esta prática beneficia a nitrificação), fenómeno que é mais acentuado quando se rega com A.R., devido, possivelmente, ao facto de haver melhores condições de meio para a nitrificação e por a A.R. ser fonte desse elemento.

Nas modalidades em que se rega apenas com A.R. a interacção entre a adubação efectuada e a calagem no teor em nitratos do solo é significativa ($P \leq 0,001$). Quando se efectua a calagem o teor em nitratos aumenta significativamente, sendo esse aumento mais acentuado quando não se faz adubação.

Quando não se efectua a calagem o teor em nitratos do solo é vestigial, quer se faça ou não adubação NPK, possivelmente devido ao facto das condições de meio não serem óptimas para a nitrificação e o pouco azoto nítrico presente ser absorvido pelas plantas (Fig. 6.15, Quadro 6.38 anexo III).

Quanto ao efeito da diluição da A.R. no teor em nitratos do solo, não se verificaram diferenças significativas entre as modalidades (Fig. 6.15, Quadro 6.39 anexo III).

O teor em fósforo

"assimilável" do solo não apresenta variações significativas em relação ao tipo de água utilizado na rega (Fig. 6.16, Quadro 6.37 anexo III). As exportações foram superiores nas plantas regadas com A.R. (Quadro 6.46, anexo III), pelo que

podemos concluir que a A.R. conduziu a um

aumento do fósforo disponível do solo, que foi de imediato dissipado devido a um aumento das exportações neste elemento. Nas modalidades em que se regou apenas com A.R. a adubação fosfatada provocou um aumento significativo ($P \leq 0,001$) no teor em fósforo do solo, o que significa que a aplicação desta A.R. ao solo não substitui a adubação, o que também se poderá observar no facto das plantas terem teores mais baixos em fósforo nas modalidades sem adubação (Fig. 6.16, Quadro 6.38 anexo III), este foi certamente um elemento limitante. A diluição da A.R não afecta significativamente o teor em fósforo do solo (Fig. 6.16, Quadro 6.39 anexo III).

Quando se rega apenas com A.R. a interacção entre a adubação efectuada e a calagem é significativa ($P \leq 0,05$), observando-se que quando não se aduba o teor em fósforo do solo não varia significativamente com a calagem, mas quando se aduba nas modalidades com calagem o teor em fósforo aumenta significativamente.

A influência que a calagem tem no teor em fósforo "assimilável" do solo é um assunto controverso. Haynes (1982) num artigo da revisão sobre esta matéria refere que a existência de dados contraditórios sobre a disponibilidade do fósforo quando se pratica a calagem acentará fundamentalmente na forma como as análises são efectuadas em laboratório.

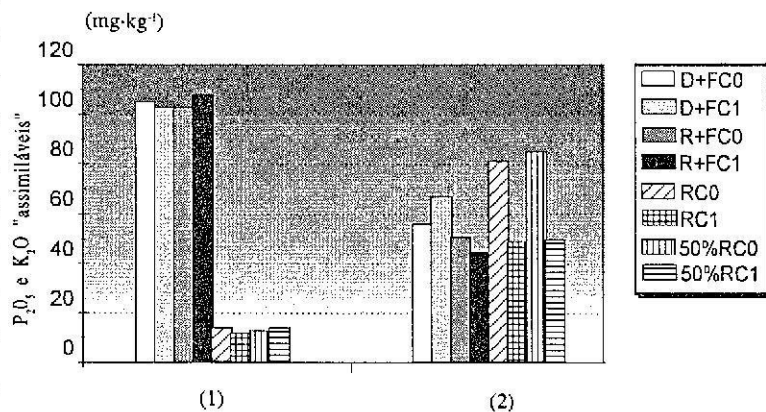


Fig 6.16 - Teor em fósforo "assimilável" (1) e potássio "assimilável" (2) do solo (mg·kg⁻¹) nas várias modalidades.

A adsorção do fósforo nas superfícies de carga variável e dependente do pH geralmente decresce lentamente com a subida de pH. Contudo, em solos com teores elevados em alumínio de troca, a calagem conduz à formação de polímeros de hidróxido de alumínio (devido à precipitação dos iões alumínio) formando-se assim novas superfícies adsorventes do fósforo, o que acontecerá em condições naturais, sem secagem do solo. No entanto, se a amostra de terra for sujeita a um processo de secagem observa-se uma diminuição na adsorção do fósforo com a calagem. Aparentemente a secagem do solo promove a cristalização dos polímeros de hidróxido de alumínio em gibsita, que sendo uma substância sólida cristalina não irá adsorver o fósforo. No entanto, a calagem, favorecendo a mineralização do fósforo na forma orgânica contribuirá para o seu aumento em formas assimiláveis. Por outro lado, a calagem, diminuindo a toxicidade em alumínio, melhora a utilização do fósforo pelas plantas.

A interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a calagem no teor em **potássio** "assimilável" do solo, é significativa ($P \leq 0,05$). Quando se efectua a calagem e se rega com A.R. o teor em potássio do solo decresce significativamente, em relação à modalidade correspondente regada com água desionizada e, quando não se efectua a calagem, o teor em potássio do solo não varia significativamente com o tipo de água utilizado na rega. Quando se rega com água desionizada e se efectua a calagem o teor em potássio do solo aumenta significativamente. Quando se rega com A.R. o teor em potássio do solo não varia significativamente, quer se faça calagem ou não (Fig. 6.16, Quadro 6.37 anexo III).

A interacção entre a adubação efectuada e a calagem no teor em potássio do solo é significativa ($P \leq 0,01$). Quando não se faz a calagem nem a adubação NPK o teor em potássio do solo aumenta significativamente, possivelmente devido à baixa exportação neste elemento (Quadro 6.46, anexo III). Quando se faz a calagem o teor em potássio não varia significativamente, quer se faça ou não a adubação. Quando não se faz adubação, o teor em potássio do solo é significativamente maior nas modalidades em que também não se faz a calagem (Fig. 6.16, Quadro 6.38 anexo III). A diluição da A.R. não afecta significativamente o teor em potássio do solo (Fig. 6.16, Quadro 6.39 anexo III). Nota-se que as modalidades que apresentavam um teor mais baixo em potássio no solo foram as regadas com A.R. e em que se fez a adubação o que poderá ser explicado pela maior exportação neste elemento pelas plantas destas modalidades (Quadro 6.46, anexo III), não tendo este tipo de água fornecido potássio suficiente para compensar o aumento das exportações.

O facto de se regar com A.R. não alterou significativamente o teor em **hidrogénio, cálcio e magnésio** de troca (Fig. 6.17 e 6.18, Quadro 6.40 anexo III). O teor em **sódio** de troca aumentou significativamente ($P \leq 0,001$), pelo facto de se regar com este tipo de água, enquanto que o teor em

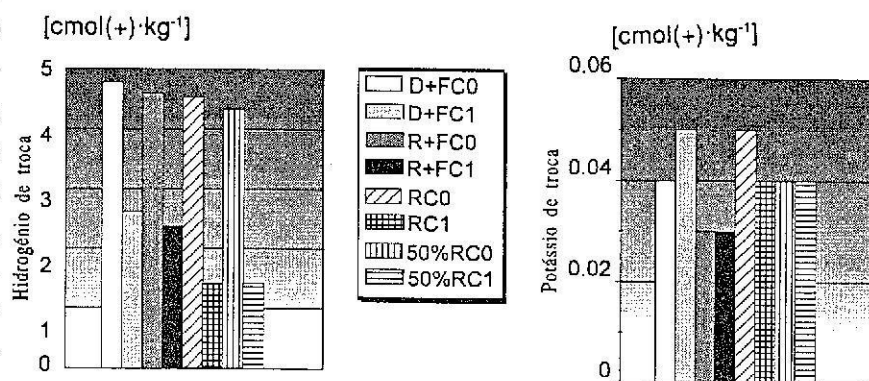


Fig 6.17 - Teor em hidrogénio e potássio de troca do solo ($\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) nas várias modalidades.

potássio de troca diminui significativamente ($P \leq 0,01$). Os resultados apresentados indicam que a rega com A.R. conduziu não só a um aumento do teor em sódio da solução do solo, como também do teor em sódio no complexo de troca o que poderá conduzir, nas aplicações a longo prazo, a problemas não só de salinidade (já referidos quando se falou na condutividade eléctrica) mas também de permeabilidade, podendo originar desequilíbrios iónicos; afectar o movimento do ar e da água no solo, e criar dificuldades ao desenvolvimento radicular e à absorção de água pelas plantas.

Quando se rega apenas com A.R. a adubação efectuada não altera significativamente o teor em hidrogénio, cálcio, magnésio e sódio de troca. Apenas o potássio de troca apresenta um teor significativamente inferior ($P \leq 0,05$), nas modalidades em que se efectuou a adubação (Fig. 6.17 e 6.18, Quadro 6.41 anexo III), o que pode em parte ser explicado por uma maior exportação pelas plantas deste elemento nesta modalidade (Quadro 6.46, anexo III), ocasionando não só uma descida do potássio da solução do solo, mas também de outras formas de potássio nomeadamente do potássio de troca. O aumento do teor em sódio de troca do solo regado com A.R. pode também, em parte, justificar esta descida, podendo ter havido alguma substituição de sódio por

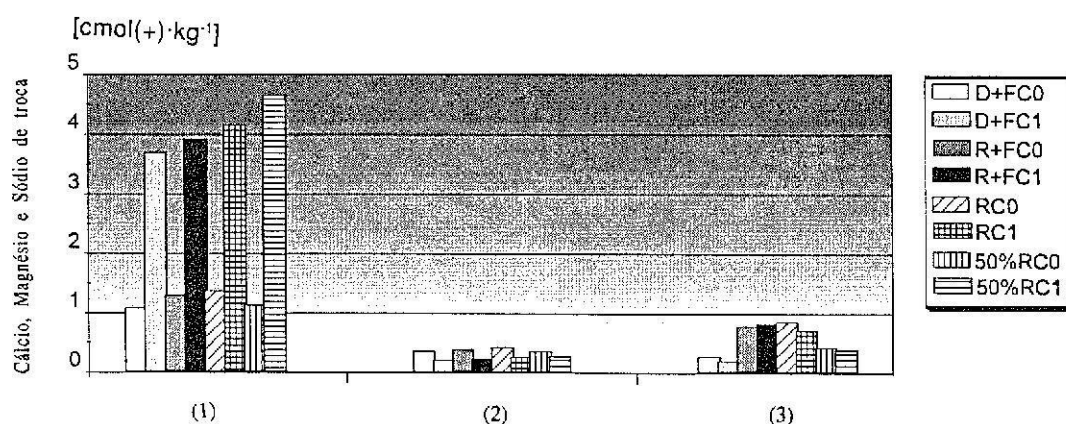


Fig 6.18 - Teor em cálcio (1), magnésio (2) e sódio (3) de troca do solo ($\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$) nas várias modalidades.

potássio. A diluição da A.R. não afectou significativamente o teor em hidrogénio, magnésio e potássio de troca, e diminuiu significativamente ($P \leq 0,001$) o teor em sódio de troca (Fig. 6.17 e 6.18, Quadro 6.42 anexo III). Este aspecto parece ser importante na prevenção de problemas de salinidade e de sodicidade. Quanto ao teor em cálcio de troca, nestas modalidades a interacção é significativa ($P \leq 0,05$), verificando-se que nas modalidades em que se efectuou a calagem a diluição da A.R. conduz a um aumento significativo do teor em cálcio de troca do solo, enquanto que nas modalidades em que não se efectuou a calagem esse teor não varia significativamente com a diluição, tendo porém tendência a baixar. O facto do cálcio de troca aumentar nas modalidades regadas com A.R. diluída e com calagem será devido à calagem em primeiro lugar e, também, a uma menor concentração em sódio desta água.

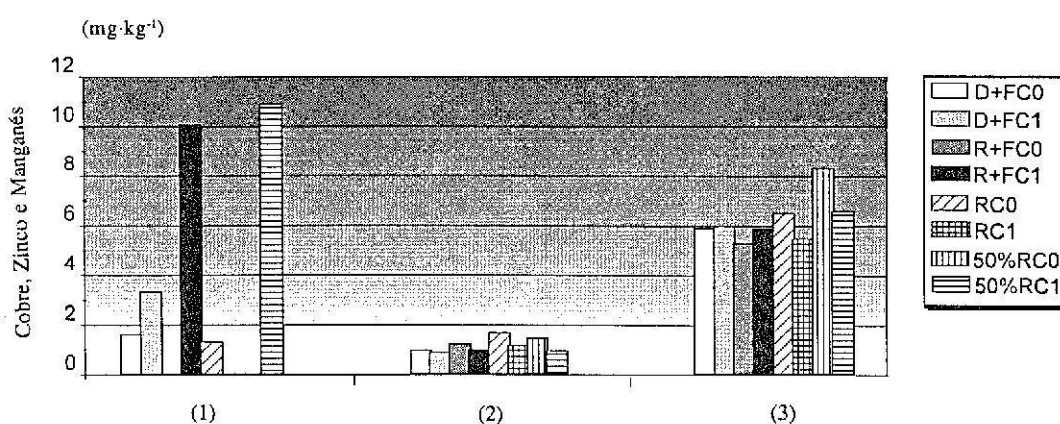


Fig 6.19 - Teor em cobre (1), zinco (2) e manganés (3) do solo (mg·kg⁻¹) nas várias modalidades.

O teor do solo nos micronutrientes (**cobre, ferro, zinco e manganés**) parece não ser afectado pela rega com A.R., pela adubação ou pela diluição desta água, que apresentava teores baixos destes elementos, não conduziu nas aplicações a curto prazo a alterações significativas (Fig. 6.19 e 6.20, Quadros 6.43, 6.44 e 6.45 anexo III). O solo ensaiado era ácido, apresentava uma capacidade de troca catiónica baixa o que leva a que estes micronutrientes estejam na sua maior parte na forma iónica na solução do solo, podendo ser facilmente absorvidos pelas plantas ou lixiviados. Pensamos que nas aplicações a longo prazo o teor destes elementos no solo deverá ser controlado, a fim de evitar possíveis problemas de poluição.

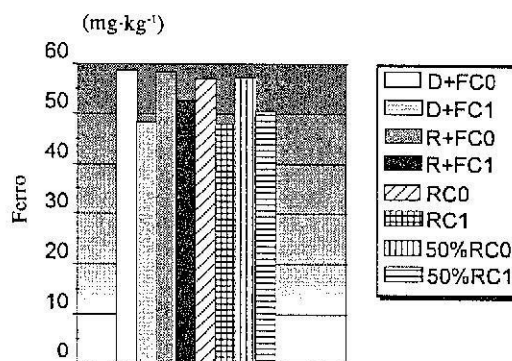


Fig 6.20 - Teor em ferro do solo (mg·kg⁻¹) nas várias modalidades.

Podemos concluir que a rega com A.R., pelo menos a curto prazo, não levanta problemas de acumulação de cobre, ferro, zinco e manganés no solo. O teor do solo em cobre e em zinco é inferior aos valores limite estipulados pela Comunidade Europeia (Directiva 86/278 de 12 de Junho).

A calagem diminui significativamente o teor em ferro do solo, as plantas apresentam no entanto maiores níveis de ferro quando se faz a calagem, podendo esta diminuição ser devida às maiores exportações (Quadro 6.46, anexo III). O teor em cobre, zinco e manganés não sofreram alterações significativas.

O teor em **boro** do solo aumentou significativamente ($P \leq 0,001$) devido à rega com A.R. (Fig. 6.21, Quadro 6.43 anexo II). A interacção foi significativa ($P \leq 0,01$) nestas modalidades, verificando-se que a rega com A.R. conduz a um aumento significativo no teor em boro do solo quer se faça ou não a calagem, mas esse aumento é mais acentuado quando se faz a calagem e se rega com A.R.. Este aumento do teor em boro do solo pode inicialmente, em solos deficientes, neste elemento ser uma vantagem, mas pode transformar-se

num inconveniente num espaço de tempo mais ou menos curto, dado que a diferença entre o nível de boro no solo que pode ocasionar problemas de fitotoxicidade e o nível de deficiência é muito pequena. Este será também um dos aspectos a ter em consideração no planeamento de sistemas de rega com este tipo de água.

Neste elemento observa-se uma situação curiosa que é a de nas modalidades regadas com A.R. mas em que não se fez a adubação e naquelas em que se regou com A.R. diluída (Fig. 6.21, Quadros 6.44 e 6.45 anexo III), ocorrerem teores em boro semelhantes entre si e também ao das modalidades regadas com água desionizada. Poderíamos pensar numa contaminação em boro devida aos fertilizantes; no entanto as modalidades regadas com água desionizada a adubação também foi efectuada. O teor em boro da terra inicial é ligeiramente inferior ao de qualquer destas modalidades. Se o teor em boro do solo aumentasse exclusivamente devido à rega com A.R., então esse teor não deveria baixar quando não se fez adubação, atendendo ainda ao facto de nesta modalidade as produções terem sido muito baixas, e logicamente, também as exportações neste elemento. Pensamos que os resultados apresentados necessitam de confirmação.

O teor em boro aumentou com a calagem, sendo essa diferença significativa nas modalidades em que além de se fazer a calagem se rega com A.R. e se adubou.

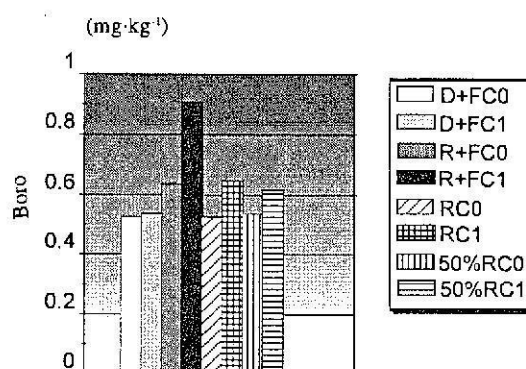


Fig 6.21 - Teor em boro do solo ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) nas várias modalidades.

6.2 - Segundo ensaio

6.2.1 - Planta

Aspectos quantitativos

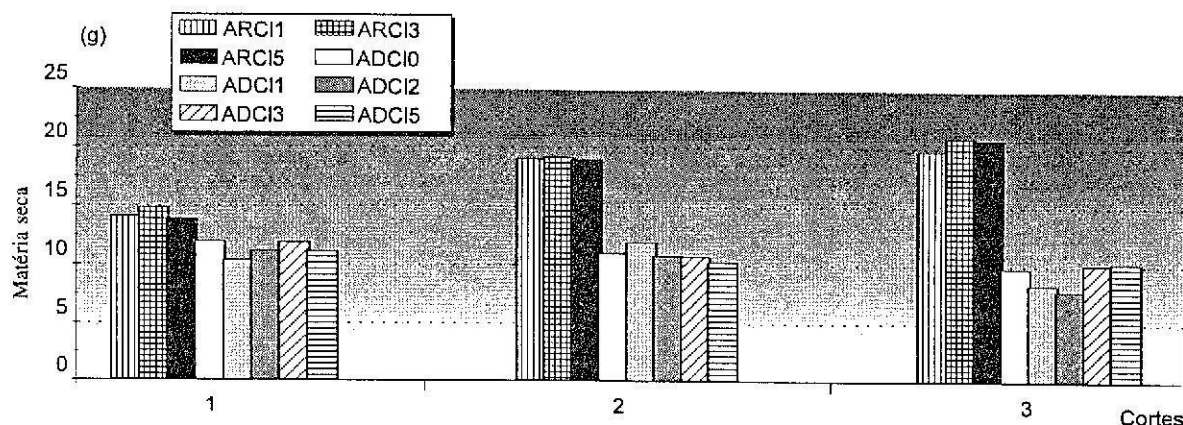


Fig 6.22 - Produção de matéria seca do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (g).

As plantas regadas com A.R. clorada têm produções significativamente superiores ($P \leq 0,001$) à das plantas regadas com água desionizada, qualquer que seja o corte (Fig. 6.22, Quadro 6.47 anexo IV).

Este aumento na produção, devido à rega com A.R., já observado no primeiro ensaio, parece ser devido ao facto desta água veicular nutrientes vegetais e também possivelmente de no solo haver melhores condições de absorção de elementos nutritivos, nomeadamente no que diz respeito ao valor de pH (mais elevado no solo regado com A.R.). No solo regado com A.R. verifica-se um decréscimo no teor em M.O. em relação ao regado com água desionizada, o que pode significar uma maior decomposição de M.O. com a consequente disponibilização de elementos nutritivos para as plantas.

Quanto ao efeito da dose de cloro na produção obtida, no primeiro corte não havia diferenças significativas entre as modalidades, possivelmente devido ao facto do número de regas com água desinfetada ter sido reduzido. Para o segundo corte a interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a dose de cloro usada na desinfecção é significativa ($P \leq 0,05$). Neste corte acontece que nas modalidades regadas com A.R. a cloragem parece não afectar a produção de matéria seca das plantas (Fig. 6.22, Quadro 6.47 anexo IV).

Nas modalidades regadas com água desionizada a cloragem parece levar a um decréscimo na produção de matéria seca, com o aumento da dose de cloro utilizada (Fig. 6.22, Quadro 6.48 anexo IV). As modalidades regadas com a dose de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual apresentam produções significativamente inferiores ao das modalidades regadas com a dose de $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Para o terceiro corte, são as plantas regadas com água desinfetada com as doses mais elevadas de cloro livre (3 e 5mg·L⁻¹) que têm produções significativamente mais elevadas, em relação às regadas com água desinfetada com a dose mais baixa de cloro livre (1mg·L⁻¹). No valor total da produção, são as plantas regadas com água desinfetada com a dose de cloro livre de 3mg·L⁻¹ que apresentam produções significativamente mais elevadas.

Nas modalidades regadas apenas com água desionizada desinfetada com vários níveis de cloro livre observaram-se diferenças significativas entre as modalidades no segundo corte (P<0,05), terceiro corte (P<0,001) e valor total (P<0,05). No primeiro corte as modalidades também não diferiram significativamente entre si.

No segundo corte, as modalidades regadas com água desionizada desinfetada com a dose mais elevada de cloro livre (5mg·L⁻¹) apresentam uma produção significativamente inferior às modalidades regadas com água desionizada desinfetada com uma dose de cloro livre de 1mg·L⁻¹; no terceiro corte são as modalidades regadas com água desionizada desinfetada com 1mg·L⁻¹ e com 2mg·L⁻¹ de cloro livre que apresentam produções de matéria seca significativamente inferiores às outras modalidades.

Quanto ao total de matéria seca produzida, são as modalidades regadas com água desinfetada com uma dose de cloro residual de 2mg·L⁻¹ que apresentam valores significativamente inferiores às modalidades regadas apenas com água desionizada sem cloragem e com uma dose de cloro livre de 3mg·L⁻¹.

O efeito da dose de cloro utilizada na desinfecção na produção de matéria seca das plantas não foi neste ensaio perfeitamente claro, os resultados indicam no entanto que não tem uma influência desfavorável (ESTAMPA III e IV).

Aspectos qualitativos

Azoto kjeldahl

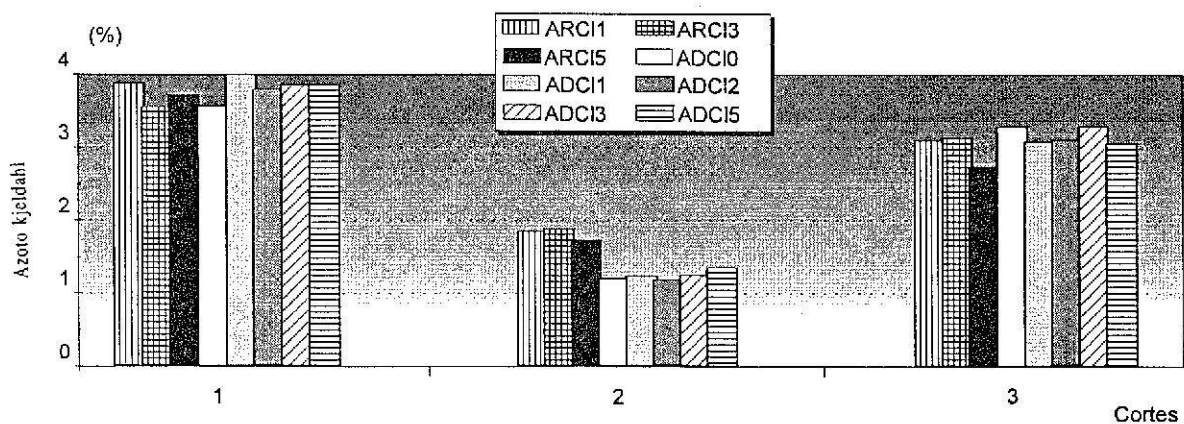


Fig 6.23 - Teor em azoto kjeldahl do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS).



ESTAMPA III - Aspecto do Azevém nas várias modalidades no dia 10/7/92.



ESTAMPA IV - Aspecto do Azevém nas várias modalidades no dia 10/7/92.

O teor em azoto das plantas regadas com A.R. ou com água desionizada cloradas não apresentou diferenças significativas para o primeiro e terceiro cortes. No segundo corte as plantas regadas com A.R. apresentam um valor significativamente superior ($P \leq 0,001$) de azoto do que as plantas regadas com água desionizada (Fig. 6.23, Quadro 6.49 anexo IV).

Este facto parece ser devido ao facto de as plantas regadas com A.R. disporem de uma fonte adicional de azoto que advém da própria composição da A.R..

O teor em azoto não é afectado significativamente, nem pela cloragem nem pela dose de cloro utilizada na desinfecção da A.R. ou da água desionizada (Fig. 6.23, Quadros 6.49 e 6.50 anexo IV); nota-se, no entanto, no segundo e terceiro cortes, uma tendência para as plantas regadas com A.R. desinfectada com a dose de cloro residual livre mais elevada apresentarem um teor em azoto mais baixo.

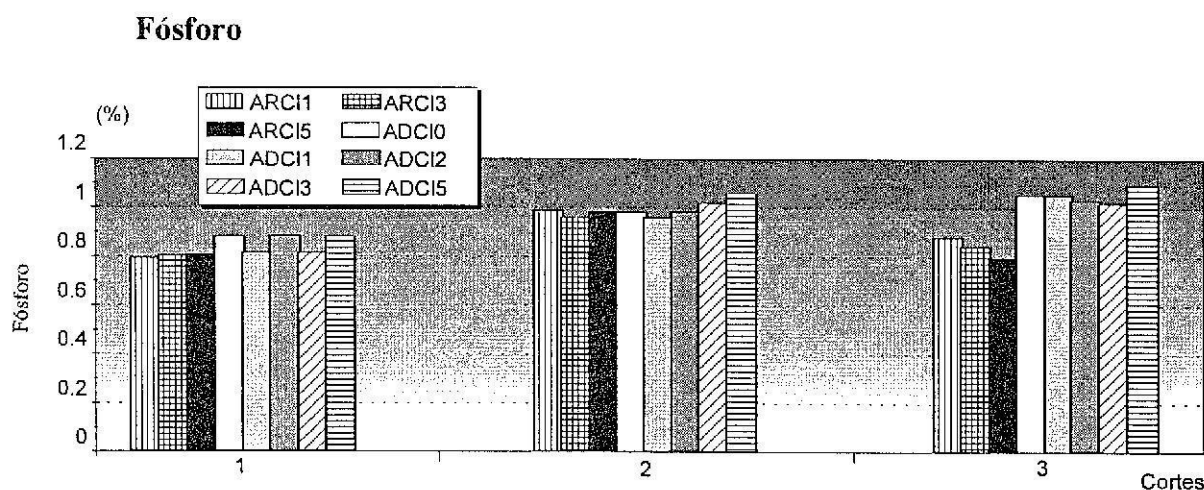


Fig 6.24 - Teor em fósforo do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS).

O teor em fósforo das plantas não é afectado significativamente pelo tipo de água utilizado na rega, para o primeiro e segundo cortes, enquanto que no terceiro corte o teor em fósforo é significativamente inferior ($P \leq 0,001$) nas modalidades regadas com A.R. (Fig. 6.24, Quadro 6.51 anexo IV). São conhecidos casos de antagonismo entre o fósforo e o zinco e, apesar de no terceiro corte não se verificarem diferenças significativas entre as modalidades no teor em zinco das plantas, o teor destas é elevado neste elemento ($Zn > 20$, Jones *et al.*, 1991) podendo ter ocasionado, neste corte, esse efeito.

Nem a cloragem nem a dose de cloro utilizada na desinfecção da água de rega, afectam significativamente o teor em fósforo das plantas (Fig. 6.24, Quadros 6.51 e 6.52 anexo IV).

Potássio

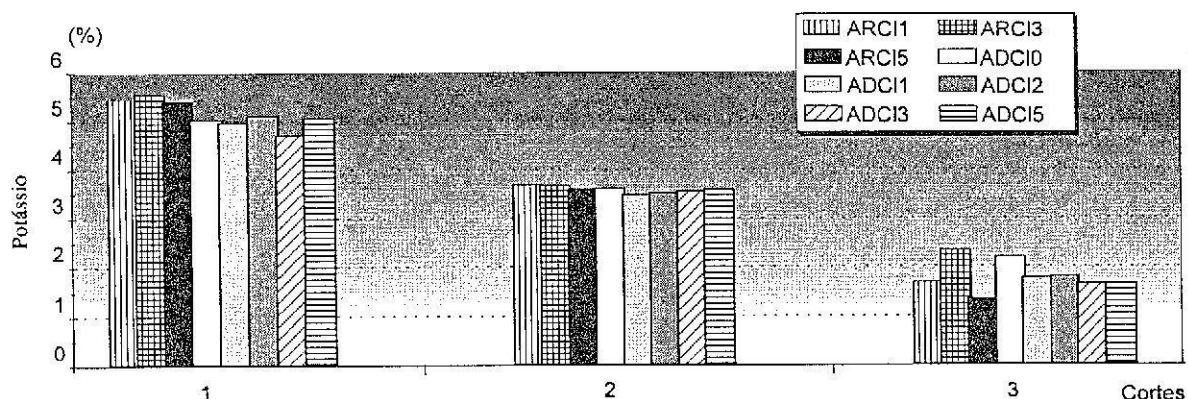


Fig 6.25 - Teor em potássio do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS).

Verifica-se que o teor em potássio das plantas é significativamente superior nas modalidades regadas com A.R. para o primeiro ($P \leq 0,01$) e segundo ($P \leq 0,05$) cortes, enquanto que no terceiro corte o teor em potássio das plantas não difere com o tipo de água utilizado na rega (Fig. 6.25, Quadro 6.53 anexo III). Possivelmente, no terceiro corte as disponibilidades deste elemento no solo eram reduzidas, o que terá conduzido a que neste corte não se observem diferenças significativas entre as modalidades. As plantas regadas com A.R. tiveram exportações significativamente superiores em potássio (Quadro 6.79, anexo IV)..

Quando comparamos as modalidades regadas com A.R. e com água desionizada, a dose de cloro utilizada na desinfecção da água de rega não parece afectar significativamente o teor em potássio das plantas, apesar de no terceiro corte se verificar uma tendência para uma redução do teor em potássio ds plantas regadas com A.R. e com a dose mais elevada de cloro residual livre. No entanto, para as modalidades regadas apenas com água desionizada, observaram-se diferenças significativas entre as modalidades para o terceiro corte ($P \leq 0,05$). Neste corte as modalidade regadas com água desionizada com 3 e com $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cloro residual livre não diferem significativamente entre si e ambas apresentam teores em potássio significativamente inferiores ao das modalidades regadas com água desionizada sem cloragem. As modalidades regadas com água desionizada com 1 e com $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cloro livre residual não diferem significativamente de qualquer das outras modalidades. Nota-se neste corte uma tendência para uma redução no teor em potássio da planta da dose 0 para a dose de $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cloro residual livre (Fig. 6.25, Quadros 6.53 e 6.54 anexo IV).

Poderá ter acontecido que as plantas (gramíneas), tendo mais sódio à sua disposição (proveniente do hipoclorito de sódio utilizado na desinfecção), o tenham absorvido preferencialmente ao potássio.

Sódio

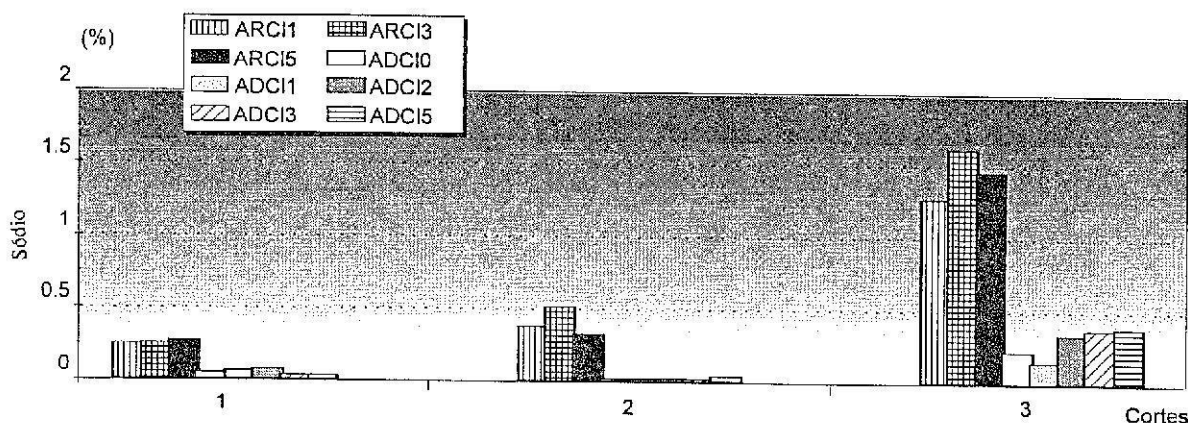


Fig 6.26 - Teor em sódio do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS).

A rega com A.R. afectou o teor em sódio das plantas, apresentando as plantas regadas com A.R. um teor em sódio significativamente superior ($P \leq 0,001$) ao das modalidades regadas com água desionizada, em todos os cortes (Fig. 6.26, Quadro 6.55 anexo IV), aspecto que também se verifica no primeiro ensaio.

Em relação ao efeito da dose de cloro utilizada na desinfecção da A.R. no teor em sódio das plantas, apenas se observam diferenças significativas no terceiro corte ($P \leq 0,01$), no qual as modalidades regadas com água desinfectada com as doses mais elevadas de cloro residual livre (3 e $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), apresentam valores de sódio significativamente superiores ao das modalidades regadas com água desinfectada com a dose de $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Nas modalidades regadas apenas com água desionizada, observaram-se diferenças significativas no segundo corte ($P \leq 0,01$), acontecendo que as modalidades regadas com água desionizada com $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cloro residual livre apresentam um teor de sódio significativamente superior ao das modalidades regadas com água desionizada sem cloragem e com as doses de 1 e $3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. As modalidades regadas com água desionizada com $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cloro residual livre não diferem significativamente de qualquer das outras. No terceiro corte, apesar de não se verificarem diferenças significativas entre as modalidades, observa-se, no entanto, um aumento progressivo do teor em sódio na planta da dose 0 para a dose $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cloro residual livre (Fig. 6.26, Quadros 6.55 e 6.56 anexo IV).

Parece, assim que haverá um efeito cumulativo no solo do sódio aplicado na água de rega e proveniente do hipoclorito de sódio, que irá conduzir a uma maior absorção deste elemento ao longo do tempo, principalmente nas doses em que se aplicou maior dose de cloro livre (3 e $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

Cálcio

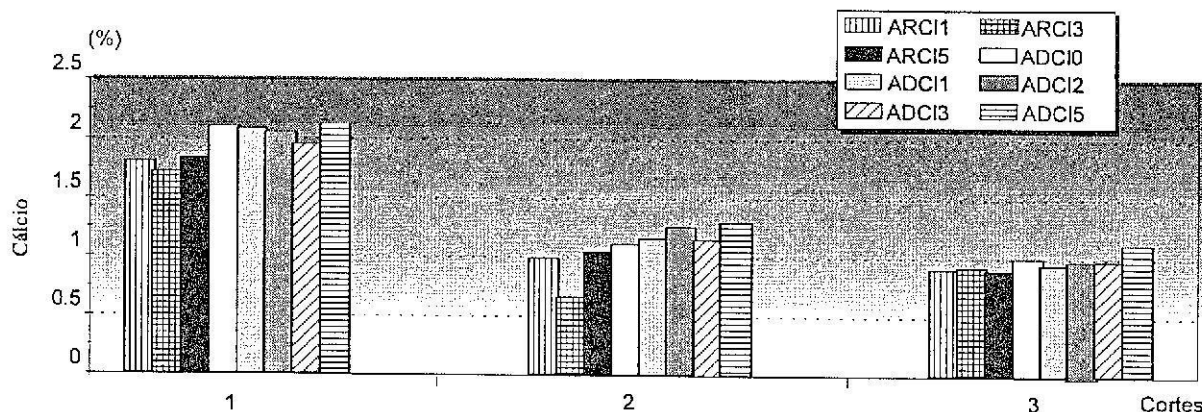


Fig 6.27 - Teor em cálcio do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS).

As plantas regadas com A.R. apresentam teores em cálcio significativamente inferiores ao das plantas regadas com água desionizada ($P \leq 0,01$ para o primeiro corte, $P \leq 0,05$ para o segundo corte). No terceiro corte a interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a dose de cloro utilizada na desinfecção é significativa ($P \leq 0,01$). Neste corte acontece que nas modalidades regadas com A.R. a cloragem parece não afectar significativamente o teor em cálcio das plantas (Fig. 6.27, Quadro 6.57 anexo IV).

Nas modalidades regadas com água desionizada a desinfecção com a dose de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual conduziu a um aumento significativo no teor em cálcio das plantas, em relação às outras duas doses.

As modalidades regadas com A.R. apresentam diferenças significativas das modalidades regadas com água desionizada, apenas quando se utiliza a dose de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre na desinfecção, em que o teor em cálcio das modalidades regadas com A.R. é significativamente inferior.

O facto das plantas regadas com A.R. terem teores mais baixos em cálcio em relação às regadas com água desionizada, aspecto também observado no primeiro ensaio, parece ser devido à maior absorção de sódio, uma vez que a planta ensaiada é uma gramínea e sabe-se que estas plantas absorvem preferencialmente iões monovalentes. Como já referimos, o teor em cálcio das plantas é importante quando elas servem de alimento para o gado (o que pode ser o caso), uma vez que se as plantas se apresentarem com níveis de cálcio insuficientes para a dieta dos animais poderão originar problemas de hipocalcemia.

Para o primeiro e segundo cortes, a cloragem da água desionizada não parece afectar significativamente o teor em cálcio das plantas.

Quando se rega com A.R. a cloragem não afecta significativamente o teor em cálcio das plantas em qualquer corte. Possivelmente, as doses de hipoclorito de sódio adicionadas não foram suficientes para provocar uma variação significativa no teor

em cálcio das plantas regadas com uma água já de si rica neste elemento (Fig. 6.27, Quadros 6.57 e 6.58 anexo IV).

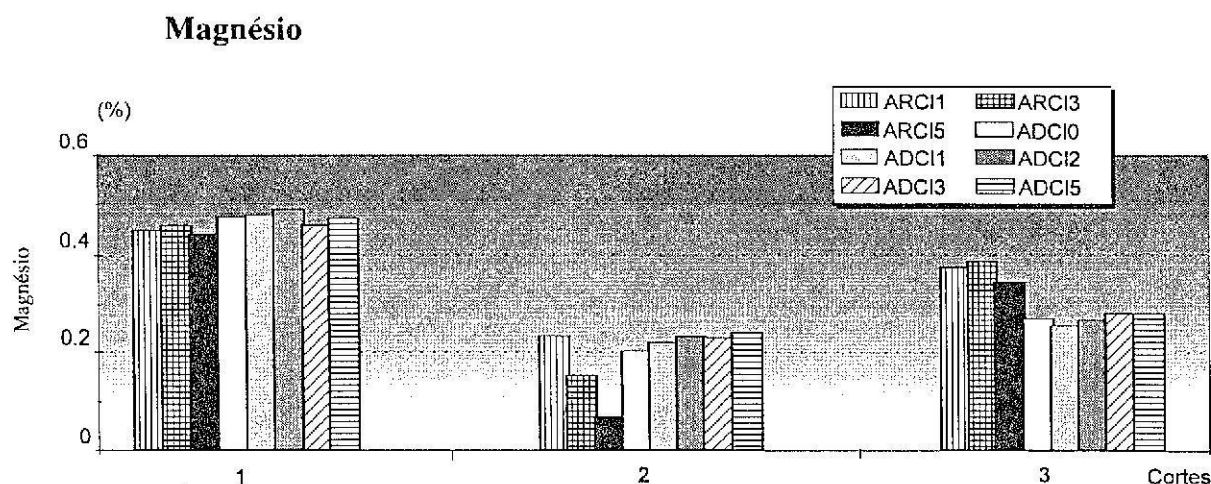


Fig 6.28 - Teor em magnésio do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS).

A rega com A.R. não conduz a diferenças significativas no teor em magnésio das plantas em relação às regadas com água desionizada no primeiro corte, possivelmente devido ao número reduzido de regas com este tipo de água.

Para o segundo e terceiro cortes a interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a dose de cloro usada na desinfecção é significativa ($P \leq 0,001$).

Verificando-se que nas modalidades em que se rega com A.R. a cloragem com a dose de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre ocasiona uma descida significativa no teor em magnésio das plantas.

Quando se rega com água desionizada, a cloragem parece não afectar significativamente o teor em magnésio das plantas em qualquer corte.

No segundo corte as modalidades regadas com A.R. apresentam teores em magnésio significativamente inferiores ao das modalidades regadas com água desionizada, quando se utilizam as doses de $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre na desinfecção.

No terceiro corte, as modalidades regadas com A.R. apresentam sempre teores em magnésio significativamente superiores ao das modalidades regadas com água desionizada (Fig. 6.28, Quadro 6.59 anexo IV).

O teor em magnésio das plantas regadas com A.R. ou com água desionizada, não segue uma tendência clara ao longo dos três cortes. Assim, apenas no segundo e terceiro cortes se verificaram diferenças significativas, apresentando as plantas regadas com A.R. um teor em magnésio significativamente inferior ao das plantas regadas com água desionizada no segundo corte, acontecendo o contrário no terceiro corte. Poder-se-ia pensar que, à semelhança do que acontece com o ião cálcio, as plantas (gramíneas) tendo à sua disposição uma água rica em sódio, absorveriam preferencialmente este ião à custa de iões bivalentes como o magnésio, caso que

acontece em pastagens constituídas por gramíneas, originando mesmo deficiências em magnésio nas plantas que podem provocar nos animais uma doença denominada por tetania dos pastos. No entanto, devido aos dados do ensaio serem contraditórios, nada se conclui quanto ao comportamento das plantas em relação ao magnésio quando se usa A.R. na rega; são contudo semelhantes aos obtidos no primeiro ensaio, o que nos leva a admitir a hipótese, já referida, da rega com A.R. conduzir, ao fim de certo tempo a um aumento do teor em magnésio das plantas, devido ao seu conteúdo neste elemento.

Quando se rega com A.R. a cloragem, com a dose de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre, conduz no segundo corte a um decréscimo significativo ($P\leq 0,01$) no teor em magnésio das plantas, possivelmente devido ao facto da planta, tendo mais sódio à sua disposição, o absorver preferencialmente ao magnésio. O facto de no terceiro corte serem as plantas regadas com a dose de $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual que apresentam teores em magnésio significativamente superiores ($P\leq 0,01$) ao das outras duas doses pensamos que necessita de confirmação. Neste corte nota-se que as modalidades regadas com A.R. têm teores em magnésio superiores às regadas com água desionizada, o que suporta o exposto anteriormente, dessa subida ser devida a um aumento no teor em magnésio do solo devido à rega com A.R. (Fig. 6.28, Quadros 6.59 e 6.60 anexo IV).

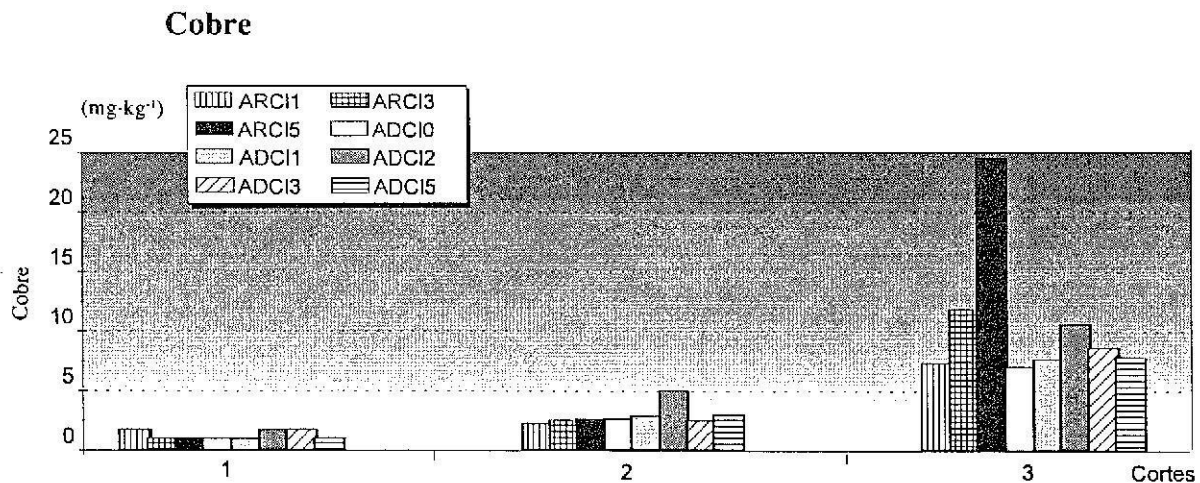


Fig 6.29 - Teor em cobre do azevém nas várias modalidades, nos três cortes ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ da MS).

No primeiro e segundo cortes não se nota um efeito significativo no teor em cobre das plantas, nem quanto ao tipo de água utilizado na rega nem na dose de cloro utilizada na desinfecção.

Para o terceiro corte a interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a dose de cloro usada na desinfecção é significativa ($P\leq 0,01$).

Neste corte, nas modalidades regadas com A.R. a cloração parece conduzir a um aumento no teor em cobre das plantas, em que a dose de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual leva a um aumento significativo nesse teor, em relação às outras duas doses.

Nas modalidades regadas com água desionizada, as doses de cloro utilizadas não parecem afectar significativamente o teor em cobre das plantas (Fig. 6.29, Quadros 6.61 e 6.62 anexo IV).

As plantas regadas com A.R. desinfectada com a dose de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre apresentam teores em cobre significativamente superiores ao das modalidades regadas com água desionizada, não diferindo esse teor nas outras duas doses.

A rega com A.R. desinfectada com a dose de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre parece conduzir, ao longo do tempo, a aumentos significativos no teor em cobre das plantas, podendo este elemento eventualmente ocasionar problemas de fitotoxicidade uma vez que o seu teor nas plantas é elevado ($>8\text{ppm}$ segundo Jones *et al.*, 1991). Acontece, no entanto, que as plantas regadas com água desionizada nalgumas modalidades também apresentam teores em cobre elevados, o que leva a admitir que os valores referidos na literatura deverão ser utilizados com uma certa reserva, pois poderão ter sido obtidos em condições experimentais diferentes.

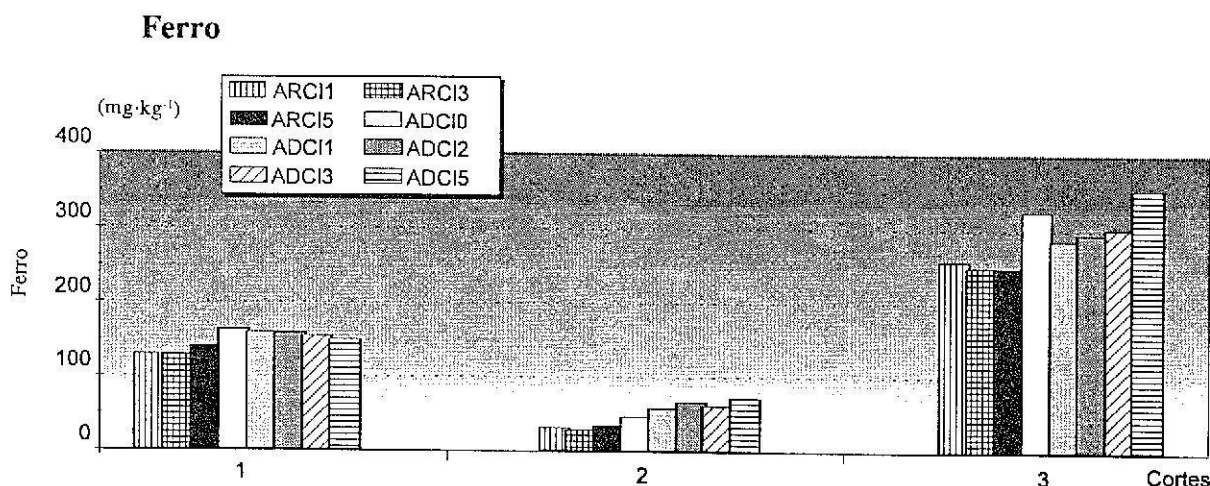


Fig 6.30 - Teor em ferro do azevém nas várias modalidades, nos três cortes ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ da MS).

As plantas regadas com A.R. têm um teor em ferro significativamente inferior ($P\leq 0,001$) ao das plantas regadas com água desionizada, qualquer que seja o corte (Fig. 6.30, Quadro 6.63 anexo IV), o que também já tinha sido observado no primeiro ensaio.

Admitimos que isso possa, em parte, dever-se ao facto de o cloro (mais precisamente o ácido hipocloroso), provocar uma oxidação do ferro existente na A.R., (as formas mais oxidadas são menos absorvidas pelas plantas). Por outro lado, a matéria orgânica presente na A.R. poderá quelatizar algum ferro da solução do solo, diminuindo a absorção deste elemento por parte da planta.

Zinco

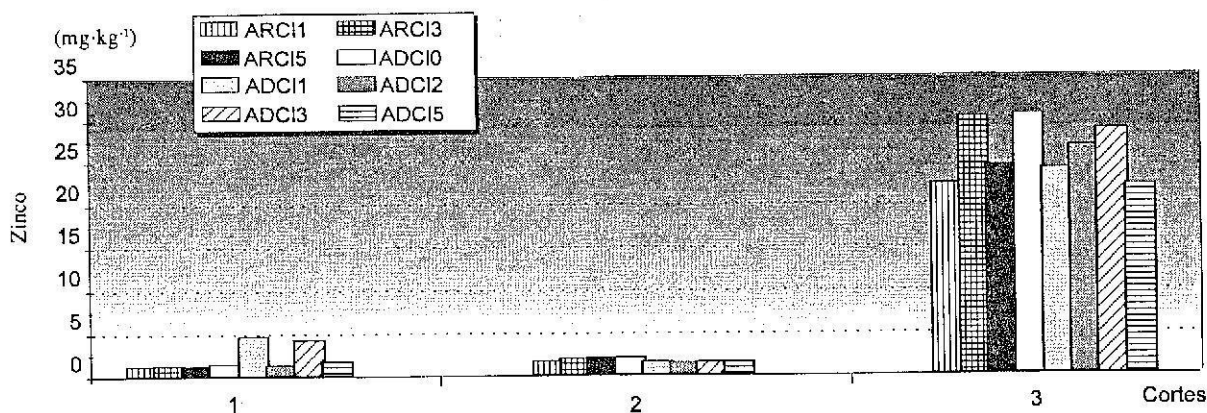


Fig 6.31 - Teor em zinco do azevém nas várias modalidades, nos três cortes ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ da MS).

Apenas no segundo corte o teor em zinco das plantas difere significativamente, apresentando as plantas regadas com A.R. um teor significativamente superior ($P \leq 0,001$) ao das plantas regadas com água desionizada (Fig. 6.31, Quadro 6.65 anexo IV). As plantas apresentam no primeiro e segundo cortes um teor baixo em zinco e no terceiro corte um teor elevado (10-13 ppm e >20 ppm segundo Jones *et al.*, 1991).

Manganés

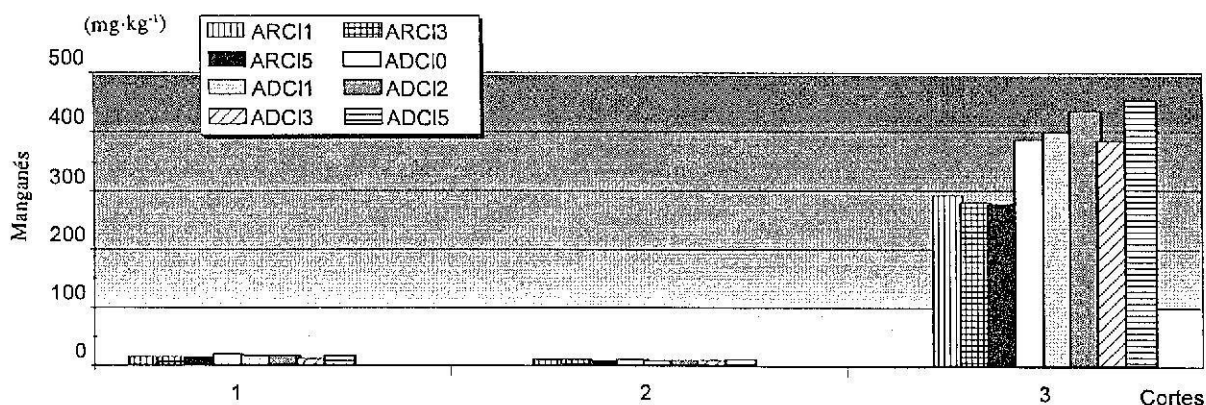


Fig 6.32 - Teor em manganés do azevém nas várias modalidades, nos três cortes ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ da MS).

No primeiro corte não se observam diferenças significativas entre as modalidades no teor em manganés das plantas regadas com A.R. em relação às plantas regadas com água desionizada.

Para o segundo corte a interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a dose de cloro usada na desinfecção é significativa ($P \leq 0,05$). Para este corte as doses de cloro utilizadas na desinfecção não parecem afectar significativamente o teor em manganés das planta quer se regue com A.R. ou com água desionizada.

As modalidades regadas com a dose de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre apresentam teores significativamente inferiores em manganés quando regadas com A.R. em relação à rega com água desionizada.

No terceiro corte as plantas regadas com A.R. apresentam um teor em manganés significativamente inferior ($P \leq 0,001$) ao das plantas regadas com água desionizada (Fig. 6.32, Quadro 6.67 anexo IV). A justificação para este facto pode, em parte, ser explicada como se disse a propósito do ferro, ser devido a reacções inorgânicas entre o ácido hipocloroso e o ião manganés existente na A.R., ocorrendo uma oxidação do ião manganés, o que poderá conduzir a uma menor absorção por parte das plantas, e por outro lado a M.O. presente na A.R. pode também quelatizar algum manganés ficando este menos disponível para ser absorvido pelas plantas. Estas apresentam no primeiro e segundo cortes um teor baixo em manganés e no terceiro corte um teor elevado ($<40\text{ppm}$ e $>60\text{ppm}$ segundo Jones *et al.*, 1991).

Nem a cloragem nem a dose de cloro parecem afectar significativamente o teor em ferro, zinco e manganés das plantas (Fig. 6.30 a 6.32, Quadros 6.63 a 6.68 anexo IV).

O teor em cobre, ferro, zinco e manganés das plantas em qualquer corte não excede o valor nos alimentos acima do qual se podem manifestar problemas na saúde dos animais (segundo NRC cit. por Brito, 1986).

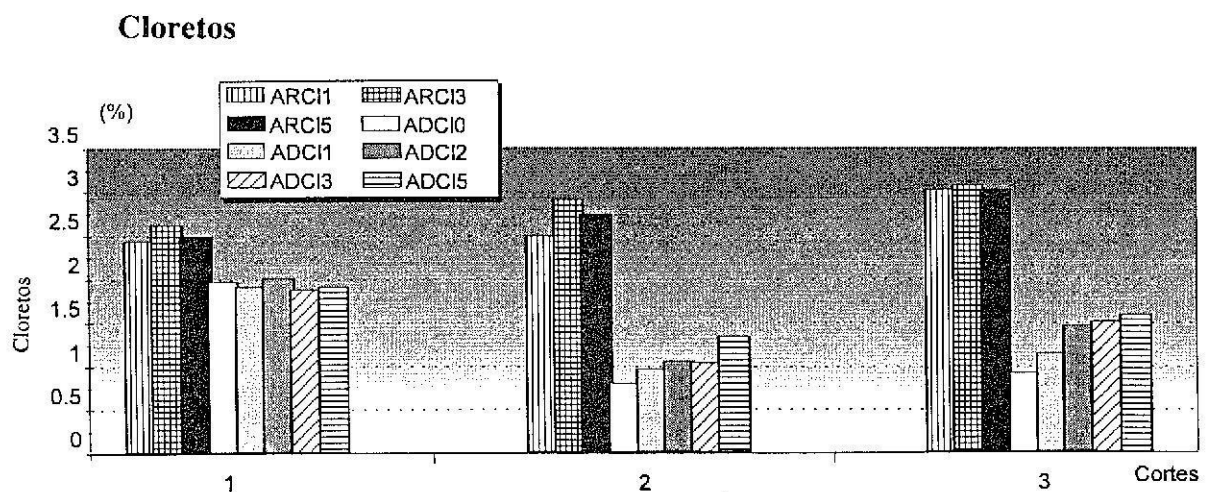


Fig 6.33 - Teor em cloretos do azevém nas várias modalidades, nos três cortes (% da MS).

As plantas regadas com A.R. apresentavam teores significativamente mais altos ($P \leq 0,001$) em cloretos que as plantas regadas com água desionizada, em todos os cortes (Fig. 6.33, Quadro 6.69 anexo IV), o que parece levar a concluir que a rega com A.R. conduz a um aumento no teor em cloretos da planta devido, fundamentalmente, à sua riqueza em cloreto de sódio.

A interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a dose de cloro usada na desinfecção é significativa apenas no segundo corte ($P < 0,05$), verificando-se que as doses de cloro utilizadas na desinfecção afectam significativamente o teor em cloretos das plantas.

Nas modalidades regadas com A.R. a dose de $3 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cloro residual livre conduz a teores de cloretos significativamente superiores ao da dose de $1 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Quando se rega com água desionizada é a dose de $5 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ que conduz a teores de cloretos significativamente superiores que os da dose $1 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

As plantas das modalidades regadas com A.R. apresentam teores de cloretos significativamente superiores ao das plantas regadas com água desionizada, qualquer que seja a dose de cloro utilizada na desinfecção.

No primeiro e terceiro cortes não se observam diferenças significativas entre as modalidades regadas com A.R. devido ao efeito da cloragem. Nas modalidades regadas com água desionizada observaram-se diferenças significativas apenas no segundo corte ($P \leq 0,05$). Verifica-se que as modalidades regadas com água desionizada desinfectada com a dose mais elevada de cloro livre ($5 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), apresentavam valores significativamente mais elevados de cloretos que as modalidades regadas com água desionizada sem cloragem. No primeiro corte, e apesar das modalidades não diferirem significativamente entre si, é onde as plantas apresentam valores mais elevados em cloretos, apesar do número de regas com água desinfectada ter sido reduzido, resultado que nos parece estranho. No segundo e terceiro cortes nota-se uma tendência para um aumento do teor em cloretos com a dose de cloro utilizada na desinfecção (Fig. 6.33, Quadros 6.69 e 6.70 anexo IV).

6.2.2 - Evolução de algumas características do solo

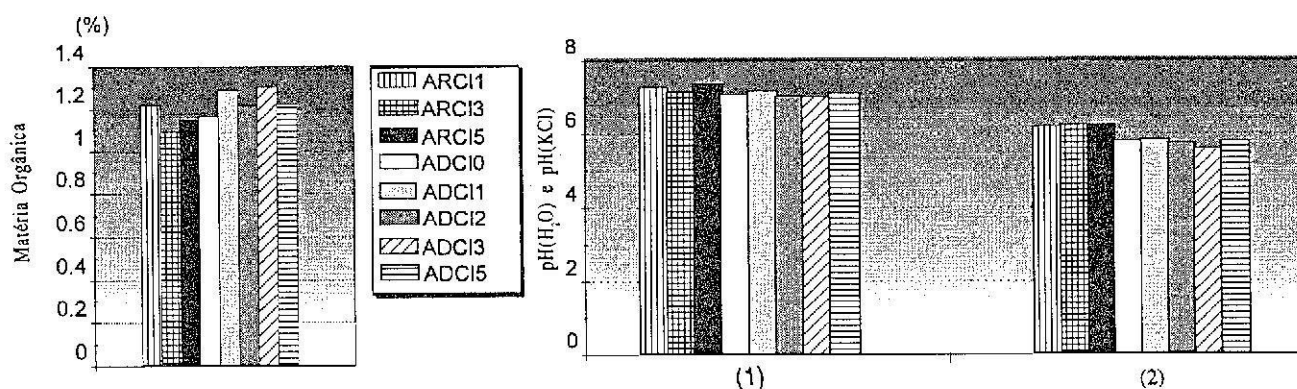


Fig 6.34 - Teor em matéria orgânica do solo (%) e valor de pH (H₂O) (1) e pH (KCl) (2) do solo, nas várias modalidades.

No final do ensaio o solo regado com A.R. apresentava um valor de **pH** significativamente superior ao do solo regado com água desionizada ($P \leq 0,001$ para pH em KCl e $P \leq 0,05$ para pH em H₂O). Isto acontece devido, possivelmente, ao facto desta água apresentar um pH mais elevado (7,7-8,3) que a água desionizada (cerca de 7,0), como resultado do facto de ter um teor mais elevado em bases (nomeadamente cálcio e sódio) que conduziram a um aumento do pH, mais significativo no valor do pH(KCl) o que parece levar a concluir que parte significativa dessas bases ficaram adsorvidas no complexo de troca do solo (Fig. 6.34, Quadro 6.71 anexo IV).

O teor em **M.O.** do solo regado com A.R. é significativamente inferior ($P \leq 0,01$) ao do solo regado com água desionizada (Fig. 6.34, Quadro 6.71 anexo IV), o que se admite seja devido ao facto de nas modalidades regadas com A.R. ter havido uma maior actividade biológica no solo, conduzindo a uma maior taxa de decomposição da M.O., visto que a própria água de rega é fonte de microrganismos e de nutrientes, possibilitando boas condições de meio para essa decomposição. A época do ano em que o ensaio decorreu (Primavera), permitia também temperaturas favoráveis à actividade microbiana, do solo. Comparando com o teor inicial de M.O. do solo verificou-se que nas modalidades regadas com A.R. houve uma descida do teor em M.O., possivelmente à custa dessa actividade microbiana enquanto que nas modalidades regadas com água desionizada praticamente não houve variação. A bibliografia consultada indica que a tendência nos solos regados com A.R. é a de um aumento no teor em M.O. dos solos. Este facto não foi observado nos dois ensaios efectuados, o que poderá dever-se ao período de duração do ensaio ter sido curto e a A.R. encontrar-se bem depurada com valores de M.O. entre $0,12\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ e $0,23\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

O valor da **condutividade eléctrica** é significativamente superior ($P \leq 0,001$) nas modalidades regadas com A.R. (Fig. 6.35, Quadro 6.71 anexo IV), o que já tinha sido observado no ensaio anterior, devido ao facto deste tipo de água ter uma maior concentração em sais, nomeadamente cloreto de sódio. O valor da condutividade eléctrica no final do ensaio, nas modalidades regadas com A.R., não atingiu valores susceptíveis de provocarem problemas nas plantas, mas não deve esquecer-se que o tempo de duração de ensaio foi pequeno, e que, pelo facto deste parâmetro ter aumentado significativamente durante o ensaio deve ser tido em consideração no planeamento de sistemas de rega com esta água.

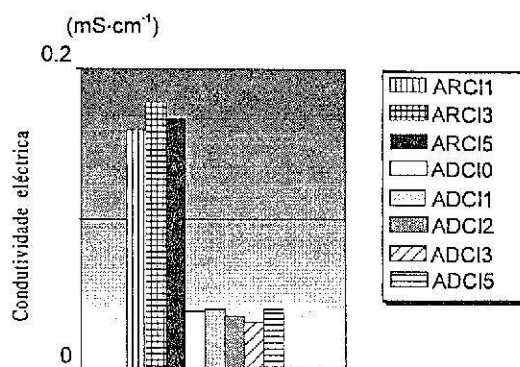


Fig 6.35 - Valor da condutividade eléctrica do solo nas várias modalidades ($\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$).

Tanto a cloragem como a dose de cloro utilizada na desinfecção da água de rega, parece não terem efeito significativo no teor de M.O., no valor da condutividade eléctrica e de pH do solo (Fig. 6.34 e 6.35, Quadros 6.71 e 6.72 anexo IV).

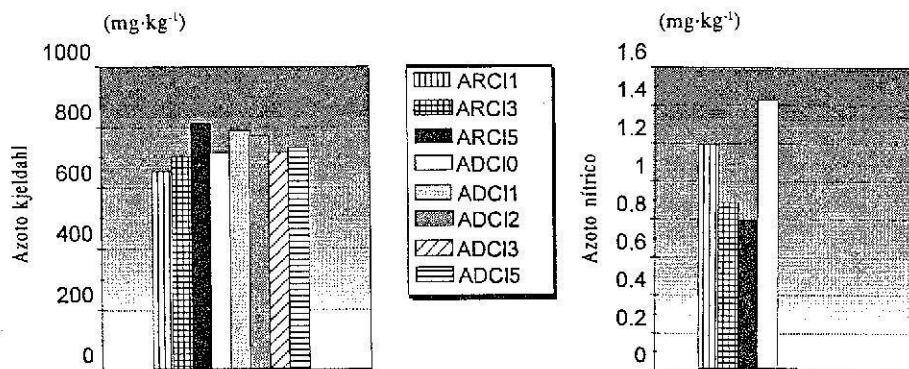


Fig 6.36 - Teor em azoto kjeldahl e azoto nítrico do solo, nas várias modalidades ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

As modalidades regadas com A.R. desinfectada com a dose de $5 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cloro residual livre, apresentam teores significativamente superiores ao das modalidades regadas com as outras duas doses (Fig. 6.36, Quadro 6.73 anexo IV).

Nas modalidades regadas com água desionizada a cloragem parece não afectar significativamente o teor em azoto kjeldahl do solo.

As modalidades regadas com A.R. apresentam teores de azoto kjeldahl

Quanto ao teor em azoto kjeldahl a interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a dose de cloro usada na desinfecção é significativa ($P \leq 0,01$). Nas modalidades regadas com A.R. a cloragem conduz a um aumento no teor em azoto kjeldahl do solo, com o aumento da dose de cloro utilizada

significativamente inferiores ao das modalidades regadas com água desionizada quando se utiliza a dose de $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual, acontecendo o contrário quando se utiliza a dose de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual. Os valores em azoto kjeldahl da A.R. situavam-se entre $22,4\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $43,8\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Nas modalidades regadas apenas com água desionizada nem a cloragem nem a dose de cloro utilizada na desinfecção da água de rega afectam significativamente o teor em azoto kjeldahl do solo (Fig. 6.36, Quadro 6.74 anexo IV).

A interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a dose de cloro utilizada na desinfecção no teor em **azoto nítrico** é significativa ($P\leq 0,05$).

Quando se rega com A.R. e se faz a cloragem a tendência é para um decréscimo no valor em nitratos do solo à medida que se aumenta a dose de cloro utilizada na desinfecção (Fig. 6.36, Quadro 6.73 anexo IV). As modalidades regadas com A.R. e desinfectadas com a dose de $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual têm valores significativamente superiores às modalidades regadas com as outras duas doses.

As modalidades regadas com A.R. apresentam um valor em nitratos significativamente superior ao das modalidades regadas com água desionizada, qualquer que seja a dose de cloro utilizada na desinfecção.

A A.R. apresentava valores em nitratos entre $15,4\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $70,0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (excedendo nalguns casos o valor máximo admissível de $30\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ em nitratos estipulada no Decreto-Lei nº 74/90 para as águas de rega), o que conduziu a um aumento em nitratos no solo. Este aumento na concentração em nitratos no solo devido à rega com A.R. e à adubação azotada efectuada, que excedeu as necessidades das plantas (que absorveram apenas 63% do total de azoto aplicado sob a forma de fertilizantes ou na A.R.), poderá ter como destino ser lixiviado pelas águas da chuva ou da regas até aos lençóis freáticos (visto não possuir retenção física nem química nos solos), ocasionando problemas de poluição. A adubação azotada nestas modalidades deveria ter sido ajustada à composição azotada da A.R., com vista à prevenção da poluição em nitratos e a uma economia de fertilizantes. Em relação ao valor inicial em nitratos da terra inicial que apresentava um teor nulo em nitratos a A.R. resultou num aumento destes no solo.

Nas modalidades regadas apenas com água desionizada, quando se procede à cloragem da água de rega o teor em nitratos decresce significativamente ($P\leq 0,01$), em relação ao das modalidades regadas com água desionizada sem cloragem, apresentando valores vestigiais para qualquer da dose utilizada (Fig. 6.36, Quadro 6.74 anexo IV).

Pela apreciação dos resultados referentes ao teor em azoto do solo (kjeldahl e nítrico), somos levados a pensar que a cloragem inibirá a actividade microbiana do solo, em especial a nitrificação. O teor em M.O. do solo não foi afectado significativamente pela cloragem ou pela dose de cloro utilizada na desinfecção da

água de rega, verificando-se, no entanto, nas modalidades regadas com A.R. uma descida significativa do seu teor. Parece, portanto, que nem toda a actividade microbiana foi afectada.

O teor em azoto (orgânico, amoniacal e nítrico), sofre uma alteração significativa. Verifica-se um aumento do teor em azoto orgânico e amoniacal do solo com o aumento da dose de cloro utilizada na desinfecção da A.R., o que leva a concluir que a actividade microbiana responsável pela transformação dessas formas de azoto foi afectada pela cloragem (principalmente pela dose mais elevada), o que conduziu a um aumento do seu teor no solo dado que a A.R., tendo na sua composição estas formas de azoto o introduziu no solo.

Também o teor em azoto nítrico decresce significativamente com a cloragem e com o aumento da dose de cloro, o que leva a continuar a suportar a hipótese considerada anteriormente de que a cloragem afecta significativamente a actividade microbiana do solo, em especial a nitrificação. Este último aspecto é particularmente visível nas modalidades regadas apenas com água desionizada, em que pelo simples facto de se fazer a cloragem o teor em nitratos do solo atingiu um valor vestigial. No caso da A.R. este efeito não é tão marcado, uma vez que a própria A.R. é fonte de azoto nítrico.

A actividade microbiana do solo é imprescindível à fertilidade do solo, uma vez que entre outros aspectos é a responsável pela reciclagem dos nutrientes, transformando-os em formas que possam ser absorvidas pelas plantas. O facto da cloragem afectar a actividade microbiana, e em especial uma das etapas mais importantes da mineralização do azoto como é a nitrificação, terá as seguintes implicações a nível agronómico: por um lado pode ser prejudicial para a fertilidade do solo, mas poderá também contribuir para diminuir os riscos de poluição das águas subterrâneas pelos nitratos. Neste ensaio não pudémos avaliar se a actividade microbiana do solo na sua globalidade era também afectada, pelo que em nosso entender a utilização de A.R. clorada na rega deverá ser limitada e devidamente controlada.

O teor em fósforo "assimilável" do solo não variou significativamente nem com o tipo de água utilizado na rega, nem com a cloragem ou com a dose de cloro usada na desinfecção (Fig. 6.37, Quadros 6.73 e 6.74 anexo IV).

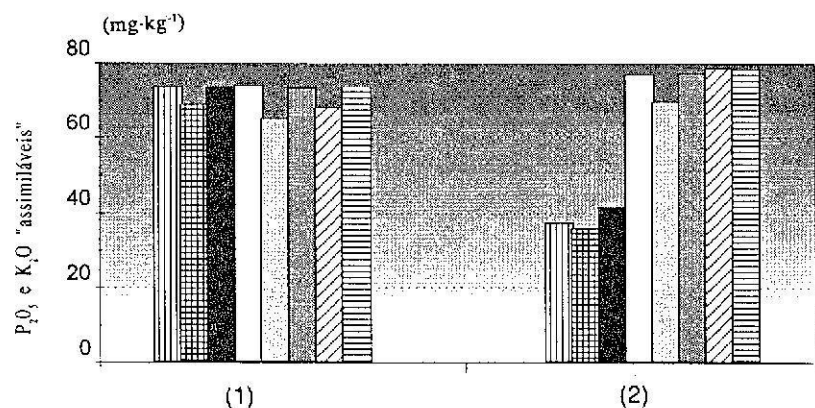


Fig 6.37 - Teor em fósforo "assimilável" (1) e potássio "assimilável" (2) do solo, nas várias modalidades (mg·kg⁻¹).

O teor em fósforo da A.R. variou entre $3,00\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $10,7\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, sendo portanto mais rica em fósforo que a água desionizada. As exportações em fósforo foram superiores nas modalidades regadas com A.R. (Quadro 6.79, anexo IV), o que nos leva a concluir que a rega com A.R. conduz a um aumento do fósforo disponível no solo. O mesmo resultado foi encontrado no primeiro ensaio.

As modalidades regadas com A.R. apresentavam níveis de **potássio** "assimilável" no solo significativamente inferiores ($P\leq 0,001$) aos das modalidades regadas com água desionizada (Fig. 6.37, Quadro 6.73 anexo IV). O que poderá ser devido às maiores exportações em potássio nas modalidades regadas com A.R. (Quadro 6.79, anexo IV).

Quando se regou com A.R. a dose de cloro utilizada na desinfecção não afectou significativamente o teor em potássio do solo, no entanto nas modalidades apenas regadas com água desionizada observaram-se diferenças significativas ($P\leq 0,05$). As modalidades regadas com água desionizada desinfectada com as doses mais elevadas de cloro residual livre (3 e $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), apresentam teores mais elevados no solo que as modalidades regadas com água desionizada apenas com $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre. Verifica-se no entanto que as modalidades regadas com água desionizada com $2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre e sem cloragem não diferem significativamente das outras modalidades, o que aparentemente contraria os resultados anteriores (Fig. 6.37, Quadros 6.73 e 6.74 anexo IV).

O teor em **hidrogénio de troca** não é afectado significativamente pelo tipo de água utilizado na rega, nem pela cloragem (Fig. 6.38, Quadros 6.75 e 6.76 anexo IV). No entanto as modalidades regadas com A.R. apresentam teores inferiores ao das modalidades regadas com água desionizada, para as doses de 1 e de $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre.

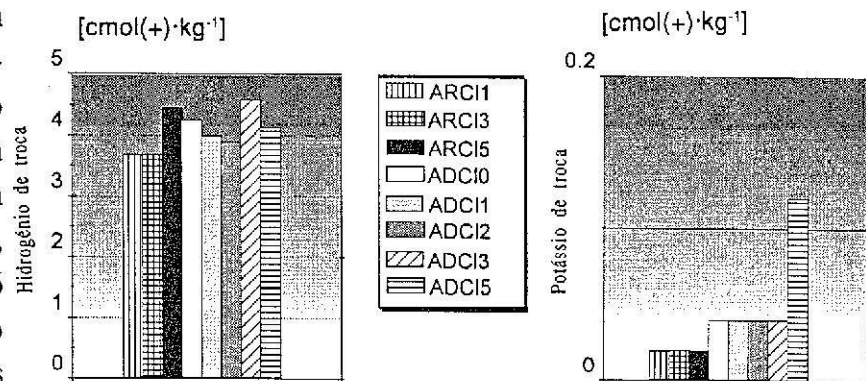


Fig 6.38 - Teor em hidrogénio e potássio de troca do solo, nas várias modalidades ($\text{cmol}(+)\cdot\text{Kg}^{-1}$).

Os teores em **cálcio**, **magnésio** e **potássio de troca** do solo não parece serem afectados significativamente nem pelo tipo de água utilizado na rega nem pela cloragem (Fig. 6.38 e 6.39, Quadros 6.75 e 6.76 anexo IV). Verifica-se, no entanto, uma tendência para uma subida no teor destes elementos nas modalidades regadas com A.R., apesar das exportações nestes elementos terem sido superiores (Quadro 6.79, anexoIV).

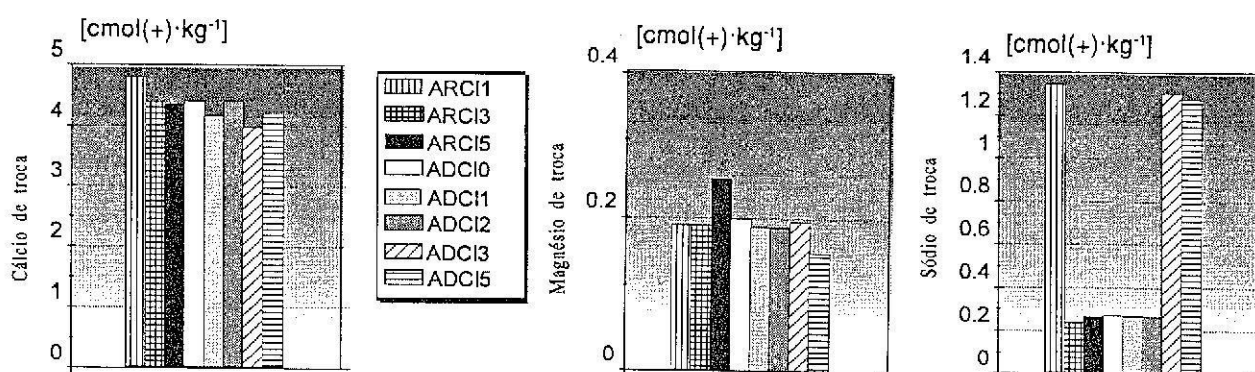


Fig 6.39 - Teor em cálcio, magnésio e sódio de troca do solo, nas várias modalidades ($\text{cmol}(+)\cdot\text{kg}^{-1}$).

A interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a dose de cloro utilizada na desinfeccção, no valor de **sódio de troca** do solo é significativa ($P \leq 0,001$). Verifica-se que quando se rega com A.R. e se faz a cloragem a tendência é para haver um decréscimo no valor de sódio de troca à medida que aumenta a dose de cloro utilizada (Fig. 6.39, Quadro 6.75 anexo IV). As modalidades regadas com A.R. desinfectada com a dose $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre têm teores de sódio de troca significativamente superiores ao das modalidades regadas com as outras duas doses. As plantas regadas com A.R. exportaram quantidades significativamente superiores de sódio em relação às regadas com água desionizada, e as plantas regadas com água desinfectada com as doses de 3 e $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre, exportaram quantidades significativamente superiores em relação à dose de $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Quadro 6.79, anexo IV). Parece que haverá um efeito cumulativo no solo do sódio aplicado na água de rega que irá conduzir a uma maior absorção ao longo do tempo, principalmente quando se aplicam maiores quantidades de hipoclorito de sódio na desinfeccção.

Quando se rega com água desionizada e se faz a cloragem a tendência é para um aumento no valor de sódio de troca do solo. As modalidades regadas com água desionizada desinfectada com a dose de $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ têm teores de sódio de troca significativamente inferiores ao das modalidades regadas com as outras duas doses.

Nas modalidades regadas com água desinfectada com a dose de $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual, as que receberam A.R. têm teores de sódio de troca significativamente

superiores às regadas com água desionizada, acontecendo o contrário para as outras duas doses.

Quando se rega apenas com água desionizada verifica-se que as modalidades em que se aplicou uma quantidade de hipoclorito de sódio suficiente para se obterem valores de cloro residual livre de 3 e 5 mg·L⁻¹ é que evidenciaram uma subida significativamente superior ($P \leq 0,001$) no valor de sódio de troca do solo, em relação às modalidades regadas com água desionizada sem cloração e com as doses correspondentes a 1 e 2mg·L⁻¹ de cloro residual livre (Fig. 6.39, Quadro 6.76 anexo IV). A subida do valor de sódio de troca deveu-se, exclusivamente, à presença de hipoclorito de sódio utilizado como desinfectante.

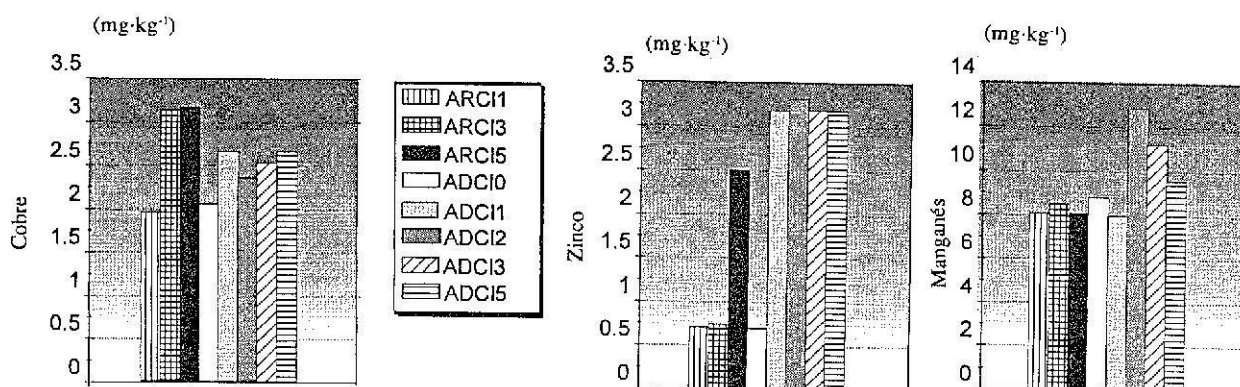


Fig 6.40 - Teor em cobre, zinco e manganés do solo, nas várias modalidades (mg·kg⁻¹).

Verificou-se que o tipo de água não afecta significativamente o teor em **cobre** do solo (Fig. 6.40, Quadro 6.77 anexo IV), apesar da A.R. ter um teor em cobre que varia entre 0,33mg·L⁻¹ e 0,90mg·L⁻¹ (valores superiores ao VMR mas inferiores ao VMA pelo Decreto-Lei n^o74/90), tendo as exportações em cobre sido significativamente superiores nas modalidades regadas com A.R. (Quadro 6.79, anexo IV).

A interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a dose de cloro utilizada na desinfecção da água, notor do **ferro** no solo é significativa ($P \leq 0,05$).

Nas modalidades em que se regou com A.R. o teor em ferro do solo não parece ser afectado significativamente pela dose de cloro utilizada na desinfecção (Fig. 6.41, Quadro 6.77 anexo IV).

Nas modalidades em que se regou

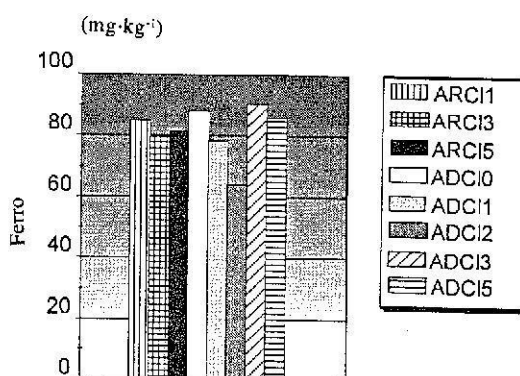


Fig 6.41 - Teor em ferro do solo, nas várias modalidades (mg·kg⁻¹).

com água desionizada a cloragem não parece afectar significativamente o teor em ferro do solo, no entanto a dose de $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre conduz a um teor em ferro do solo superior ao de qualquer outra dose (Fig. 6.41, Quadro 6.78 anexo IV).

As modalidades regadas com A.R. desinfectadas com a dose de $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre apresentam um teor em ferro significativamente inferior ao das modalidades regadas com água desionizada, possivelmente devido ao facto das exportações em ferro terem sido significativamente superiores nas modalidades regadas com A.R. (Quadro 6.79 anexo IV).

Nem a cloragem nem a dose de cloro utilizada na desinfectação da água de rega afectam o teor em ferro e em cobre do solo (Fig. 6.40 e 6.41, Quadros 6.77 e 6.78 anexo IV).

A interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a dose de cloro utilizada na desinfectação da água no teor em **zinco** do solo é significativa ($P\leq 0,05$).

Nas modalidades em que se rega com A.R. e se faz a cloragem a tendência é para uma subida no teor em zinco do solo, com o aumento da dose de cloro utilizada na desinfectação.

As modalidades regadas com A.R. desinfectada com a dose de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre apresentam teores em zinco significativamente superiores ao das modalidades regadas com as outras duas doses (Fig. 6.40, Quadro 6.77 anexo IV).

Nas modalidades em que se regou com água desionizada e se faz a cloragem o teor em zinco não se alterou significativamente com a dose de cloro utilizada na desinfectação, mas apresenta uma subida significativa ($P\leq 0,001$) em relação às modalidades sem cloragem (Fig. 6.40, Quadro 6.78 anexo IV).

As modalidades regadas com A.R. apresentam teores em zinco significativamente inferiores ao das modalidades regadas com água desionizada em qualquer das doses de cloro utilizadas na desinfectação, o que parece ser devido ao facto das modalidades regadas com A.R. terem tido exportações significativamente mais elevadas de zinco (Quadro 6.79 anexo IV). O teor em zinco da A.R. variou entre $0,33\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $0,73\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (valores inferiores ao VMR pelo Decreto-Lei nº 74/90 para água de rega).

A cloragem da água parece conduzir a um aumento significativo no teor em zinco do solo, e quando se utiliza A.R. a desinfectação com a dose $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual, leva a um aumento significativo nesse teor.

O teor do solo tanto em cobre como em zinco é inferior ao valor limite estipulado pela Comunidade Europeia (Directiva 86/278 de 12 de Junho).

O teor em **manganés** do solo regado com A.R. é significativamente inferior ($P\leq 0,05$) ao das modalidades regadas com água desionizada (Fig. 6.40, Quadro 6.77

anexo IV), o que parece ser devido ao facto das modalidades regadas com A.R. terem tido exportações significativamente mais elevadas de manganés (Quadro 6.79 anexo IV). O teor em manganés da A.R. variar entre $0,18\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $0,58\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (valores inferiores ao VMA mas por vezes superiores ao VMR pelo Decreto-Lei nº74/90 para água de rega), e eventualmente algum manganés ter sido quelatizado pela M.O..

Quanto ao efeito da dose de cloro utilizada na desinfecção da A.R. no teor em manganés do solo, observaram-se diferenças significativas entre as modalidades ($P\leq 0,05$). As modalidades regadas com A.R. desinfectada com a dose de cloro livre $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ apresentam teores em manganés no solo significativamente superiores ao das modalidades regadas com água desinfectada com a dose de cloro residual livre de $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Nas modalidades regadas apenas com água desionizada nem a cloragem nem a dose de cloro utilizada na desinfecção da água de rega afectam significativamente o teor em manganés do solo, observando-se no entanto que as doses de 2 e de $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ocasionam aumentos no teor em manganés do solo (Fig. 6.40, Quadros 6.77 e 6.78 anexo IV).

A interacção entre o tipo de água utilizado na rega e a dose de cloro utilizada na desinfecção no teor em boro do solo, é significativa ($P\leq 0,01$).

Quando se rega com A.R. e se faz a cloragem a tendência é para haver um decréscimo no teor em boro do solo (Fig. 6.42, Quadro 6.77 anexo IV).

Quando se rega com água desionizada e se faz a cloragem o teor em boro do solo não sofre alterações significativas (Fig. 6.42, Quadro 6.78 anexo IV).

As modalidades regadas com A.R. e desinfectadas com a dose de $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual têm teores em boro significativamente superiores ao das modalidades regadas com água desionizada e desinfectadas com as mesmas doses de cloro. Para as modalidades regadas com água desinfectada com a dose de $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual o teor em boro do solo não apresenta diferenças significativas em relação ao tipo de água utilizado na rega.

O teor em boro da A.R. variou entre $1,84\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $1,20\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (valores superiores ao VMA pelo Decreto-Lei nº74/90 para água de rega). Apesar de não termos a composição das plantas em boro parece poder-se concluir que um dos aspectos a ter em consideração no planeamento de sistemas de irrigação com esta A.R., e já referido no primeiro ensaio, é o da sua concentração em boro, uma vez que, originando um aumento no solo, poderá ocasionar problemas de fitotoxicidade.

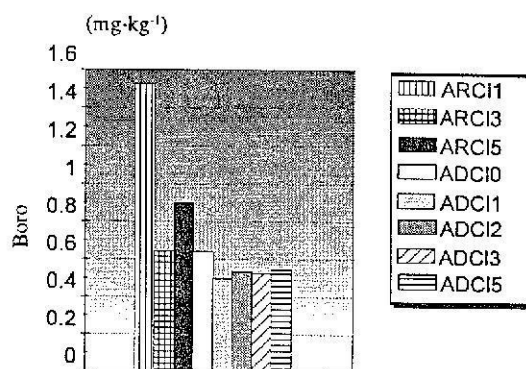


Fig 6.42 - Teor em boro do solo, nas várias modalidades ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

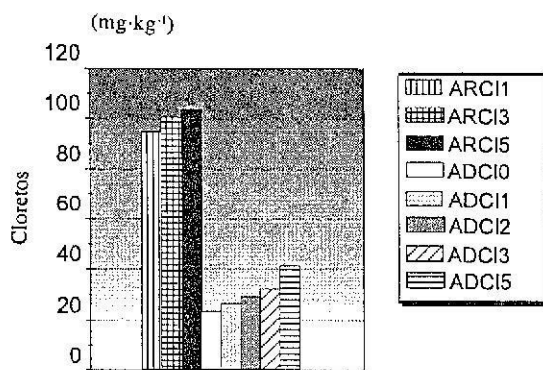


Fig 6.43 - Teor em cloretos do solo, nas várias modalidades ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

O teor do solo em **cloretos** é significativamente superior ($P \leq 0,001$) nas modalidades regadas com A.R. (Fig. 6.43, Quadro 6.77 anexo IV), apesar das exportações em cloretos serem também significativamente superiores nestas modalidades (Quadro 6.79 anexo IV). Pensamos que isso se deve fundamentalmente ao facto de a A.R. apresentar um teor em cloretos elevado ($118,04$ a $200,0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ valor este por vezes superior ao VMA do Decreto-Lei nº74/90 para água de rega). Apesar do cloro ser

considerado um micronutriente as plantas toleram concentrações em cloro bastante superiores ao das suas necessidades; no entanto, a concentração em cloretos da A.R. utilizada neste ensaio deverá ser tida em consideração no planeamento da irrigação.

Nas modalidades regadas com A.R. e água desionizada não se verificaram diferenças significativas no teor em cloretos do solo, em relação à dose de cloro utilizada na desinfecção. No entanto, nas modalidades regadas apenas com água desionizada podemos verificar que a cloragem com uma dose de hipoclorito de sódio correspondente ao valor de cloro livre de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ocasiona um aumento significativo do teor em cloretos do solo em relação às modalidades regadas com água desionizada sem cloragem e com uma dose de hipoclorito de sódio correspondente a $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro livre (Fig. 6.43, Quadro 6.77 e 6.78 anexo IV). As modalidades regadas com água desionizada desinfectada com uma dose de hipoclorito de sódio correspondente a 2 e $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre não diferem significativamente de qualquer das outras. Observa-se um aumento do teor em cloretos com o aumento da dose de cloro utilizada na desinfecção da água de rega.

7 - Conclusões

Os resultados e as considerações efectuadas permitem salientar, como aspectos mais relevantes os que adiante se referem.

7.1- Efeito da água residual

7.1.1 - Na produção de matéria seca

A rega com A.R. conduziu a aumentos significativos na produção das plantas. Pensamos que isso se deve ao facto desta água ser fonte de nutrientes vegetais e também a melhores condições no solo de absorção de elementos nutritivos, nomeadamente no que diz respeito ao valor de pH e a uma mais intensa actividade microbiana, a qual conduzindo a uma maior taxa de mineralização, levou à disponibilização de mais nutrientes. A rega com A.R. parece também ter diminuído a biodisponibilidade em ferro e manganés (possivelmente devido à formação de quelatos com compostos orgânicos e a uma maior insolubilização provocada pela subida de pH), protegendo assim as plantas dos seus possíveis efeitos fitotóxicos. Resultados semelhantes foram também encontrados por vários autores já referidos no capítulo 4.

7.1.2 - Na composição da forragem

Quanto à composição das plantas, parece-nos de referir que, ao longo do tempo, o seu teor em fósforo, potássio e magnésio tende a aumentar. No entanto, o teor em cálcio das plantas regadas com A.R. decresce significativamente, enquanto que o seu teor em sódio aumenta também significativamente. A A.R. é rica em sódio, e a planta ensaiada, sendo uma gramínea, tem tendência a absorver preferencialmente os iões monovalentes como o sódio, diminuindo o seu teor em cálcio. A diluição da A.R. diminui significativamente o teor em sódio das plantas. Quando as plantas se destinam a ser consumidas pelos animais, deve-se ter em atenção o seu teor em cálcio e em magnésio, pois são dois elementos indispensáveis na dieta dos animais, que em caso de carência lhes causam doenças. Parece-nos, pois, que quando se opte pela rega de culturas forrageiras (gramíneas) com este tipo de água se deve controlar estes dois parâmetros. A rega com A.R. não conduziu a alterações significativas no teor das plantas em relação aos micronutrientes estudados (cobre, ferro, zinco e manganés), ocasionando até uma diminuição no teor em ferro e manganés das plantas pelo facto, já anteriormente referido, da sua biodisponibilidade ter diminuído. Os aspectos mencionados estão de acordo com a bibliografia que consultámos (capítulo 4).

7.1.3 - Na evolução de alguns parâmetros da fertilidade do solo

Em relação ao efeito que a rega com A.R. teve nalgumas características químicas do solo, verificámos que aumentou significativamente o valor da condutividade eléctrica do solo, resultado semelhante ao de outros autores, apesar de não se terem atingido valores susceptíveis de prejudicar as culturas. Este facto, no entanto, aconselha prudência na sua utilização, até porque o ensaio decorreu durante um período de tempo curto.

A rega com A.R. parece conduzir a uma maior actividade microbiana do solo que se reflecte numa descida do azoto orgânico e amoniacal do solo e por vezes também da M.O.. Vários autores, pelo contrário, referem uma subida deste parâmetro nos solos regados com A.R., podendo justificar-se o nosso resultado devido à A.R. se encontrar bem depurada, por o tempo de duração do ensaio ter sido pequeno, e de ter sido efectuado no interior de uma estufa (que apesar de ter ventilação apresentava temperaturas mais elevadas que no exterior) o que originou possivelmente uma maior mineralização. Verificou-se um aumento no teor em nitratos do solo, o que leva a concluir que o azoto fornecido através da adubação e da A.R. excedeu

as necessidades das plantas. Este aspecto é particularmente importante e alerta para o facto de num planeamento de sistemas de rega com esta água considerarmos o seu teor em azoto nos cálculos da fertilização, a fim de evitar problemas de poluição em azoto.

A rega com A.R. conduziu a um aumento nas exportações em fósforo, mas não causa, no entanto, variações significativas no teor em fósforo do solo pelo que podemos admitir que houve um aumento do fósforo no solo em formas facilmente disponíveis veiculadas pela A.R.. O teor em potássio assimilável diminuiu. As exportações em fósforo e potássio aumentaram e, enquanto que o fósforo fornecido pela A.R. foi suficiente para compensar esse aumento, já não o foi para o potássio.

O teor em sódio de troca aumentou significativamente, facto que também é referido por outros autores. A rega com A.R. parece poder levantar problemas não só em relação à salinização do solo mas também eventualmente criar problemas de permeabilidade em aplicações mais prolongadas. O teor no solo em cobre, ferro, zinco e manganés não sofreu alterações significativas devido à rega com A.R., resultados que estão de acordo com os da revisão bibliográfica em relação às aplicações a curto prazo. No entanto, em aplicações mais prolongadas será conveniente controlar-se o teor do solo em micronutrientes e metais pesados, principalmente em solos com as características do ensaiado, os quais tendo uma capacidade de troca catiónica baixa, fazem com que estes elementos sejam facilmente absorvidos pelas plantas ou lixiviados.

A rega com A.R. conduziu a aumentos significativos no teor em boro e cloretos do solo, resultado coincidente com o de outros estudos semelhantes. Este aumento do teor em boro do solo também é particularmente importante pois se a A.R. poderá ter um efeito benéfico em casos de deficiência, poderá rapidamente ocasionar problemas de fitotoxicidade, dado que, como já se disse, a diferença entre o nível que causa deficiência e o que causa fitotoxicidade é muito pequena, e a A.R. é rica neste elemento

No solo ensaiado (pobre em M.O. e fósforo "assimilável" e com teor médio de potássio "assimilável"), a rega com A.R. não dispensou a adubação NPK, tendo o azoto e o fósforo mostrado serem os principais factores limitantes da produção.

A diluição da A.R.. ocasionou uma descida significativa no teor em M.O. do solo, bem como no valor de sódio de troca. A diluição mostrou ser benéfica para culturas sensíveis à salinidade e na prevenção de problemas de sodicidade.

O solo inicial era ácido e a calagem teve um efeito benéfico, devido a melhores condições de pH, a favorecer a actividade microbiana do solo e a disponibilizar mais cálcio.

A A.R. não mostrou ter um efeito alcalinizante suficiente para dispensar a calagem.

7.2 - Efeito da cloragem

7.2.1 - Na produção de matéria seca

As doses de cloro utilizadas na desinfecção da A.R. parecem não ter uma influência desfavorável na produção das plantas.

7.2.2 - Na composição da forragem

Na composição das plantas não se notam alterações significativas, excepto no caso do seu teor em magnésio, em relação ao qual as plantas regadas com A.R. desinfectada com a dose de $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ apresentam teores significativamente inferiores ao das outras duas doses (podendo este decréscimo ser devido a um aumento na absorção de sódio). Os teores em sódio e em cloretos das plantas aumentaram com o aumento da dose de hipoclorito de sódio utilizado na desinfecção.

7.2.3 - Na evolução de alguns parâmetros da fertilidade do solo

No solo, as doses de cloro utilizadas na desinfecção da A.R. não têm um efeito significativo no teor em M.O., valor de pH, hidrogénio de troca, condutividade eléctrica, teor em fósforo, potássio, bases de troca (cálcio, magnésio e potássio), ferro, cobre e cloretos.

O teor em sódio de troca do solo diminuiu à medida que aumentava a dose de cloro residual livre, o que poderá ser devido à maior exportação em sódio nessas modalidades.

O teor em zinco do solo aumentou significativamente nas modalidades regadas com A.R. desinfectada com $5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual, facto que será de ter em atenção, pois existindo mais zinco no solo poderão ocorrer com mais facilidade problemas de fitotoxicidade. O teor de manganés do solo aumentou significativamente nas modalidades regadas com A.R. desinfectada com uma dose de cloro residual livre de $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ em relação às regadas com a dose de $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

O teor em boro do solo é significativamente mais elevado nas modalidades regadas com A.R. desinfectada com $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual livre.

A cloragem da água de rega afecta também a actividade microbiana do solo, nomeadamente a nitrificação, de facto o teor em azoto (orgânico e

amoniaco), aumenta no solo com o aumento da dose de cloro residual livre, acontecendo o contrário ao azoto nítrico. Este aspecto parece-nos ser de extrema importância em termos agronómicos dado que a actividade microbiana do solo é fundamental para a sua fertilidade. Em nosso entender, a utilização na rega de A.R. clorada deverá ser evitada, e quando efectuada devidamente controlada de forma a não comprometer irremediavelmente a actividade microbiana do solo. Convém, no entanto, referir que uma nitrificação mais gradual poderá ter interesse na defesa da poluição das águas subterrâneas por nitratos.

Dos parâmetros analisados parece-nos que os principais problemas decorrentes da sua utilização dizem respeito ao seu teor em boro e em sais (CE) principalmente de sódio, que poderão provocar problemas de fitotoxicidade de boro, de salinização do solo ou até mesmo vir a afectar a sua permeabilidade. A fim de evitar problemas de poluição, o teor em azoto da A.R. também deve ser tido em consideração no planeamento da fertilização das áreas regadas com este tipo de água.

A cloragem da A.R., com uma dose de $1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual conduziu a uma qualidade microbiológica nos parâmetros analisados própria para ser usada na rega de culturas sem restrição (Classe A OMS, 1989). Apesar de não termos verificado um efeito prejudicial da cloragem na produção ou composição das plantas, parece-nos, em termos agronómicos, inconveniente a utilização na rega de A.R. clorada, dado que pelos resultados do nosso ensaio parece afectar a actividade microbiana do solo, nomeadamente a nitrificação, que é uma das etapas da mineralização do azoto extremamente importante para a fertilidade dos solos.

Um dos principais aspectos a ter em consideração no planeamento da rega com A.R. é o da protecção da saúde pública, a qual pode ser afectada, não só pela composição química da A.R. como também pela sua composição biológica. Parece-nos, pois, importante estudar outros processos de desinfeção da A.R. e as suas possíveis implicações agronómicas.

Para concluir, poderemos dizer que a rega é um excelente uso para a A.R., porque além de fornecer água às plantas fornece-lhes também nutrientes. No entanto a sua composição química e biológica pode vir a afectar

adversamente as culturas, o solo, a água subterrânea, os trabalhadores rurais e os consumidores das culturas. Uma gestão criteriosamente planeada da sua utilização é, portanto, imprescindível.

*... A terra não pertence ao Homem;
Tudo o que acontece à terra acontecerá ao filhos da terra...*

Carta do Chefe Seattle, 1854

8 - Bibliografia

- Ahmad, S., (1989). Wastewater reuse in landscape and agricultural development in Doha, Qatar. *Wat. Sci. Tech.* **21**: 421-426.
- Allaway, W. H., (1968a). Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements. *Adv. Agron.* **20**: 235-274.
- Allaway, W. H., (1968b). Environmental cycling of trace elements. *Adv. Agron.* **21**: 235-271.
- Anthony, G. R. e Kozlowski, R., (1982). Heavy metals in tissues of small mammals inhabiting waste-water irrigated habitats. *J. Env. Qual.* **11**(1): 20-22.
- Arceivala, S. J., (1985). Waste stabilization ponds and land irrigation. Informal hanauts, IHE, Delft, The Netherlands.
- Asano, T. e Mills, R. A., (1990). Planning and analysis for water reuse projects. *J. American Water Works Association* **82**(1): 38-47.
- Asano, T. e Pettygrove, S. G., (1987). Using reclaimed municipal wastewater for irrigation. *California Agriculture* **41**(3,4): 15-18.

- Asano, T., Richard, D., Crites, R. W. e Tchobanoglous, G., (1992). Evolution of tertiary treatment requirements in California. *Water Environ. & Techn.* 4(2): 36-41.
- Asano, T., Smith, G. R. e Tchobanoglous, G., (1986). Municipal wastewater: treatment and reclaimed water characteristics. Cap.2:1-26. In: *Irrigation With Reclaimed Municipal Wastewater- A Guidance Manual*. Pettygrove & Asano (eds.). California Lewis Publishers Inc..
- Aulenbach, D. B., Galvin, T. P. e Rojas, J. A. R., (1974). Protracted recharge of treated sewage into sand: I. Quality changes in vertical transport through sand. *Groundwater* 12: 161-169.
- Avnimelech, Y., Dasberg, S., Harpaz, A. e Levin, I., (1978). Prevention of nitrate leachate from the Hula basin Israel: A case study in watershed management. *Soil Sci.* 125: 233-239.
- Ayers, R. S. e Westcot, D. W., (1988). La qualité de l'eau en agriculture. *Bulletin FAO d'Irrigation et de Drainage* 29(rev.1), Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome.
- Baath, E., (1989). Effects of heavy metals in soils on microbial processes and population (a review). *Water, Air and Soil Pollution* 47: 335-379.
- Baptista, J.M. e Pássaro, M.C., (1993). Dificuldades de aplicação das directivas nos países da Comunidade. Comunicação apresentada no *VI Encontro Nacional de Saneamento Básico*. Outubro, 1993. Setúbal, Portugal.
- Barbagallo, S., Biondi, M. e Nicosia, O. D., (1988). Prove d'irrigazione con acque reflue parzialmente trattate, secondo contributo. *Rivista di Ingegneria Agraria* 4: 214-223.
- Barrow, N. J., Bowder, J. W., Posner, A. M. e Quirk, J. P., (1981). Describing the adsorption of copper, zinc and lead on a variable charge mineral surface. *Aust. J. Soil Res.* 19: 309-321.
- Beek, J. e de Haan, F. A. M., (1973). Phosphate removal by soil in relation to waste disposal. pp.77-86. *Proc. Int. Conf. Land for Waste Manage.* The Agric. J. Tomlinson (ed.). Inst. of Canada, Ottawa.

- Beek, J., de Haan, F. A. M. e van Riemsdijk, W. H., (1977a). Phosphates in soils treated with sewage water: I. General information on sewage farm, soil, and treatment results. *J. Environ. Qual.* **6**(1): 4-7.
- Beek, J., de Haan, F. A. M. e van Riemsdijk, W. H., (1977b). Phosphates in soils treated with sewage water: II. fractionation of accumulated phosphates. *J. Environ. Qual.* **6**(1): 7-12.
- Bell, J. B. e Smith, D. W., (1982). Wastewater disinfection: Evaluation of significant factors. *Environ. Tech. Letters* **3**: 319-328.
- Bell, R. G. e Bole, J. B., (1976). Elimination of fecal coliform bacteria from reed canarygrass irrigated with municipal sewage lagoon effluent. *J. Environ. Qual.* **5**(4): 417-418.
- Bell, R. G. (1976). Persistence of fecal coliform indicator bacteria on alfalfa irrigated with municipal sewage lagoon effluent. *J. Environ. Qual.* **5**(1): 39-42.
- Bielorai, H., Vaisman, I. e Feigin, A., (1984). Drip irrigation of cotton with treated municipal effluents: I. yield response. *J. Environ. Qual.* **13**(2): 231-238.
- Bole, J. B. e Bell, R. G., (1978). Land application of municipal sewage wastewater: Yield and chemical composition of forage crops. *J. Env. Qual.* **7**: 222-226.
- Boll, R. e Kayser, R., (1986). Reuse of wastewater in agriculture by means of sprinkler irrigation on a farmland area of 3000ha- large scale experience in Germany. *Wat. Sci. Tech.*, **18**: 163-173.
- Bolt, G. H., (1978). Adsorption of anions by soil. Cap.5: 91-96. *Soil Chemistry A. Basic Elements* (2^a ed. rev.). G. H. Bolt e M. G. M Bruggenwert (eds.). Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam, The Netherlands.
- Bower, H. e Chaney, R.L., (1974). Land treatment of wastewater. *Adv. Agron.* **26**:133-176.
- Bower, H. & Idelovitch, E., (1987). Quality requirement for irrigation with sweage water. *J. of Irrigation and Drainage Engineering* **113**(4): 516-535.

- Bower, H., Lance, H. C. e Riggs, M. S., (1974). High-rate land treatment II. Water quality and economic aspects of the flushing Meadows project. *Water Pollut. Control Fed. J.* **46**: 844-859.
- Brady, C. N., (1974). *The Nature and Properties of Soils..* (8^a ed.), MacMillan Publishing Co., Inc., New York. 637pp.
- Brito, J. M. C., (1986). *As Lamas Pretas como Fertilizante (Contribuição para o seu Estudo)*. Tese de Doutorado. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Broadbent, F. E. e Clark, F. E., (1965). *Denitrification*. Bartholomew W. V. Clarke F. E. (ed.). American Society of Agronomy, Madison.
- Broadbent, F. E., Pal, D. e Aref, K., (1977). Nitrification and denitrification in soils receiving municipal wastewater. pp.321-348. In: *Wastewater Renovation and Reuse*. F. M. D'Itri (ed.). Marcel Dekker, New York.
- Broadbent, F. E. e Reisenauer, H. M., (1986). Fate of wastewater constituents in soil and groundwater: Nitrogen and phosphorous. Cap.12:1-16. In: *Irrigation With Reclaimed Municipal Wastewater - A Guidance Manual*. Pettygrove & Asano (eds.). California Lewis Publishers Inc..
- Bryan, F. L., (1974). Diseases transmitted by foods contaminated by water. pp.16-45. *Wastewater Use in the Production of Food and Fiber - Proceedings*. EPA - 66012 - 74 - 041, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., U.S.A..
- Burton, T. M. e Hook, J. E., (1979). A mass balance study of application of municipal wastewater to forest in Michigan. *J. Environ. Qual.* **8**(4):589-596.
- California Department of Health, (1978). Wastewater reclamation criteria. Excerpt from the California Administrative code, Tittle 22, Division 4- Environmental Health, California Dept. of Health.
- Cantor, K.P., Hoover, R. e Hartage, P., (1987). Bladder cancer, drinking water source, and top water consumption: A case control study. *J. Nat'l. Cancer Inst.* **79**: 1269-1279.
- Campbell, W. F., Miller, R. W., Reynolds, J. H. e Schreeg, T. M., (1983). Alfalfa, sweetcorn, and wheat responses to long-term application of municipal wastewater to cropland. *J. Env. Qual.* **12**(2):243-249.

- Carlson, G. F. Jr., Woodland, F. E., Wentworth, D. F. e Sproul, O. J., (1968). Virus inactivation on clays particles in natural waters. *Water Pollut. Control Fed. J.* **40**: R89-R106.
- Chaminade, R., (1964). Diagnostic des carences minerales du sol par experimentation en petits vases de vegetation. *Science du Sol* **II 57**.
- Chang, A. C. e Page, A. L., (1986). Fate of wastewater constituents in soil and groundwater: Trace organics. Cap.15:1-20. In: *Irrigation With Reclaimed Municipal Wastewater - A Guidance Manual*. Pettygrove & Asano (eds.). California Lewis Publishers Inc..
- Chaney, R. L., (1973). Crop and food chain effects of toxic elements in sludges and effluents. pp. 129-141. *Proc. Joint. Conf. on Recycling Municipal Sludges and Effluents on Land*. Champaign, Ill.
- Chen, Y. S., Butler, J. N. e Stumm, W., (1973). Kinetic Study of phosphate reaction with aluminium oxide and kaolinite. *Environ. Sci. Tech.* **7**: 327-332.
- Chen, K. Y., Young, C. S., Jan, T. K. e Rohatgi, N., (1974). Trace metals in wastewater effluents. *J. Water Pollut. Control Fed.* **45**: 2663-2675.
- Chopp, K. M., Clapp, C. E. e Schimdt, E. L., (1982). Ammonia - oxidizing bacteria populations and activities in soils irrigated with municipal waste water effluent. *J. Environ. Qual.* **11**(2): 221-226.
- Clapp, C. E., Palazzo, A. J., Larson, W. E., Marten. G. C. e Linden, D. R., (1978). Uptake of nutrients by plants irrigated with municipal wastewater effluent. pp.395-404. In: *State of Knowledge in Land Treatment of Wastewater, Int. Symp.*, Hanover, N.H.
- Coltharp, G. B. e Darling, L. A., (1975). Livstock grazing: A nonpoint source of water pollution in rural areas?. pp.341-358. In: *Water Pollution Control Density Areas*. W.J. Jewell e R. Swan (eds.). Univ. Press of New England, Harner, New Hampshire.
- Cooper, R. C., (1991). Public health concerns in wastewater reuse. *Wat. Sci. Tech.* **24**(9): 55-65.
- Costa-Vargas, S. M., Mara, D. D. e Vargas-Lopes, C. E., (1991). Residual faecal contamination on effluent-irrigated lettuces. *Wat. Sci. Tech.* **24**(9): 89-94.

- Crites, R. W., (1975). Wastewater irrigation: this city can show you how. *Water Wastes Eng.* **12**(7): 49-50.
- Crook, J., (1982). Wastewater reuse in California- regulations and rationale. pp.263-281. *Individual Onsite Wastewater Systems. Proceedings of the Eight National Conference*, L.Waldworf and J.L. Evans (eds.). National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Mich..
- Crook, J., (1986). Health and regulatory considerations. Cap.10:1-49. In: *Irrigation With Reclaimed Municipal Wastewater- A Guidance Manual*. Pettygrove & Asano (eds.). California Lewis Publishers Inc..
- Crook, J., (1990). Water Reclamation. pp.158-186. In: *Encyclopedia of Physical Science and Technology, 1990 Year Book*, Academic Press, New York.
- Crook, J., (1991). Quality criteria for reclaimed water. *Wat. Sci. Tech.* **24**(9): 109-121.
- Cromer, R. N., (1980). Irrigation of radiata pine with wastewater: A review of the potential for tree growth and water renovation. *Aust. For.* **43**: 87-100.
- Cromer, R. N., Tompkins, D., Barr, N. J. e Hopmans, P., (1984). Irrigation of Monterey Pine with Wastewater : Effect on soil chemistry and groundwater composition. *J. Environ. Qual.* **13**(4): 539-542.
- Day, A. D., McFadyent, J. A., Tucker, T. C. e Cluff, C. B.,(1979). Commercial production of wheat grain irrigated with municipal wastewater and pump water. *J. Environ. Qual.* **8**(3): 403-406.
- Day, A. D., Stroehlein, J. L. e Tucker, T. C., (1972). Effects of treatment plant effluent on soil properties. *J. Water Pollut. Control Fed.* **44**: 372-375.
- Day, A. D., Swingle, R. S., Tucker, T. C. e Cluff, C.B. (1982). Alfalfa hay grown with municipal wastewater and pump water. *J. Environ. Qual.* **11**(1): 23-24.
- Day, A. D., Taher, F. A. e Katterman, F. R. H., (1975). Influence of treated municipal wastewater on growth, fiber, acid-soluble nucleotides, protein and aminoacid content in wheat grain. *J. Environ. Qual.* **4**(2): 167-169.
- Day, A. D. e Tucker, T. C., (1977). Effects of treated municipal wastewater on growth, fiber, protein, and aminoacid contents of sorghum grain. *J. Env. Qual.* **6**(3): 325-327.

- Dazzo, F., Smith, P. e Hubbell, D., (1973). The influence of manure slurry irrigation on the survival of fecal organisms in Scranton fine sand. *J. Environ. Qual.* **2**: 470-473.
- Desjardins, R., (1988). *Le Traitement des Eaux*. Éditions de l'École Polytechnique de Montréal. 257pp.
- Doelman, P. e Haanstra, L., (1979). s.n. *Soil Biol. Biochem.* **11**: 481-486.
- Dore, M., (1979). Réactions secondaires du chlore: Formation des halomethanes. pp.92-108. In: *Journées d'Information sur la désinfection des Eaux Usées*, Mai, Rennes.
- Drewey, W. H. e Eliassen, R., (1968). Virus movement in groundwater. *Water Pollut. Control Fed. J.*, **40**: 257-271.
- Elliott, H. A., Liberati, M. R. e Huang. C. P., (1986). Competitive adsorption of heavy metals by soils. *J. Environ. Qual.* **15**(3): 214-219.
- Epstein, L., Ditz, K., Safir, G. R., (1982). Plant disease in an old field ecosystem irrigated with municipal wastewater. *J. Environ. Qual.* **11**(1): 65-68.
- Feachem, R. G., et. al., (1978). *Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. Washington, International Bank for Reconstruction and Development, The World Bank.
- Feachem, R. G., Bradley, D. J., Garelick, H. e Mara, D. D., (1983). *Sanitation and disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. John Wiley, Chichester.
- Feigin, A., Bielorai, H., Dag, Y., Kipnis, T. e Giskin, M., (1978). The nitrogen factor in the management of effluent- irrigated soils. *Soil Sci.* **125**: 248-254.
- Feigin, A., Feigenbaum, S. e Limoni, H., (1981). Utilization efficiency of nitrogen from sewage effluent and fertilizer applied to corn plants growing in a clay soil. *J. Environ. Qual.* **10**(2): 284-287.
- Fey, M. V. e Le Roux, J., (1976). Electric changes on sesquioxides soil clays. *Soil Sci. Am. J.* **40**: 359-364.

- Fleischer, M., Sarofim, A. F., Fasseh, D. W., Hammond, P., Shacklette, H. T., Nisbet, I. C. T. e Epstein, S., (1974). Environmental impact of cadmium: A review by the panel on hazardous trace substances. *Environ. Health Perspect* **7**: 253-323.
- Frankenberg, W. T. Jr., Troeh, F. R. e Dumenil, L. C., (1979). Bacterial effects on hydraulic conductivity of soils. *Soil Sci. Am. J.* **43**: 333- 338.
- Frankenberger, W. T. Jr., (1986). Fate of wastewater constituents in soil and groundwater. Cap.14:1-25. In: *Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater- A Guidance Manual*. Pettygrove & Asano (eds.). California Lawis Publishers, Inc..
- Garcia, V. P., Rojo, D. G. e Gimenez, E. I., (1988). Absorción del nitrógeno contenido en el agua residual depurada y su influencia en el rendimiento. *Anales Edafol. Agrobiol.* s.nº: 1393-1411.
- Geak, A. K., Foster, S. S. D. e Weeler, D., (1987). Unsaturated zone pollutant transport beneath a low technology wastewater reuse facility. *Verlagen en Mededelingen, Commissie voor Hidrologisch onderzoek TNO* **38**: 1011-1025.
- George, M. R., Pettygrove, G. S. e Davis, W. B., (1986). Crop selection and management. Cap.6:1-18. In: *Irrigation With Reclaimed Municipal Wastewater - A Guidance Manual*. Pettygrove & Asano (eds.). California Lewis Publishers, Inc..
- Gerba, C. P., Powelson, D. K., Yahya, M. T., Wilson, L. G. e Amy, G. L., (1991). Fate of viruses in treated sewage effluent during soil aquifer treatment designed for wastewater reclamation and reuse. *Wat. Sci. Tech.* **24**(9): 95-102.
- Gerba, C. P., Wallis, C. e Melnick, J. L., (1975). Fate of wastewater bacteria and viruses in soil. *ASCE Irrigation Drainage Div. J.* **IR3**: 157-174.
- Gerritse, R. G. e Driel, W., (1984). The relationship between adsorption of trace metals, organic matter, and pH in temperate soils. *J. Environ. Qual.* **13**(2): 197-204.
- Gerritse, R. G., Vriesema, R., Dalenberg, J. W. e de Roos, H. P., (1982). Effect of sewage sludge on trace element mobility in soils. *J. Environ. Qual.* **11**: 359-364.
- Gerritse, R. G. e van Driel, W., (1984). The relationship between adsorption of trace metals, organic matter, and pH in temperate soils. *J. Environ. Qual.* **13**(2): 197-204.

- Goldshmidt, J., (1974). Water-quality aspects of groundwater recharge in Israel. *Am. Water Works Assoc. J.* **5**: 136-166.
- Grant, A., Kunze, R. J. e Asrar, G., (1982). Irrigation with simulated secondary waste water on tiled soil cropped to bromegrass and corn. *J. Environ. Qual.* **11**(3): 442-446.
- Grant, S. A., Kunze, R. J. e Asrar, G., (1982). Irrigation with simulated secondary wastewater on tiled soil cropped to bromegrass and corn. *J. Environ. Qual.* **11**(3): 442-446.
- Greene, S., Alexander, M. e Leggett, D., (1981). Formation of N-Nitrosodimethylamine during treatment of municipal wastewater by simulated land application. *J. Environ. Qual.* **10**(3): 416-421.
- Gunnerson, C. G., Suval, H. I. e Arlosoroff, S., (1985). Health effects of wastewater irrigation and their control in developing countries. *Future of Water Reuse Symposium III*. August 1985. San Diego, C.A. U.S.A..
- Haan, F. A. M. e Zwerman, (1978). Pollution of soil. Cap.10: 192-263. In: *Soil Chemistry A. Basic Elements* (2^a ed. rev.). G. H. Bolt e M. G. M Bruggenwert (eds.). Elsevier Science Publishers B. V., Amesterdam, The Netherlands.
- Haan, F. A. M., (s.d). s.n. Livestock Wastes and the Environment pp. 27-37.
- Hamilton, E. I. e Minski, M. J., (1973). Abundance of the chemical elements in man's diet and possible relations with environmental factors. *Sci. Total Environ.* **1**: 375-394.
- Haynes, P. J., (1982). Effects of liming on phosphate availability in acid soils. *Plant and Soil* **68** (3): 290 - 308.
- Hill, D. E. e Sawhney, B. L., (1981). Removal of phosphorus from waste water by soil under aerobic and anaerobic conditions. *J. Environ. Qual.* **10**(3): 401-405.
- Hillel, D., (1987). The efficiency use of water in irrigation. *Technical paper 64*. The World Bank, Washington, D.C..
- Hillman, P. J., (1985). Health aspects of reuse of treated wastewater for irrigation. Cap.5. In: *Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation*. M.B. Pescod & U. Alka (eds.). Butterworth, London.

- Hillman, P., (1988). Health aspects of treated sewage effluent for irrigation: planning and implementation. Cap.3: 33-37. In: *Treatment and Reuse of Wastewater*. Biswas, A.K. & Arar, A. (eds.). Guilford, UK, Butterworth Scientific Lda.
- Hook, J. E., Kardos, L. T. e Sopper W. E., (1973). Effects of land disposal of wastewaters on soil phosphorus relations. pp. 200-219. In: *Recycling Treated Municipal Wastewater and Sludge through Forest and Cropland*. W. E. Sopper and L. T. Kardos (ed.). Pennsylvania State Univ. Press, University Park.
- Hook, J. E. e Burton, T. M., (1979). Nitrate leaching from sewage-irrigated perennials as affected by cutting management. *J. Environ. Qual.* 8(4): 496-502.
- Indelicato, S. e Tamburino, V., (1982). La reutilization des eaux usées urbaines pour l'irrigation. pp.100-103. *IV Conférence Internationale sur la Planification et la Gestion des Eaux*. Commission Européenne Méditerranéenne de Planification des Eaux. Marseille, France.
- Indelicato, S., Nicosia, O. D. e Tamburino, V., (1984). Wastewater irrigation lysimeter investigation on water quality aspects. *Environ. Tech. Letters* 5: 383-388.
- Indelicato, S., Tamburino, V. e Barbagallo, S., (1988). Agronomical and health aspects of municipal wastewater irrigation. *2nd. Conference on Environment Protection*, 5-7 Oct., S. Angelo, Ischia(Na), Italy.
- Indelicato, S., Tamburino, V., Barbagallo, S. e Zimbone, S. M., (1991). Environmental effects of agricultural reuse of municipal wastewater: Preliminary investigations in Sicily. Research carried out with the financial support of CNR in the context of P.F. RAISA subproject 1.
- Iskandar, I. K. e Syers, J. K., (1980). Effectiveness of land application for phosphorus removal from municipal waste water of Manteca, California. *J. Environ. Qual.* 9(4): 616-621.
- Israeli Ministry of Health, (1979). Recommendations for treatment of wastewater to be used for crop irrigation. 2nd. Draft, Israeli Ministry of Health.
- Jenssen, P. D. e Vatn, A., (1991). Ecological sound wastewater treatment: Concepts and implementation. pp.148-160. *Ecological Engineering for Wastewater Treatment, Proceedings of the International Conference*, Mar. 1991, Stensund Folk College. Bokskogen. Gothenberg, Sweden.

- Jenssen, P. D. e Siegrist, R. L., (1988). Nitrogen removal from wastewater in soil infiltration systems. pp.114-128. *Redigert av Hallvard O/degaard.*
- Jones, B. Jr., Wolf, B., e Mills, A. H., (1991). *Plant Analysis Handbook, a practical sampling, preparation, analysis and interpretation guide.* Micro-Macro Publusing, Inc., USA. 213pp.
- Kardos, L. T. e Hook, J. E., (1976). Phosphorus balance in sewage effluent treated soils. *J. Environ. Qual.* **5**(1): 87-90.
- Karlen, D. L., Vitosh, M. L. e Kunze, R. J., (1976). Irrigation of corn with simulated municipal sewage effluent. *J. Environ. Qual.* **5**(3): 269-273.
- Khaleel, R., Reddy, K. R. e Overcash, M. R., (1980). Transport of potential pollutants in runoff water from land areas receiving animal wastes: A review. *Water Research* **14**: 421-436.
- Kohl, D.H., Vithayathil, F., Whitlow, P., Shearer, G. e Chien, S.H., (1976). Denitrification kinetics in soil systems: Significance of good fits of data to mathematical forms. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **40**: 249-253.
- Kuo, S. e Mikkelsen, D. S., (1979). Distribution of iron and phosphorus in flooded and unflooded soil profiles and their relation to phosphorus adsorption. *Soil Sci.* **127**: 18-25.
- Lance, J. C., (1977). Phosphate removal from sewage water by soil columns. *J. Environ. Qual.* **6**(3): 279-284.
- Lance, J. C. e Gerba, C. P., (1980). Poliovirus movement during high rate land filtration of sewage water. *J. Environ. Qual.* **9**(1): 31-34.
- Lance, J. C., Rice, R. C. e Gilbert, R. G., (1980). Renovation of sewage water by soil columns flooded with primary effluent. *J. Water Pollut. Control Fed.* **52**: 381-388.
- Lance, J. C., Whisler, F. D. e Rice, R. C., (1976). Maximizing denitrification during soil filtration of sewage water. *J. Environ. Qual.* **5**(1): 102-107.
- Latterell, J. J., Dowdy, R. H., Clapp, C. E., Larson, W. E. e Linden, D. R., (1982). Distribution of phosphorus in soils irrigated with municipal waste-water effluent: a 5-year study. *J. Environ. Qual.* **11**(1): 124-128.

- Linden, D. R., Clapp, C. E. e Larson, W. E., (1984). Quality of percolate water after treatment of a municipal wastewater effluent by a crop irrigation system. *J. Environ. Qual.* **13**(2): 256-264.
- Lindsay, W. L., (1973). Inorganic reactions of sewage wastes with soils. pp.91- - 96. *Proc. Joint Conf. on Recycling Municipal Sludges and Effluents on Land.* Champaign, Ill.
- Lund, L. J., Page, A. L. e Nelson, C. O., (1976). Movement of heavy metals below sewage disposal ponds. *J. Environ. Qual.* **5**(3): 330-334.
- Lund, L. J., Page, A. L. e Nelson, C. O., (1976). Nitrogen and phosphorus levels in soils beneath sewage disposal ponds. *J. Environ. Qual.* **5**(1): 26-30.
- Lund, L. J., Page, A. L., Nelson, C. O. e Elliott, R. A., (1981). Nitrogen balances for an effluent irrigation area. *J. Environ. Qual.* **10**(3): 349-352.
- Maas, E. V., (1984). Salt tolerance of plants. In: *The Handbook of Plant Science in Agriculture.* B.R. Christie (ed.). CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Maas, E. V. e Hoffman, G. J., (1977). Crop salt tolerance- current assessment. *J. Irrigation and Drainage Division, ASCE Proceedings Paper.* **103**(IRZ): 115-134.
- Mara, D. e Cairncross, S. (em impressão). *Guidelines for the Use of Wastewater and Excreta in Agriculture and Aquaculture: Measures for Public Health Protection.* World Health Organization, Geneva.
- Marecos do Monte, M. H., (1984). Recuperação dos produtos finais do tratamento de águas residuais para a agricultura. *Boletim de Informação Técnica LNEC* **36**: 7-23.
- Marecos do Monte, M. H., (1985). Aspectos da qualidade química e microbiológica das águas residuais a depurar no solo. In: *Seminário sobre Tratamento e Destino Final de Águas Residuais Municipais e Industriais no Solo,* LNEC, Lisboa.
- Marecos do Monte, M. H., Sousa, M. S. e Neves, A. S., (1989). Effects on soil and crops of irrigation with primary and secondary effluents. *Wat. Sci. Tech.* **21**: 427-434.
- Marten, G. C., Larson, W. E. e Clapp, E. E., (1980). Effects of municipal wastewater effluent on performance and feed quality of maize vs. reed canarygrass. *J. Environ. Qual.* **9**(1): 137-141.

- Martin, G., (1979). *Le Probleme de l'Azote dans les Eaux*. Technique & Documentation, Paris. 279pp.
- McGauhey, P. H. e Krove, R. B., (1967). Soil mantle as a wastewater treatment system. *Report 67-11*. Sanitary Eng. Research Lab., Univ. Calif., Berkeley, California.
- Mengel, K. e Kirkby, E. A., (1987). *Principles of Plant Nutrition*. 4^aed., International Potash Institute, Berna.
- Metcalf & Eddy, Inc. (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 3^a ed., McGraw-Hill Inc., New York.
- Miller, W. P., McFee, W. W. e Kelly, J. M., (1983). Mobility and retention of heavy metals in sandy soils. *J. Environ. Qual.* **12**(4): 579-584.
- Miller, W. P. e McFee, W. W., (1983). The distribution of Cd, Zn, Cu and Pb in soils of industrial northwestern Indiana. *J. Environ. Qual.* **12**(4): 29-33.
- Miller, W. P., McFee, W. W. e Kelly, J. M., (1983). Mobility and retention of heavy metals in sandy soils. *J. Environ. Qual.* **12**(4): 579-584.
- Mujeriego, R. e Sala, L. (1991). Golf course irrigation with reclaimed wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, **24**(9): 161-171.
- National Academy of Sciences e National Academy of Engineering, (1973). Water quality criteria 1972. Report of the Committee on Water Quality Criteria, *Ecological Research Series*, EPA-R3-73-033, Mar..
- Neilsen, G. H., Stevenson, D. S. e Fitzpatrick, J. J., (1989). The effect of municipal wastewater irrigation and rate of N fertilization on petiole composition, yield and quality of okanegon riesling grapes. *Can. J. Plant Sci.* **69**: 1285-1294.
- Neilsen, G. H., Stevenson, D. S., Fitzpatrick, J. J. e Brownlee, C. H., (1989a). Nutrition and yield of young apple trees irrigated with municipal wastewater. *J. Am. Soc. Hort. Sci.* **114**(3): 377-383.
- Neilsen, G. H., Stevenson, D. S., Fitzpatrick, J. J. e Brownlee, C. H., (1989b). Yield and plant nutrient content of vegetables trickle-irrigated with municipal wastewater. *Hortscience* **24**(2): 249-252.
- Neilsen, G. H., Stevenson, D. S., Fitzpatrick, J. J. e Brownlee, C. H., (1991). Soil and sweet cherry responses to irrigation with wastewater. *Can. J. Soil Sci.* **71**: 31-41.

- Nicosia, O. D. e Barbagalo, S. C., (1987). Prove d'irrigazione con acque reflue parzialmente trattate. *Rivista di Ingegneria Agraria* 2: 98- 103.
- Novais, J. M., (1985). Tratamento de águas residuais no solo, Tema 1-Introdução Geral. p.1-14. In: *Seminário sobre Tratamento e Destino Final de Águas Residuais Municipais e Industriais no Solo*, LNEC, Lisboa.
- NRC (National Research Council), (1980). Mineral tolerance of domestic animals, National Academic of Science, Washington.
- OMS, (1972). *International Standards for Drinking Water*. WHO, Geneva, Switzerland.
- OMS, (1979). Human viruses in water, wastewater and soil. *Technical Report Series 639*. WHO, Geneva, Switzerland.
- OMS, (1981). *Report and Studies, 54 The Risk of Health of Microbes in Sewage Sludge Applied to Land*. Report on a WHO Working Group, Copenhagen.
- OMS, (1989). *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. Report of a WHO Scientific Group, World Techni 778, WHO, Geneve, Switzerland.
- Oron, G., DeMalach, J. e Bearman, E. J., (1986). Trickle irrigation of wheat applying renovated wastewater. *Water Resources Bulletin* 22 (3): 439-446.
- Oron,G., Demalach, Y., Hoffman, Z. e Manor, Y. (1991). Effluent reuse by trickle irrigation. *Wat. Sci. Tech.*, 24(9): 103-108.
- Oron, G., Demalach, Y., Hoffman, Z., Keren, Y., Hartman, H. e Plazner, N., (1991). Wastewater disposal by sub-surface trickle irrigation. *Wat. Sci. Tech.* 23(10-11): 2149-2158.
- Oster, J. D. e Rhoades, J. D., (1986). Water management for salinity and sodicity control. Cap.7:1-20. In: *Irrigation With Reclaimed Municipal Wastewater- A Guidance Manual*. Pettygrove & Asano (eds.). California Lewis Publishers Inc..
- Page, A. L., e Chang, A .C., (1986). Fate of wastewater constituents in soil and groundwater: Trace elements. Cap.13:1-16. In: *Irrigation With Reclaimed Municipal Wastewater- A Guidance Manual*. Pettygrove & Asano (eds.). California Lewis Publishers Inc..
- Pallazo, A. J. e Jenkins, T. F., (1979). Land application of waste water : effect on soil and plant potassium. *J. Environ. Qual.* 8(3): 309-312.

- Pallazzo, A. J., (1981). Seasonal growth and accumulation of nitrogen, phosphorus and potassium by orchardgrass irrigated with municipal wastewater. *J. Environ. Qual.* **10**(1): 64-68.
- Pescod, M. B., (1986). Integration of urban wastewater treatment and effluent re-use in irrigation. pp.459-471. In: *Water Pollution Control*.
- Pescod, M. B., (1992). The urban water cycle, including wastewater use in agriculture. *Outlook on Agriculture* **21**(4): 263-270.
- Pinto, F. C., (1991). Apontamentos da Disciplina de Tratamento e Utilização de Efluentes. Mestrado de Nutrição Vegetal, Fertilidade do Solo e Fertilização. Ciclostilado. Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Power, J. F. e Schepers, J. S., (1989). Nitrate contamination of groundwater in North America. *Agriculture, Ecosystem and Environment* **26**: 165-187.
- Pulford, I. D., Kimber, A. J. e Duncan, H. J., (1982). Influence of pH and manganese oxides on the extraction and adsorption of trace metals in colliery spoil from the central Scotland coalfield. *Reclam. Reveg. Res.* **1**: 19-31.
- Raney, W. A., (1960). The dominant role of nitrogen in leaching losses from soils in humid regions. *Agron. J.* **52**: 563-568.
- Reneau, R. B. Jr., Elder, J. H. Jr., Pettry, D. E. e Weston, C. W., (1975). Influence of soils on bacterial contamination of a watershed from septic sources. *J. Environ. Qual.* **4**: 249-252.
- Saenz, R., (1985). Lagunas de estabilization y otros sistemas simplificados para el tratamiento de aguas residuales. CEPIS/ PAHO / WHO.
- Saenz, R., (1987). Use of Wastewater treated in stabilization ponds for irrigation-evaluation of microbiological aspects. *Water Quality Bulletin* **12**(2): 84-89.
- Santos, J. Q. e Pinto, F. C., (1985). O biosistema solo- vegetação, base fundamental da depuração de águas residuais no solo. pp. 1-81. *Tratamento e Destino Final de Águas Residuais Municipais e Industriais no Solo*, LNEC, Lisboa.
- Santos, J. Q., (1983). *Fertilizantes, Fundamentos e Aspectos Práticos da sua Aplicação*. Europa- América, Lisboa. 246pp.

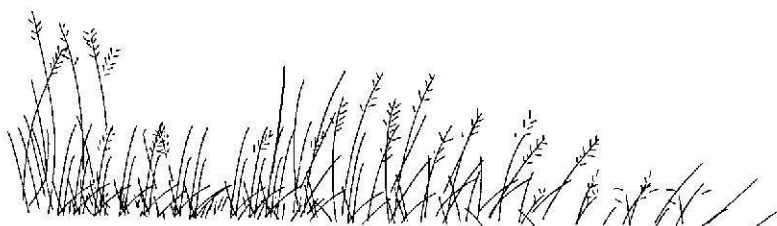
- Santos, J. Q., (1991). *Fertilização: Fundamentos da Utilização dos Adubos e Correctivos*. Europa-América, Lisboa. 411pp.
- Sawhney, B. L. e Hill, D. E., (1975) Phosphate sorption characteristics of soils treated with domestic waste water. *J. Environ. Qual.* **4**(3): 342-346.
- Schalscha, E. B., Morales, M., Vergara, I. e Chang, A.C., (1982). Chemical fractionation of heavy metals in wastewater-affected soils. *J. Water Pollut. Control Fed.* **54**(2): 175-180.
- Schirado, T., Vergara, I., Schalscha, E. B. e Pratt, P .F., (1986). Evidence for movement of heavy metals in a soil irrigated with untreated wastewater. *J. Environ. Qual.* **15**(1): 9-12.
- Schwarzenbach, R. P. e Westal, J., (1981). Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater, laboratory sorption studies. *Environ. Sci. Technol.* **15**(11): 1360-1367.
- Sepp, E., (1971). The use of sewage for irrigation- a literature review. California Department of Public Health, Bureau of Sanitary Engineering, Berkeley, California.
- Seux, R., (1979). Désinfection des eaux usées par les agents chimiques: Chlore, dioxyde de chlore, brome et ozone, réactions fondamentales - Produits secondaires formés, efficacité de la désinfection. p.59-91. In: *Journées d'Information sur la Désinfection des Eaux Usées*, Mai, 1979, Rennes.
- Sheik, B., Cort, R. P., Kirkpatrick, W. R., Jaques, R. S. e Asano, T., (1990). Monterey wastewater reclamation study for agriculture. *Res. J. Water Pollut. Control Fed.* **62**(3): 216-226.
- Shuval, H. I., (1977). Health considerations in water renovation and reuse. pp. 37-72. In: *Water Renovation and Reuse*. Suval H.I. (ed.). Academy Press Inc..
- Shuval, H. I., Adin, A., Fattal, B., Rawitz, E. e Yekutiél, P., (1986a). *Wastewater irrigation in developing countries: Health aspects and technological solutions*. World Bank Studies in Water Supply and Sanitation. The World Bank, Washington, D.C..480pp.
- Shuval, H. I., Yekutiél, P. e Fattal, B., (1986b). An epidemiological model of the potential health risk associated with various pathogens in wastewater irrigation. *Wat, Sci. Tech.* **18**(10): 191-198.

- Shuval, H. I., (1990). Wastewater Irrigation in Developing Countries: Health and Technical Solutions. *Summary of World Bank Tech. Paper 51*. World Bank, Washington, D.C..
- Sidle, R. C., Hook, J. E. e Kardos, L. T., (1976). Heavy metals application and plant uptake in a land disposal system for waste water. *J. Environ. Qual.* **5**(1): 97-102.
- Smalley, J., (1981). Tropical soils and agrotechnology transfer. *Nature* **290**: 547.
- Smith, M. S., Thomas, G. W., White, R. E. e Ritonga, D., (1985). Transport of *Escherichia coli* through intact and disturbed soil columns. *J. Environ. Qual.* **4**(1): 87-91.
- Sommers, L. E., Nelson, D. W. e Owens, L. B., (1979). Status of inorganic phosphorus in soils irrigated with municipal wastewater. *Soil Sci.* **127**: 340-350.
- Stoop, W.A., (1980). Ion adsorption mechanisms in oxide soils; implications for point zero charge determinations. *Geoderma* **23**: 303-314.
- Stuanes, A. O., (1984). Phosphorus sorption of soils to be used in wastewater renovation. *J. Environ. Qual.* **13**(2): 220-224.
- Tamburino, V. e Barbagallo, S., (1989). Small systems of agricultural reuse of municipal wastewater in Sicily. pp. 325-332. *Proceedings of the Eleventh International Congress on Agricultural Engineering*. Dodd & Grace (eds.). Dublin.
- Tare, V. e Bokl, S. D., (1982). Wastewater treatment by soils: role of particle - size distribution. *J. Environ. Qual.* **11**(4): 596-602.
- Timmons, D. R. e Dylla, A. S., (1979). Nitrate leaching on an irrigated soil in a subhumid climate. pp.95-102. *Technical Conference Proc. The Irrigation Association*, San Francisco, California, U.S.A..
- Tisdale, S. L., Nelson, W. L. e Beaton, J. D., (1985). *Soil Fertility and Fertilizers*.. 4^aed., Macmilan Publishing Company, New York. 754pp.
- Todd, J. R., (1972). Trace elements in animal nutrition. *New Lecture Series N°66*. The Queen's University, Wayne, Boyde and Son Ltd., Belfast. pp.9-13.

- Torres, M. O., Costa, A. S. V. e Calouro, F., (1988). Prospecção dos factores de natureza nutricional limitantes do desenvolvimento de algumas espécies forrageiras em solos derivados de calcário da Serra do Sicó. *Pastagens e Forragens* 9(1): 143-153.
- Underwood, E. J., (1971). Trace Elements in Human and Animal Nutrition.(3^{ed.}), Academic Press, New York, U.S.A.. pp.101-106.
- University of California Committee of Consultants, (1974). Guidelines for interpretation of water quality for agriculture. *Memo Report*.13pp.
- U.S. Environmental Protection Agency, (1977). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. EPA 625/1-77-008, Cincinnati, Ohio, U.S.A..
- U.S. Environmental Protection Agency, (1978). Statment of Basis and Purpose, Office of water Supply, Washington, D.C., U.S.A..
- Vaisman, I., Shalavet, J., Kipnis, T. e Feigin, A., (1981). Reducing groundwater pollution from municipal wastewater irrigation of Rhodes grass grown sand dunes. *J. Environ. Qual.* 10: 434-439.
- Vaisman, I., Shalavet, J., Kipnis, T., e Feigin, A., (1982). Water regime and nitrogen fertilization for Rhodes grass irrigated with municipal wastewater on sand dune soil. *J. Environ. Qual.* 11(2): 230-232.
- Vale, R. R., (1988). *O Boro em Solos e Culturas do Nordeste de Portugal*. Tese de Doutoramento. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- van Riemsdijk, W. H., Weststrate, F. A. e Beek, J., (1977). Phosphates in soils treated sewage water: III. Kinetic studies on the reaction of phosphate with aluminum compounds. *J. Environ. Qual.* 6(1): 26-29.
- van Riemsdijk, W. H., Weststrate, F. A. e Beek, J., (1979). Phosphates in soils treated with sewage water: IV- bounding of phosphate from sewage water in sand columns containing aluminium hydroxide. *J. Environ. Qual.* 8(2): 207-210.
- Vial, J.,(1979). Risques sanitaires liés aux rejets d'eaux usées, but de la désinfection. pp.9-32. In: *Journées d'Information sur la Désinfection des Eaux Usées*, Mai, 1979, Rennes.

- Westcot, D. W. e Ayers, R., (1986). Irrigation water quality criteria. Cap.3: 1-37.
In: *Irrigation With Reclaimed Municipal Wastewater- A Guidance Manual*.
Pettygrove & Asano (eds.). California Lewis Publishers Inc..
- WPCF, (1976). Chlorination of Wastewater, Manual of Practice N°4, WPCF,
Washington D.C., U.S.A..
- WPCF (1986). Wastewater Disinfection, Manual of Practice FD-10, Facilities
Development, WPCF, Alexandria, Virginia, U.S.A..
- Yates, M. V., Yates, S. R., Wagner, J. e Gerba, C. P.,(1987). Modeling virus survival
and transport in the subsurface. *J. of Contaminant Hydrology* 1: 329-345.
- Yong, E., (1978). The movement of sewage effluent through soil columns: the
major ions (Na, Ca, Mg, Cl and SO₄). *J. Environ. Qual.* 7(1): 133-136.

Anexos



Anexo I

Quadro 1.1 - Carga poluente de uma água residual urbana não tratada

Constituintes	Carga poluente		
	Forte	Média	Fraca
Sólidos totais (mg·L ⁻¹)	1200	700	350
Sólidos dissolvidos totais (mg·L ⁻¹)	850	500	250
Fixos	525	300	145
Voláteis	325	200	105
Sólidos em suspensão totais (mg·L ⁻¹)	350	200	100
Fixos	75	50	30
Voláteis	275	150	70
CBO ₅ (mg·L ⁻¹)	400	220	110
CQO (mg·L ⁻¹)	1000	500	250
COT (mg·L ⁻¹)	290	160	80
pH	8,0 ^{a)}	7,5 ^{a)}	6,5 ^{a)}
Azoto total (N, mg·L ⁻¹)	85	40	20
Orgânico (mg·L ⁻¹)	35	15	8
Amoniacal (mg·L ⁻¹)	50	25	12
Nitratos (mg·L ⁻¹)	0	0	0
Nitritos (mg·L ⁻¹)	0	0	0
Fósforo total (P, mg·L ⁻¹)	15	8	4
Orgânico (mg·L ⁻¹)	5	3	1
Inorgânico (mg·L ⁻¹)	10	5	3
Cloretos (mg·L ⁻¹)	100	50	30
Alcalinidade (CaCO ₃ mg·L ⁻¹)	200	100	50
Sulfatos (mg·L ⁻¹)	50	30	20
Compostos orgânicos voláteis (≈g·L ⁻¹)	> 400	100-400	< 100
Coliformes totais (n ^o mic·100ml ⁻¹)	10 ⁸ -10 ⁹	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁶ -10 ⁷
Elementos vestigiais	Concentração média		
Cádmio (mg·L ⁻¹)	0,04 - 0,14 ^{a)}		
Crómio (mg·L ⁻¹)	0,02 - 0,7 ^{a)}		
Boro (mg·L ⁻¹)	0,3 - 0,14 ^{a)}		
Níquel (mg·L ⁻¹)	0,002 - 0,105 ^{a)}		
Zinco (mg·L ⁻¹)	0,03 - 8,3 ^{a)}		
Cobre (mg·L ⁻¹)	0,02 - 3,36 ^{a)}		
Chumbo (mg·L ⁻¹)	0,05 - 1,27 ^{a)}		
Molibdénio (mg·L ⁻¹)	0,001 - 0,018 ^{b)}		

Fonte: Metcalf & Eddy, Inc., 1991; ^{a)} Santos e Pinto, 1985; ^{b)} Page e Chang, 1986

Quadro 1.2 - Aumento de diversos constituintes resultantes do uso doméstico da água

Constituintes	Aumento ^{a)} (mg·L ⁻¹)
Aniões:	
Bicarbonatos	50 - 100
Carbonatos	0 - 10
Cloretos	20 - 50 ^{b)}
Fósforo	5 - 15
Nitratos	20 - 40
Sulfatos	15 - 30
Catiões:	
Cálcio	6 - 16
Magnésio	4 - 10
Potássio	7 - 15
Sódio	40 - 70
Outros constituintes:	
Alumínio	0,1 - 0,2
Boro	0,1 - 0,4
Fluor	0,2 - 0,4
Manganés	0,2 - 0,4
Sílica	2 - 10
Alcalinidade total	60 - 120
Sólidos dissolvidos totais	150 - 380

Fonte: Metcalf & Eddy (1991)

a). Não inclui adições de efluente industrial ou comercial

b). Excluindo a adição de detergentes

Quadro 1.3 - Classificação ambiental das infecções transmitidas a partir dos excreta

Classificação				
Tipo	Características	Designação das doenças	Agente Patogénico	Focos principais de transmissão
I	Não latente	Amibíase	P	Contaminação individual
	Dose infectante baixa	Balantiíase	P	Contaminação doméstica
		Doenças por enterovírus	V	
		Enterobíase	H	
		Giardíase	P	
		Himenolepiase	H	
II	Não latente	<i>Campylobacter</i> (inf. a)	B	Contaminação individual
	Dose infectante média ou elevada	Cólera	B	Contaminação doméstica
	Moderadamente persistente	<i>E. coli</i> patogénica (inf. a)		Contaminação de água
	Possibilidade de multiplicação	Febres tifóides e paratífóides	B	Contaminação de cereais, legumes e marisco
		Salmoneloses	B	
		Shigeloses	B	
	Yersinioses	B		
III	Latente	Ancilostomíase (hookworm)	H	Contaminação do solo
	Persistente	Ascaridíase	H	Contaminação de pavimentos
	Inexistência de hospedeiro intermédio	Tricocefalose	H	Contaminação de cereais e legumes
		Estrongiloidíase	H	
IV	Latente	Teníase	H	Contaminação da carne
	Persistente Hospedeiro intermédio: vaca ou porco			Contaminação do solo e de pavimentos Contaminação da forragem
V	Latente	Clonorquíase	H	Contaminação da água
	Persistente	Difilobotríase	H	Peixes
	Hospedeiro(s) intermédio(s)	Esquistosomíase	H	Caracóis
	Aquático(s)	Fasciolíase	H	Vegetação aquática
		Fasciolopsíase	H	
		Gastrodiscoidíase	H	Vegetação aquática
		Heterofidíase	H	
		Metagonimíase	H	Peixes de água contaminada
	Paragonimíase	H	Marisco de água contaminada	
VI	Insectos vectores relacionados com os excreta	Filiariase Bancroftiana (transmitida pelo <i>Culex pipiens</i>)	H	Vida de insectos em diversos locais contaminados por excreta
		Todas as infecções dos tipos I a V que possam ser transmitidas por moscas e baratas	M	

Fonte: Marecos do Monte (1985)

B - Bactérias; P - Protozoários; H - Helminthes; V - Vírus; M - Vários.

Quadro 1.4 - Principais parasitas em lamas e efluentes

parasitas	Estado	Hospedeiro definitivo
<i>Ascaris lumbricoides</i>	ovo	homem
<i>Ascaris suum</i>	ovo	homem
<i>Trichuris trichiura</i>	ovo	homem
<i>Trichuris suis</i> *	ovo	porco
<i>Trichuris vulpis</i> *	ovo	cão
<i>Toxara canis</i>	ovo	cão
<i>Toxara cati</i>	ovo	gato
<i>Taenia saginata</i> **	ovo	homem
<i>Taenia solium</i>	ovo	homem
<i>Echinococcus granulosus</i>	ovo	cão
<i>Echinococcus multilocularis</i>	ovo	cão
<i>Toxoplasma gondii</i>	cistos	gato

Fonte: Marecos do Monte (1984)

* Importância médica duvidosa; ** Ovo não-infeccioso para o homem

Quadro 1.5 - Tempo de sobrevivência dos microorganismos patogênicos presentes na água residual (20 - 30°C)

Agente patogênico	Tempo de sobrevivência em dias			
	fezes e lamas urbanas	água e A.R.	solo	planta
Vírus				
Enterovírus	<100 (<20)*	<120 (<50)	<100 (<20)	<60 (<15)
Bactérias				
Coliformes fecais	<90 (<50)	<60 (<30)	<70 (<15)	<30 (<15)
<i>Salmonella spp.</i>	<60 (<30)	<69 (<30)	<70 (<20)	<30 (<15)
<i>Shigella spp.</i>	<30 (<10)	<30 (<10)	<10 (<5)	<10 (<5)
<i>Vibrio cholerae</i>	<30 (<5)	<30 (<10)	<20 (<10)	<5 (<2)
Protozoários				
Quistos de <i>Entamoeba histolytica</i>	<30 (<15)	<30 (<15)	<20 (<10)	<10 (<2)
Helminthes				
Ovos de <i>Ascaris lumbricoides</i>	vários meses	vários meses	vários meses	<60 (<30)

Fonte: Feachem *et al.* (1983), cit. por Pescod (1992)

* Os valores entre parêntesis referem-se os valores normais dos tempos de sobrevivência, em dias.

Quadro 2.1 - Eliminação de agentes patogénicos (Unidades log₁₀), por vários processos de tratamento

Tratamento	Bactérias	Helminthes	Vírus	Quistos
Decantação primária	0-1	0-2	0-1	0-1
Lamas activadas	0-2	0-2	0-1	0-1
Lagoas aeróbias	1-2	1-3	1-2	0-1
Desinfecção ^{a)}	2-6	0-1	0-4	0-3
Lagoas de estabilização ^{b)}	1-6	1-3	1-4	1-4
Armazenamento do efluente em reservatórios	1-6	1-3	1-4	1-4

Fonte: Mara e Cairncross (sd) cit. por OMS (1989)

^{a)} - Cloragem ou desinfecção com o ozono

^{b)} - A eliminação de microorganismos depende de factores ambientais e do número de lagoas de estabilização em série.

Quadro 3.1 - Análises a efectuar para avaliar a qualidade de uma água para rega

Parâmetros	simbolo	unidades	Teor habitual
Salinidade			
Teor em sal			
Condutividade eléctrica	(CE_m)	dS·m ⁻¹	0-3
ou			
Sólidos dissolvidos totais	(TDS)	mg·L ⁻¹	0-2000
Catiões e Aniões			
Cálcio	(Ca ²⁺)	meq·L ⁻¹	0-20
Magnésio	(Mg ²⁺)	meq·L ⁻¹	0-5
Sódio	(Na ⁺)	meq·L ⁻¹	0-40
Carbonatos	(CO ₃ ²⁻)	meq·L ⁻¹	0-0,1
Bicarbonatos	(HCO ₃ ⁻)	meq·L ⁻¹	0-10
Cloretos	(Cl ⁻)	meq·L ⁻¹	0-30
Sulfatos	(SO ₄ ²⁻)	meq·L ⁻¹	0-20
Elementos Nutritivos			
Azoto nítrico	(N-NO ₃ ⁻)	mg·L ⁻¹	0-10
Azoto amoniacal	(N-NH ₄ ⁺)	mg·L ⁻¹	0-5
Fósforo	(PO ₄ ³⁻)	mg·L ⁻¹	0-2
Potássio	(K ⁺)	mg·L ⁻¹	0-2
Diversos			
Boro	(B)	mg·L ⁻¹	0-2
Acidez	(pH)	1-14	6,0-8,5
Coefficiente de adsorção de sódio	(SAR)		0-15
Determinações adicionais			
Cloro residual	(Cl ₂)	mg·L ⁻¹	
Elementos mínimos			

Fonte: Ayers e Westcot (1988)

Quadro 3.2 - Valores padrão recomendados pela OMS para a qualidade microbiológica da água residual utilizada em irrigação*

Classe	Utilização	Grupo Exposto	Nemátodos Intestinais (média aritmética n ^o de ovos·l ⁻¹)	Coliformes fecais (média geométrica n ^o ·100 ml ⁻¹)	Nível de tratamento da A.R. para se alcançar a qualidade microbiológica requerida
A	rega de culturas para serem consumidas cruas, campos de desporto, jardins públicos	trabalhadores, consumidores, público	< 1	< 1000	uma série de lagoas de estabilização concebidas para alcançar a qualidade microbiológica indicada ou tratamento equivalente
B	rega de cereais, culturas para a indústria, forragens, pastagens e árvores	trabalhadores	< 1	não é recomendado valor padrão	retenção em lagoas de estabilização durante 8-10 dias ou uma remoção equivalente de helmintos e coliformes fecais.
C	rega localizada de culturas da categoria B se a exposição de trabalhadores e público não acontece	nenhum	não se aplica	não se aplica	pré-tratamento em função da técnica de rega utilizada, mas nunca inferior a uma decantação primária

Fonte: OMS (1989)

* Os valores padrão podem ser modificados de acordo com condições ambientais, socioculturais e epidemiológicas específicas

Quadro 3.3 - Directivas para a interpretação da qualidade de uma água para rega

Natureza do problema		Unidades	Nulo	Grau de risco Ligeiro a moderado	Elevado
Salinidade					
CE_w (ou)		$dS \cdot m^{-1}$	<0,7	0,7-3,0	>3,0
TDS		$mg \cdot L^{-1}$	<450	450-2000	>2000
Permeabilidade					
SAR	= 0 - 3 = 3 - 6 = 6 - 12 = 12 - 20 = 20 - 40	e	CE_w >0,7 >1,2 >1,9 >2,9 >5,0	0,7-0,2 1,2-0,3 1,9-0,5 2,9-1,3 5,0-2,9	<0,2 <0,3 <0,5 <1,3 <2,9
Toxicidade a um dado ião					
Sódio	rega de superfície rega por aspersão	SAR $meq \cdot L^{-1}$	<3 <3	3-9 >3	>9
Cloro	rega de superfície rega por aspersão	$meq \cdot L^{-1}$ $meq \cdot L^{-1}$	>4 <3	4-10 >3	>10
Boro		$mg \cdot L^{-1}$	ver quadro 5.1		
Efeitos diversos					
Azoto (N - total)		$mg \cdot L^{-1}$	<5	5-30	>30
Bicarbonatos (unicamente para rega por aspersão)		$meq \cdot L^{-1}$	<1,5	1,5-8,5	>8,5
pH			Zona normal 6,5 - 8,4		
Cloro residual (unicamente para rega por aspersão)		$mg \cdot L^{-1}$	<1,0	1,0-5,0	>5,0

Fonte: Comissão de peritos da Universidade da Califórnia (1974) cit. por Westcot e Ayers (1986)

Tabela 3.1 - Quebras de produção, em percentagem, esperadas para vários teores salinos, em algumas culturas

Quebras produtivas	0%		10%		25%		50%		Máx. ³
	CE _e ¹	CE _w ²	CE _e ³	CE _w ²	CE _e ³	CE _w ²	CE _e ³	CE _w ²	
Cevada	8,0	5,3	10,0	6,7	13,0	8,7	18	12	28
Algodão	7,7	5,1	9,6	6,4	13	8,4	17	12	27
Beterraba aç.	7,0	4,7	8,7	5,8	11	7,5	15	10	24
Trigo	6,0	4,0	7,4	4,9	9,5	6,4	13	8,7	20
Cártamo	5,3	3,5	6,2	4,1	7,6	5,0	9,9	6,6	14,5
Soja	5,0	3,3	5,5	3,7	6,2	4,2	7,5	5,0	10
Sorgo	4,0	2,7	5,1	3,4	7,2	4,8	11	7,2	18
Arroz	3,0	2,0	3,8	2,6	5,1	3,4	7,2	4,8	11,5
Milho	1,7	1,1	2,5	1,7	3,8	2,5	5,9	3,9	10
Linho	1,7	1,1	2,5	1,7	3,8	2,5	5,9	3,9	10
Fava	1,6	1,1	2,6	1,8	4,2	2,0	6,8	4,5	12
Feijão	1,0	0,7	1,5	1,0	2,3	1,5	3,6	2,4	6,5
Figueira	2,7	1,8	13,8	2,6	5,5	3,7	8,4	5,6	14
Oliveira	2,7	1,8	3,8	2,6	5,5	3,7	8,4	5,6	14
Laranjeira	1,7	1,1	2,3	1,6	3,2	2,2	4,8	3,2	8
Limoeiro	1,7	1,7	2,3	1,6	3,2	2,2	4,8	3,2	8
Macieira	1,7	1,0	2,3	1,6	3,3	2,2	4,8	2,2	8
Nogueira	1,7	1,1	2,3	1,6	3,3	2,2	4,8	3,2	8
Pessegueiro	1,7	1,1	2,2	1,4	2,9	1,9	4,1	2,7	6,5
Damasqueiro	1,6	1,1	2,0	1,3	2,6	1,8	3,7	2,5	6,0
Videira	1,5	1,0	2,5	1,7	4,1	2,7	6,7	4,5	12
Amendoeira	1,5	1,0	2,0	1,4	2,8	1,9	4,1	2,7	7,0
Arceixira	1,5	1,0	2,1	1,4	2,9	1,9	4,3	2,8	7,0
Framboesa	1,5	1,0	2,0	1,3	2,6	1,8	3,8	2,5	6,0
Morangueiro	1,0	0,7	1,3	0,9	1,8	1,2	2,5	1,7	4,0
Beterraba	4,0	2,7	5,1	3,4	6,8	4,5	9,6	6,4	15
Bróculos	2,8	1,9	3,9	2,6	5,5	3,7	8,2	5,5	13,5
Tomate	2,5	1,7	3,5	2,3	5,0	3,4	7,6	5,0	12,5
Pepino	2,5	1,7	3,3	2,2	4,4	2,9	6,3	4,2	10
Melão	2,2	1,5	3,6	2,4	5,7	3,8	9,1	6,1	16
Espinafre	2,0	1,3	3,3	2,2	5,3	3,5	8,6	5,7	15
Couve	1,8	1,2	2,8	1,9	4,4	2,9	7,0	4,6	12
Batata	1,7	1,1	2,5	1,7	3,8	2,5	5,9	3,9	10
Batata doce	1,5	1,0	2,4	1,6	3,8	2,5	6,0	4,0	10,5
Pimento	1,5	1,0	2,2	1,5	3,3	2,2	5,1	3,4	8,5
Alface	1,3	0,9	2,1	1,4	3,2	2,1	5,2	3,4	9,0
Rabanete	1,2	0,8	2,0	1,3	3,1	2,1	5,0	3,4	9,0
Alho	1,2	0,8	1,8	1,2	2,8	1,8	4,3	2,9	7,5
Cenoura	1,0	0,7	1,7	1,1	2,8	1,9	4,6	3,1	8,0
Feijão	1,0	0,7	1,5	1,0	2,3	1,5	3,6	2,4	6,5
<i>Lolium perenne</i>	5,6	3,7	6,9	4,6	8,9	5,9	12,2	8,1	19
<i>Phalaris tuberosa</i>	4,6	3,1	5,9	3,9	7,9	5,3	11,1	7,4	18
<i>Festuca elatior</i>	3,9	2,6	5,8	3,9	8,6	5,7	13,3	8,9	23
<i>Vicia sativa</i>	3,0	2,0	3,9	2,6	5,3	3,5	7,6	5,0	12
<i>Sorghum sudanense</i>	2,8	1,9	5,1	3,4	8,6	5,7	14,4	9,6	26
<i>Lotus uliginosis</i>	2,3	1,5	2,8	1,9	3,6	2,4	4,9	3,3	7,5
<i>Medicago sativa</i>	2,0	1,3	3,4	2,2	5,4	3,6	8,8	5,9	15,5
Milho forrageiro	1,8	1,2	3,2	2,1	5,2	3,5	8,6	5,7	15,5
<i>Trifolium alexandrinum</i>	1,5	1,0	3,2	2,1	5,9	3,9	10,3	6,8	19
<i>Dactylis glomerata</i>	1,5	1,0	3,1	2,1	5,5	3,7	9,6	6,4	17,5
<i>Trifolium spp.</i>	1,5	1,0	2,3	1,6	3,6	2,4	5,7	3,8	10

Fonte: Maas e Hoffman (1977) e Maas (1984) cit. por Ayers e Westcot (1988)

¹⁾ - CE_e significa a condutividade eléctrica de um extracto de solo saturado, em dS·m⁻¹ a 25 °C

²⁾ - CE_w é a condutividade eléctrica da água de rega em dS·m⁻¹ a 25 °C

³⁾ - É o valor de CE_e referenciado ao máximo, para o qual cessa todo o crescimento da planta devido ao efeito osmótico

Quadro 4.1 - Risco devido ao Boro

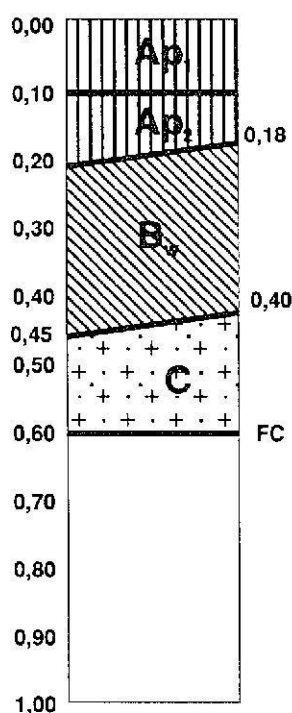
Teor em Boro (B) (mg·L ⁻¹)	Classificação da Cultura
0,5	muito sensível
0,5 - 1,0	moderadamente sensível
1,0 - 2,0	sensível
1,0 - 2,0	moderadamente tolerante
4,0 - 6,0	tolerante
6,0	muito tolerante

muito sensíveis- limoeiro
moderadamente sensíveis- cenoura, batata
sensíveis- laranjeira, trigo
moderadamente tolerantes - aveia, milho
tolerante - sorgo, tomate, luzerna
muito tolerantes - algodão, espargo

Fonte: Maas (1984) cit. por Ayers e Westcott (1988)

Anexo II

Fig 5.1 - Perfil do solo utilizado no ensaio



Horizonte Ap₁ (0,00 a 0,10m) - Pardo amarelado claro 10YR 6/4 (seco), pardo amarelado escuro 10YR 4/4 (molhado); franco-arenoso, com muito saibro e algum cascalho de quartzo e feldspato anguloso; pouca matéria orgânica; estrutura pouco evidente com muita terra fina e alguns agregados anisoformes subangulosos médios e finos, fracos; sem fendilhamento; bastante poroso, com poros finos e muito finos; compactidade pequena a média; muito friável; efervescência nula com HCl; bastantes raízes finas e poucas médias; fresco. Transição evidente, plana, para

Horizonte Ap₂ (0,10 a 0,18-0,20m) - Semelhante ao anterior, mas evidenciando uma compactidade mais elevada e uma maior percentagem de agregados (estrutura anisoforme angulosa média). Transição evidente, plana, para

Horizonte B_w (0,18-0,20 a 0,40-0,45m) - Pardo amarelado claro 10YR 6/4 (seco), pardo amarelado escuro 10YR 4/4 (molhado); franco, com bastante saibro e algum cascalho de quartzo e feldspato angulosos encontrando-se, por vezes, este último em alteração; não evidenciando presença de matéria orgânica; estrutura anisoforme angulosa fina a grosseira, média a fraca; bastante poroso, com poros médios e finos; compactidade média; friável; efervescência nula com HCl; algumas raízes finas e raras médias; fresco a húmido. Transição evidente, ondulada, para

Horizonte C (0,40-0,45 a ?m) - Granito muito podre.

Informações complementares:

Litologia - Granito

Topografia - Ondulada, perfil aberto no terço superior duma encosta pouco declinosa.

Drenagem - Boa

Vegetação - Codessos (*Adenocarpus complicatus*).

Erosão - Elevada percentagem de elementos grosseiros à superfície evidenciando a existência duma considerável erosão laminar.

Clima - Termo - Mediterrâneo (F.A.O.).

Quadro 5.8 - Parâmetros determinados de água residual, métodos utilizados, e unidades

Parâmetros	Método	Unidades
Sólidos totais	Standard Methods (1980)	g·L ⁻¹
Sólidos voláteis	Standard Methods (1980)	g·L ⁻¹
Sólidos suspensos totais (SST)	Standard Methods (1980)	g·L ⁻¹
Carência química de oxigênio (CQO)	Standard Methods (1980)	mg·L ⁻¹
Carência bioquímica de oxigênio (CBO ₅)	Standard Methods (Método manométrico)	mg·L ⁻¹
Condutividade eléctrica	Condutímetro	mS·cm ⁻¹
pH	eléctrodo de vidro	
Azoto Kjeldahl (N _k)	A.O.A.C. Methods (1980)	mg·L ⁻¹
Azoto amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	A.O.A.C. Methods (1980)	mg·L ⁻¹
Azoto nítrico (N-NO ₃)	Eléctrodo selectivo de nitratos	mg·L ⁻¹
Bicarbonatos (HCO ₃ ⁻)	Jenkins (1983)	meq·L ⁻¹
Fósforo (P ₂ O ₅)	A.O.A.C. Methods (1980)	mg·L ⁻¹
Elementos minerais: K, Ca, Mg, Na, Cu, Fe, Zn, Mn	A.O.A.C. Methods (1980)	mg·L ⁻¹
Boro (B)	Standard Methods (1980)	mg·L ⁻¹
Cloretos (Cl ⁻)	Por titulação com nitrato de prata	mg·L ⁻¹
Cloro residual (Cl ₂)	DPD, Standard Methods (1980)	mg·L ⁻¹

Quadro 5.9 - Parâmetros determinados nas plantas, métodos utilizados e unidades

Parâmetros	Método	Unidades
Azoto kjeldahl	Kjeldahl	%
Fósforo (P ₂ O ₅)	Colorimetria	%
Potássio (K)	Absorção atómica	%
Cálcio	Absorção atómica	%
Magnésio	Absorção atómica	%
Sódio	Absorção atómica	%
Cobre	Absorção atómica	mg·kg ⁻¹
Fe	Absorção atómica	mg·kg ⁻¹
Zinco	Absorção atómica	mg·kg ⁻¹
Manganés	Absorção atómica	mg·kg ⁻¹
Cloretos	Titulação com nitrato de prata	%

Quadro 5.10 - Parâmetros determinados na análise de terras, métodos utilizados e unidades

Parâmetro	Método	Unidades
Areia grossa, Areia fina	Análise mecânica utilizando a	% %
Limo Argila	pipeta Robison	% %
Dap Condutividade eléctrica (1:5)	Sonda de Grove Condutímetro	mS·cm ⁻¹
pH	eléctrodo de vidro	
M.O. (C x 1,724)	Ströhlein	%
Azoto kjeldahl	Kjeldahl	mg·kg ⁻¹
Azoto nítrico (N-NO ₃)	eléctrodo selectivo	mg·kg ⁻¹
Fósforo "assimilável" (P ₂ O ₅)	Egner-Riehm Colorímetro	mg·kg ⁻¹
Potássio "assimilável" (K ₂ O)	Egner-Riehm Fotómetro de chama	mg·kg ⁻¹
Bases de troca (Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺)	Mehlich (1953)	cmol(+).kg ⁻¹
Hidrogénio de troca	Mehlich	cmol(+).kg ⁻¹
Capacidade de troca catiónica	Mehlich	cmol(+).kg ⁻¹
Micronutrientes (Fe, Cu, Zn, Mn)	Lakanen (1971)	mg·kg ⁻¹
Boro	Extração com água fervente Colorímetro	mg·kg ⁻¹
Cloretos (Cl)	por titulação com nitrato de prata	mg·kg ⁻¹

Quadro 5.11 - Parâmetros microbiológicos determinados na água residual, métodos utilizados e unidades

Parâmetros	Método	Unidades
Coliformes totais	NMP	NMP·100 ml ⁻¹
Coliformes fecais	NMP	NMP·100 ml ⁻¹
Streptococcus fecais	NMP	NMP·100 ml ⁻¹
Salmonella	inoculação de 10 ml de amostra num meio de enriquecimento e identificação de colónias em placas de SSAGAR	positivo ou negativo em 10 ml
Sulfitoredutores	NP 2262	positivo ou negativo a 10 ml e a 1 ml
Mesófilos a 37°C	PNP 2204	n ^o mic·ml ⁻¹
Mesófilos a 20°C	PNP 2203	n ^o mic·ml ⁻¹

Anexo III

Quadro 6.1 - Valores médios das modalidades para a matéria seca (g)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte	Total
Água					
D+F	3,5	6,2	8,5	15,3	33,4
R+F	10,4	10,0	14,1	17,5	51,9
significância	ns	***	***	ns	*
Calagem					
C1	9,9	9,1	12,1	18,5	49,5
C0	3,9	7,1	10,5	14,3	35,8
significância	ns	**	***	**	ns
interacção					
Água x Calagem					
D+FC0	3,9	5,2	7,7	13,2	30,0
R+FC0	4,0	9,0	13,3	15,3	41,6
D+FC1	3,1	7,1	9,2	17,3	36,7
R+FC1	16,7	11,0	14,9	19,7	62,3
significância	ns	ns	ns	ns	ns

Nota: ***; **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.2 - Valores médios das modalidades para a matéria seca (g)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte	Total
Adubação					
R+F	10,4	10,0	14,1	17,5	51,9
R	2,2	2,4	2,0	5,0	11,6
significância	ns	***	***	***	***
Calagem					
C1	9,8	7,2	8,8	13,1	38,8
C0	2,7	5,2	7,4	9,4	24,7
significância	ns	**	***	**	ns
interacção					
Adubação x Calagem					
R+FC0	4,0	9,0	13,3	15,3	41,6
RC0	1,5	1,3	1,4	3,6	7,8
R+FC1	16,7	11,0	14,9	19,7	62,3
RC1	2,9	3,4	2,6	6,4	15,3
significância	ns	ns	ns	ns	ns

Nota: ***; **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey

Quadro 6.3 - Valores médios das modalidades para a matéria seca (g)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte	Total
Diluição					
R	2,2	2,4	2,0	5,0	11,6
50%R	2,4	2,2	1,7	3,5	9,8
significância	ns	ns	ns	***	ns
Calagem					
C1	3,2	3,4	2,6	5,7	14,8
C0	1,4	1,2	1,2	2,9	6,6
significância	***	***	***	***	***
interacção					
Diluição x Calagem					
RC0	1,5	1,3	1,4	3,6	7,8
50%RC0	1,4	1,0	1,0	2,1	5,5
RC1	2,9	3,4	2,6	6,4	15,3
50%RC1	3,4	3,5	2,5	4,9	14,3
significância	ns	ns	ns	ns	ns

Nota: ***; **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.4 - Valores médios das modalidades para o azoto kjeldahl (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Água				
D+F	6,00	6,07	5,51	1,48
R+F	5,79	5,46	5,01	1,67
significância	*	ns	**	ns
Calagem				
C1	6,10	5,75	4,18	1,54
C0	5,69	5,78	6,34	1,60
significância	**	ns	***	ns
interacção				
Água x Calagem				
D+FC0	5,92	5,97	6,34	1,41
R+FC0	5,45	5,59	6,35	1,80
D+FC1	6,08	6,17	4,67	1,53
R+FC1	6,12	5,33	3,67	1,54
significância	*	ns	**	ns
MDS	0,23		0,38	

Nota: ***; **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.5 - Valores médios das modalidades para o azoto kjeldahl (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Adubação				
R+F	5,79	5,46	5,01	1,67
R	4,13	3,10	2,38	1,35
significância	***	***	***	ns
Calagem				
C1	5,46	4,20	2,95	1,55
C0	4,46	4,36	4,44	1,47
significância	**	ns	***	ns
interacção				
Adubação x Calagem				
R+FC0	5,45	5,59	6,35	1,80
RC0	3,47	3,14	2,54	1,14
R+FC1	6,12	5,33	3,67	1,54
RC1	4,80	3,07	2,23	1,56
significância	ns	ns	***	ns
MDS			0,18	

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.6 - Valores médios das modalidades para azoto kjeldahl (% da matéria seca)

Modalidades	1ºcorte	2ºcorte	3ºcorte	4ºcorte
Diluição				
R	4,13	3,10	2,38	1,35
50%R	4,18	2,28	2,30	1,40
significância	ns	*	ns	ns
Calagem				
C1	4,85	2,93	2,29	1,43
C0	3,46	2,44	2,38	1,31
significância	***	ns	ns	ns
interacção				
Diluição x Calagem				
RC0	3,47	3,14	2,54	1,14
50%RC0	3,46	1,75	2,23	1,49
RC1	4,80	3,07	2,23	1,56
50%RC1	4,91	2,80	2,36	1,31
significância	ns	ns	**	*
MDS			0,13	0,38

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.7 - Valores médios das modalidades para o fósforo (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Água				
D+F	1,20	1,01	1,06	0,84
R+F	1,21	0,89	1,02	1,13
significância	ns	***	ns	***
Calagem				
C1	1,07	0,88	0,88	1,03
C0	1,35	1,03	1,21	0,94
significância	***	***	***	*
interacção				
Água x Calagem				
D+FC0	1,36	1,16	1,27	0,75
R+FC0	1,33	0,90	1,14	1,13
D+FC1	1,04	0,87	0,85	0,92
R+FC1	1,09	0,88	0,90	1,13
significância	ns	***	*	*
MDS		0,05	0,10	

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.8 - Valores médios das modalidades para o fósforo (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Adubação				
R+F	1,2	0,89	1,02	1,13
R	0,57	0,67	0,89	0,93
significância	***	***	**	***
Calagem				
C1	0,90	0,77	0,87	1,03
C0	0,89	0,79	1,04	1,02
significância	ns	ns	***	ns
interacção				
Adubação x Calagem				
R+FC0	1,33	0,90	1,14	1,13
RC0	0,44	0,68	0,94	0,92
R+RC1	1,09	0,88	0,90	1,13
RC1	0,70	0,66	0,83	0,94
significância	***	ns	*	ns
MDS	0,08		0,09	

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.9 - Valores médios das modalidades para o fósforo (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Diluição				
R	0,57	0,67	0,89	0,93
50%R	0,61	0,66	0,84	1,05
significância	ns	ns	ns	**
Calagem				
C1	0,74	0,69	0,85	1,03
C0	0,44	0,64	0,88	0,96
significância	***	ns	ns	*
interacção				
Diluição x Calagem				
RC0	0,44	0,68	0,94	0,92
50%RC0	0,44	0,60	0,82	0,99
RC1	0,70	0,66	0,83	0,9
50%RC1	0,78	0,71	0,87	1,11
significância	*	ns	**	ns
MDS	0,06		0,07	

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.10 - Valores médios das modalidades para o potássio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Água				
D+F	5,17	4,98	3,30	2,19
R+F	5,36	4,22	2,53	3,02
significância	ns	***	***	ns
Calagem				
C1	5,01	4,23	2,55	2,75
C0	5,52	4,97	3,28	2,47
significância	ns	***	***	ns
interacção				
Água x Calagem				
D+FC0	5,33	5,63	3,87	2,19
R+FC0	5,72	4,30	2,69	2,74
D+FC1	5,01	4,33	2,73	2,19
R+FC1	5,01	4,13	2,36	3,30
significância	ns	***	**	ns
MDS		0,33	0,37	

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.11 - Valores médios das modalidades para o potássio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Adubação				
R+F	5,36	4,22	2,53	3,02
R	4,80	4,23	2,98	3,96
significância	***	ns	**	***
Calagem				
C1	4,98	4,13	2,61	3,68
C0	5,19	4,32	2,90	3,30
significância	ns	ns	ns	**
interacção				
Adubação x Calagem				
R+FC0	5,72	4,30	2,69	2,74
RC0	4,65	4,33	3,11	3,85
R+FC1	5,00	4,13	2,36	3,30
RC1	4,95	4,13	2,85	4,06
significância	***	ns	ns	ns
MDS	0,31			

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.12 - Valores médios das modalidades para o potássio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Diluição				
R	4,80	4,23	2,98	3,96
50%R	4,58	3,77	3,15	3,69
significância	ns	***	ns	ns
Calagem				
C1	4,82	3,98	2,92	4,01
C0	4,56	4,02	3,20	3,64
significância	*	ns	*	*
interacção				
Diluição x Calagem				
RC0	4,65	4,33	3,11	3,85
50%RC0	4,46	3,70	3,30	3,42
RC1	4,95	4,13	2,85	4,06
50%RC1	4,69	3,83	2,99	3,96
significância	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.13 - Valores médios das modalidades para o sódio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Água				
D+F	0,09	0,17	0,13	0,12
R+F	0,16	1,07	1,32	0,98
significância	***	***	***	***
Calagem				
C1	0,09	0,56	0,66	0,48
C0	0,16	0,68	0,79	0,63
significância	***	***	***	***
interacção				
Água x Calagem				
D+FC0	0,11	0,19	0,13	0,15
R+FC0	0,21	1,17	1,44	1,10
D+FC1	0,07	0,15	0,12	0,09
R+FC1	0,11	0,97	1,19	0,87
significância	*	***	***	*
MDS	0,03	0,05	0,08	0,08

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.15 - Valores médios das modalidades para o sódio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Diluição				
R	0,20	0,40	0,43	0,62
50%R	0,18	0,30	0,32	0,40
significância	ns	*	**	***
Calagem				
C1	0,16	0,37	0,23	0,31
C0	0,22	0,34	0,52	0,71
significância	***	ns	***	***
interacção				
Diluição x Calagem				
RC0	0,24	0,41	0,62	0,87
50%RC0	0,21	0,26	0,42	0,56
RC1	0,16	0,39	0,24	0,38
50%RC1	0,16	0,35	0,22	0,25
significância	ns	ns	**	**
MDS			0,07	0,06

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.14 - Valores médios das modalidades para o sódio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Adubação				
R+F	0,16	1,07	1,32	0,98
R	0,20	0,40	0,43	0,62
significância	**	***	***	***
Calagem				
C1	0,13	0,68	0,72	0,62
C0	0,22	0,79	1,03	0,98
significância	***	*	***	***
interacção				
Adubação x Calagem				
R+FC0	0,21	1,17	1,44	1,10
RC0	0,24	0,41	0,62	0,87
R+FC1	0,11	0,97	1,19	0,87
RC1	0,16	0,39	0,24	0,38
significância	ns	*	ns	**
MDS		0,12		0,01

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.16 - Valores médios das modalidades para o cálcio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Água				
D+F	1,01	1,07	1,25	1,14
R+F	0,92	0,88	0,92	1,15
significância	ns	**	***	ns
Calagem				
C1	1,55	1,53	1,50	1,44
C0	0,38	0,42	0,67	0,85
significância	***	***	***	***
interacção				
Água x Calagem				
D+FC0	0,41	0,43	0,69	0,69
R+FC0	0,36	0,40	0,64	1,0
D+FC1	1,61	1,7	1,8	1,59
R+FC1	1,49	1,37	1,19	1,29
significância	ns	**	***	***
MDS		0,04	0,16	0,16

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.17 - Valores médios das modalidades para o cálcio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Adubação				
R+F	0,92	0,88	0,92	1,15
R	0,82	0,58	0,99	1,00
significância	ns	***	ns	*
Calagem				
C1	1,27	1,05	1,17	1,20
C0	0,48	0,42	0,74	0,96
significância	***	***	*	***
interacção				
Adubação x Calagem				
R+FC0	0,36	0,40	0,64	1,00
RC0	0,60	0,43	0,83	0,91
R+FC1	1,49	1,37	1,19	1,29
RC1	1,05	0,73	1,15	1,10
significância	***	***	ns	ns
MDS	0,18	0,09		

Nota: ***; **, *; significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.19 - Valores médios das modalidades para o magnésio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Água				
D+F	0,23	0,26	0,24	0,18
R+F	0,22	0,25	0,20	0,26
significância	ns	ns	***	***
Calagem				
C1	0,30	0,33	0,27	0,22
C0	0,15	0,17	0,17	0,23
significância	***	***	***	ns
interacção				
Água x Calagem				
D+FC0	0,15	0,17	0,18	0,19
R+FC0	0,14	1,18	0,16	0,26
D+FC1	0,30	0,35	0,30	0,17
R+FC1	0,30	0,31	0,24	0,26
significância	ns	**	*	ns
MDS		0,02	0,02	

Nota: ***; **, *; significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.18 - Valores médios das modalidades para o cálcio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Diluição				
R	0,82	0,58	0,99	1,01
50%R	0,89	0,62	0,77	1,10
significância	ns	ns	ns	ns
Calagem				
Com	1,11	0,78	1,07	1,19
Sem	0,61	0,42	0,69	0,91
significância	***	***	*	***
interacção				
Diluição x Calagem				
RC0	0,60	0,43	0,83	0,91
50%RC0	0,61	0,40	0,55	0,92
RC1	1,05	0,73	1,15	1,10
50%RC1	1,17	0,83	0,99	1,28
significância	ns	*	ns	ns
MDS		0,09		

Nota: ***; **, *; significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.20 - Valores médios das modalidades para o magnésio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Adubação				
R+F	0,22	0,25	0,20	0,26
R	0,25	0,19	0,21	0,33
significância	*	***	ns	***
Calagem				
C1	0,27	0,25	0,22	0,27
C0	0,20	0,19	0,20	0,32
significância	***	***	ns	***
interacção				
Adubação x Calagem				
R+FC0	0,14	0,18	0,16	0,26
RC0	0,26	0,21	0,23	0,38
R+FC1	0,30	0,31	0,24	0,26
RC1	0,24	0,18	0,19	0,28
significância	***	***	**	***
MDS	0,04	0,01	0,05	0,03

Nota: ***; **, *; significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.21 - Valores médios das modalidades para o magnésio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Diluição				
R	0,25	0,19	0,21	0,33
50%R	0,28	0,20	0,22	0,35
significância	*	ns	ns	ns
Calagem				
C1	0,26	0,19	0,19	0,30
C0	0,27	0,20	0,24	0,39
significância	ns	***	**	***
interacção				
Diluição x Calagem				
RC0	0,26	0,21	0,23	0,38
50%RC0	0,27	0,20	0,25	0,39
RC1	0,24	0,18	0,19	0,28
50%RC1	0,28	0,19	0,19	0,31
significância	ns	**	ns	ns
MDS		0,008		

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.22 - Valores médios das modalidades para o cobre (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Água				
D+F	3,3	30,0	25,0	2,8
R+F	8,3	41,7	25,0	1,5
significância	ns	ns	ns	ns
Calagem				
C1	3,3	30,0	16,7	1,7
C0	8,3	41,7	33,3	2,6
significância	ns	ns	ns	ns
interacção				
Água x Calagem				
D+FC0	3,3	23,3	30,0	4,0
R+FC0	13,3	60,0	36,7	1,2
D+FC1	3,3	36,7	20,0	1,6
R+FC1	3,3	23,3	13,3	1,9
significância	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.23 - Valores médios das modalidades para o cobre (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Adubação				
R+F	8,3	41,7	25,0	1,5
R	5,0	35,0	28,3	3,3
significância	ns	ns	ns	ns
Calagem				
C1	6,7	30,0	18,3	2,1
C0	6,7	46,7	35,0	2,7
significância	ns	ns	ns	ns
interacção				
Adubação x Calagem				
R+FC0	13,3	60,0	36,7	1,2
RC0	0,0	33,3	33,3	4,3
R+FC1	3,3	23,3	13,3	1,9
RC1	10,0	36,7	23,3	2,3
significância	**	ns	ns	ns
MDS	7,86			

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.24 - Valores médios das modalidades para cobre (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Diluição				
R	5,0	35,0	28,3	3,3
50%R	6,7	33,3	5,5	2,2
significância	ns	ns	***	ns
Calagem				
Com	11,7	31,7	16,7	2,2
Sem	0,00	36,7	17,2	3,3
significância	***	ns	ns	ns
interacção				
Diluição x Calagem				
RC0	0,0	33,3	33,3	4,3
50%RC0	0,0	40,0	1,09	2,3
RC1	10,0	36,7	23,3	2,3
50%RC1	13,3	26,7	10,0	2,0
significância	ns	ns	*	ns
MDS			12,5	

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.25 - Valores médios das modalidades para o ferro (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Água				
D+F	622	665	367	34
R+F	615	390	258	22
significância	ns	ns	ns	**
Calagem				
C1	852	637	450	30
C0	385	418	175	26
significância	***	ns	*	ns
interacção				
Água x Calagem				
D+FC0	380	523	160	31
R+FC0	390	313	190	20
D+FC1	863	807	573	37
R+FC1	840	467	327	24
significância	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.26 - Valores médios das modalidades para o ferro (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Adubação				
R+F	615	390	258	22
R	332	203	212	28
significância	**	***	ns	ns
Calagem				
C1	632	330	288	26
C0	315	263	182	24
significância	**	ns	ns	ns
interacção				
Adubação x Calagem				
R+FC0	390	313	190	20
RC0	240	213	173	28
R+FC1	840	467	327	24
RC1	423	193	250	28
significância	ns	*	ns	ns
MDS		105,36		

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.27 - Valores médios das modalidades para ferro (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Diluição				
R	332	203	212	28
50%R	473	505	67	24
significância	ns	ns	**	ns
Calagem				
C1	482	298	185	25
C0	323	410	94	27
significância	ns	ns	ns	ns
interacção				
Diluição x Calagem				
RC0	240	213	173	28
50%RC0	407	607	15	26
RC1	423	193	250	28
50%RC1	540	403	120	23
significância	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.28 - Valores médios das modalidades para o zinco (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Água				
D+F	24,3	24,8	21,8	1,5
R+F	27,0	24,3	24,3	1,9
significância	ns	ns	**	**
Calagem				
C1	18,3	18,2	17,3	1,6
C0	33,0	31,0	28,8	1,8
significância	***	***	***	ns
interacção				
Água x Calagem				
D+FC0	32,7	32,0	29,3	1,7
R+FC0	33,3	30,0	28,3	2,0
D+FC1	16,0	17,7	14,3	1,4
R+FC1	20,7	18,7	20,3	1,8
significância	ns	ns	**	ns
MDS			2,37	

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.29 - Valores médios das modalidades para o zinco (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Adubação				
R+F	27,0	24,3	24,3	1,9
R	26,0	26,7	27,5	2,7
significância	ns	ns	ns	**
Calagem				
C1	22,0	21,0	21,7	2,2
C0	31,0	30,0	30,2	2,5
significância	**	**	*	ns
interacção				
Adubação x Calagem				
R+FC0	33,3	30,0	28,3	2,2
RC0	28,7	30,0	32,0	2,9
R+FC1	20,7	18,7	20,3	1,8
RC1	23,3	23,3	23,0	2,5
significância	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.30 - Valores médios das modalidades para o zinco (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Diluição				
R	26,0	26,7	27,5	2,7
50%R	30,7	23,7	11,8	2,6
significância	ns	ns	**	ns
Calagem				
C1	22,0	22,3	22,3	2,5
C0	34,7	28,0	17,0	2,8
significância	ns	*	ns	ns
interacção				
Diluição x Calagem				
RC0	28,7	30,0	32,0	2,9
50%RC0	40,7	26,0	2,0	2,7
RC1	23,3	23,3	23,0	2,5
50%RC1	20,7	21,3	21,7	2,5
significância	ns	ns	**	ns
MDS			11,38	

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.31 - Valores médios das modalidades para o manganés (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Água				
D+F	226,7	260,0	221,7	23,3
R+F	206,7	190,0	165,0	27,1
significância	*	***	***	**
Calagem				
C1	216,7	216,7	120,0	11,0
C0	216,7	233,3	266,7	39,4
significância	ns	ns	***	***
interacção				
Água x Calagem				
D+FC0	233,3	276,7	316,7	37,9
R+FC0	200,0	190,0	216,7	40,9
D+FC1	220,0	243,3	126,7	8,70
R+FC1	213,3	190,0	113,3	13,3
significância	ns	ns	***	ns
MDS			17,2	

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.32 - Valores médios das modalidades para o manganés (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	4º corte
Adubação				
R+F	207	190	165	27
R	215	205	198	27
significância	ns	**	ns	ns
Calagem				
C1	175	190	145	19
C0	247	205	218	35
significância	***	**	**	***
interacção				
Adubação x Calagem				
R+FC0	200	190	217	41
RC0	293	220	220	29
R+FC1	213	190	113	13
RC1	137	190	177	24
significância	***	**	ns	***
MDS	26,62	13,31		2,81

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.33 - Valores médios das modalidades para o manganés (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1ºcorte	2ºcorte	3ºcorte	4ºcorte
Diluição				
R	215	205	198	27
50%R	222	205	117	34
significância	ns	ns	**	***
Calagem				
C1	140	187	192	27
C0	297	223	124	34
significância	***	**	**	***
interacção				
Diluição x Calagem				
RC0	293	220	220	29
50%RC0	300	227	27	39
RC1	137	190	177	24
50%RC0	143	183	207	30
significância	ns	ns	***	*
MDS			64,97	2,68

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.35 - Valores médios das modalidades para a matéria orgânica, pH (H₂O), pH (KCL) e condutividade eléctrica do solo

Modalidades	MO (%)	pH(H ₂ O)	pH(KCL)	C.E _v mS·cm ⁻¹
Adubação				
R+F	1,36	6,1	4,9	0,095
R+F	1,34	6,3	5,1	0,086
significância	ns	*	*	ns
Calagem				
C1	1,32	7,1	6,0	0,734
C0	1,38	5,2	4,0	0,107
significância	ns	***	***	ns
interacção				
Adubação x Calagem				
R+FC0	1,42	5,0	3,9	0,097
RC0	1,34	5,4	4,1	0,117
R+FC1	1,30	7,1	5,8	0,093
RC1	1,34	7,1	6,2	0,054
significância	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey.

Quadro 6.34 - Valores médios das modalidades para a matéria orgânica, pH (H₂O), pH (KCL) e condutividade eléctrica do solo

Modalidades	MO (%)	pH(H ₂ O)	pH(KCL)	C.E _v mS·cm ⁻¹
Água				
D+F	1,38	6,1	4,8	0,025
R+F	1,36	6,1	4,9	0,095
significância	ns	ns	ns	**
Calagem				
C1	1,32	7,1	5,7	0,054
C0	1,43	5,1	3,9	0,066
significância	ns	***	***	ns
interacção				
Água x Calagem				
DC0	1,43	5,1	3,9	0,035
RC0	1,42	5,0	3,9	0,097
DC1	1,33	7,1	5,6	0,014
RC1	1,30	7,1	5,8	0,093
significância	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey.

Quadro 6.36 - Valores médios das modalidades para a matéria orgânica, pH (H₂O), pH (KCL) e condutividade eléctrica do solo

Modalidades	MO (%)	pH(H ₂ O)	pH(KCL)	C.E _v mS·cm ⁻¹
Diluição				
R	1,34	6,3	5,1	0,086
50%R	1,25	6,3	5,1	0,058
significância	**	ns	ns	ns
Calagem				
C1	1,31	7,2	6,2	0,044
C0	1,28	5,4	4,1	0,100
significância	ns	***	***	**
interacção				
Diluição x Calagem				
RC0	1,34	5,4	4,1	0,117
50%RC0	1,22	5,4	4,0	0,083
RC1	1,34	7,1	6,2	0,054
50%RC1	1,28	7,2	6,1	0,034
significância	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey.

Quadro 6.37 - Valores médios das modalidades para os macroelementos do solo (mg·kg⁻¹)

Modalidades	N _k	NO ₃ ⁻	P ₂ O ₅	K ₂ O
Água				
D+F	729	6,33	104	62
R+F	686	12,13	106	48
significância	**	**	ns	**
Calagem				
C1	713	16,80	106	56
C0	702	1,67	105	54
significância	ns	***	ns	ns
interacção				
Água x Calagem				
D+FC0	750	3,33	105	56
R+FC0	655	0,00	103	51
D+FC1	709	9,33	103	67
R+FC1	717	24,27	108	45
significância	***	***	ns	*
MDS		4,88		10,78

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.39 - Valores médios das modalidades para os macroelementos do solo (mg·kg⁻¹)

Modalidades	N _k	NO ₃ ⁻	P ₂ O ₅	K ₂ O
Diluição				
R	666	25,67	13	65
50%R	701	30,92	13	67
significância	ns	ns	ns	ns
Calagem				
C1	683	56,58	13	49
C0	684	0,00	13	83
significância	ns	***	ns	***
interacção				
Diluição x Calagem				
RC0	661	0,00	14	81
50%RC0	708	0,00	13	85
RC1	672	51,33	12	49
50%RC1	694	61,83	14	50
significância	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey.

Quadro 6.38 - Valores médios das modalidades para os macroelementos do solo (mg·kg⁻¹)

Modalidades	N _k	NO ₃ ⁻	P ₂ O ₅	K ₂ O
Adubação				
R+F	686	12,14	106	48
R	666	25,67	13	65
significância	ns	***	***	***
Calagem				
C1	694	37,80	60	47
C0	658	0,00	59	66
significância	ns	***	ns	***
interacção				
Adubação x Calagem				
R+FC0	655	0,00	104	51
RC0	661	0,00	14	81
R+FC1	717	24,27	108	45
RC1	672	51,33	12	49
significância	ns	***	*	**
MDS		7,02	3,99	10,91

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.40 - Valores médios das modalidades para o hidrogénio de troca e para as bases de troca do solo [cmol(+)·kg⁻¹]

Modalidades	H ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
Água					
D+F	3,72	2,39	0,28	0,23	0,05
R+F	3,51	2,61	0,31	0,81	0,03
significância	ns	ns	ns	***	**
Calagem					
C1	2,51	3,81	0,22	0,52	0,04
C0	4,72	1,19	0,37	0,53	0,04
significância	***	***	***	ns	ns
interacção					
Água x Calagem					
D+FC0	4,80	1,08	0,36	0,27	0,04
R+FC0	4,63	1,30	0,39	0,79	0,03
D+FC1	2,64	3,69	0,21	0,20	0,05
R+FC1	2,39	3,92	0,23	0,83	0,03
significância	ns	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey.

Quadro 6.41 - Valores médios das modalidades para o hidrogénio de troca e para as bases de troca do solo [cmol(+).kg⁻¹]

Modalidades	H ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
Adubação					
R+F	3,51	2,61	0,31	0,81	0,03
R	2,99	2,76	0,34	0,78	0,04
significância	ns	ns	ns	ns	*
Calagem					
C1	1,91	4,04	0,25	0,77	0,04
C0	4,59	1,34	0,40	0,82	0,04
significância	***	***	***	ns	ns
interacção					
Adubação x Calagem					
R+FC0	4,63	1,30	0,39	0,79	0,03
RC0	4,56	1,37	0,42	0,86	0,05
R+FC1	2,39	3,92	0,23	0,83	0,03
RC1	1,43	4,15	0,26	0,71	0,04
significância	ns	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey.

Quadro 6.42 - Valores médios das modalidades para o hidrogénio de troca e para as bases de troca do solo [cmol(+).kg⁻¹]

Modalidades	H ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
Diluição					
R	2,99	2,76	0,34	0,78	0,04
50%R	2,90	2,89	0,32	0,40	0,04
significância	ns	ns	ns	***	ns
Calagem					
C1	1,43	4,40	0,27	0,54	0,04
C0	4,46	1,25	0,39	0,64	0,05
significância	***	***	***	ns	ns
interacção					
Diluição x Calagem					
RC0	4,56	1,37	0,42	0,86	0,05
50%RC0	4,36	1,13	0,36	0,43	0,04
RC1	1,43	4,15	0,26	0,71	0,04
50%RC1	1,44	4,65	0,28	0,38	0,04
significância	ns	*	ns	ns	ns
MDS		0,50			

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.43 - Valores médios das modalidades para os microelementos do solo (mg.kg⁻¹)

Modalidades	Fe	Cu	Zn	Mn	B
Água					
D+F	53,9	2,5	0,9	6,0	0,530
R+F	56,0	5,0	1,1	5,7	0,774
significância	ns	ns	ns	ns	***
Calagem					
Com	50,9	6,7	1,0	6,0	0,724
Sem	58,9	0,8	1,1	5,7	0,581
significância	**	ns	ns	ns	**
interacção					
Água x Calagem					
D+FC0	59,1	1,6	1,0	5,9	0,525
R+FC0	58,8	0,0	1,3	5,4	0,636
D+FC1	48,7	3,3	0,9	6,0	0,535
R+FC1	53,1	10,1	1,0	5,9	0,912
significância	ns	ns	ns	ns	**
MDS					0,10

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey. MDS - Mínima diferença significativa.

Quadro 6.44 - Valores médios das modalidades para os microelementos do solo (mg.kg⁻¹)

Modalidades	Fe	Cu	Zn	Mn	B
Adubação					
R+F	56,0	5,0	1,1	5,7	0,774
R	52,9	0,7	1,5	6,0	0,590
significância	ns	ns	ns	ns	**
Calagem					
C1	50,8	5,0	1,1	5,7	0,781
C0	58,1	0,7	1,5	5,9	0,584
significância	*	ns	ns	ns	**
interacção					
Adubação x Calagem					
R+FC0	58,8	0,0	1,3	5,4	0,636
RC0	57,5	1,4	1,7	6,5	0,533
R+FC1	53,1	10,1	1,0	5,9	0,912
RC1	48,4	0,0	1,2	5,5	0,649
significância	ns	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey.

Quadro 6.45 - Valores médios das modalidades para os microelementos do solo ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Modalidades	Fe	Cu	Zn	Mn	B
Adução					
R	52,9	0,7	1,5	6,0	0,591
50%R	54,4	5,5	1,2	7,5	0,583
significância	ns	ns	ns	ns	ns
Calagem					
Com	49,7	5,5	1,1	6,1	0,636
Sem	57,6	0,7	1,6	7,4	0,539
significância	*	ns	ns	ns	ns
interacção					
Adução x Calagem					
RC0	57,5	1,4	1,7	6,5	0,533
50%RC0	57,7	0,0	1,5	8,3	0,544
RC1	48,4	0,0	1,2	5,5	0,649
50%RC1	51,0	10,9	1,0	6,6	0,622
significância	ns	ns	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey.

Quadro 6 -46 Valor total das exportações (mg) nas várias modalidades, referentes aos elementos analisados nas plantas no primeiro ensaio

Mod.\El.nutrit.	Azoto(N)	Fósforo(P ₂ O ₃)	Potássio(K)	Cálcio(Ca)	Magnésio(Mg)	Sódio(Na)	Cobre(Cu)	Ferro(Fe)	Zinco(Zn)	Manganés(Mn)
D + F C0	1215,6	310,2	1087,7	182,6	53,6	43,9	0,418	5,84	0,545	5,29
D + F C1	1320,9	331,4	1092,8	611,3	91,2	39,4	0,483	14,32	0,324	3,73
R + F C0	1841,1	458,7	1392,8	288,5	82,9	473,5	1,10	7,21	0,805	6,02
R + F C1	2458,6	635,5	2291,0	831,0	171,2	473,8	0,547	24,51	0,897	7,59
R C0	169,5	61,7	308,2	59,0	23,5	48,9	0,105	0,980	0,138	1,14
R C1	401,3	124,5	617,9	155,6	35,9	48,5	0,229	2,71	0,224	2,00
50% R C0	119,5	41,2	204,3	37,4	16,5	21,5	0,046	1,25	0,092	0,756
50% R C1	388,1	127,5	562,4	156,3	36,1	35,4	0,174	3,66	0,215	1,79

Anexo IV

Quadro 6.47 - Valores médios das modalidades para a matéria seca (g)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	Total
Água				
AD	11,1	11,0	9,6	31,7
AR	14,3	19,1	20,5	53,8
significância	***	***	***	***
Cloro				
CI1	12,2	15,5a	14,1b	41,8b
CI3	13,4	15,0ab	15,5a	43,8a
CI5	12,5	14,6b	15,5a	42,6ab
significância	ns	*	***	**
interacção				
Água x Cloro				
ARCI1	14,1	19,0	19,8	52,9
ARCI3	14,8	19,2	20,9	54,9
ARCI5	13,9	19,0	20,8	53,7
ADCI1	10,4	11,9	8,4	30,7
ADCI3	11,9	10,7	10,1	32,7
ADCI5	11,1	10,3	10,2	31,6
significância	ns	*	ns	ns
MDS (2)		0,91		
MDS (3)		1,12		

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS (2) - para os dois tipos de água; MDS (3) - para as três doses de cloro

Quadro 6.49 - Valores médios das modalidades para o azoto kjeldahl (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
Água			
AD	3,72	1,82	2,98
AR	3,90	1,28	3,14
significância	ns	***	ns
Cloro			
CI1	3,94	1,55	3,08
CI3	3,71	1,57	3,22
CI5	3,79	1,54	2,89
significância	ns	ns	ns
interacção			
Água x Cloro			
ARCI1	3,88	1,85	3,09
ARCI3	3,55	1,88	3,13
ARCI5	3,72	1,73	2,73
ADCI1	4,00	1,24	3,08
ADCI3	3,86	1,25	3,30
ADCI5	3,86	1,36	3,05
significância	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.48 - Valores médios das modalidades para a matéria seca (g)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte	Total
ADCI0	11,9	11,0ab	9,8a	32,7a
ADCI1	10,4	11,9a	8,4b	30,7ab
ADCI2	11,2	10,8ab	7,9b	29,9b
ADCI3	11,9	10,7ab	10,1a	32,7a
ADCI5	11,1	10,3b	10,2a	31,6ab
Significância:	ns	*	***	*

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.50 - Valores médios das modalidades para o azoto kjeldahl (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
ADCI0	3,56	1,20	3,28
ADCI1	4,00	1,24	3,08
ADCI2	3,80	1,19	3,10
ADCI3	3,86	1,25	3,30
ADCI5	3,86	1,36	3,05
Significância:	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.51 - Valores médios das modalidades para o fósforo (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
Água			
AD	0,84	1,01	1,06
AR	0,80	0,98	0,84
significância	ns	ns	***
Cloro			
Cl1	0,81	0,97	0,97
Cl3	0,81	0,99	0,93
Cl5	0,84	1,02	0,94
significância	ns	ns	ns
interacção			
Água x Cloro			
ARCl1	0,79	0,99	0,88
ARCl3	0,80	0,96	0,84
ARCl5	0,81	0,98	0,80
ADCl1	0,82	0,96	1,05
ADCl3	0,81	1,02	1,02
ADCl5	0,88	1,06	1,09
significância	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.53 - Valores médios das modalidades para o potássio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
Água			
AD	4,9	3,54	1,69
AR	5,48	3,66	1,79
significância	**	*	ns
Cloro			
Cl1	5,22	3,59	1,73
Cl3	5,13	3,61	2,00
Cl5	5,24	3,60	1,50
significância	ns	ns	ns
interacção			
Água x Cloro			
ARCl1	5,46	3,69	1,69
ARCl3	5,56	3,67	2,34
ARCl5	5,41	3,61	1,35
ADCl1	4,98	3,48	1,78
ADCl3	4,70	3,55	1,65
ADCl5	5,06	3,58	1,65
significância	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.52 - Valores médios das modalidades para o fósforo (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
ADCl0	0,88	0,98	1,05
ADCl1	0,82	0,96	1,05
ADCl2	0,88	0,98	1,03
ADCl3	0,81	1,02	1,02
ADCl5	0,88	1,06	1,09
Significância:	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.54 - Valores médios das modalidades para o potássio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
ADCl0	5,03	3,62	2,21a
ADCl1	4,98	3,48	1,78ab
ADCl2	5,11	3,52	1,81ab
ADCl3	4,70	3,55	1,65b
ADCl5	5,06	3,58	1,65b
Significância:	ns	ns	*

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.55 - Valores médios das modalidades para o sódio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
Água			
AD	0,05	0,03	0,30
AR	0,26	0,41	1,45
significância	***	***	***
Cloro			
Cl1	0,16	0,20	0,71b
Cl3	0,15	0,27	1,00a
Cl5	0,16	0,19	0,92a
significância	ns	ns	**
interacção			
Água x Cloro			
ARCl1	0,25	0,38	1,27
ARCl3	0,25	0,52	1,61
ARCl5	0,28	0,33	1,46
ADCl1	0,07	0,02	0,15
ADCl3	0,04	0,02	0,38
ADCl5	0,03	0,04	0,39
significância	ns	ns	ns

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.57 - Valores médios das modalidades para o cálcio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
Água			
AD	2,06	1,21	1,02
AR	1,79	0,91	0,92
significância	**	*	***
Cloro			
Cl1	1,95	1,08	0,93b
Cl3	1,84	0,91	0,96ab
Cl5	1,98	1,18	1,02a
significância	ns	ns	**
interacção			
Água x Cloro			
ARCl1	1,81	1,00	0,91
ARCl3	1,72	0,67	0,93
ARCl5	1,84	1,05	0,91
ADCl1	2,09	1,17	0,95
ADCl3	1,96	1,16	0,98
ADCl5	2,12	1,30	1,12
significância	ns	ns	**
MDS (2)			0,07
MDS (3)			0,09

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS (2) - para os dois tipos de água; MDS (3) - para as três doses de cloro

Quadro 6.56 - Valores médios das modalidades para o sódio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
ADCl0	0,05	0,02b	0,22
ADCl1	0,07	0,02b	0,15
ADCl2	0,08	0,03ab	0,34
ADCl3	0,04	0,02b	0,38
ADCl5	0,03	0,04a	0,39
Significância:	ns	**	ns

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.58 - Valores médios das modalidades para o cálcio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
ADCl0	2,11	1,12	1,00ab
ADCl1	2,09	1,17	0,95b
ADCl2	2,06	1,26	0,98ab
ADCl3	1,96	1,16	0,98ab
ADCl5	2,12	1,30	1,12a
Significância:	ns	ns	*

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.59 - Valores médios das modalidades para o magnésio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
Água			
AD	0,47	0,23	0,27
AR	0,45	0,15	0,37
significância	ns	***	***
Cloro			
CI1	0,47	0,23a	0,31b
CI3	0,46	0,19ab	0,33a
CI5	0,47	0,16b	0,31b
significância	ns	**	**
interacção			
Água x Cloro			
ARCI1	0,45	0,23	0,37
ARCI3	0,46	0,15	0,39
ARCI5	0,44	0,07	0,35
ADCI1	0,48	0,22	0,25
ADCI3	0,46	0,23	0,28
ADCI5	0,47	0,24	0,28
significância	ns	***	***
MDS (2)		0,05	0,02
MDS (3)		0,06	0,02

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS (2) - para os dois tipos de água; MDS (3) - para as três doses de cloro

Quadro 6.61 - Valores médios das modalidades para o cobre (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
Água			
AD	1,3	2,8	8,0
AR	1,3	2,5	14,6
significância	ns	ns	**
Cloro			
CI1	1,5	2,6	7,5b
CI3	1,5	2,6	10,3b
CI5	1,1	2,8	16,2a
significância	ns	ns	**
interacção			
Água x Cloro			
ARCI1	1,8	2,3	7,3
ARCI3	1,1	2,6	11,9
ARCI5	1,1	2,7	24,5
ADCI1	1,1	2,9	7,7
ADCI3	1,8	2,5	8,6
ADCI5	1,1	3,0	7,8
significância	ns	ns	**
MDS (2)			6,46
MDS (3)			7,91

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS (2) - para os dois tipos de água; MDS (3) - para as três doses de cloro

Quadro 6.60 - Valores médios das modalidades para o magnésio (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
ADCI0	0,48	0,20	0,27
ADCI1	0,48	0,22	0,25
ADCI2	0,49	0,23	0,27
ADCI3	0,46	0,23	0,28
ADCI5	0,47	0,24	0,28
Significância:	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.62 - Valores médios das modalidades para o cobre (mg.kg⁻¹ de matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
ADCI0	1,1	2,7	7,0
ADCI1	1,1	2,9	7,8
ADCI2	1,8	5,1	10,6
ADCI3	1,8	2,5	8,6
ADCI5	1,1	3,0	7,8
Significância:	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.63 - Valores médios das modalidades para o ferro (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
Água			
AD	155	64	315
AR	133	32	252
significância	***	***	***
Cloro			
CI1	144	45	272
CI3	141	45	276
CI5	145	53	302
significância	ns	ns	ns
interacção			
Água x Cloro			
ARCI1	129	32	258
ARCI3	128	29	250
ARCI5	140	34	250
ADCI1	160	58	286
ADCI3	154	61	303
ADCI5	150	72	355
significância	ns	ns	ns

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.65 - Valores médios das modalidades para o zinco (mg.kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
Água			
AD	3,6	1,6	24,9
AR	1,3	2,0	25,6
significância	ns	***	ns
Cloro			
CI1	3,0	1,7	23,2
CI3	2,9	1,8	29,4
CI5	1,5	1,8	23,3
significância	ns	ns	ns
interacção			
Água x Cloro			
ARCI1	1,3	1,8	22,3
ARCI3	1,4	2,0	30,1
ARCI5	1,3	2,1	24,5
ADCI1	4,8	1,7	24,1
ADCI3	4,4	1,6	28,6
ADCI5	1,8	1,6	22,0
significância	ns	ns	ns

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.64 - Valores médios das modalidades para o ferro (mg.kg⁻¹ de matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
ADCI0	163	46	326
ADCI1	160	58	286
ADCI2	158	67	295
ADCI3	154	61	303
ADCI5	150	72	355
Significância:	ns	ns	ns

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.66 - Valores médios das modalidades para o zinco (mg.kg⁻¹ de matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
ADCI0	1,6	2,1	30,5
ADCI1	4,8	1,7	24,1
ADCI2	1,4	1,6	26,7
ADCI3	4,4	1,6	28,6
ADCI5	1,8	1,6	22,0
Significância:	ns	ns	ns

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.67 - Valores médios das modalidades para o manganês (mg·kg⁻¹ da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
Água			
AD	15	11	412
AR	16	11	283
significância	ns	ns	***
Cloro			
Cl1	17	11	345
Cl3	14	11	332
Cl5	16	11	365
significância	ns	ns	ns
interacção			
Água x Cloro			
ARCl1	16	11	292
ARCl3	16	12	280
ARCl5	16	10	278
ADCl1	17	10	398
ADCl3	12	11	384
ADCl5	17	12	453
significância	ns	*	ns
MDS (2)		1,23	
MDS (3)		1,50	

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.69 - Valores médios das modalidades para os cloretos (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
Água			
AD	1,90	1,12	1,42
AR	2,52	2,72	3,04
significância	***	***	***
Cloro			
Cl1	2,18	1,74b	2,09
Cl3	2,25	1,98a	2,29
Cl5	2,20	2,04a	2,31
significância	ns	**	ns
interacção			
Água x Cloro			
ARCl1	2,44	2,50	3,02
ARCl3	2,62	2,90	3,07
ARCl5	2,49	2,74	3,02
ADCl1	1,92	0,97	1,15
ADCl3	1,88	1,05	1,51
ADCl5	1,91	1,34	1,59
significância	ns	*	ns
MDS (2)		0,26	
MDS (3)		0,32	

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS (2) - para os dois tipos de água; MDS (3) - para as três doses de cloro

Quadro 6.68 - Valores médios das modalidades para o manganês (mg·kg⁻¹ de matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
ADCl0	21	12	386
ADCl1	17	10	398
ADCl2	18	11	436
ADCl3	12	11	384
ADCl5	17	12	453
Significância:	ns	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.70 - Valores médios das modalidades para os cloretos (% da matéria seca)

Modalidades	1º corte	2º corte	3º corte
ADCl0	1,97	0,80b	0,93
ADCl1	1,92	0,97ab	1,15
ADCl2	2,01	1,06ab	1,46
ADCl3	1,88	1,05ab	1,51
ADCl5	1,91	1,34a	1,59
Significância:	ns	*	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.71 - Valores médios das modalidades para a matéria orgânica, pH (H₂O), pH (KCL) e condutividade eléctrica do solo.

Modalidades	MO (%)	pH(H ₂ O)	pH(KCL)	C.E _w mS·cm ⁻¹
Água				
AD	1,27	7,1	5,7	0,038
AR	1,16	7,3	6,2	0,168
significância	**	*	***	***
Cloro				
Cl1	1,26	7,2	6,0	0,100
Cl3	1,20	7,1	5,9	0,105
Cl5	1,19	7,2	6,0	0,103
significância	ns	ns	ns	ns
interacção				
Água x Cloro				
ARC11	1,22	7,3	6,2	0,160
ARC13	1,10	7,1	6,2	0,178
ARC15	1,15	7,4	6,2	0,167
ADC11	1,29	7,2	5,8	0,041
ADC13	1,30	7,0	5,6	0,032
ADC15	1,22	7,1	5,8	0,041
significância	ns	ns	ns	ns

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.73 - Valores médios das modalidades para os macronutrientes do solo (mg·kg⁻¹)

Modalidades	N _k	NO ₃ ⁻	P ₂ O ₅	K ₂ O
Água				
AD	746	0,6	69	76
AR	724	0,957	72	38
significância	ns	***	ns	***
Cloro				
Cl1	722ab	0,60a	69	54
Cl3	710b	0,45ab	69	57
Cl5	773a	0,40b	74	60
significância	*	*	ns	ns
interacção				
Água x Cloro				
ARC11	655	1,19	74	38
ARC13	704	0,89	69	36
ARC15	814	0,79	74	42
ADC11	790	0,00	65	70
ADC13	716	0,00	68	79
ADC15	732	0,00	74	78
significância	**	*	ns	ns
MDS (2)	71,64	0,21		
MDS (3)	87,68	0,26		

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS (2) - para os dois tipos de água; MDS (3) - para as três doses de cloro

Quadro 6.72 - Valores médios das modalidades para a matéria orgânica, pH (H₂O), pH (KCL) e condutividade eléctrica do solo

Modalidades	MO (%)	pH(H ₂ O)	pH(KCL)	C.E _w mS·cm ⁻¹
ADC10	1,17	7,1	5,8	0,039
ADC11	1,29	7,2	5,8	0,041
ADC12	1,22	7,0	5,8	0,036
ADC13	1,30	7,0	5,6	0,032
ADC15	1,22	7,1	5,8	0,041
Significância:	ns	ns	ns	ns

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.74 - Valores médios das modalidades para os macronutrientes do solo (mg·kg⁻¹)

Modalidades	N _k	NO ₃ ⁻	P ₂ O ₅	K ₂ O
ADC10	716	1,42 a	74	77 ab
ADC11	790	0,00 b	65	70 b
ADC12	773	0,00 b	73	77 ab
ADC13	716	0,00 b	68	79 a
ADC15	732	0,00 b	74	78 a
Significância:	ns	**	ns	*

Nota: ***; **; *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6.75 - Valores médios das modalidades para o hidrogénio de troca e para as bases de troca do solo [cmol(+)-kg⁻¹]

Modalidades	H ⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	K ⁺
Água					
AD	4,23	4,12	0,95	0,17	0,07
AR	3,94	4,51	0,62	0,20	0,02
significância	ns	ns	***	ns	ns
Cloro					
Cl1	3,83	4,49	0,81	0,18	0,03
Cl3	4,13	4,18	0,77	0,19	0,03
Cl5	4,29	4,28	0,77	0,19	0,07
significância	ns	ns	ns	ns	ns
interacção					
Água x Cloro					
ARCl1	3,68	4,80	1,35	0,18	0,02
ARCl3	3,68	4,39	0,24	0,18	0,02
ARCl5	4,45	4,35	0,26	0,23	0,02
ADCl1	3,99	4,17	0,27	0,18	0,04
ADCl3	4,59	3,97	1,30	0,19	0,04
ADCl5	4,12	4,20	1,28	0,15	0,12
significância	ns	ns	***	ns	ns
MDS (2)			0,11		
MDS (3)			0,14		

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS (2) - para os dois tipos de água; MDS (3) - para as três doses de cloro

Quadro 6.77 - Valores médios das modalidades para os microelementos do solo (mg·kg⁻¹)

Modalidades	Fe	Cu	Zn	Mn	B	Cl
Água						
AD	85,3	2,6	3,2	9,6	0,522	33,5
AR	82,2	2,8	1,3	8,2	1,024	99,6
significância	ns	ns	***	*	***	***
Cloro						
Cl1	81,9	2,3	2,0b	8,1b	1,012a	60,6
Cl3	85,4	2,8	2,0b	9,9a	0,583b	66,5
Cl5	84,0	2,9	2,8a	8,8ab	0,723ab	72,5
significância	ns	ns	*	*	**	ns
interacção						
Água x Cloro						
ARCl1	85,3	2,0	0,7	8,1	1,526	94,7
ARCl3	79,8	3,1	0,8	8,5	0,640	100,1
ARCl5	81,6	3,2	2,5	8,1	0,905	103,5
ADCl1	78,4	2,7	3,2	8,0	0,498	26,6
ADCl3	91,0	2,5	3,2	11,2	0,525	32,5
ADCl5	86,4	2,7	3,2	9,6	0,542	41,4
significância	*	ns	*	ns	**	ns
MDS (2)	8,57		1,06		0,34	
MDS (3)	10,48		1,29		0,41	

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias. MDS (2) - para os dois tipos de água; MDS (3) - para as três doses de cloro

Quadro 6.76 - Valores médios das modalidades para o hidrogénio de troca e para as bases de troca do solo [cmol(+)-kg⁻¹]

Modalidades	H ⁺	Ca ²⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	K ⁺
ADCl0	4,25	4,41	0,27b	0,20	0,04
ADCl1	3,99	4,17	0,27b	0,18	0,04
ADCl2	3,89	4,41	0,26b	0,18	0,04
ADCl3	4,59	3,97	1,30a	0,19	0,04
ADCl5	4,12	4,20	1,28a	0,15	0,12
Significância:	ns	ns	***	ns	ns

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias

Quadro 6.78 - Valores médios das modalidades para os microelementos do solo (mg·kg⁻¹)

Modalidades	Fe	Cu	Zn	Mn	B	Cl
ADCl0	88,5	2,1	0,7b	8,8	0,638	23,7 b
ADCl1	78,4	2,7	3,2a	8,0	0,498	26,6 b
ADCl2	64,5	2,4	3,3a	12,9	0,530	29,6 ab
ADCl3	91,0	2,5	3,2a	11,2	0,525	32,5 ab
ADCl5	86,4	2,7	3,2a	9,6	0,542	41,4 a
Significância:	ns	ns	***	ns	ns	**

Nota: ***, **, *, significativo a 0,1%, 1,0%, e 5,0%, respectivamente; ns= não significativo, valores seguidos da mesma letra não diferem significativamente, entre si pelo teste de Tuckey de comparação de médias.

Quadro 6 - 79 Valor total das exportações (mg) nas várias modalidades, referentes aos elementos analisados nas plantas no segundo ensaio

Mod. \ El. nutrit.	Nitro(N)	Fósforo(P ₂ O ₅)	Potássio(K)	Cálcio(Ca)	Magnésio(Mg)	Sódio(Na)	Cobre(Cu)	Ferro(Fe)	Zinco(Zn)	Mangânese(Mn)	Cloratos(Cl)
AR C11	1510,4	473,7	1805,6	630,8	180,4	358,9	0,214	7,54	0,494	6,22	1417,0
AR C13	1578,2	478,3	2016,6	577,6	170,0	473,3	0,315	7,68	0,688	6,32	1486,2
AR C15	1413,6	465,2	1718,7	644,5	147,3	405,3	0,576	7,79	0,568	6,20	1494,9
AD C10	758,9	315,4	1213,4	472,3	105,6	29,7	0,111	5,64	0,346	4,17	413,6
AD C11	822,3	287,7	1081,6	436,4	97,1	22,3	0,112	4,14	0,272	3,104	411,7
AD C12	799,0	285,8	585,5	444,2	101,1	39,1	0,159	4,82	0,246	3,77	454,9
AD C13	926,4	308,6	1105,8	456,3	107,6	45,3	0,135	5,55	0,362	4,14	488,6
AD C15	879,6	318,0	1098,7	483,5	105,5	47,2	0,123	6,03	0,261	4,93	512,2