



Qualidade da Água de Irrigação

Otávio Álvares de Almeida

Embrapa

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Mandioca e Fruticultura
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

Qualidade da Água de Irrigação

Otávio Álvares de Almeida

Cruz das Almas – BA
Dezembro de 2010

Embrapa Mandioca e Fruticultura

Rua Embrapa, s/nº, 44380-000, Cruz das Almas, Bahia

Caixa Postal 007

Fone: (75) 3312-8000

Fax: (75) 3312-8097

Homepage: <http://www.cnpmf.embrapa.br>

E-mail: sac@cnpmf.embrapa.br

Comitê Local de Publicações

Presidente: *Aldo Vilar Trindade*

Vice-Presidente: *Ana Lúcia Borges*

Secretária: *Maria da Conceição Pereira Borba dos Santos*

Membros: *Abelmon da Silva Gesteira*

Carlos Alberto da Silva Ledo

Davi Theodoro Junghans

Eliseth de Souza Viana

Léa Ângela Assis Cunha

Marilene Fancelli

Supervisão editorial: *Ana Lúcia Borges*

Revisão de texto: *Maurício Antônio Coelho Filho*

Ficha catalográfica: *Lucidalva Ribeiro Gonçalves Pinheiro*

Editoração: *Saulus Santos da Silva*

1ª edição

Versão online (dezembro/2010).

Todos os direitos reservados

A reprodução não-autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei no 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) Embrapa Mandioca e Fruticultura

Almeida, Otávio Álvares de

Qualidade da água de irrigação [recurso eletrônico] / Otávio Álvares de Almeida. - Dados eletrônicos. - Cruz das Almas : Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010.

Sistema requerido: Adobe Acrobat Reader.

Modo de acesso:

<http://www.cnpmf.embrapa.br/publicacoes/livro_qualidade_agua.pdf>

Título da página da Web (acesso em 21 JAN. 2011)

ISBN: 978-85-7158-024-4

1. Qualidade da água. 2. Irrigação. 3. Ciclo hidrológico I. Título.

CDD 631.7 (21. ed.)

© Embrapa 2010

Autor

Otávio Álvares de Almeida

Engenheiro Civil, D.Sc., Analista aposentado da
Embrapa Mandioca e Fruticultura, Rua Embrapa, s/n,
C. Postal 007, 44380-000 – Cruz das Almas, BA

Sumário

Capítulo 1 – O ciclo hidrológico.....	1
Capítulo 2 – Tipos de águas utilizadas para irrigação.....	13
Capítulo 3 – Critérios para estabelecer a qualidade da água para irrigação.....	31
Capítulo 4 – Modelos de classificação da água de irrigação.....	59
Capítulo 5 – Entupimento de emissores.....	79
Capítulo 6 – Técnicas para análise de água.....	135
Capítulo 7 – Gestão da água para controle dos sais.....	167
Capítulo 8 – Irrigação com águas salinas.....	197
Referências Bibliográficas.....	219

Capítulo I

O CICLO HIDROLÓGICO

A água é um recurso essencial para a vida, a saúde, os alimentos, o desenvolvimento econômico e o meio ambiente sustentável. Ocupa uma posição única na história de nosso planeta. Nenhuma outra substância natural pode comparar-se com ela a respeito da sua influência sobre o curso do processo geológico mais básico. Seguramente sua existência abundante nas três fases (sólido, líquido e gasoso) no ambiente, provê uma das características mais distintiva da Terra comparada com outros planetas do sistema solar (Engman & Gurney, 1991). É uma das substâncias mais freqüentes no sistema atmosfera-Terra e é das mais necessárias à existência da vida. É papel fundamental nos processos físico-químicos e biológicos da Terra e intervém nos processos de intercâmbios. As transferências de fluxos de água se contemplam no ciclo hidrológico (Figura 1.1). No ciclo hidrológico, a radiação solar que atua na água doce ou salgada e, como consequência, uma parte da mesma sofre uma mudança de estado, passando de água líquida a vapor, a qual passa à atmosfera constituindo o vapor d'água. O vapor d'água, quando chega a altas camadas da atmosfera, onde a temperatura é mais baixa, se condensa formando as nuvens. Quando estas gotas se fazem maiores, a atração da Terra aumenta, caindo sobre ela em forma de chuva, granizo ou neve. A chuva é precipitação na forma líquida, ocorrendo em média de $3,5 \times 10^5 \text{ km}^3$ à Terra ao ano. O granizo precipita em forma de gelo, o que acontece quando gotas de chuva atravessam regiões de temperatura abaixo de zero e se solidificam, enquanto a neve na forma de cristais, já formados a baixa temperatura, por sublimação, a partir do vapor d'água.

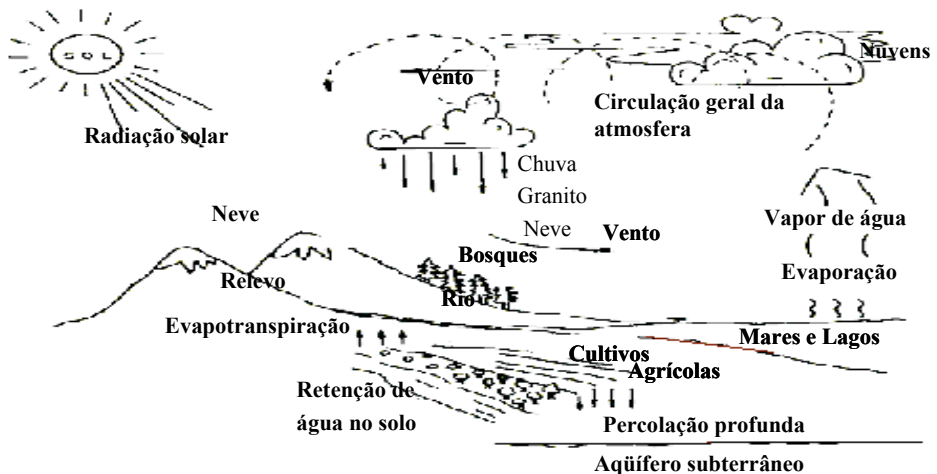


Figura 1.1. Ciclo geral da água na superfície terrestre.

Fonte: Reichardt (1990).

A chuva, ao atingir a superfície da Terra, nela se infiltra (água de infiltração), para circular pelo interior da mesma, constituindo as águas subterrâneas, que afloram na superfície em forma de mananciais ou fontes ou por meio de poços. Outra parte da água escorre pela superfície, constituindo as águas correntes que constituirão os rios, e que unidas (água subterrânea e água superficial) irão parar no mar. Os raios solares vão evaporando a água quer seja doce ou salgada, a qual volta à atmosfera completando o ciclo.

Alem deste ciclo hidrológico da água, existe um subciclo biológico, o qual faz que se renovem sobre a Terra, anualmente, da ordem de $6,5 \times 10^{11}$ t deste composto, como resultado da função clorofílica das plantas (fotossíntese) e dos organismos marinhos.

Na Tabela 1.1 se podem observar as águas da hidrosfera global e sua taxa de renovação, que é a representação do tempo que seria necessário para a

revitalização do volume de água de um compartimento através do ciclo hidrológico (Lvovitch, 1988).

Tabela 1.1 – As águas da hidrosfera global e os fluxos do ciclo hidrológico global.

Volumes de águas	Volume de água (10 ³ km ³)	Volume total (%)	Taxa de renovação (anos)
Oceanos no mundo	1.370.323,0	93,9600	3.000
Águas subterrâneas (incluindo as águas da zona de mudança da água ativa)	60.000,0 (4.000,0)	4,1200 (0,2700)	5.000* (330)**
Glaciais	24.000,0	1,6500	8.000
Lagos	280,0	0,0190	7
Umidade dos solos	85,0	0,0060	1
Vapores na atmosfera	14,0	0,0010	0.027
Águas fluviais	1,2	0,0001	0.031
Soma	1.454.703,2	100,0000	2.800

* Incluindo o escoamento subterrâneo aos oceanos que não se canaliza nos rios – 4.200 anos

** Incluindo o escoamento subterrâneo aos oceanos que não se canaliza nos rios – 280 anos.

Adaptado de: Engman & Gurney (1991) e Lvovitch (1988).

1.1 - A água no globo

Na atualidade, a situação da água é preocupante, não somente quanto à quantidade de recursos hídricos disponíveis, senão, também, quanto à sua qualidade (Moreno Corelles et al. 1996).

No âmbito mundial, cada vez são mais acentuados os desequilíbrios regionais que se produzem com respeito às disponibilidades de água de qualidade em

distintas regiões do mundo. As causas, ainda que conhecidas, são dificilmente evitáveis: o aumento da população e sua concentração em grandes núcleos urbanos; o elevado grau de desmatamento e deterioração de bosques resultando em um menor aproveitamento das precipitações; os efeitos negativos da exploração excessiva dos aquíferos (salinização e aumento dos custos de exploração); o crescente dano por contaminação da qualidade das águas superficiais, entre outros.

Esta situação é mais problemática nas regiões áridas e semi-áridas onde as condições climatológicas estabelecem uma escassez de recursos hídricos. Como em ordem de prioridade, as águas para usos domésticos ocupam o primeiro lugar em importância, seguidas das aplicações industriais e agrícolas, em muito poucos lugares das zonas áridas e semi-áridas, a água disponível é suficiente para irrigar os terrenos cultiváveis. Esta falta de água para a agricultura, associada à necessidade de aumentar a produção de alimento, aumenta a necessidade de utilização de águas de inferior qualidade, que vão limitando a produtividade agrícola e produzindo a degradação dos solos.

1.2 – A água na agricultura

Sendo a água um elemento constitutivo dos seres vivos, é, portanto, das plantas. Às vezes se apresenta só, às vezes combinada com outros elementos que a planta encontra no solo e no ar, servindo de veículo para sua nutrição. Com o contínuo crescimento demográfico, superando em muito o aumento da produtividade e/ou à incorporação de Terra de zonas úmidas e sub-úmidas à produção agrícola, a humanidade se vê compelida a utilizar a irrigação para complementar as chuvas nestas zonas, como também para fazer produtivas as

zonas áridas e semi-áridas do globo. A produção de cultivos nestas regiões é dependente de um abastecimento adequado de água, é dizer, água em quantidade suficiente e de qualidade apropriada e facilmente disponível para a irrigação ao longo da temporada para suprir as necessidades dos cultivos.

Prediz-se que pelo menos a metade do aumento requerido na produção de alimento nas próximas décadas deve proceder das terras irrigadas do mundo.

À vista do papel da agricultura irrigada como a "máquina alimentícia do mundo", a competição pela água não pode converter-se em um crescimento menor da produção de alimento ou em uma redução absoluta da área irrigada no mundo. O desafio do setor da agricultura irrigada é, portanto, produzir mais alimento mediante uma melhor transformação da água utilizada.

Uma das maneiras obvia para se enfrentar o desafio para o melhor aproveitamento das águas aptas para irrigação, está em reduzir a quantidade de água aplicada em cada irrigação. Outra forma é usar a fração não consumida de água de irrigação já desviada, visto que, ao nível de campo (Hill, 1994; Frederiksen, 1992), uma grande parte da água de irrigação aplicada (aproximadamente a metade), não é realmente consumida pelo cultivo e, portanto acaba como água de drenagem.

A utilização das águas de drenagem é factível quando é devidamente misturada com quantidades disponíveis de água de irrigação tais como as perdas operacionais e as do tramo final dos canais de irrigação, escoamento superficial de irrigação, com efluentes de estações de tratamento de águas depuradas e águas de despejos doméstico e industrial. O acesso capilar da água subterrânea pode chegar a ser também parte do fluxo de água de drenagem. Certamente que a água

de drenagem proveniente de áreas úmidas alimentadas pela chuva é geralmente de alta qualidade.

Os estudos da água visando determinar sua qualidade para utilização na agricultura irrigada são muito antigos. Entretanto, a definição favorável ou contrária à utilização de uma água para fins de irrigação depende, não somente das condições químicas que apresenta no momento que é analisada, como também, das características físico-químicas dos solos em que vão ser aplicadas, assim como da susceptibilidade e resistência dos cultivos que vão ser irrigados.

O conjunto de parâmetros a serem considerados na avaliação da qualidade da água para a irrigação deve contemplar o conjunto de características físicas, químicas e biológicas que definem sua adequação ou não para o uso. Habitualmente as determinações que se realizam na água são: Potencial Hidrogeniônico (pH), Condutividade Elétrica (CE), Total de Sais Dissolvidos (TSD), íons: sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{++}), magnésio (Mg^{++}), cloretos (Cl^-), sulfatos (SO_4^{++}), carbonatos (CO_3^{--}) e bicarbonatos (HCO_3^-). Por sua toxicidade manifesta, é conveniente analisar o íon boro (B^+). O intervalo usual em água de irrigação está na Tabela 1.2.

1.3 - A água de irrigação

Quando se fala de qualidade da água de irrigação se tem a certeza que se trata de qualidade em relação com a salinidade no sentido amplo do termo. Neste caso, a qualidade da água se define em função de três critérios básicos: salinidade em sentido restrito, sodicidade e toxicidade.

Tabela 1.2 – Análises de laboratório necessárias para avaliar a água para irrigação

Parâmetros	Símbolo	Unidade ¹	Intervalo usual na água de irrigação	Fatores de conversão
SALINIDADE				
Conteúdo de sais				
Condutividade Elétrica ou Total de Sais Dissolvidos	CEai	dS m ⁻¹	0 - 3	P _o = 0,36 CE (atm) (dS m ⁻¹)
	TSD	mg L ⁻¹	0 - 2.000	
CÁTIONES E ÂNIONES				Pe²
Cálcio	Ca ²⁺	meq L ⁻¹	0 - 20	20.04
Magnésio	Mg ²⁺	meq L ⁻¹	0 - 5	12.16
Sódio	Na ⁺	meq L ⁻¹	0 - 40	22.99
Carbonatos	CO ₃ ²⁻	meq L ⁻¹	0 - 0.1	30.00
Bicarbonatos	HCO ₃ ⁻	meq L ⁻¹	0 - 10	61.02
Cloretos	Cl ⁻	meq L ⁻¹	0 - 30	35.45
Sulfatos	SO ₄ ²⁻	meq L ⁻¹	0 - 20	48.03
NUTRIENTES³				
Nitrato – Nitrogênio	NO ₃ ⁻ - N	mg L ⁻¹	0 - 10	62.00
Amoníaco – Nitrogênio	NH ₄ ⁺ - N	mg L ⁻¹	0 - 5	18.04
Fosfato – Fósforo	PO ₄ ³⁻ -P	mg L ⁻¹	0 - 2	31.66
Potássio	K ⁺	mg L ⁻¹	0 - 2	39.10
VARIOS				
Boro	B ³⁺	mg L ⁻¹	0 - 2	3,60
Acidez ou Alcalinidade	pH		6 - 8,5	
Razão de Adsorção de Sódio	RAS	(mmol _c L ⁻¹) ^{1/2}	0 - 15	

Adaptado de Ayers & Westcot (1976 e 1991) e Aragués et al. (1979).

Po = Pressão Osmótica

1 – dS m = deciSiemes por metro em unidade do sistema internacional (SI) (1 mmho cm⁻¹ = 1 dS m⁻¹)

mg L⁻¹ = miligrama por litro = partes por milhão (ppm)

meq L⁻¹ = mili equivalente por litro (meq L⁻¹ x Pe = mg L⁻¹).

Em unidade do Sistema Internacional (SI), 1 meq L⁻¹ = 1 mmol L⁻¹ corrigido segundo a carga elétrica.

2 – Pe = Peso equivalente = Peso atômico ÷ valência

3 - NO₃⁻ - N significa que o laboratório deverá determinar NO₃⁻ e expressá-lo em termos de equivalente químico de N. Da mesma forma, para NH₄⁺ - N, o laboratório determinará o NH₄⁺ porém expressará em termos de equivalentes químicos de N elementar. O nitrogênio total disponível para as plantas será a soma de equivalentes de nitrogênio. O mesmo método deverá ser utilizado para o fósforo.

O critério de salinidade avalia o risco de que o uso da água ocasione altas concentrações de sais, com o correspondente efeito osmótico e diminuição de rendimentos dos cultivos.

O critério de sodicidade analisa o risco de que se induza uma elevada Percentagem de Sódio Trocável (PST), com deterioração da estrutura do solo.

O critério de toxicidade estuda os problemas que podem criar determinados íons acumulados nos tecidos das plantas.

Existem outros critérios de qualidade. Por exemplo: no caso de irrigação por gotejamento é muito importante considerar o risco de entupimento dos emissores e das tubulações; Em outros casos, pode ser de interesse estudar os desequilíbrios nutricionais que se podem produzir por excesso de nitrogênio ou ainda o desbalanço de elementos no solo.

Todas as águas de irrigação têm um conteúdo maior ou menor de sais solúveis, ainda que as águas naturais raras vezes contenham sais suficientes para ocasionar danos imediatos aos cultivos (Rhoades, 1972). As águas de irrigação podem conter de 0,1 a 4,0 toneladas de sais por mil metros cúbicos e, como geralmente, se aplicam ao solo anualmente de 10 a 15 mil metros cúbicos por hectare, são aportados ao solo de 1,0 a 60,0 toneladas de sal por hectare, que podem incorporar-se aos solos irrigados anualmente. Em condições adequadas de drenagem esses sais serão lavados e eliminados da zona radicular. Quando o aporte de água não é suficiente, o conteúdo em sais do solo aumenta progressivamente até alcançar níveis que fazem antieconômica sua exploração.

A partir dos dados de Livingstone (1961), citado por Pizarro (1996), se elaborou a Tabela 1.3 a qual mostra a salinidade média dos rios do planeta. Nela verifica-se que a salinidade, representada pela condutividade elétrica, varia de 58

a $200 \mu\text{mhos cm}^{-1}$ ($\mu\text{S cm}^{-1}$), sendo a média mundial de $117 \mu\text{S cm}^{-1}$. Entretanto, nas regiões que necessitam irrigação, essa salinidade é, com frequência, muito maior. Nas irrigações da Espanha onde se utiliza água superficial, na maioria dos casos, a salinidade das águas oscila em torno de 0,4 a $1,0 \text{ dS m}^{-1}$. No caso de água subterrânea, a salinidade pode ser mais elevada (Pizarro, 1996).

Em cada caso o que se avalia é o risco potencial do uso da água. É dizer, a maioria das águas consideradas perigosas tem um conteúdo atual de sais que por si só não é demasiado prejudicial, apresentando-se o problema quando essas águas evoluem no solo. Com efeito, a evapotranspiração diminui a umidade do solo porém, praticamente não elimina sais, de forma que a solução do solo torna-se mais salina à medida que o solo seca. Por este motivo, uma água que inicialmente tivera uma concentração salina aceitável, pode alcançar valores elevados. Além disso, outros fenômenos se apresentam como na concentração dos sais, em que algum deles pode alcançar seu limite de solubilidade e precipitar, retirando da solução do solo determinados cátions, alterando as proporções iniciais. Isto costuma ocorrer com alguns sais de cálcio de baixa solubilidade (CO_3Ca e SO_4Ca), podendo promover um aumento da proporção de sódio na água do solo e da Percentagem de Sódio Trocável (PST) do mesmo.

Existem numerosos exemplos, antigos e modernos, de ricas regiões agrícolas que, como consequência de uma irrigação inadequada, manejada incorretamente, foram salinizadas, tornando-se totalmente improdutivas.

Tabela 1.3 - Composição média da água dos rios no mundo

Continentes	CO ₃ H ⁻		SO ₄ ⁼		Cl ⁻		NO ₃ ⁻		Ca ⁺⁺		Mg ⁺⁺		Na ⁺		K ⁺		Total		CE
	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
América do Norte	68.0	1.1	20.0	0.4	8.0	0.2	1.0	-	21.0	1.0	5.0	0.4	9.0	0.4	1.4	-	142	1.7	142
América do Sul	31.0	0.5	4.8	0.1	4.9	0.1	0.7	-	7.2	0.4	1.5	0.1	4.0	0.2	2.0	0.1	69	0.7	58
Europa	95.0	1.6	24.0	0.5	6.9	0.2	3.7	0.1	31.1	1.6	5.6	0.5	5.5	0.2	1.7	-	182	2.4	200
Ásia	79.0	1.3	8.4	0.2	8.7	0.2	0.7	-	18.4	0.9	5.6	0.5					142	1.7	142
África	42.0	0.7	13.5	0.3	12.1	0.3	0.8	-	12.5	0.6	3.8	0.3	11.0	0.5	-	-	121	1.3	108
Austrália	31.6	0.5	2.6	0.1	10.0	0.3	0.05	-	3.9	0.2	2.7	0.2	2.9	0.1	1.4	-	59	0.9	75
Mundo	58.4	1.0	11.2	0.2	7.8	0.2	1.0	-	15.0	0.7	4.1	0.3	6.3	0.3	2.3	0.1	120	1.4	117

Fonte: Pizarro (1996)

(1) – Valores em partes por milhão (ppm = mg L⁻¹) miligrama por litro;

(2) – Valores em miliequivalente por litro (meq L⁻¹ = mg L⁻¹ ÷ Pe) miligrama por litro dividido por peso equivalente.

(3) – Soma de ânions e cátions em ppm

(4) – Soma de ânions em meq L⁻¹

(5) – $CE = \frac{(4)}{12} \times 1000$, em $\mu\text{S cm}^{-1}$

A questão de como a água de irrigação evolui no solo criando os problemas é complexa porque essa evolução não depende somente da água, mas, também, de como se maneja (irrigações freqüentes ou distanciadas, lixiviações fortes ou débeis, etc.) e do solo, já que intervêm fenômenos de troca de cátions e os sais se concentram com distinta velocidade em terrenos arenosos que em argilosos, etc. A dificuldade do tema faz com que sejam estabelecidos muitos critérios de qualidade de água, desde que os cientistas e os engenheiros dedicaram suas carreiras a estudar a salinidade com relação à física, química, biologia e/o os fatores de gestão que afetam a água, os solos e as plantas. Portanto, se sabe muito agora sobre aspectos específicos de salinidade (p. ex., os efeitos físicos e químicos sobre o solo, os efeitos fisiológicos sobre as plantas, e a tolerância ao sal pelas plantas), porém resulta difícil prever o rendimento relativo de um cultivo, mesmo conhecendo-se as informações sobre a qualidade da água, o solo, o clima, e a gestão (Grattan, 1994). Isto não é surpreendente já que planta, solo e os fatores atmosféricos mudam ao longo do tempo e a tolerância ao sal dos cultivos pode variar dependendo da idade, condições do solo, temperatura, umidade, e contaminação do ar (Maas, 1990)

Capítulo 2

TIPOS DE ÁGUAS UTILIZADAS PARA IRRIGAÇÃO

As águas utilizadas para irrigação normalmente são de origem superficial ou subterrânea, ainda que em determinadas zonas áridas, as características climáticas e a escassez de recursos hídricos, tornam necessário o emprego de outras fontes de água disponíveis, como são as águas residuárias de procedência urbanas. A origem de todas elas advém de chuvas, que vão incorporando as substâncias que dissolve ou arrasta dos terrenos pelos quais escorrem ou infiltram, além de receber os resíduos provenientes das atividades humanas. Estas águas continentais, apresentam características muito diversas, dependendo de sua procedência e do grau de contaminação alcançado antes do uso.

2.1 - Águas superficiais

As águas superficiais continentais englobam, principalmente, as procedentes de rios e lagos, sendo as águas dos rios as mais utilizadas na agricultura. As características destas águas podem ter uma origem natural ou ser resultado de contaminação.

Os rios percorrem a superfície da terra exercendo uma ação importante de erosão, transporte e sedimentação de materiais, incorporando a seu leito águas procedentes de drenagens naturais, águas de infiltração e drenagem das terras irrigadas e despejos e restos procedentes de atividades humanas, agrícolas e industriais. No curso da água, o conteúdo salino e o grau de contaminação vão aumentando à medida que avança o percurso.

Também se deve ter em conta que o regime hidrológico de um rio pode ser modificado pelo homem (construções de represas, captação de água, dragagem etc.), o que aumentará os problemas da contaminação, acentuando determinadas ações nocivas em épocas não usuais, como por exemplo, diminuição da vazão, aumento das águas paradas, redução da velocidade, aumento do depósito de sedimentação etc.

As fontes principais dos sais presentes nas águas de irrigação são os minerais primários dos estratos expostos da crosta terrestre. Sais que são liberados durante o processo de meteorização química (hidrólise, hidratação, oxidação, carbonatação e outros) e logo transportados de suas fontes de origem, através das águas superficiais e/ou águas subterrâneas.

Segundo a procedência das águas, estas apresentam uma série de características especiais, que é muito conveniente conhecer, para ajudar uma interpretação:

Águas procedentes de solos calcários

- ✓ Baixo conteúdo de sais solúveis
- ✓ Valores baixos de CO_3^- , SO_4^- e as vezes SiO_2 .
- ✓ Algumas são pobres em Mg^{++}
- ✓ Ricas em HCO_3^- e em Ca^{++}
- ✓ Os Cl^- e os Na^+ são variáveis
- ✓ Em geral a relação: $\frac{\text{Na}^+}{\text{K}^+} < 1$

Águas procedentes de solos gípsico (solo com gesso)

- ✓ Elevado conteúdo de SO_4^- e Ca^{++}

- ✓ O valor de Mg^{++} é variável
- ✓ Valores normais de HCO_3^-
- ✓ Conteúdo baixo de Cl^- e de Na^+
- ✓ A relação $\frac{Na^+}{K^+} < 1$
- ✓ Em solos gípsico do mioceno e oligoceno, a relação $Na^+/K^+ > 1$

Águas procedentes de solos argilosos

- ✓ Baixo conteúdo de sais solúveis
- ✓ Valores altos de HCO_3^- e de Cl^-
- ✓ Conteúdos altos de Ca^{++} e de Mg^{++}
- ✓ Elevado conteúdo de SiO_2
- ✓ Valores baixos de SO_4^-

Águas procedentes de solos arenosos

- ✓ Baixo conteúdo em sais solúveis
- ✓ Altos conteúdos de HCO_3^- e em Cl^-
- ✓ Baixos conteúdos de SO_4^- , Na^+ e K^+
- ✓ Valores de Mg^{++} variáveis
- ✓ A relação $\frac{Na^+}{K^+} < 1$.

Na Tabela 2.1 é possível observar que a maioria das alterações que sofrem as águas de um rio são conseqüências dos despejos de águas municipais e industriais, e em menor intensidade, por causas naturais.

Tabela 2.1. Contaminantes mais comuns dos rios.

Causas Imediatas	Características da ação nociva	Ação sobre a água do rio	Época mais propícia	Zona do rio de maior incidência de contaminação
Deságüe de águas residuais, municipais, industriais ou escoamento agrícola	DBO ₅ alto	Diminuir a concentração de O ₂ dissolvido	Verão, temperatura alta, período de estiagem	Remansos, tanques de água, zonas onde a água tem pouca velocidade
Incremento de nutrientes	N e P altos	Crescimento excessivo de algas	Primavera e verão	Remansos, zonas eufóticas, correntes com pouca velocidade
Águas residuárias com substâncias tóxicas	Substâncias químicas solúveis, tóxicas para as diferentes formas de vida	Morte de peixes ou outras forma de vida	Todo o ano, sobretudo no verão e temperaturas altas	Remansos, tanques de água, zonas onde a água tem pouca velocidade
Descarga de águas residuais salinas. Aumento da salinidade da água por causas naturais	Mudança do ambiente do rio	Aumento da salinidade	da Estiagem, seca, verão e temperaturas altas	Águas abaixo da descarga ou a ação natural antes da dissolução
Deságüe de águas residuais quentes	Águas com temperaturas altas em relação à do rio	Aumento da temperatura da água do rio	da Em todo ano, sobretudo no verão	Água abaixo da descarga, a distância variável
Águas residuais contaminadas micro biologicamente	Micróbios patógenos	Águas perigosas para vários usos	Em todo tempo e vazão	Águas abaixo do deságüe, a distância variável.
Descargas com sólidos em suspensão procedentes de processos naturais ou atividades humanas	Aporte de sólidos em suspensão	Aumento da turbidez, impedindo a penetração dos raios solares	da Em todo tempo Quando há fortes tempestades e aguaceiros	Águas abaixo e a distância variável dependendo do declive, tamanho das partículas, etc.

Fonte: Caselles et al. (1996)

2.2 - Águas subterrâneas.

As águas subterrâneas são aquelas que se infiltram através da superfície do terreno e enchem os espaços vazios dos interstícios das rochas. Estas águas podem ser extraídas dos aquíferos para a superfície mediante a construção de poços.

De uma forma geral, a concentração de sais nas águas subterrâneas depende principalmente da natureza das rochas que forma o aquífero, de sua posição nele e dos processos de contaminação que tenham ocorrido.

Nos poços situados perto da influência de algum rio se pode comprovar que a medida que as extrações são mais volumosas e portanto intensas, a água vai assumindo uma composição cada vez mais semelhante à água do rio. Um fenômeno contrário ao anterior se nota nos poços situados junto ao mar. Nestes lugares a água doce se encontra flutuando sobre a água do mar que enche permanentemente os espaços porosos dos extratos adjacentes. Entretanto, quando as extrações são muito intensas se pode chegar a esgotar a capa de água doce e bombear a procedente do mar.

Todos estes fenômenos, e alguns mais que não são apresentados, indicam que a análise de uma amostra de água nos proporcionará uma composição que podemos considerar como média. Caso existam causas, como as citadas ou similares, que possam provocar mudanças significativas na composição da água, deve-se efetuar amostras/análises freqüentes, a fim de identificar a causa da variação, cujo número e intensidade vai depender do agente motivador.

Por sua vez, a composição salina da água é uma função do tipo e proporção dos íons na mesma, assim como da solubilidade dos diferentes sais. Na Tabela 2.2 são indicadas as freqüências e a solubilidade dos sais na água de irrigação, de maneira

que a composição salina pode ser deduzida da composição iônica e da solubilidade destes sais.

Tabela 2.2 – Sais mais frequentes no solo e na água de irrigação e sua solubilidade.

Ordem	Sais	Solubilidade (meq L ⁻¹)	Ordem	Sais	Solubilidade (meq L ⁻¹)
1	CaCO ₃ (*)	0,5	7	MgSO ₄	5.760
2	MgCO ₃ (*)	2,5	8	NaCl	6.108
3	Ca(HCO ₃) (*)	3 – 12	9	Na ₂ SO ₄	6.830
4	Mg(HCO ₃) (*)	15 – 20	10	Na ₂ CO ₃	8.320
5	CaSO ₄ (*)	30	11	MgCl ₂	14.955
6	NaHCO ₃	1.642	12	CaCl ₂	25.470

(*) Sais de solubilidade baixa

Adaptado de Doneen (1975) e Pizarro (1996)

Exemplo 1. Para ilustrar o uso deste procedimento, se resume na Tabela 2.3 a composição iônica de algumas águas de irrigação da Venezuela.

Tabela 2.3 – Condutividade elétrica (CEai), pH e composição iônica de quatro águas de irrigação.

Nº da amostra	CEai (dS m ⁻¹)	pH	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	CO ₃ ⁼	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁼
			(meq L ⁻¹)						
1	0,6	7,8	2,5	3,3	1,4	-	2,4	0,9	3,7
2	1,3	7,9	11,1	3,4	0,6	-	2,2	1,2	11,3
3	1,3	7,9	3,4	2,1	7,8	-	6,1	4,6	1,9
4	1,3	8,6	3,5	2,0	8,0	0,5	8,0	3,0	2,0

Nota: 1 e 3 – Águas superficiais; 2 e 4 – Águas de poço.

Fonte: Villafañe (1997)

Considerando a solubilidade dos sais (Tabela 2.2), se combinam os ânions com os cátions para formar os distintos sais constituintes das águas em referência. O primeiro sal que se forma é o de menor solubilidade. Seguindo a ordem apresentada na Tabela 2.2, se obtém, para as águas apresentadas na Tabela 2.3, a composição de sais apresentados na Tabela 2.4.

Tabela 2.4 – Composição da água de irrigação de acordo com a solubilidade dos sais.

Sais	Amostra n°1	Amostra n°2	Amostra n°3	Amostra n°4
CaCO_3	-	-	-	0,5 meq L^{-1}
MgCO_3	-	-	-	-
$\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$	2,4 meq L^{-1}	2,2 meq L^{-1}	3,4 meq L^{-1}	3,0 meq L^{-1}
$\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$	-	-	2,1 meq L^{-1}	2,0 meq L^{-1}
CaSO_4	0,1 meq L^{-1}	8,9 meq L^{-1}	-	-
NaHCO_3	-	-	0,6 meq L^{-1}	3,0 meq L^{-1}
MgSO_4	3,3 meq L^{-1}	2,4 meq L^{-1}	-	-
NaCl	0,9 meq L^{-1}	0,6 meq L^{-1}	4,6 meq L^{-1}	3,0 meq L^{-1}
Na_2SO_4	0,3 meq L^{-1}	-	1,9 meq L^{-1}	2,0 meq L^{-1}
Na_2CO_3	-	-	-	-
MgCl_2	-	0,6 meq L^{-1}	-	-
CaCl_2	-	-	-	-

Isto permite uma interpretação preliminar das águas de irrigação. Por exemplo: os sais predominantes na água da amostra 1, são o sulfato de magnésio e o bicarbonato de cálcio. Na água da amostra 2, que é uma água de poço, o sal predominante é o gesso. Já na água da amostra 3 os sais predominantes são o cloreto de sódio e os bicarbonatos de cálcio e magnésio. Por sua vez na água da amostra 4, também oriunda de poço, predominam os bicarbonatos, juntamente com o cloreto de sódio, e não há possibilidade de precipitação de gesso. Em

conseqüência, nas duas últimas águas devem precipitar carbonatos e nas duas primeiras carbonato e gesso.

2.3. Águas residuárias

O uso de águas residuárias, não é um conceito novo e tem sido praticado em todo o mundo há muitos anos. Existem relatos de sua prática na Grécia Antiga, com a disposição de esgotos e sua utilização na irrigação. No entanto, a demanda crescente por água tem feito do reuso planejado da água um tema atual e de grande importância. Neste sentido, deve-se considerar o reuso de água como parte de uma atividade mais abrangente que é o uso racional ou eficiente da água, o qual compreende também o controle de perdas e desperdícios, e a minimização da produção de efluentes e do consumo de água.

Águas residuais ou residuárias são todas as águas descartadas que resultam da utilização para diversos processos tais como:

1. Águas residuais domésticas: provenientes de banhos; de cozinhas; de lavagens de pavimentos domésticos.
2. Águas residuais industriais: resultantes de processos de fabricação.
3. Águas de infiltração: resultam da infiltração nos coletores de água existente nos terrenos.
4. Águas urbanas: resultam de chuvas, lavagem de pavimentos, regas, etc.

As águas residuais transportam uma quantidade apreciável de materiais poluentes que se não forem retirados podem prejudicar a qualidade das águas dos rios, comprometendo não só toda a fauna e flora destes meios, mas também, todas

as utilizações que são dadas a estes meios, como sejam, a pesca, a balneabilidade, a navegação, a geração de energia, etc.

O tratamento efetuado é, na maioria das vezes, biológico, recorrendo-se ainda a um processo físico para a remoção de sólidos grosseiros. Neste sentido a água residual ao entrar na Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) passa por um canal onde estão montadas grades em paralelo, que servem para reter os sólidos de maiores dimensões, tais como, paus, pedras, etc., que prejudicam o processo de tratamento.

2.3.1. Tipos de Reuso

A reutilização de água pode ser direta ou indireta, decorrentes de ações planeadas ou não.

2.3.1.1. Reuso indireto não planejado da água: ocorre quando a água, utilizada em alguma atividade humana, é descarregada no meio ambiente e novamente utilizada a jusante, em sua forma diluída, de maneira não intencional e não controlada. Caminhando até o ponto de captação para o novo usuário, a mesma está sujeita às ações naturais do ciclo hidrológico (diluição, autodepuração).

2.3.1.2. Reuso indireto planejado da água: ocorre quando os efluentes, depois de tratados, são descarregados de forma planejada nos corpos de águas superficiais ou subterrâneas, para serem utilizadas a jusante, de maneira controlada, no atendimento de algum uso benéfico.

O reuso indireto planejado da água pressupõe que exista também um controle sobre as eventuais novas descargas de efluentes no caminho, garantindo assim que

o efluente tratado estará sujeito apenas a misturas com outros efluentes que também atendam ao requisito de qualidade do reuso objetivado.

2.3.1.3. Reuso direto planejado das águas: ocorre quando os efluentes, após tratados, são encaminhados diretamente de seu ponto de descarga até o local do reuso, não sendo descarregados no meio ambiente. É o caso com maior ocorrência, destinando-se a uso em indústria ou irrigação.

Segundo WHO (1989), citado por Folegatti et al (2005), dentre as vantagens do reuso de águas residuárias, pode-se citar:

- Obtenção de um efluente de melhor qualidade;
- Recuperação e economia de água;
- Alto poder fertilizante do efluente, pois este possui macro e micronutrientes em abundância, podendo ser disponibilizado para as plantas;
- Formação de húmus, devido à mineralização da matéria orgânica presente no esgoto;
- Redução ou eliminação da poluição ambiental.

Como desvantagens podem-se citar:

- ✓ Presença excessiva de nitrogênio podendo comprometer as culturas;
- ✓ Elevados teores de sais contidos nas águas de irrigação, podendo salinizar o solo e prejudicar o rendimento das culturas;
- ✓ Presença de íons como o sódio, boro e cloretos, os quais são tóxicos às culturas;
- ✓ Riscos de contaminação, devido aos organismos patogênicos, para o trabalhador e para o consumidor dos produtos irrigados.

2.3.2. Aplicações da Água Reciclada.

As principais aplicações da água recicladas são:

- ❖ Irrigação paisagística: parques, cemitérios, campos de golfe, faixas de domínio de auto-estradas, campus universitários, cinturões verdes, gramados residenciais.
- ❖ Irrigação de campos para cultivos - plantio de forrageiras, plantas fibrosas e de grãos, plantas alimentícias, viveiros de plantas ornamentais, proteção contra geadas.
- ❖ Usos industriais: refrigeração, alimentação de caldeiras, água de processamento.
- ❖ Recarga de aquíferos: recarga de aquíferos potáveis, controle de intrusão marinha, controle de recalques de subsolo.
- ❖ Usos urbanos não-potáveis: irrigação paisagística, combate ao fogo, descarga de vasos sanitários, sistemas de ar condicionado, lavagem de veículos, lavagem de ruas e pontos de ônibus, etc.
- ❖ Finalidades ambientais: aumento de vazão em cursos de água, aplicação em pântanos, terras alagadas, indústrias de pesca.
- ❖ Usos diversos: aquíicultura, construções, controle de poeira, dessedentação de animais.

2.3.3. Águas residuárias no Brasil

No Brasil, a prática do uso de esgotos - principalmente para a irrigação de hortaliças e de algumas culturas forrageiras - é de certa forma difundida. Entretanto, constitui-se em um procedimento não institucionalizado e tem se desenvolvido até agora sem nenhuma forma de planejamento ou controle. Na

maioria das vezes é totalmente inconsciente por parte do usuário, que utiliza águas altamente poluídas de córregos e rios adjacentes para irrigação de hortaliças e outros vegetais, ignorando que esteja exercendo uma prática danosa à saúde pública dos consumidores e provocando impactos ambientais negativos. Em termos de reuso industrial, a prática começa a se implementar, mas ainda associada a iniciativas isoladas, a maioria das quais, dentro do setor privado.

Mesmo assim, considerando que já existe atividade de reuso de água com fins agrícolas em certas regiões do Brasil, a qual é exercida de maneira informal e sem as salvaguardas ambientais e de saúde pública adequadas, torna-se necessário institucionalizar, regulamentar e promover o setor através da criação de estruturas de gestão, preparação de legislação, disseminação de informação, e do desenvolvimento de tecnologias compatíveis com as nossas condições técnicas, culturais e socio-econômicas.

2.4. Coleta de água para avaliação da qualidade.

Consiste na retirada de um pequeno volume de água, um a dois litros, da fonte desejada e transportar em garrafa de plástico ou de vidro ao laboratório para efeito de análise.

A amostragem requer algumas considerações referentes principalmente à representatividade da amostra. Esta tem íntima relação com o local da amostragem e a forma da coleta. Assim sendo, variações de qualidade da água no tempo por influência de fenômenos hidro-geoclimáticos devem ser registradas. Finalmente a conservação da amostra e o tempo que ela deve demorar a ser analisada influenciarão na confiabilidade dos resultados da análise.

O conhecimento da qualidade da água, quando coletada no manancial representativo da área do trabalho, é de extrema importância, uma vez que será utilizada para orientação nas práticas de irrigação e drenagem e na seleção de cultivos, além de possibilitar a classificação para fins de irrigação, o balanço de sais e o seu movimento no solo.

2.4.1 - Freqüência de amostragem

A freqüência da amostragem depende do objetivo do trabalho, da precisão desejada, da disponibilidade de recursos materiais e humano e, finalmente, da facilidade de laboratórios. Entretanto, para fins de irrigação, após se conhecer a variação mensal em um ano típico, duas vezes por ano (antes e após o período chuvoso) são suficientes para se fazer um acompanhamento das alterações químicas que possam ocorrer com a água.

2.4.2. Metodologia de amostragem

A técnica de amostragem varia com a fonte de água e com os objetivos do estudo. Entretanto, as seguintes recomendações para o caso de irrigação podem ser observadas:

- As amostras de água devem ser coletadas em garrafas de plástico ou de vidro, com capacidade de um ou mais litros, ainda que seja preferível utilizar plástico já que certos tipos de garrafa de vidro podem aportar boro à amostra;
- Antes de coletar a amostra, a garrafa como também a tampa deve ser lavada, pelo menos duas a três vezes com a mesma água a ser amostrada;
- Após a lavagem, a garrafa deve ser enchida totalmente com a água a ser analisada, não se deixando ar livre na garrafa;

- No caso de existência de mais de uma fonte de água, cada fonte deve ser amostrada separadamente como se segue:
 - As coletas de água de rio, riacho, dreno, poços amazonas e/ou canais, devem ser realizadas afastadas das margens e a uma profundidade de 10 a 15 cm abaixo da superfície da água, introduzindo a garrafa até atingir a profundidade desejada.
 - No caso de barragem (açude) a coleta deve ser feita no local da tomada de água para irrigação, a aproximadamente 10 cm abaixo da superfície da água.
 - A coleta d água de poços tubulares ou amazonas deve ser feita pelo menos uma hora após o funcionamento da bomba;
 - As amostras de água de poços de observação de nível freático também podem ser coletadas utilizando-se uma bomba manual com válvula de pé ou com uma lata pequena (tipo cerveja).
 - As amostras de água devem ser devidamente identificadas com etiquetas (Figura 2.5 A e B) e acompanhada de ficha de informação (Figura 2.6) e analisada tão logo possível depois de coletadas, porque mudanças químicas podem ocorrer no líquido.

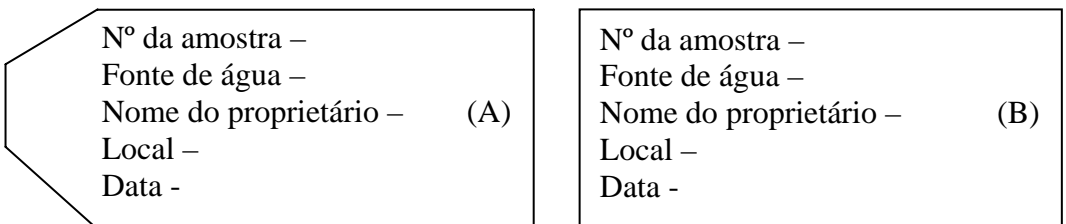


Figura 2.5 – Etiqueta de informações pendente (A) e colável (B)

2.4.3. Tipos de amostras

Os tipos de amostras podem ser:

2.4.3.1. Amostras simples: são aquelas coletadas em tempo e locais determinados para sua análise individual. As análises de componentes sujeitos a mudanças importantes durante a conservação, são realizadas com esse tipo de amostras individuais e o mais rapidamente possível após a coleta; por exemplo, todos os gases dissolvidos, o cloro residual, o enxofre solúvel, a temperatura e o pH.

FICHA DE INFORMAÇÕES	
INTERESSADO:	
ENDEREÇO:	
NOME DA PROPRIEDADE:	
NUMERO DA AMOSTRA:	
FONTE DE ÁGUA:	
DATA DA COLETA:	
SOLO A SER IRRIGADO:	
PROFUNDIDADE:	
CULTURA A SER IRRIGADA:	
CULTURA ANTERIOR:	
	RESPONSÁVEL PELA COLETA

Figura 2.6 – Ficha de informações de dados das amostras de água para irrigação.

2.4.3.2. Amostras compostas: são as obtidas por mistura e homogeneização de amostras simples coletadas no mesmo ponto e em diferentes tempos. São as mais úteis para determinar concentrações médias.

As porções individuais são coletadas em vasos de boca larga e com capacidade para 1.200 mL como mínimo. Coletam-se as amostras a cada certo tempo e misturam-se uma vez concluída a coleta ou se faz a mistura no vasilhame à medida que se vai coletando cada amostra. Em alguns casos é necessário combinar as amostras individuais em volumes proporcionais ao fluxo.

2.4.3.3. Amostras integradas: são as obtidas por misturas de amostras simples coletadas em pontos diferentes e simultaneamente ou com o menor espaço de tempo possível. Um exemplo da necessidade das mesmas é nos rios ou correntes cuja composição varia segundo a largura e a profundidade. Para avaliar a composição média ou a carga total, há que recorrer à mistura de amostras que representem distintos pontos da seção transversal e que sejam proporcionalmente aos fluxos relativos.

2.4.4. Conservação da amostra

Devido ao fato de que as análises de água não se realizam, na maioria dos casos, imediatamente após a coleta da amostra, é necessário o emprego de técnicas de conservação. Estas, mesmo sem conseguir a estabilidade completa de todos os componentes da amostra, atrasam as inevitáveis mudanças físicas, químicas e biológicas que nelas se produzem depois da coleta. Em geral, quanto menor for o intervalo de tempo entre a coleta da amostra e sua análise, mais confiável será o resultado desta.

Para alguns parâmetros as determinações devem ser imediatas no local da coleta. Assim, a temperatura, o pH e os gases dissolvidos (oxigênio, dióxido de carbono) podem mudar em questão de minutos, o que exige sua medida *in situ*. Ao mudar o equilíbrio pH-alcalinidade-dióxido de carbono, o carbonato de cálcio pode precipitar diminuindo os valores de cálcio e da dureza total.

Alguns cátions como o alumínio, cádmio, cromo, cobre, ferro, chumbo, magnésio, prata e zinco, se perdem por adsorção nas paredes dos vasos de vidro ou por troca iônica entre eles. Nestes casos, é melhor utilizar uma vasilha diferente e acidificar com ácido nítrico até pH inferior a dois, para reduzir ao máximo a precipitação e a adsorção nas paredes do vaso. O ferro e o manganês são muito solúveis em seus estados de menor oxidação, porém relativamente insolúveis em seus estados de maior oxidação; portanto, estes cátions podem precipitar ou dissolver-se dependendo do potencial de oxi-redução da amostra.

A atividade microbiológica pode ser responsável pelas mudanças no conteúdo de nitrato-nitrito-amônia, da diminuição da concentração de fenol e da demanda biológica de oxigênio (DBO), ou de uma redução dos sulfatos e sulfitos.

Para reduzir ao máximo as possíveis mudanças físicas, químicas e biológicas entre o momento da coleta da amostra e da análise, deve-se manter a amostra refrigerada a 3 - 4 °C.

O método de conservação deve ser escolhido em função das análises a realizar, porque as vezes é necessário fazer várias coletas e conservá-las em separado para submetê-las a análises múltiplas. Todos os métodos de conservação podem ser adequados se aplicados a matérias em suspensão.

Os métodos de conservação são relativamente limitados e têm como objetivos fundamentais retardar a ação dos microorganismos, atrasar a hidrólise dos

compostos e complexos químicos e reduzir a volatilidade dos componentes. Tais métodos se limitam ao controle do pH, a ação de produtos químicos, o uso de vasilhames âmbar ou opacos, a refrigeração, a filtração e o congelamento. O estabelecimento do tempo máximo que deve transcorrer depende do caráter a coleta da amostra, do tipo de amostra a realizar e das condições de conservação.

Na Tabela 2.5 são indicadas as instruções para a conservação das amostras, indicando o tempo máximo de conservação e a adição de conservantes.

Tabela 2.5 – Requerimentos especiais para a coleta e manipulação de amostra de água.

Análises	Vasilha	Tamanho mínimo da amostra (mL)	Conservação	Tempo mínimo de conservação recomendado/obrigado*
pH	P, V	-	Analisar imediatamente	2 horas / imediato
CE	P, V	500	Refrigerar	28 dias / 28 dias
Sólidos em suspensão	P, V	-	-	6 horas / N.C.
Sulfatos	P, V	-	Refrigerar	28 dias / 28 dias
Cloretos	P, V	100	-	7 dias / N.C.
Carbonatos e Bicarbonatos	P, V	100	Refrigerar	24 horas / 28 dias
Dureza	P, V	100	Acrescentar ácido nítrico até pH<2	6 meses / 6 meses
Boro	P	100	Nenhum	28 dias / 6 meses
Fosfato	V(A)	100	Filtrar; Refrigerar	48 horas / N.C.
Nitrogênio total	P, V	200	Acrescentar H ₂ SO ₄ até pH<2, refrigerar	Nenhum / 28 dias
Nitrogênio amoniacal	P, V	500	Acrescentar H ₂ SO ₄ até pH<2, refrigerar	7 dias / 28 dias
Nitrato	P, V	100	Analisar o mais rápido possível; refrigerar	48 horas / 48 horas (28 dias p/a amostra cloradas)
Silício	P	100	Refrigerar	28 dias / 28 dias
Metais, em geral.	P(A), V(A)	-	Filtrar; acrescentar HNO ₃ até pH <2	6 meses / 6 meses
DBO	P, V	1000	Refrigerar	6 horas / N.C.
DQO	P, V	100	Acrescentar H ₂ SO ₄ até pH<2, refrigerar	24 horas / N.C.

Fonte: Caselles et al. (1996); * Environmental Protection Agency, Rules and Regulation, Federal Register 49; n° 209, 26/10/984

Obs.: Refrigerar = Conservar a 4°C, no escuro; P = Plástico (polietileno ou equivalente);

V = Vidro; V(A) ou P(A) = lavado com HNO₃ 1 + 1; N.C. = não consta na referência citada; Imediato = Analisar imediatamente, conservação não permitida.

Capítulo 3

CRITÉRIOS PARA ESTABELEECER A QUALIDADE DA ÁGUA DE IRRIGAÇÃO.

Os aspectos fundamentais a considerar no uso da água de irrigação são aqueles que afetam principalmente a conservação do solo e o rendimento e qualidade das colheitas. Quanto ao aspecto da qualidade da água este é definido em função dos critérios de salinidade, sodicidade, toxicidade e outros.

3.1 – Critérios de Salinidade

Salinidade é o resultado da acumulação de sais na dissolução do solo, aumentando o potencial osmótico, o que impede ou dificulta, a captação de água por parte da planta e ainda origina alterações na absorção não seletiva de nutrientes. O principal agente causador da salinidade do solo é a qualidade da água utilizada na irrigação, agravando-se quando o manejo da irrigação com essas águas é utilizado inadequadamente. Por sua vez, a condutividade elétrica (CE), devido à facilidade de sua determinação, é o parâmetro considerado para determinar a sua potencialidade de salinizar um solo. A condutividade elétrica da água de irrigação (CE_{ai}) basicamente considera a quantidade total de sais presentes na água, sem especificá-los. É expressa em micromhos por cm ($\mu\text{mhos cm}^{-1}$), milimhos por centímetro (mmhos cm^{-1}) ou, pela unidade do Sistema Internacional (SI) utilizada atualmente, deciSiemens por metro (dS m^{-1}), ou microSiemens por cm ($\mu\text{S cm}^{-1}$) todas as unidades expressas a 25 °C, e é definida

como sendo a maior ou menor facilidade que tem a corrente elétrica de atravessar uma solução, sendo a seguinte equivalência de unidades:

$$1 \text{ dS m}^{-1} = 1 \text{ mmho cm}^{-1} = 1 \text{ mS cm}^{-1} = 1000 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1} = 1000 \text{ } \mu\text{mho cm}^{-1} \quad (3.1)$$

Com o objetivo de dar uma idéia da ordem de grandeza da condutividade elétrica das águas, são informados os dados da Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Fontes de água e suas respectivas condutividades elétricas a 25 °C

Fonte	CE a 25 °C
Água de chuva	0,15 dS m ⁻¹
Água média dos rios	0,2 – 0,4 dS m ⁻¹
Água do mar Mediterrâneo	63 dS m ⁻¹
Água do oceano Atlântico (máxima)	59 dS m ⁻¹
Água do oceano Atlântico (média)	55 dS m ⁻¹
Água do oceano Pacífico	51 dS m ⁻¹
Água do oceano Índico	54 dS m ⁻¹
Água de irrigação de salinidade média	0,75 – 2,25 dS m ⁻¹

Quanto maior seja o conteúdo salino de uma solução maior será a CE da mesma. Portanto, a medida da CE é um indicador do perigo da salinidade do solo.

Outra forma de expressar a salinidade de uma água é mediante a quantidade Total de Sais Dissolvidos (TSD), cujo valor se determina somando as concentrações de cada um dos íons analisados em uma amostra de água, expressados em mg L⁻¹ ou g L⁻¹.

De acordo com Tomes Alarcón (1965), nas zonas semi-áridas, o conteúdo de sal da água de irrigação, pode ser muito mais elevado que nas zonas áridas, sem

causar danos, visto que a quantidade de água que se necessita para complementar a chuva é menor, além das precipitações maiores lavarem os sais do solo muito mais facilmente.

Ainda que a salinidade da água possa ser expressa indistintamente pela CE ou pelo TSD, suas unidades de medida não são estritamente equivalentes. A CE de uma água depende do número e tipo de íons presentes, sendo maior a capacidade condutora dos íons de maior carga iônica, que os de menor carga. Assim, duas águas podem apresentar valores iguais de CE e possuir diferentes TSD.

Isto posto, para as composições usuais das águas de irrigação, se aceitam como válidas as seguintes relações com outros parâmetros que também avaliam a salinidade:

$$CE \text{ (dS m}^{-1}\text{)} = \frac{\text{ppm}}{640} = \frac{\text{meq L}^{-1}}{10} = \frac{Po(\text{bar})}{-0,36} \quad (3.2)$$

onde:

ppm = partes por milhão;

meq L⁻¹ = miliequivalentes por litro;

Po = potencial osmótico.

Por conseguinte, ao determinar o valor da CE de uma água, tem-se o resultado final da atuação daqueles fatores que são distintos para cada tipo de íon, porém não se tem informação a respeito de que ânions ou cátions estão dissolvidos na água. Ou seja, se pode obter o mesmo valor de CE com u'a água cujos íons dominantes sejam Cl⁻ e Na⁺ ou outra com predomínio de íons SO₄⁼ e Ca⁺⁺. É evidente que a qualidade de uma ou outra água, pode ser muito diferente em ordem da sua utilização para irrigação.

Para Medina San Juan (1997) o efeito imediato da concentração total de sais é a redução da colheita, como consequência do aumento da pressão osmótica da solução. Entretanto, assim como a carência de um determinado elemento fica claramente refletido nas plantas, a salinidade excessiva não é sempre detectada nem tão pouco se produz a murcha da planta. Além disso, as águas de irrigação que têm um conteúdo total de sais muito baixo, causam problemas de permeabilidade devido à dispersão dos minerais do solo e da matéria orgânica, e pela grande capacidade que têm tais águas para dissolver e eliminar cálcio.

Segundo Rhoades (1972), interações entre o potencial osmótico da água no solo (concentração salina) e o potencial mátrico (capacidade do solo de reter água), fazem com que as plantas possam superar um alto nível de potencial osmótico se o potencial mátrico é baixo, e suportar alta salinidade em profundidade por meio de adição de água com baixa salinidade na superfície, capaz de suprir as necessidades para evapotranspiração. Assim, o nível de salinidade que uma cultura pode tolerar na água do solo pode depender não somente da tolerância de sal da referida cultura para o seu crescimento como também da distribuição da salinidade no perfil do solo, da frequência e alcance que a água do solo é reduzida entre irrigações e, sobretudo, do conteúdo de água no solo.

No processo de ajuste osmótico que ocorre nas plantas em ditas condições e que mantém o gradiente de potenciais entre a água no solo e na planta, se produz uma diminuição do crescimento relacionado com a concentração total de sais, mais do que com o conteúdo de íons específicos no solo.

Para plantas consideradas sensíveis como a laranjeira, o abacateiro (*persea americana*), o pomelo (*Citrus paradisi*), a limeira (*Citrus aurantifolia*), o limoeiro

(*Citrus limon*), a mangueira (*Mangifera indica*), o maracujazeiro (*Passiflora edulis*) e a tangerineira (*Citrus reticulata*), entre outras (Maas 1990), Dasberg et al. (1991), estimaram o limite de salinidade na zona radicular para produção máxima (salinidade limiar), correspondente a uma condutividade elétrica do extrato de saturação do solo (CEes), de 2,5 a 3,0 dS m⁻¹. Por sua vez, Maas & Hoffman (1977), estimaram a CEes em 1,7 dS m⁻¹, com perdas de 16 % de produção por cada 1,0 dS m⁻¹ de aumento de salinidade, e Shalhevet & Levy (1990) sugerem o limite de 1,3 dS m⁻¹ e redução de rendimento de 13 % por cada 1,0 dS m⁻¹ de incremento de salinidade.

Saliente-se também que a tolerância ao sal dos cítricos depende muitíssimo do porta-enxerto: laranja amarga e limão rugoso são menos sensíveis que lima doce e citrange Troyer, enquanto tangerina Cleopatra é mais tolerante (Bernstein, 1969).

Por sua vez, o abacaxi (*Ananas comosus*) e o mamoeiro (*Carica papaya*) são considerados moderadamente tolerantes à salinidade, estando a salinidade limiar (aquela em que o rendimento provável é de 100%), entre 3 e 6 dS m⁻¹ (Maas, 1990), enquanto a banana (*Musa sp.*), é considerada muito sensível à salinidade, necessitando de solos com valor de CEes inferior a 1 dS m⁻¹ para alcançar bom crescimento (Doorembos & Kassam, 1994). Informações mais detalhadas estarão no Capítulo 7.

3.2 – Critérios de Sodicidade

3.2.1. Percentagem de sódio na água

A sodicidade vem dada pelo conteúdo de sódio (Na⁺) na água. Seu uso como parâmetro de qualidade é devido a seu efeito sobre a permeabilidade do solo, e sobre a nutrição e toxicidade das plantas. A Percentagem de Sódio foi o parâmetro

utilizado nas primeiras classificações de qualidade de água, que se limitava a estabelecer a relação entre o cátion sódio frente ao total de cátions, sendo definido pela equação:

$$\text{Porcentagem de Sódio} = \% \text{ Na} = \frac{100 * \text{Na}^+}{\sum \text{cátions}} \quad (3.3)$$

Este parâmetro foi deixado de lado a partir da classificação sugerida pelos pesquisadores do Laboratório de Salinidade dos USA, que emprega pela primeira vez a Relação de Adsorção de Sódio (RAS).

3.2.2. Relação de adsorção de sódio (RAS)

Este índice denota a proporção relativa em que se encontra o Na^+ em relação com o Ca^{2+} e o Mg^{2+} , cátions divalentes que competem com o sódio pelos lugares de intercâmbio do solo. Esta consideração é de grande importância quando há predominância do íon sódio, que induzirá trocas de íons cálcio e magnésio pelos de sódio nos solos, o que pode conduzir à degradação do mesmo, com a conseqüente perda de sua estrutura e permeabilidade.

A RAS é expressa em raiz quadrada do milequivalente por litro $(\text{meq L}^{-1})^{1/2}$ ou do milimol carga por litro $(\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2}$, e serve como indicadora do perigo de sodicidade ou alcalinidade do solo, sendo os valores da concentração dos elementos expressos em meq L^{-1} e a RAS definida pela equação:

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}}} \cdot (\text{meq L}^{-1})^{1/2} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}}{2}}} \cdot (\text{mmol}_c \text{ L}^{-1})^{1/2} \quad (3.4)$$

A diminuição da capacidade de infiltração do solo está normalmente associada com as águas de irrigação de elevada concentração de sódio, em relação à concentração de cálcio e/o com a baixa concentração de sais solúveis. É dizer, quantidades relativamente altas de sódio ou baixas de cálcio no solo e água, reduzem a velocidade com que a água de irrigação se infiltra na superfície do solo. Esta redução pode alcançar tal magnitude, que as raízes das plantas não recebam suficiente água entre as irrigações.

3.2.3. Relação de adsorção de sódio ajustada (RASaj)

Ao estimar a RAS, não foi levada em conta a interação entre os constituintes da água de irrigação e as fases sólida e líquida do solo, de forma que se simplificou o fato da incidência negativa do sódio no solo, considerando que o valor das RAS da dissolução do solo, no perfil superior, é o mesmo que o da água de irrigação que se está utilizando.

Esta consideração obviamente não é de todo certa já que, de uma parte, a água de irrigação dissolverá, ou precipitará, carbonatos alcalinos terrosos quando for adicionada a ele, se concentre ou se estabeleçam novos equilíbrios, no sistema trifásico que é o solo; e de outra, serão produzidos processos de meteorização dos minerais, com a conseqüente liberação de cátions à dissolução do solo.

O inconveniente do índice RAS de não refletir o efeito dos precipitados, deu lugar à introdução por Doneen (1967) do índice de saturação (IS) ou índice de permeabilidade, para estimar a precipitação de carbonatos, como uma função do grau de saturação da solução do solo com CaCO_3 :

$$\text{IS} = (8,4 - \text{pH}_c) \quad (3.5)$$

em que pH_c é o pH da água calculado a partir das determinações analíticas realizadas na água de irrigação, e é definido pela expressão:

$$\text{pH}_c = (\text{pK}'_2 - \text{pK}'_c) + \text{p}(\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}) + \text{p}(\text{Alk}) \quad (3.6)$$

onde pK'_2 e pK'_c são os logaritmos negativos da segunda constante de dissociação de H_2CO_3 (ácido carbônico) e do produto da solubilidade do CaCO_3 , ambas corrigidas para o valor da força iônica; $\text{p}(\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++})$ é o logaritmo negativo da concentração molar de $(\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++})$ e $\text{p}(\text{Alk})$ é o logaritmo negativo da concentração equivalente da alcalinidade ($\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-$). O valor de pH_c pode ser calculado pela Tabela 3.2, em que:

$(\text{pK}'_2 - \text{pK}'_c)$ se obtém somando-se os valores de $(\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++} + \text{Na}^+)$ determinados na análise da água;

$\text{p}(\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++})$ se obtém em função da soma dos valores de $(\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++})$;

$\text{p}(\text{Alk})$ se obtém em função da soma dos valores de $(\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-)$.

O valor 8,4 corresponde ao pH de uma solução salina não sódica, em equilíbrio com o carbonato de cálcio (CaCO_3). Além disso, o CaCO_3 em água destilada dá um $\text{pH} = 8,4$. Por isso, quando o pH_c supera este valor, não há precipitação de CaCO_3 . Para valores de pH_c menores que 8,4, a relação entre a quantidade de CaCO_3 que precipita e o IS é linear.

Saliente-se que, com o aumento da fração de lixiviação, a quantidade de CaCO_3 que pode precipitar diminui. É dizer, valores de pH_c inferiores a 8,4 conduzirão ao aumento do IS devido à precipitação de carbonatos, sendo este maior à medida que a fração de lixiviação seja menor.

Para minimizar as distorções no cálculo da RAS, Bower et al. (1969) criaram uma modificação dessa relação, a RAS_{aj} , a qual foi acolhida por Ayers & Westcott (1976) em um trabalho encarregado pela FAO, e se define como sendo:

$$RAS_{aj} = RAS(1 + IS) = RAS \left[1 + (8,4 - pH_c) \right] = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{++} + Mg^{++}}{2}}} \left[1 + (8,4 - pH_c) \right] \quad (3.7)$$

Tabela 3.2 - Valores para o cálculo de pH_c .

Concentração (meq L ⁻¹)	($pK'_2 - pK'_c$) $\Sigma(Ca^{++} + Mg^{++} + Na^{++})$	$p(Ca^{++} + Mg^{++})$ $\Sigma(Ca^{++} + Mg^{++})$	$p(Alk)$ $\Sigma(CO_3^{=} + HCO_3^-)$
0.1	2.00	4.30	4.00
0.5	2.11	3.60	3.30
1	2.13	3.30	3.00
2	2.16	3.00	2.70
4	2.20	2.70	2.40
6	2.23	2.52	2.22
8	2.25	2.40	2.10
10	2.27	2.30	2.00
15	2.32	2.12	1.82
20	2.35	2.00	1.70
25	2.38	1.90	1.60
30	2.40	1.82	1.52
35	2.42	1.76	1.46
40	2.44	1.70	1.40
50	2.47	1.60	1.30
80	2.50	1.40	1.10

Fonte: Cruz Romero (1986)

A RAS_{aj} (equação 3.7), se empregou pela primeira vez em uma classificação de águas por Ayers e Westcot (1976). A correção que se aplica a RAS mediante o termo $[1+(8.4 - pH_c)]$ avalia a possibilidade de precipitações ou dissoluções de carbonatos ou bicarbonatos de íons bivalentes. Este parâmetro, empregado em varias classificações durante os dez anos seguintes à publicação de Ayers e Wastcot (1976), foi abandonado na reedição de 1987 desse autor, por considerar que sobrestima o risco de sodificação, voltando a preconizar o emprego da RAS

tradicional, considerando que a relação que vincula ambos parâmetros pode ser assumida como:

$$RAS = RAS_{aj} \times 0,5 \quad (3.8)$$

3.2.4. Relação de adsorção de sódio corrigida (RAS°)

Suarez (1981), propôs o índice RAS°, que aspirava também melhorar a capacidade de prognosticar a RAS tradicional, fundamentalmente através da introdução do termo Ca° (concentração de cálcio corrigida), que é o teor de cálcio da água, corrigido pela salinidade da água de irrigação (CE_{ai}) para o teor de bicarbonato em relação ao seu próprio teor de cálcio (HCO_3/Ca) e pela pressão parcial do dióxido de carbono (CO_2) exercida nos primeiros milímetros de solo ($P= 0,0007$ atm). A RAS° se expressa pela seguinte equação:

$$RAS^\circ = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^\circ + Mg^{++}}{2}}} \quad (3.9)$$

Este índice (Ca°) oferece uma melhor compreensão das modificações do cálcio da água quando esta penetra no solo, já que se Ca° é maior que Ca^{++} há dissolução do cálcio dos carbonatos e silicatos do solo; e se Ca° é menor que Ca^{++} , há precipitação de cálcio. Como se vê, este procedimento presume que não há precipitação de magnésio nem precipitação de cálcio como gesso.

Na reedição de 1987, Ayers e Westcot (1987 e 1991), sugeriram o emprego da RAS°, facilitando para isto a tabulação dos valores de Ca° em função da condutividade elétrica e da relação entre a concentração do bicarbonato e do cálcio. Isto foi devido a que os valores resultantes da RAS° se consideram equivalentes aos obtidos mediante a RAS, já que os valores da RAS_{aj} sobre estimavam os perigos de sodicidade.

Os valores de Ca° se obtêm na Tabela 3.3, entrando com a relação HCO_3^-/Ca^{++} e a condutividade elétrica da água de irrigação.

Os parâmetros propostos para avaliar o risco de sodificação têm experimentado, ao longo do tempo, variações qualitativas mais transcendentais que as experimentadas pelos índices destinados a avaliar a salinidade.

Ainda assim, a sodicidade do solo pode ser estimada pela Porcentagem de Sódio Trocável (PST) que se define como:

$$PST = \frac{ST}{CTC} * 100 \quad (3.10)$$

onde: ST = Sódio Trocável, em $cmol_c dm^3$

CTC = Capacidade de Troca de Cátions em $cmol_c dm^3$

Tendo em conta que a Relação de Sódio Trocável (RST, em $cmol_c dm^3$) é dada pela expressão:

$$RST = \frac{ST}{CTC - ST} \quad (3.11)$$

e que, substituindo o valor da CTC da equação (3.11) por seu valor na equação (3.10), tem-se que:

$$PST = \frac{RST}{1 + RST} \quad (3.12)$$

e, com base na equação de regressão de RST em relação com a RAS (Richards 1993), tem-se que:

$$RST = -0,0126 + 0,01475 \times RAS \quad (3.13)$$

dai, pode-se representar a equação (3.9) da seguinte forma:

$$PST = \frac{100 * (-0,0126 + 0,01475 * RAS_{SS})}{1 + (-0,0126 + 0,01475 * RAS_{SS})} = \frac{1,475 * RAS_{SS} - 1,26}{0,01475 * RAS_{SS} + 0,9874} \quad (3.14)$$

Tabela 3.3 – Concentração de cálcio (Ca°), em meq L^{-1} , em função da condutividade elétrica da água de irrigação e da relação $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{++}$

$\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{++}$	Salinidade da água de irrigação em dS m^{-1}											
	0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	6.0	8.0
0.05	13.20	13.61	13.92	14.40	14.79	15.26	15.91	16.43	17.28	17.97	19.07	19.94
0.10	8.31	8.57	8.77	9.07	9.31	9.62	10.01	10.35	10.89	11.32	12.01	12.56
0.15	6.34	6.54	6.69	6.92	7.11	7.34	7.65	7.90	8.31	8.64	9.17	9.58
0.20	5.24	5.40	5.52	5.71	5.87	6.06	6.31	6.52	6.86	7.13	7.57	7.91
0.25	4.51	4.65	4.76	4.92	5.06	5.22	5.44	5.62	5.91	6.15	6.52	6.82
0.30	4.00	4.12	4.21	4.36	4.48	4.62	4.82	4.98	5.24	5.44	5.77	6.04
0.40	3.30	3.40	3.48	3.60	3.70	3.82	3.98	4.11	4.32	4.49	4.77	4.98
0.50	2.84	2.93	3.00	3.10	3.19	3.29	3.43	3.54	3.72	3.87	4.11	4.30
0.75	2.17	2.24	2.29	2.37	2.43	2.51	2.62	2.70	2.84	2.95	3.14	3.28
1.00	1.79	1.85	1.89	1.96	2.01	2.09	2.16	2.23	2.35	2.44	2.59	2.71
1.50	1.37	1.41	1.44	1.49	1.53	1.58	1.65	1.70	1.79	1.86	1.97	2.07
2.00	1.13	1.16	1.19	1.23	1.26	1.31	1.36	1.40	1.48	1.54	1.63	1.70
2.50	0.97	1.00	1.02	1.06	1.09	1.12	1.17	1.21	1.27	1.32	1.40	1.47
3.00	0.85	0.89	0.91	0.94	0.96	1.00	1.04	1.07	1.13	1.17	1.24	1.30
4.00	0.71	0.73	0.75	0.78	0.80	0.82	0.86	0.88	0.93	0.97	1.03	1.07
5.00	0.61	0.63	0.65	0.67	0.69	0.71	0.74	0.76	0.80	0.83	0.88	0.93
7.00	0.49	0.50	0.52	0.53	0.55	0.57	0.59	0.61	0.64	0.67	0.71	0.74
10.00	0.39	0.40	0.41	0.42	0.43	0.45	0.47	0.48	0.51	0.63	0.56	0.58
20.00	0.24	0.25	0.26	0.26	0.27	0.28	0.29	0.30	0.32	0.33	0.35	0.37
30.00	0.18	0.19	0.20	0.20	0.21	0.21	0.22	0.23	0.24	0.25	0.25	0.28

Fonte: Suarez (1981)

Esta equação empírica que foi usada para estabelecer as relações entre PST e RAS_{ss} (solução do solo = água de irrigação na superfície do solo) e facilitar os cálculos está representada em forma de nomograma na Figura 3.1.

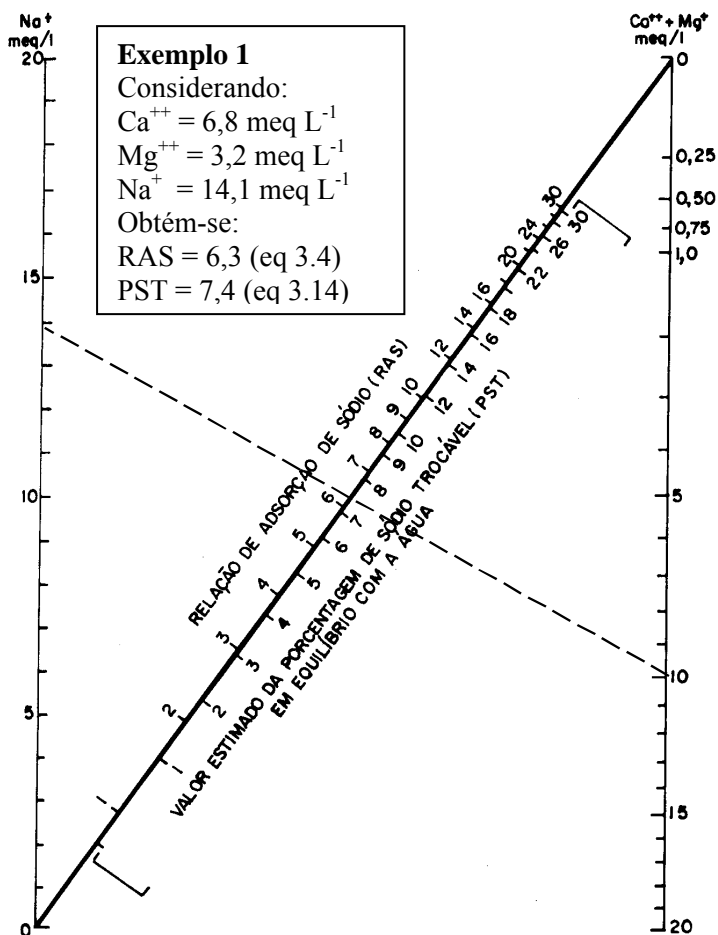


Figura 3.1 – Nomograma para determinar a RAS das águas de irrigação e para estimar o valor correspondente da PST do solo em equilíbrio com a água (Richards, 1993).

Uma vez determinada a RAS de uma água para irrigação, se pode calcular na escala central, o valor do PST de um solo que se encontra em equilíbrio com esta água (Figura 3.1). Entretanto, é de se esperar que esta condição não se apresente com freqüência no campo, porque a solução do solo quase sempre possui maior concentração que a água de irrigação, haja vista que a concentração da solução do solo aumenta com a extração da água do solo pelas raízes e, também, devido à evaporação.

A relação entre a RAS_{ai} (água de irrigação) e a RAS_{ss} (solução do solo) não é simples devido à forma em que a RAS varia com a diluição da solução. Com efeito, o conteúdo de sais de uma solução de volume H_1 litros, gerará uma RAS_1 . Si o volume varia passando a H_2 litros ($H_2 > H_1$), sem que mude o conteúdo de sais, se obtém uma RAS_2 , que por sua própria definição (equação 3.4), seu valor varia em proporção à raiz quadrada da relação entre as concentrações e RAS_2 será menor que RAS_1 e, portanto:

$$RAS_2 = RAS_1 * \sqrt{\frac{H_1}{H_2}} = RAS_1 * \sqrt{\frac{CE_1}{CE_2}} \quad (3.15)$$

Esta é uma das razões pela qual em climas úmidos são menos freqüentes os solos sódicos. A solução do solo está normalmente mais diluída, a RAS é mais baixa e em consequência também o é a PST

Mesmo não sendo a situação de equilíbrio a mais freqüente, haja vista que na prática ocorrem desvios entre os valores de PST calculados e os observados, não chega a invalidar o emprego da RAS da água de irrigação.

Desta forma, segundo Aragüés et al., (1979), a correlação entre a relação de adsorção de sódio da superfície do solo (RAS_{ss}) e a relação de adsorção de sódio

da água de irrigação (RAS_{ai}), fica muito melhor estabelecida utilizando-se a relação de adsorção de sódio ajustada (RAS_{aj}):

$$RAS_{ss} \cong RAS_{aj} = RAS_{ai} [1 + (8,4 + pH_c)] \quad (3.16)$$

Para Rhoades (1972) e Aragüés et al. (1979), esta equação representa uma boa estimativa do risco de sodicidade e seus efeitos sobre a permeabilidade, pois se considera que a infiltração e transmissibilidade da água no solo estão basicamente limitadas pelos primeiros centímetros de solo superficial.

Por outro lado, na parte inferior da zona radicular, depois que a água percolou através de toda espessura do solo, é pertinente estabelecer, além das correções do fator de concentração $\frac{1}{\sqrt{FL}}$ (inverso da raiz quadrada da fração de lixiviação. Ver detalhe da FL no Capítulo 7) e de precipitação (ou dissolução) de carbonatos, a correção correspondente devido à meteorização de minerais do solo. Esta última foi estabelecida de forma empírica (Rhoades 1972), para vários tipos de solo, de maneira que se obtivesse os melhores prognósticos entre os valores da RAS da água de drenagem (RAS_{ad}) observados e calculados, de acordo com a equação:

$$RAS_{ad} = \frac{y^{1+2FL}}{\sqrt{FL}} [RAS_{ai} (1 + (8,4 - pH_c))] \quad (3.17)$$

onde y^{1+2FL} é o termo empírico para corrigir a meteorização de minerais, que oscila entre 0 e 1. De acordo com Cruz Romero (1992), o fato de que se estabeleça dito intervalo, indica que na meteorização se liberam preferentemente íons bivalentes, e em caso de ocorrer meteorização ($y = 1$) o valor da RAS_{ad} poderia ser calculado a partir da equação:

$$RAS_{ad} = \frac{1}{\sqrt{FL}} * RAS_{ai} \quad (3.18)$$

utilizando-se a RAS_{aj} em vez da RAS_{ai} (Eq. 3.17). O fato de fazer dependente o “fator de correção por meteorização” da fração de lixiviação (FL), tem a lógica de que a meteorização depende da concentração da solução do solo e esta se relaciona, no caso da água de drenagem, com a FL. A meteorização (reação de hidrólises, por exemplo) será tanto mais intensa quanto mais diluída for a solução da água do solo (quanto mais alta seja a FL) e contribuirá para reduzir o valor de y^{1+2FL} , visto que $y < 1$.

Os valores de “y” (coeficiente de dissociação mineral) determinados em vários solos de zonas áridas são próximos a 0,7. Isto dá a $\frac{y^{1+2FL}}{\sqrt{FL}}$ os valores de 2,06, 1,36, 1,03 e 0,83 respectivamente para as FL de 0,1, 0,2, 0,3 e 0,4. Também se pode calcular o fator pela Equação 3.19 obtida por regressão com $r^2 = 0,999$:

$$\left[\frac{y^{1+2FL}}{\sqrt{FL}} \right] = \frac{1}{0,25 + 2,39 \times FL} \quad (3.19)$$

Segundo Aragüés et al., (1979), uma das principais dificuldades na avaliação do risco de sodicidade de uma água é a falta de conhecimentos adequados sobre as relações entre o sódio trocável, a concentração do eletrólito, as propriedades do solo e sua permeabilidade. O fato de que concentrações elevadas do eletrólito tendam a anular o efeito negativo da RAS sobre a permeabilidade foi repetidamente comprovado, o que contradiz aparentemente a filosofia de classificação das águas de irrigação proposta por Richards (1993), que, entretanto, segue amplamente utilizada.

Quirk (1971), baseando-se nos fatos anteriormente mencionados, propõe a seguinte equação que relaciona a RAS da água com sua concentração eletrolítica:

$$X = 0,56 * RAS_{ai} + 0,6 \quad (3.20)$$

onde X é aquela concentração do eletrólito (meq L^{-1}) que previne a desfloculação do solo para um valor particular da RAS. A representação gráfica desta equação, representada na Figura 3.3, assinala as duas zonas em que a reta anterior divide o sistema de coordenadas: qualquer água que por suas características da RAS e concentração (meq L^{-1}) se encontre na zona não hachurada do gráfico deve ser classificada como “com risco de permeabilidade”. Analogamente, conhecendo a RAS do extrato saturado de um solo, pode ser inferida a concentração necessária da água de irrigação para evitar a dispersão desse solo.

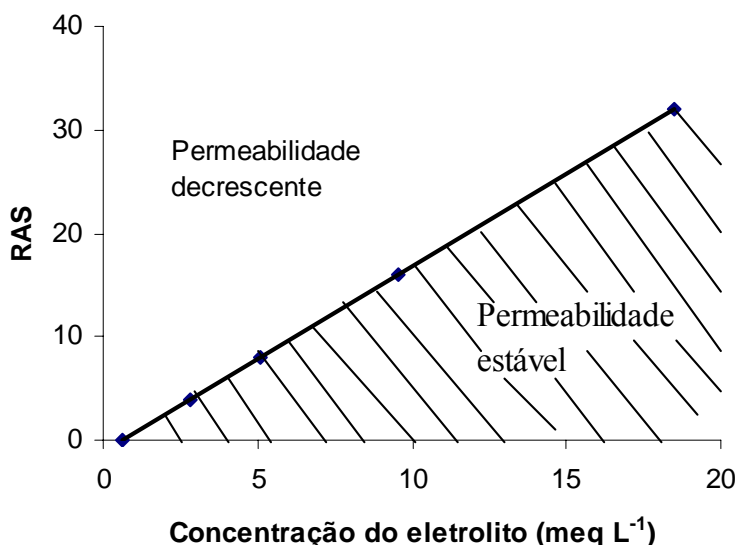


Figura 3.3 – Concentração da água de irrigação relacionada com a RASes para definir a dispersão do solo.

Fonte: Quirk (1971)

3.3 - Toxicidade – A diferença da salinidade, que é um problema externo à planta e que dificulta a absorção da água, a toxicidade é um problema interno que se produz quando determinados íons, absorvidos principalmente pelas raízes, se acumulam nas folhas mediante a transpiração, chegando a alcançar concentrações nocivas. Certos elementos, inclusive em concentrações baixas, têm efeitos tóxicos para os vegetais, sendo principalmente os íons cloro, sódio e boro os que podem causar toxicidade entre aqueles normalmente encontrados nas águas de irrigação.

3.3.1 - Conteúdo de cloro - O íon cloro é um dos mais conhecidos, em seus efeitos, de todos os íons salinos. Sua presença nas águas faz com que os cultivos fiquem afetados com grande frequência de clorose foliar acentuadas nas partes mais iluminadas, que podem degenerar em necrose das bordas das folhas. Assinala-se como limite de tolerância para águas de irrigação o valor de $0,5 \text{ gr L}^{-1}$, ainda que dependa do tipo de solo, pelo que não é de estranhar que cultivos irrigados com águas que contenham $0,7$ ou $0,8 \text{ gr L}^{-1}$, não apresentem aqueles sintomas.

Por ser um ânion, não é retido pelo complexo de troca do solo: desloca-se facilmente com a água do solo e é absorvido pelas raízes. Assim como o sódio, pode ser absorvido pelas folhas em irrigação por aspersão. Nos solos calcários diminui as possibilidades de absorção de fósforo e nitrogênio para as plantas.

3.3.2 - Conteúdo de sódio – O sódio é o elemento mais abundante e perigoso das águas salinas. Sua toxicidade se manifesta na planta em forma de queimaduras nas folhas. É um dos íons responsáveis de toxicidade específicas nos cultivos.

Estima-se que concentrações de sódio na água de irrigação superiores a 8,7 ou 13,0 meq L⁻¹, podem dar lugar a estes sintomas Canovas Cuenca (1980).

Atualmente está sendo investigando se a toxicidade por sódio se deve a altas concentrações deste cátion ou é um problema mais complexo que inclui deficiência de cálcio e outras interações. Resultados preliminares indicam o segundo. Este cátion pode ser absorvido por via foliar em irrigação por aspersão, sobre todo em períodos de altas temperaturas e baixa umidade. A absorção foliar é mais eficaz que a radicular e acelera a acumulação do sódio nas folhas (Pizarro, 1996).

Tem uma alta toxicidade sobre os cítricos (Olalla Mercadé, 1997) e, além disso, efeitos nocivos sobre o solo, por destruir os agregados coloidais, desfazendo a estrutura do solo, e provocando um decréscimo da permeabilidade. Ao acumular-se no solo, destrói a textura e o complexo argilo-húmico, impedindo a assimilação de outros elementos como o cálcio, magnésio, potássio, etc.

3.3.3 - Conteúdo de boro – Diferente do sódio e do cloro, o boro é um elemento essencial para as plantas, porém em quantidades relativamente pequenas se converte em tóxico.

Canovas Cuenca (1980) salienta que 0,5 mg L⁻¹ na água de irrigação já pode causar problemas, não sendo aconselhável utilizar águas que superem 2,5 mg L⁻¹. As águas superficiais raras vezes contêm este elemento, entretanto pode ser encontrado nas águas subterrâneas. Além disso, é mais abundante em águas salinas que em águas de boa qualidade.

Os sintomas tipicamente de toxicidade, primeiro aparecem sobre o extremo da folha mais velha e os bordos vão amarelecendo, manchando ou secando os tecidos

das folhas (ou estes em combinação). Uma gomose ou exudação sobre o limbo ou tronco é também as vezes muito perceptível sobre árvores seriamente afetadas como as amendoeiras. Muitos cultivos sensíveis mostram os sintomas de toxicidade quando as concentrações de boro nas folhas ultrapassam a 250 - 300 ppm (Samoni, 1991).

Geralmente os solos de alto pH contêm mais boro solúvel e pode ser tóxico. A distribuição de boro entre as fases de solução e sólida depende da dissociação de ácido bórico a diferentes valores de pH.

Na classificação de Richards (1993) a toxicidade é devida fundamentalmente ao conteúdo de boro na água de irrigação. Seu uso como parâmetro de qualidade se deve por se tratar de um microelemento que em pequenas concentrações pode ser benéfico ou tóxico, segundo o tipo de planta.

A concentração do boro na água de irrigação expressada em ppm, se definido desde a classe 1 (baixo risco de toxicidade) até a classe 5, não utilizável para a irrigação (riscos de toxicidade crescentes) aparece na Tabela 3.4.

Tabela 3.4– Limites permissíveis de boro para águas de irrigação.

Classe por boro	Cultivos		
	Sensíveis	Semi-tolerantes	Tolerantes
	ppm		
1	<0,33	<0,67	<1,00
2	0,33 a 0,67	0,67 a 1,33	1,00 a 2,00
3	0,67 a 1,00	1,33 a 2,00	2,00 a 3,00
4	1,00 a 1,25	2,00 a 2,50	3,00 a 3,75
5	>1,25	>2,50	>3,75

Fuente: Richards (1993)

Já na classificação de Ayers e Westcot (1987 e 1991), o risco de induzir toxicidade de uma água de irrigação é devido ao sódio, cloro e também ao boro, de acordo com a Tabela 3.5 Quanto a outros oligoelementos se seguem as recomendações da National Academy of Science e Pratt, citados por Ayers e Westcot (1987 e 1991).

Tabela 3.5 – Risco de toxicidade por sódio, cloro e boro em água de irrigação

Íon	Unidade	Restrição de uso		
		Nenhuma	Ligeira a Moderada	Severa
Sódio (Na)				
Irrigação superficial	RAS	<3	3 – 9	>9
Aspersão	meq L ⁻¹	<3	>3	
Cloro (Cl)				
Irrigação superficial	meq L ⁻¹	<4	4 – 10	>10
Aspersão	meq L ⁻¹	<3	>3	
Boro (B)	mg L ⁻¹	<0,7	0,7 – 3,0	>3,0

Fonte: Pizarro (1996)

3.3.4 – Microelementos.

Praticamente todas as águas contêm microelementos em concentrações que não excedem, na sua grande maioria, de 0,1 mg L⁻¹. Os microelementos das águas de irrigação normalmente não se incluem nas análises de rotina, a menos que se suspeite de uma toxicidade potencial.

Em caso de águas residuais, sobre tudo aquelas procedentes de zonas industrializadas e que vão ser utilizadas para irrigação, é conveniente a determinação de microelementos.

Alguns microelementos, em pequenas quantidades, são essenciais para o crescimento das plantas (Fe, Mn, Mo, Cu, Zn). Entretanto, em quantidades excessivas reduzem o crescimento e provocam acumulações indesejáveis nos tecidos.

A aplicação incontrolada de microelementos com a água de irrigação pode produzir nos solos uma acumulação progressiva deles, podendo ocasionar posteriormente, efeitos tóxicos sobre as plantas cultivadas; absorção e acumulação de certos elementos pelos cultivos, alcançando concentrações perigosas para as pessoas ou animais que os consumam ou ser arrastado até as águas subterrâneas ou superficiais, contaminando-as para uso posteriores.

Os valores que aparecem na Tabela 3.6 representam as concentrações máximas de microelementos recomendadas para que uma água de irrigação possa ser utilizada para irrigar durante períodos prolongados. Nenhum dos elementos que aparecem na Tabela 3.6 é fitotóxico quando sua concentração é inferior ao valor indicado. Assim, água apresentando essas características pode considerar-se satisfatória para a irrigação continuada de qualquer tipo de cultivo em qualquer tipo de solo. Isso não significa que, ao exceder o limite recomendado, chegue necessariamente a produzir-se fitotoxicidade. A maior parte dos elementos indicados são adsorvidos ou retidos facilmente pelo solo, onde se acumulam com o tempo. A utilização repetida de uma água cujas características excedam os valores recomendados dará lugar, em último caso, a um aumento progressivo desses elementos no solo, até alcançar um nível capaz de provocar fitotoxicidade.

Tabela 3.6 – Concentrações máximas de microelementos recomendáveis para a água de irrigação.

Elemento	Concentração mg L⁻¹	Toxicidade
Al (alumínio)	5,00	Pode tornar improdutivos solos ácidos (pH < 5,5); em solos com pH > 7 o Al precipita e elimina a toxicidade.
As (arsênico)	0,10	O nível tóxico varia amplamente nas plantas, desde 12 mg L ⁻¹ para a pastagem até menos de 0,05 mg L ⁻¹ para o arroz.
Be (berílio)	0,10	O nível tóxico para as plantas varia amplamente, desde 5 mg L ⁻¹ para a couve até 0,5 mg L ⁻¹ para o feijão.
Cd (Cádmio)	0,01	Tóxico para o feijão, a beterraba e o nabo em concentrações tão baixas como 0,1 mg L ⁻¹ em soluções nutritivas. Recomendam-se limites baixos devido a sua acumulação potencial em solos e plantas, perigosos para seres humanos.
Co (cobalto)	0,05	Tóxico para o tomateiro a 0,1 mg L ⁻¹ em solução nutritiva. Tende a ficar inativo em solos neutros e alcalinos
Cr (cromo)	0,10	Geralmente não é reconhecido como essencial. Valores baixos são recomendados por falta de conhecimento sobre a sua toxicidade.
Cu (cobre)	0,20	Entre 0,1 e 1,0 mg L ⁻¹ é tóxico para certas plantas em solução nutritiva.
F (flúor)	1,00	Inativado por solos neutros e alcalinos.
Fe (ferro)	5,00	Não é tóxico em solos com boa aeração; contribui à acidez e à indisponibilidade do fósforo e do molibdênio. A aspersão pode causar depósitos brancos em folhas, etc.
Li (lítio)	2,50	Tolerável por muitos cultivos até 5,0 mg L ⁻¹ ; móvel no solo. Tóxico para cítricos em concentrações menores que 0,075 mg L ⁻¹ . Atua de forma similar ao boro.
Mn (manganês)	0,20	Tóxico somente em solos ácidos mesmo em baixa concentração.
Ni (níquel)	0,20	Entre 0,5 e 1,0 mg L ⁻¹ é tóxico para certas plantas; sua toxicidade é reduzida em meios de pH > 7.
Mo (molibdênio)	0,01	Em concentrações normais não é tóxico para as plantas; porém pode ser para o gado alimentado em pastos cultivados em solos com alto conteúdo de Mo.
Pb (chumbo)	5,00	Em altas concentrações pode inibir crescimento celular.
Se (selênio)	0,02	Tóxico para plantas em concentrações tão baixas como 0,025 mg L ⁻¹ ; também é para o gado alimentado com pastos cultivados em solos com níveis relativamente altos em Se. Essencial para animais em concentrações muito baixas.
V (vanádio)	0,10	Tóxico para muitas plantas a níveis relativamente baixos
Zn (zinco)	2,00	Tóxico para muitas plantas a variados níveis de concentração; sua toxicidade é reduzida a pH > 6 e em solos de textura fina e nos orgânicos.

Fonte: Pratt (1972).

1 – Estas concentrações máximas se baseiam numa aplicação de água de 10.000 m³ ha⁻¹ ano⁻¹. Si a irrigação excede esta quantidade, as concentrações devem ser corrigidas. Os valores dados são para um consumo contínuo de água em um mesmo local.

3.4 - Outras medidas de sodicidade

3.4.1 - Carbonato de Sódio Residual (CSR)

O CSR da água de irrigação, expressado em meq L^{-1} , é utilizado pelos técnicos do Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, como critério auxiliar para avaliar a sodicidade. Eaton (1950) assinala que as precipitações de cálcio e magnésio como carbonatos são completas quando na água de irrigação as concentrações de carbonato e de bicarbonato superam a soma das concentrações de cálcio e magnésio. Partindo disto, introduz o conceito de carbonato de sódio residual (CSR) como o valor em excesso de carbonato e de bicarbonato. Este excesso provoca a formação de carbonato e bicarbonato sódico, sais que provocam problemas aos solos por efeito do sódio, em especial o carbonato sódico.

De acordo com o conteúdo de CSR em meq L^{-1} , calculado pela seguinte expressão:

$$\text{CSR} = (\text{CO}_3^{=} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}) \quad (3.21)$$

pode-se classificar a água nas seguintes categorias:

$\text{CSR} < 1,25 \text{ meq L}^{-1}$ – **provavelmente aptas ou recomendáveis**

$1,25 \text{ meq L}^{-1} < \text{CSR} < 2,5 \text{ meq L}^{-1}$ – **marginais ou pouco recomendáveis**

$\text{CSR} > 2,5 \text{ meq L}^{-1}$ – **não aptas para a irrigação ou não recomendáveis**

Exemplo 2 - A análise de uma amostra de água apresentou os seguintes valores:

Cations	meq L^{-1}	Ânions	meq L^{-1}
Cálcio	5,5	Bicarbonato	10,0
Magnésio	6,9	Carbonato	Inapreciável

Calcular o CSR e interpretar o valor achado.

Solução: de acordo com a Eq. 3.21 tem-se que:

$$CSR = (0 + 10) - (5,5 + 6,9) < 0$$

Com este resultado, corresponde a uma água provavelmente apta ou recomendável para irrigação, do ponto de vista do CSR.

3.4.2.- Dureza – Outro índice que às vezes se costuma encontrar nos estudos de águas é o grau de dureza, que se refere ao conteúdo de cálcio delas. Em geral, as águas muito duras são pouco recomendáveis em solos pesados e compactos. Uma forma de diminuir a dureza da água é a aeração, visto que desta forma se pode induzir uma precipitação de cálcio.

Quando se trata de recuperar solos com excessivo conteúdo de sódio, é muito aconselhável, se for possível, o emprego de águas duras.

O cálculo da dureza da água, expresso em Graus Hidrotimétricos Franceses (GHF), se faz aplicando a seguinte equação:

$$GHF = \frac{2,5 \times Ca^{++} + 4,12 \times Mg^{++}}{10} \quad (3.22)$$

sendo as concentrações de cálcio e de magnésio expressa em $mg L^{-1}$, chegando-se a valores cuja interpretação se faz com base na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 – Classificação da água de irrigação segundo o grau de dureza.

Tipo de água	Graus Hidrotimétricos Franceses
Muito doce	< 7
Doce	07 – 14
Medianamente doce	14 – 22
Medianamente dura	22 – 32
Dura	32 – 54
Muito dura	> 54

Na Tabela 3.8 são mostradas as equivalências entre diversas unidades de

expressão da dureza da água.

Tabela 3.8 – Correspondência entre diversas unidades de expressão da dureza de uma água.

Grau	Francês	Inglês	Alemão	Americano	meq. de cálcio
Francês	1,00	0,70	0,56	0,58	0,20
Inglês	1,43	1,00	0,80	0,83	0,29
Alemão	1,79	1,25	1,00	1,04	0,39
Americano	1,72	1,20	0,96	1,00	0,34
meq. de Ca	5,00	3,50	2,80	2,90	1,00

Exemplo 3 - Calcular o grau de dureza da amostra anterior e interpretar o valor achado.

Solução: Como os valores estão expressos em meq L⁻¹ e na Eq 3.22 os dados têm que estar em mg L⁻¹, tem-se que fazer a conversão, daí:

$$5,5 \text{ meq L}^{-1} \text{ de Ca}^{++} \approx 110,0 \text{ mg L}^{-1}$$

$$6,9 \text{ meq L}^{-1} \text{ de Mg}^{++} \approx 83,9 \text{ mg L}^{-1}$$

então:

$$\text{GHF} = \frac{110,0 \times 2,15 + 83,9 \times 4,12}{10} = 58,22$$

Portanto, está dentro do classificado como água muito dura.

3.4.3 – Índice de Scott ou Coeficiente de alcalinização

Este método se fundamenta no conteúdo de Cl⁻, SO₄⁼ e Na⁺ da água de irrigação. É definido como a altura em polegadas de água que uma vez evaporada, deixaria em um solo de quatro pés (1,2 m) de espessura, com quantidade de sais capazes de impossibilitar o desenvolvimento normal das plantas mais sensíveis. É

representado pela letra K e seu cálculo difere segundo as três desigualdades a, b e c, com as respectivas formulas para o cálculo de k.

1º A água contém mais cloro do que se necessita para, compensando todos os íons sódio, produzir o sal cloreto de sódio (NaCl). Isso se expressa da seguinte forma:

$$|Na^+| - 0,65|Cl^-| \leq 0, \text{ em meq L}^{-1} \quad (3.23)$$

Neste caso o índice de Scott tem o seguinte valor:

$$k = \frac{2.040}{|Cl^-|}, \text{ em mg L}^{-1} \quad (3.24)$$

2º - Se $|Na^+| - 0,65|Cl^-|$, em meq L⁻¹ é positivo, porém menor que $0,48|SO_4^{2-}|$, o coeficiente de alcalinização tem o seguinte valor:

$$k = \frac{6.620}{(|Na^+| + 2,6|Cl^-|)}, \text{ em mg L}^{-1} \quad (3.25)$$

3º - Se $|Na^+| - 0,65|Cl^-| - 0,48|SO_4^{2-}| \geq 0$, em meq L⁻¹, o valor do coeficiente será:

$$k = \frac{662}{(|Na^+| - 0,32 \times |Cl^-| - 0,43 \times |SO_4^{2-}|)}, \text{ em mg L}^{-1} \quad (3.26)$$

Todas as concentrações dos íons que intervêm nos cálculos são expressos em mg L⁻¹.

Com relação ao índice de Scott, é possível classificar a água de irrigação atendendo aos valores indicados na Tabela 3.9.

Tabela 3.9 – Classificação da água com base no Índice de Scott

Qualidade da Água	Valores de k
Boa	>18
Tolerável	18 – 6
Medíocre	6 – 1,2
Má	<1,2

Exemplo 4 - A análise de uma amostra de água apresentou os seguintes valores:

Cátions	mg L ⁻¹	meq L ⁻¹	Ânions	mg L ⁻¹	meq L ⁻¹
Sódio	46,0	2,0	Cloreto	96,0	2,71
			Sulfato	232,0	4,83

Qualificar a água segundo o coeficiente alcalimétrico.

Solução:

Inicialmente determina-se em qual dos casos descritos está compreendida a água.

$$1^{\circ} \text{ caso: } |\text{Na}^+| - 0,65|\text{Cl}^-| \leq 0 \leftrightarrow 2 - 0,65 \times 2,71 < 0$$

Como é negativo, o coeficiente alcalimétrico será calculado pela Eq. 3.24, logo

$$k = \frac{2.040}{96} > 18$$

Trata-se de uma água boa, utilizável para irrigação, segundo o índice de Scott

Capítulo 4

MODELOS DE CLASSIFICAÇÃO DA ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO.

Os estudos da água visando determinar sua qualidade para utilização na agricultura irrigada são muito antigos. Entretanto, a definição favorável ou contrária à utilização de uma água para fins de irrigação requer não somente que se conheça as condições químicas no momento em que é analisada, como também as características físico-químicas dos solos em que vão ser aplicadas, assim como a susceptibilidade e resistência/tolerância aos níveis de salinidade e toxicidade dos cultivos que vão ser irrigados.

Tamés Alarcon (1965), faz uma recapitulação dos escritos do século passado sobre o tema da classificação da água de irrigação, destacando os trabalhos de Reveil (1865), Pfeffer (1877), Vries (1884), Loughridge (1885-97), Shutt (1893), Davy (1895-97) Buffun (1896), Sigmund (1896), wobltman (1896), Dymond (1897), Smith (1898), Stewart (1898), Means (1899) e Nelson (1899), todos estes referentes aos efeitos osmóticos e tóxicos da salinidade sobre as plantas naturais e cultivadas. Com relação à ação dos sais sobre as características dos solos, entre outros, destacam-se: Sacchase e Becker (1893), Loughridge (1893-94), Pagnoul (1894), Beeson (1897), Briggs (1899), Cameron (1899) e Gardner e Stewart (1899). Nos requerimentos do cultivo nos solos alcalinos: Joffa (1890), Loughridge e Shinn (1891-92), Shinn e Hilgard (1893-94), Hilgard e Loughridge (1894-95), Puchner (1895), King (1899) e Willcocks (1899). E, por último, com relação à qualidade das águas para a irrigação, iniciaram as investigações Hilgard (1889-1898) e Slosson (1895).

Prossegue ele, destacando as passagens mais interessantes do século atual, inclusive com comentários das publicações de: Harris (1920), Hilgard (1930), Hardman e Miller (1934), Reinfenberg (1938), Lawhon (1949), Tamés (1950), Kelley (1951-1961-1963-1964), Grillot e Haywardt (1954), Thorne e Peterson (1954), Grande (1956), Deloye e Revour (1958), Brown (1960), Kowda (1960), Donnen (1961), Kanwar (1961), Kulkarni (1961), Lagache e Pascau (1961) Schoeller (1961), Chaudhri (1964) e Handra (1964).

Ainda com relação a este século, Ibañez Orts & Namesny Vallespir (1989) e Namesny Vallespir (1993), fazem a avaliação dos trabalhos de acordo com os critérios de classificação:

a) Scofield (1936) e Wilcox & Magistrad (1943) – Classificações em que o risco de sodicidade se expressa em percentagem de sódio (%Na) e com limites de valor constante através de toda faixa de CE;

b) Wilcox (1948) e Thorne & Thorne (1951) – Classificações em que o risco de sodicidade se expressa em %Na e com limites decrescentes ao aumentar a CE;

c) Classificação de acordo com o Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos (1954) – Esta classificação se apresenta em forma de diagrama semilogarítmico no qual, com os valores de Condutividade Elétrica (CE) e da Relação de Adsorção de Sódio (RAS), mediante a combinação de letras e números, se estabelece o risco de salinização (C) e de sodificação (S), que crescem ao aumentar o subíndice;

d) Ayers & Westcot (1976), Ayers (1977), Cruz Romero (1986) e Ayers & Westcot (1987 e 1991) – Classificações em que a sodicidade se expressa como RAS ou suas modificações e com limites crescentes ao aumentar a CE; e, finalizando, citam as classificações de Christiansen et al. (1977) e de Canovas (1986), este último com seus trabalhos na Espanha.

Dentre os vários modelos de classificação de água para irrigação, os mais utilizados na atualidade são: A classificação do Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, Richards (1993) e a classificação da FAO - Ayers & Westcot (1987).

4.1 – Classificação da água para irrigação segundo Richards (1954).

A classificação proposta pelos técnicos do Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos se baseia no diagrama da Figura 4.1. No diagrama, as águas se dividem em quatro classes (C_1 a C_4), com respeito a sua condutividade elétrica (CE), isto é, em função de sua concentração total de sais solúveis, e outras quatro classes (S_1 a S_4), segundo sua sodicidade, baseada principalmente no efeito que tem o sódio trocável sobre a condição física do solo. A combinação destes dois índices, CE e RAS, permitem estabelecer diferentes tipos de águas, ficando identificada cada uma delas pela inicial de cada um dos índices e subíndices numéricos. À medida que aumentam o valor dos subíndices, diminui a qualidade da água de irrigação.

Para usar o diagrama é necessário conhecer a condutividade elétrica e as concentrações de sódio e (cálcio + magnésio), necessários para a determinação da RAS da água. A determinação da condutividade elétrica se faz utilizando-se de um condutivímetro, o sódio utilizando-se de um fotômetro de chama e a concentração de ($Ca^{++} + Mg^{++}$) por meio de titulação ou utilizando-se a técnica de absorção atômica. Quando unicamente se conhece o valor do ($Ca^{++} + Mg^{++}$), o Na^+ pode ser calculado do seguinte modo:

$$Na^+ = (0,01 * CE) - (Ca^{++} + Mg^{++}) \quad (4.1)$$

onde o Na^+ , Ca^{++} e Mg^{++} são expressos em meq L^{-1} , e a CE em $\mu S \text{ cm}^{-1}$.

Ao contrario, se somente se conhece o valor do sódio, o (cálcio + magnésio) pode ser calculado pela equação:

$$(\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}) = (0,01 * \text{CE}) - \text{Na}^+ \quad (4.2)$$

O significado e interpretação das classes por qualidade no diagrama se resumem a seguir.

C₁. água de baixa salinidade (CE entre 0 e 250 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 25 °C). Pode ser usada para irrigação da maior parte dos cultivos, em quase todos os tipos de solos com muito pouca probabilidade de que se desenvolva salinidade. Necessita de alguma lixiviação, porém esta se consegue em condições normais de irrigação, exceto em solos de muito baixa permeabilidade.

C₂. água de salinidade média (CE entre 250 e 750 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 25 °C). Pode ser usada sempre que houver um grau moderado de lixiviação. Plantas com moderada tolerância aos sais podem ser cultivadas, na maioria dos casos, sem necessidade de práticas especiais de controle de salinidade.

C₃. água de salinidade alta (CE entre 750 e 2250 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 25 °C). Não pode ser usada em solos cuja drenagem seja deficiente. Mesmo com drenagem adequada pode necessitar de práticas especiais de controle da salinidade, devendo, portanto, selecionar unicamente aquelas espécies vegetais muito tolerantes a sais.

C₄. água de salinidade muito alta (CE entre 2250 e 5000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 25 °C). Não é apropriada para irrigação sob condições ordinárias, porém pode ser usada ocasionalmente em circunstâncias muito especiais. Os solos devem ser permeáveis, a drenagem adequada, devendo aplicar um excesso de água para alcançar uma boa lixiviação; devem ser selecionados cultivos altamente tolerantes a sais.

S₁. água com baixo conteúdo em sódio ($RAS \leq 18,87 - 4,44 \log CE$). Pode ser usada para a irrigação na maioria dos solos com pouca probabilidade de alcançar níveis perigosos de sódio trocável. Não obstante, os cultivos sensíveis, como algumas fruteiras e abacate, podem acumular quantidades prejudiciais de sódio.

S₂. água com conteúdo médio em sódio ($18,87 - 4,44 \log CE < RAS \leq 31,31 - 6,66 \log CE$). em solos de textura fina o sódio representa um perigo considerável, mais ainda se ditos solos possuem uma alta capacidade de intercâmbio de cátions, especialmente em condições de lixiviação deficiente, a menos que o solo contenha gesso. Estas águas só podem ser usadas em solos com textura grossa ou em solos orgânicos de boa permeabilidade.

S₃. água com alto conteúdo de sódio ($31,31 - 6,66 \log CE < RAS \leq 43,75 - 8,87 \log CE$). Pode produzir níveis tóxicos de sódio trocável na maioria dos solos, pelo que estes necessitarão práticas especiais de manejo, boa drenagem, fácil lixiviação e aporte de matéria orgânica. Os solos com alto conteúdo de gesso podem não desenvolver níveis prejudiciais de sódio trocável quando se irrigam com este tipo de águas. Pode ser requerido o uso de melhoradores químicos para substituir o sódio trocável; entretanto, tais melhoradores não serão economicamente viáveis quando são usadas águas de muito baixa salinidade.

S₄. água com conteúdo muito alto de sódio ($RAS > 43,75 - 8,87 \log CE$). é inadequada para irrigação, exceto quando sua salinidade é baixa ou média e quando a dissolução de cálcio do solo e a aplicação de gesso ou outros melhoradores não faz antieconômico o emprego desta classe de água.

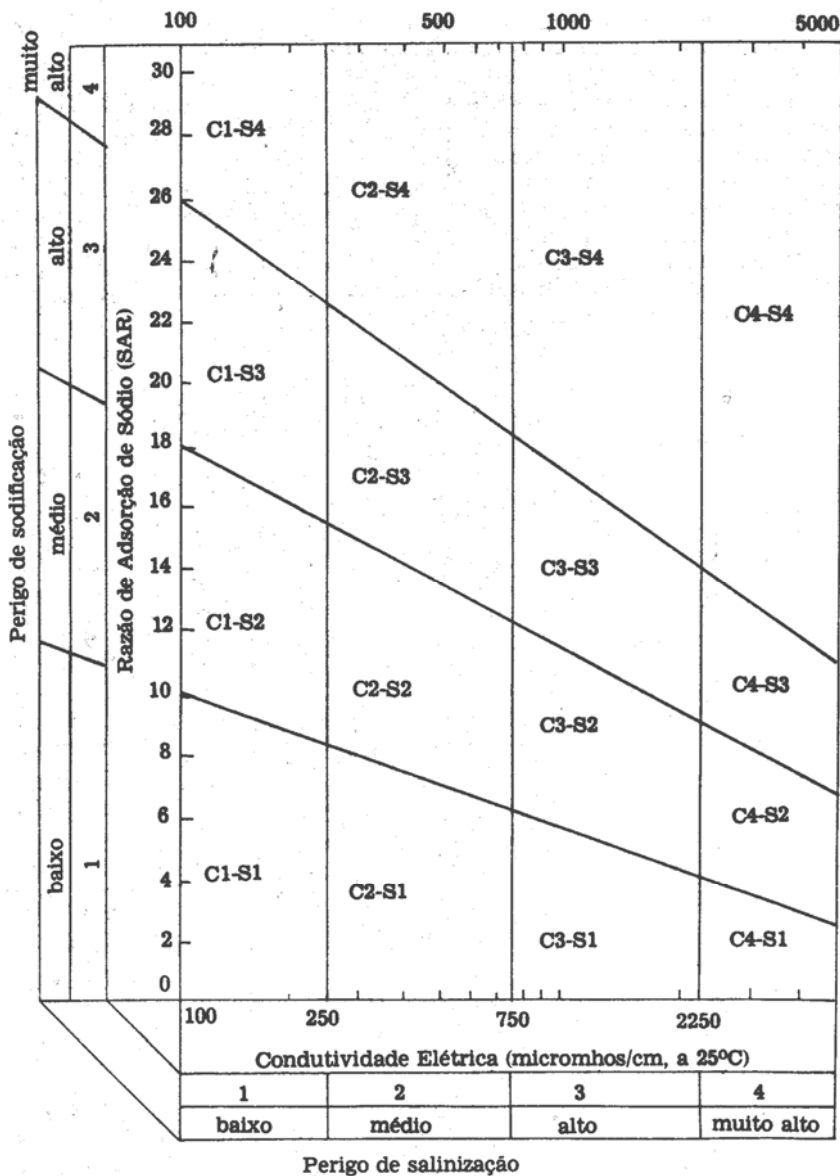


Figura 4.1 – Diagrama para a interpretação das águas para irrigação

Fonte: Bernardo (1989)

Pizarro (1996), ao analisar os inconvenientes desta classificação de Richards (1954), considerando que a sua ampla divulgação a tenha feito muito utilizada, aborda os seguintes temas:

1°. No critério de classificação supõe que o Ca e o Mg têm a mesma seletividade de intercâmbio, o que não é exato: para um mesmo valor de RAS, a absorção de Na cresce ao aumentar a relação Ca/Mg devido à menor energia de enlace do Mg.

2°. A relação entre a RAS_{ai} e a RAS_{ss} não é simples, devido à forma em que a RAS varia com a diluição (Eq. 2.15), se for considerado X_{Na} , X_{Ca} e X_{Mg} ao número de meq de Na, Ca e Mg contidos em uma solução de volume H_1 litros, a concentração desses cátions em meq L^{-1} e a RAS será:

$$Na_1 = \frac{X_{Na}}{H_1}; Ca_1 = \frac{X_{Ca}}{H_1}; Mg_1 = \frac{X_{Mg}}{H_1}$$

$$RAS_1 = \frac{Na_1}{\sqrt{\frac{Ca_1 + Mg_1}{2}}} = \frac{X_{Na}}{\sqrt{\frac{X_{Ca} + X_{Mg}}{2}}} \times \frac{1}{\sqrt{H_1}} \quad (4.3)$$

Se o volume varia passando a H_2 litros sem que mude o conteúdo de sais, o número de RAS_2 será:

$$RAS_2 = \frac{X_{Na}}{\sqrt{\frac{X_{Ca} + X_{Mg}}{2}}} \times \frac{1}{\sqrt{H_2}} \quad (4.4)$$

daí, resulta na Eq. 2.15, ou seja:

$$RAS_2 = RAS_1 \sqrt{\frac{H_1}{H_2}}, \text{ c.q.d.}$$

3°. Não leva em conta a possibilidade de precipitação de sais, fenômeno que pode aumentar o risco de sodicidade, já que os cátions que podem precipitar são o Ca (em forma de CaCO_3 e CaSO_4) e o Mg (em forma de MgCO_3).

4°. Finalmente a classificação de Richards (1954) inclui um erro de conceito. Como os sais da solução do solo têm um efeito floculante que se opõe ao efeito dispersante do sódio, para um mesmo valor de RAS, o risco de sodicidade será menor quanto maior for a condutividade elétrica da água de irrigação (CE_{ai}). Daí, no gráfico apresentado na Figura 4.1, a inclinação das retas estão erradas, devendo ser apresentadas de acordo com a Figura 4.2.

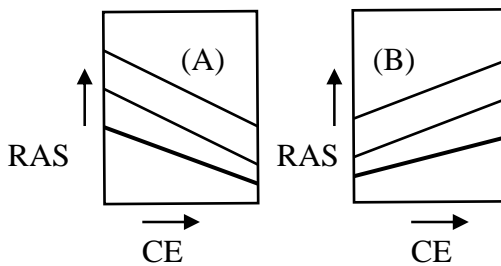


Figura 4.2 – Posicionamento das retas segundo Richards (A) e de maneira correta segundo Pizarro (B)

Por sua vez, Cruz Romero (1992) também referindo-se ao estabelecimento do perigo de sodicidade crescente para uma mesma RAS, além de ratificar as observações de Pizarro (1985 e 1996), salienta que o estado de floculação ou dispersão dos colóides do solo depende de:

- Tipo de colóide (mineralogia da fração argila)
- Percentagem de Sódio Trocável (PST)
- Concentração de sais na solução do solo.

Daí, para Pizarro (1996), a avaliação do risco de sodicidade de uma água em função da RAS° se pode utilizar o gráfico da Figura 4.3. Como se comprova em citado gráfico, para o mesmo valor da salinidade da água de irrigação, o risco é maior quanto mais alto é o RAS° . Em troca, para um mesmo valor de RAS° , o risco diminui quando aumenta a salinidade.

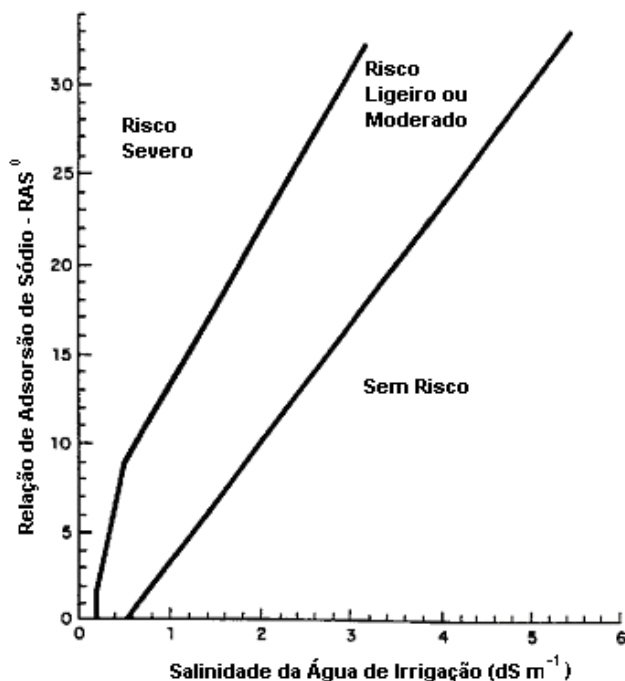


Figura 4.3 – Redução relativa da infiltração provocada pela salinidade da água de irrigação (CEai) e o RAS° (Rhoades, 1977; Oster & Schroer, 1979)

Ainda de acordo com Pizarro (1996), quando a salinidade da água de irrigação é muito baixa, existe alto risco de sodicidade, inclusive a valores muito baixos de RAS° . De fato, com condutividade inferior a $0,2 dS m^{-1}$ ($0,2 mmhos cm^{-1}$), as águas de irrigação provocam problemas de sodicidade independentemente do valor da RAS° . Por tal razão, as águas de chuva podem chegar a ser a causa da

dispersão dos colóides na superfície do solo, com seus problemas derivados: perda de estrutura, impermeabilidade, alto escoamento, erosão etc.

4.2 – Classificação proposta por Ayers & Westcot (1987)

A classificação proposta por Ayers & Westcot (1987), se baseia na salinidade, infiltração e toxicidade das águas e a outras características diversas.

Com base nesses quatro pontos, a Tabela 4.2 serve como diretriz para a interpretação da qualidade da água para irrigação limitando-se exclusivamente aos resultados analíticos de sua composição química delimitando três graus de restrições de uso: nenhuma restrição, ligeira a moderada restrição e restrição severa. A Tabela 4.2 deve ser considerada como um instrumento de manejo e foi preparada para ser utilizada por empresas de irrigação, gabinetes de projetos, agricultores, cientistas e pessoal qualificado do campo, com o objetivo de permitir uma melhor compreensão dos efeitos da qualidade da água no solo e na produção dos cultivos. Assim, a utilização da Tabela 4.2 permitirá realizar ajustes de manejo, para uso adequado das águas de qualidade inferior. Por outro lado, devem ser evitadas conclusões baseadas somente no uso da Tabela 4.2 e em resultados das análises feitas em laboratório, sem efetuar comprovações de campo mediante ensaios ou experimentos.

As hipóteses básicas das diretrizes são:

4.2.1 – Rendimento Potencial – Considerando-se que, quando as diretrizes indicam que não existe nenhuma restrição ao uso da água, as culturas têm a capacidade de alcançar seu potencial máximo, sem necessidade de empregar práticas especiais. Uma “restrição de uso” indica que pode existir limitações na seleção da cultura ou que, para manter o potencial máximo de produção, é

necessário o uso de práticas especiais de manejo. Uma “restrição de uso” não implica que a água não seja adequada para ser utilizada.

4.2.2 - Clima e solo – Os solos abrangem uma ampla gama de textura, que variam desde franco-arenosa a franco-argilosa porém todos com boa drenagem interna e não existe nível freático sem controle nos dois metros superficiais do solo, de maneira que é possível realizar as práticas de manejo que se especificam no item seguinte. O clima é de semi-árido a árido com precipitações baixas que não provocam uma lixiviação significativa dos sais depositados pelas águas de irrigação ou no consumo de água pelas plantas.

4.2.3 - Manejo da água de irrigação – Os cultivos são irrigados pelos métodos de superfície ou aspersão com a frequência necessária para permitir a extração de 50% da chamada água disponível. Ao menos 15% da água aplicada percola para debaixo da zona radicular. Se as irrigações são de alta frequência, como por exemplo, em irrigações localizadas por gotejamento, as diretrizes são demasiado restritivas.

4.2.4 - Cultivos – Diferentes cultivos têm diferentes padrões de extração, porém todos extraem a água de forma mais facilmente aproveitável. O padrão de extração de água pelas raízes das plantas, indicados nas diretrizes, é de que 40% do total da água extraída e tomada da primeira quarta parte superior da zona radicular; 30% da segunda; 20% da terceira e os 10% restante da quarta parte inferior. Cada irrigação leva os sais da porção superior da zona radicular e a mantém a nível relativamente baixo de salinidade. A salinidade aumenta com a profundidade e alcança o seu maior nível na parte mais baixa da zona radicular.

Tabela 4.2 – Diretrizes para interpretação da qualidade das águas para irrigação.

Problema Potencial	Unidade	Grau de Restrição de Uso		
		Nenhum	Ligeiro a Moderado	Severo
Salinidade (afeta a disponibilidade de água para o cultivo) ² CE _{ai} ou TSD	dS m ⁻¹ mg L ⁻¹	<0,7 <450	0,7 – 0,3 450 – 2000	>3,0 >2000
Infiltração (reduz a infiltração; avaliar usando a RAS ^o e a CE _{ai}) ³ RAS ^o = 0 - 3 e CE _{ai} = = 3 - 6 e CE _{ai} = = 6 - 12 e CE _{ai} = = 12 - 20 e CE _{ai} = = 20 - 40 e CE _{ai} =	dS m ⁻¹ dS m ⁻¹ dS m ⁻¹ dS m ⁻¹ dS m ⁻¹	>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 de Íons Específicos (afeta cultivos sensíveis) Sódio (Na ⁺) ⁴ Irrigação por superfície Irrigação por aspersão Cloro (Cl) ⁴ Irrigação por superfície Irrigação por aspersão Boro (B) ⁵	RAS ^o meq L ⁻¹ meq L ⁻¹ meq L ⁻¹ mgr L ⁻¹	<3 <3 <4 <3 <0,7	3 – 9 >3 4,0 – 10 >3 0,7 – 3,0	>9 >10 >3 >3
Vários (afeta cultivos sensíveis) Nitrogênio (NO ₃ N) ⁶ Bicarbonato (HCO ₃) (aspersão foliar unicamente) pH	mgr L ⁻¹ Amplitude Normal	<5 <1,5 6,5 – 8,4	5,0 – 30 1,5 – 8,5	>30 >8,5

1 – Fonte: Ayers e Wastcot, 1987

2 – CE_{ai} - condutividade elétrica da água de irrigação a 25 °C expressa em dS m⁻¹ ou em mmho cm⁻¹ (unidade absoluta); TSS é o total de sólidos em solução, expressa em mg L⁻¹. (TSS (mg L⁻¹) ≅ 640 CE (dS m⁻¹);

3 – RAS^o é a relação de adsorção de sódio da água de irrigação em (mmol_c L⁻¹)^{1/2} e calculada de acordo com a equação 2.20 a partir da Tabela 2.3

4 – A maioria dos cultivos arbóreos e plantas lenhosas são sensíveis ao Na⁺ e ao Cl⁻; no caso de irrigação por superfície use-se o valor indicado. A maior parte dos cultivos anuais não é sensível; para eles use-se a tolerância de salinidade específica. Para a tolerância das fruteiras ao cloro e a dos cultivos ao sódio, use-se tabelas específicas. No caso de irrigação por aspersão sobre a folhagem, e umidade relativa abaixo de 30%, o cloro e o sódio podem provocar toxicidade em cultivos sensíveis ao ser absorvidos pelas folhas;

5 – Para as tolerâncias ao boro ver tabelas específicas

6 – NO₃⁻ - N, significa nitrogênio em forma de nitrato expresso em termos de nitrogênio elementar (no caso de análises de águas residuais, devem ser incluídos NH₄⁺ - N e N – orgânico).

A salinidade média da água do solo é aproximadamente três vezes maior que a salinidade da água aplicada e representa a salinidade média da zona radicular à qual a cultura reage.

4.2.5 - Restrições de uso – Os limites das restrições de uso são arbitrárias visto que os efeitos dos parâmetros escolhidos como critérios de qualidade sobre os cultivos são graduais e não existe uma divisão abrupta entre os vários graus. De maneira que um desvio de 10% a 20% acima ou abaixo dos valores dados tem pouca importância quando se considera juntamente e em relação aos outros fatores que podem afetar o rendimento.

4.2.6 – Fatores diversos.

4.2.6.1 - Temperatura – Fator pouco estudado e que se considera de grande interesse, devido a sua importância na dissolução da água.

A variação da temperatura tem incidência sobre distintos parâmetros físico-químicos que, por sua vez, podem afetar a qualidade das águas de irrigação. Os fatores que se devem ter em conta são oriundos dos sistemas de irrigação, das condições de cultivo e da variação de temperatura diária e das estações.

A solubilidade dos sais varia irregularmente em função do sal de que se trate. A solubilidade de muitos sais aumenta com a temperatura. Entretanto, em alguns sulfatos e carbonatos alcalinos terrosos, uma mudança nas formas cristalina solúveis e estável, conduz a uma diminuição da solubilidade com o aumento da temperatura. Por último, deve-se considerar que os bicarbonatos são inertes e se decompõem com o aumento da temperatura da água, dando lugar a carbonatos e dióxidos de carbono.

Cruz Romero (1992), destaca que com uma evapotranspiração alta, uma água com uma $CEa = 1,3 \text{ dS m}^{-1}$ que continha 6 e 7 meq L^{-1} de sódio e cloro respectivamente, provocou sintomas leves de toxicidade na alfafa. Porém, para uma evapotranspiração baixa e inclusive água com $CEa = 4,0 \text{ dS m}^{-1}$ e concentrações de 24 e 37 meq L^{-1} de sódio e de cloro, não se observou nenhum sintoma de toxicidade.

A água de irrigação atua sobre a temperatura do solo e da planta modificando seu regime térmico, em um ou outro sentido, em função da época de aplicação da irrigação e da origem da água utilizada. A temperatura da água influi na infiltração superficial, tanto que, em certas ocasiões é necessário construir reservatórios e depósitos de água com a finalidade de irrigar quando o solo está mais frio ou a água mais quente.

Uma água de irrigação à temperatura ambiente é muito mais eficaz na lixiviação do solo quando, ao ser incorporada a este, a temperatura seja inferior à temperatura da água. Em qualquer caso, o conceito de água fria deve ser tomado em função da época do ano e da situação da zona a ser irrigada. Como exemplo, Moliner Aramendia & Masaguer Rodrigues (1996), indicam que para irrigação de verão, considerar frias aquelas águas cuja temperatura são:

$t \leq 10 \text{ }^\circ\text{C}$, em zonas altas de montanha

$10 < t \leq 15 \text{ }^\circ\text{C}$, em zonas setentrionais

$15 < t \leq 20 \text{ }^\circ\text{C}$, em zonas meridionais

4.2.6.2 – pH - O pH é um parâmetro indicativo do grau de acidez ou alcalinidade do meio. No caso das águas de irrigação, o pH normal está compreendido entre 6,5 e 8,4. Um pH fora deste intervalo normal, é um bom

indicador de uma qualidade anormal da água ou de presença de um íon tóxico, que pode incidir muito negativamente na população microbiana do solo, alterar os equilíbrios existentes no mesmo, e inclusive danificar o sistema radicular das plantas (Gómez Lucas & Pedreño, 1992). A detecção de um valor anormal de pH deve considerar-se como uma advertência de que é necessário realizar uma avaliação detalhada da água e efetuar as correspondentes correções. O maior perigo das águas com valores anormais de pH está nos possíveis problemas de deterioração do equipamento de irrigação.

4.2.6.3 – Excesso de nitrogênio – O nitrogênio contido na água de irrigação tem o mesmo efeito para as plantas que o nitrogênio aplicado com os fertilizantes, não obstante, a aplicação de quantidades excessivas com a irrigação pode chegar a causar problemas relacionados com um crescimento vegetativo excessivo, uma desigual e tardia maturação dos frutos, ou frutos de inferior qualidade.

O nitrogênio facilmente assimilável se encontra nas águas em forma de nitrato (NO_3^-) e de amônio (NH_4^+). Nas águas de irrigação convencionais (superficiais e subterrâneas) a forma mais freqüente é a de nitrato, cujo conteúdo normalmente é inferior a 50 mg L^{-1} . O nitrogênio contido em forma de amônio raras vezes é superior a 1 mg L^{-1} , salvo que se trate de uma água residual ou proceda de lixiviação de solos fertilizados com nitrogênio amoniacal.

Os cultivos sensíveis são afetados por concentrações superiores a 5 ppm, enquanto que a maior parte dos mesmos tolera valores de pelo menos 30 ppm.

A sensibilidade dos cultivos ao nitrogênio varia segundo a fase de crescimento, sendo maior nas etapas de floração e frutificação.

Apesar do que foi dito, não se deve considerar como necessariamente negativa a presença de N nas águas de irrigação e sim positivamente desde que se possa supor como uma adubação da unidade de fertilizante nitrogênio.

Assim, a quantidade de fertilizante nitrogenado que se aplique aos cultivos irrigados com água que contenham níveis elevados de N, deve-se reduzir uma quantidade deste elemento similar à aplicada com a irrigação. O nitrogênio é, portanto, um elemento útil que deve ser aproveitado o máximo possível.

Outro aspecto que não se deve esquecer é o fato de que concentrações menores que 5 ppm de N nas águas, ainda que tenha muito pouco efeito sobre os cultivos, podem estimular o desenvolvimento de algas e outras plantas aquáticas, principalmente em canais, arroios e açudes, quando se dão as condições ideais de temperatura, luminosidade e presença de outros nutrientes.

4.2.6.4 – Entupimento nos sistemas de irrigação por gotejamento

Por se tratar de um tema de suma importância para a irrigação localizada de alta frequência, este item será tratado no Capítulo 5.

4.2.6.5 – Corrosão e incrustação

Basicamente a corrosão é um processo eletrolítico que ataca e dissolve a superfície de metais; sua rapidez de ação nos equipamentos de irrigação depende das características da água e da velocidade, temperatura e pressão da mesma (Ayers & Westcot, 1987).

As águas de baixa salinidade favorecem à corrosão e os problemas costumam ocorrer com águas subterrâneas, muitas das quais são corrosivas ao ferro, e em menor medida a outros metais.

As incrustações são depósitos de material orgânico ou inorgânico sobre as superfícies dos equipamentos de irrigação e poços, que restringem a passagem da água através de tamises, tubulações e saídas de água. Ainda que existem quantidades indefinidas de sólidos dissolvidos e em suspensão que podem produzir estas incrustações, os mais comuns são: areia, limo, argilas, carbonatos, ferro e organismos biológicos.

4.2.6.6 – Manchas em cultivos

As águas que contenham uma alta proporção de sais pouco solúveis, quando são aplicados por aspersão apresentam constantemente problemas de incrustações em forma de depósitos brancos sobre as folhas, frutos e flores. Ainda que estes sais não constituam um potencial de toxicidade, as manchas reduzem a qualidade comercial dos produtos e requerem tratamentos caros, como por exemplo banhos ácidos para frutas como pêras e maçãs.

Com a aspersão, durante os períodos de evaporação rápida (dias calorosos) e si a umidade relativa é menor que 30%, chegam a formas as deposições ainda que os carbonatos e sulfatos de cálcio se encontrem em concentrações baixas, de forma que estas manchas brancas não chegam a se dissolver nos ciclos seguintes do aspersor.

O manejo para evitar estas incrustações depende da concentração dos sais na água de irrigação. Uma alternativa consiste em incorporar materiais ácidos à água para reduzir os bicarbonatos, ou adicionar ácido sulfúrico até neutralizar 90% destes íons.

Outra possibilidade é modificar o projeto e a operação do sistema de aspersão. As medidas mais eficazes são:

- As irrigações noturnas.
- Aumento da velocidade de giro ou utilização de pulverizadores de aplicação contínua.
- Diminuição da frequência de irrigação.

Capítulo 5

ENTUPIMENTO DE EMISSORES

A água natural pode conter uma grande quantidade de impurezas, características do ciclo hidrológico pelo qual passou. Em citado ciclo, a evaporação da água até as nuvens constitui um processo naturalmente purificador. Entretanto, na sua queda em forma de chuva, a água inicia um processo de contaminação cujo resultado final dependerá das condições atmosféricas e climáticas da região em que caia, das características geológicas do terreno e de sua distribuição como águas superficiais e subterrâneas.

Segundo López Aguado (1992), dentre os problemas que se pode estabelecer, podem ser distinguidos os seguintes grupos de contaminantes da água:

- ✓ Materiais em suspensão: areia, argila e/ou limo.
- ✓ Sais minerais em dissolução: cálcio, magnésio, sódio, potássio, cloretos, carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, nitratos, sílica, boro, etc.
- ✓ Matéria orgânica em suspensão.
- ✓ Organismos vivos que constituem a fauna e a flora do meio.

Os sistemas de irrigação localizada de alta frequência, principalmente gotejamento e microaspersão, são os mais afetado pelos problemas de contaminação da água. O caso do gotejamento é mais crítico, haja vista que a água, conduzida pela rede de tubos instalados, passa através de gotejadores cujo orifício é de pequeno tamanho (0,75 – 1,40 mm) e forma (espiral, labirinto, etc.), para produzir a perda de carga suficiente e conseguir baixas vazões de descarga (2,0 – 8,0 L h⁻¹). Esta situação possibilita uma fácil obstrução dos gotejadores se a

água de irrigação transporta ou produz materiais que, uma vez neles depositados, reduzem progressivamente a passagem da água até chegar à obstrução total. Assim, mesmo sabendo-se que os efeitos prejudiciais que se podem produzir são muito importantes, haja vista que se deve assegurar uma boa uniformidade na distribuição e na emissão de água e de solução nutritiva, na prática, a manutenção das instalações de irrigação localizada é descuidada com demasiada freqüência. Por isso, a solução nutritiva não chega às plantas em quantidade suficiente para o seu adequado crescimento e desenvolvimento e, conseqüente, uma boa produção. Daí a necessidade de se dispor no cabeçal de controle ou mesmo nas parcelas individuais de irrigação e/ou fertirrigação dos elementos indispensáveis para garantir condições de filtração e limpeza da água (filtros de areia, de tela ou de disco), além de ser necessário ter um bom conhecimento de todo o conjunto desta técnica.

5.1 – Causas do entupimento dos emissores

Não é fácil determinar com precisão quando vão ocorrer os problemas de entupimento dos sistemas de irrigação localizada, ainda que é possível estabelecer alguns valores orientadores para avaliar as diferentes situações que se nos apresentem. Na Tabela 5.1 é mostrada uma classificação das águas em função da sua restrição de uso em irrigação localizada, como uma aproximação que se deve avaliar, em cada caso concreto, especialmente quando a restrição é severa.

Ainda que se tenha um sistema de filtros adequado às características da água e do emissor, há risco de entupimento de origem física, química e biológica devido à presença de sedimentos sólidos, à formação de precipitados e ao desenvolvimento de colônias bacterianas, estando uma série de elementos susceptíveis de produzir obstruções detalhados na Tabela 5.2.

Tabela 5.1 – Influência da qualidade da água em criar problemas de entupimento nos sistemas de irrigação localizada.

Problemas	Unidade	Restrições de uso		
		Nenhuma	Moderada	Severa
Físicos				
Sólidos em Suspensão	mg L ⁻¹	< 50	50 – 100	>100
Químicos				
pH		< 7,0	7,0 – 8,0	> 8,0
Sólidos Solúveis	mg L ⁻¹	< 500	500 – 2.000	> 2.000
Manganês ⁽¹⁾	mg L ⁻¹	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
Ferro ⁽²⁾	mg L ⁻¹	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5
Ácido Sulfídrico	mg L ⁻¹	< 0,5	0,5 – 2,0	> 2,0
Biológicos				
Populações Bacterianas	n° max.mL ⁻¹	< 10.000	10.000–50.000	> 50.000

Fonte: Nakayama (1982)

(1) Apesar de que estas concentrações possam ser suficientes para causar problemas num sistema de irrigação localizada, os problemas de fitotoxicidade podem ser detectados a concentrações inferiores a estas tal como se indica na Tabela 2.6.

(2) Concentrações de ferro superiores a 5,0 mg L⁻¹ podem causar desequilíbrios nutritivos em determinados cultivos, como se indica na Tabela 2.6.

Tabela 5.2 – Elementos físicos, químicos e biológicos que provocam entupimento nos sistemas de irrigação localizados.

Físicos (Sólidos em suspensão)	Químicos (Precipitados)	Biológicos (Bactérias e Algas)
Partículas inorgânicas:	Carbonatos de Ca e Mg	Filamentos
Areia	Sulfato de Ca	Mucilagem (Lodo)
Limo	Hidróxidos e Sulfetos	de Depósitos de Ferro Enxofre e Manganês de origem microbiano
Argila	metais pesados	
Plástico		
Partículas orgânicas:	Óleo e outros lubrificantes	
Plantas aquáticas (fitoplancton/algas)	Fertilizantes:	
Animais aquáticos (zooplancton)	Fosfatos	
Bactérias	Amoníaco líquido	
	Fe, Cu, Zn e Mn	

Fonte: Bucks et al. (1979).

5.1.1 – Entupimentos físicos

São aqueles devidos a partículas que a água leva em suspensão e que obstruem ou fecham os emissores (gotejadores, microaspersores, etc.) ou as próprias tubulações. Estas partículas podem ser de origem inorgânica (areia, silte, argila, restos de plástico, etc.) ou de origem orgânica (algas, pequenos animais aquáticos junto com seus ovos e larvas, bactérias, etc.).

Para Garcia et al., 1998, as primeiras causas deste tipo de entupimento podem vir a acontecer nas primeiras fases de montagem das instalações de irrigação, devido a restos de partículas de plástico procedentes da abertura de orifícios dos gotejadores, ou também à introdução de terra ao arrastar as tubulações pelo solo. Daí a necessidade de uma cuidadosa montagem da instalação e da limpeza da mesma ao término da instalação.

Segundo Abbott (1987), as águas fluviais e as que provêm de represas ou tanques não revestidos apresentam, com frequência, problemas devido aos sólidos que transportam em suspensão, especialmente limos e argilas, enquanto que as águas de poços contêm partículas de areia. As algas são um problema particular das águas que se captam dos rios, dos reservatórios poucos profundos e exposto à luz solar. Também se encontram no interior das tubulações grandes colônias de caracóis desenvolvidas a partir de ovos e pequenas larvas, quase invisíveis. Certas bactérias como a filamentosa Vitreoscilha e as não filamentosas Pseudomonas e Aerobactérias, também chegam a obstruir os emissores pela própria massa de suas colônias. Também acontecem problemas de entupimento físico nas zonas onde ocorrem erosões eólicas. Nestes locais, os gotejadores chegam a ficar cobertos de silte fino e argila e quando se produz o vácuo, provocado com o termino da irrigação, partículas de solo são introduzidas nos emissores. Igualmente pode

introduzir-se no sistema água contaminada, se os emissores estão dentro de uma poça de água ao finalizar a irrigação.

Além disso, os sedimentos carregados pela água reduzem a vida útil dos componentes dos sistemas de irrigação tais como: os rotores das bombas, os bocais de aspersores, os emissores e as tubulações dos sistemas de irrigação localizada e, em casos extremos, chega-se a necessidade da troca dos mesmos a cada ano. Pode causar ainda o mau funcionamento de medidores de vazão, válvulas, engates de tubos, comportas, entre outros.

Em uma instalação se suspeita que há entupimento quando a quantidade de água aplicada em determinado tempo é menor que a estabelecida no projeto, ou quando para aplicar a quantidade adequada é necessário aumentar a pressão.

5.1.1.1 – Medidas preventivas contra o entupimento físico

As medidas preventivas começam com a escolha dos emissores, com relação ao regime de fluxo, haja vista que descobrir os emissores parcialmente obstruídos é tarefa bastante difícil, pois requer a medição do fluxo em cada um deles. A melhor medida e mais econômica é prevenir o entupimento desde o início do projeto mediante filtros selecionados, segundo a qualidade da água e da operação do sistema.

Para se projetar o sistema de filtros e permitir o tratamento da água e a operação do sistema de irrigação localizada, recomenda-se fazer a análise completa das águas que vão ser utilizadas, levando em conta as possíveis flutuações de qualidade que podem ocorrer durante uma época de irrigação, sobretudo quando se trata de águas superficiais.

Na Tabela 5.3 são mostrados os elementos que devem ser incluídos na análise da água que será utilizada num sistema de irrigação localizada. As análises de 1 a

4 são muito importantes para as águas superficiais, já que a maior parte dos problemas provêm dos depósitos químicos e do material em suspensão. As análises 5 a 8 devem ser incluídas para verificar os contaminantes orgânicos, principalmente quando de suspeita que a fonte de água contém águas residuais. As análises de 1 a 4 e de 9 a 13 devem ser consideradas como as mínimas para as águas subterrâneas, sobretudo quando a salinidade é superior a $1,0 \text{ dS m}^{-1}$.

Tabela 5.3 – Elementos característicos da água que devem ser analisados para o planejamento e operação de um sistema de irrigação localizada.

1 – Principais Sais Inorgânicos (Tabela 1.2)	8 – Microorganismos
2 – Dureza	9 – Ferro
3 – Sólidos em Suspensão	10 – Oxigênio Dissolvido
4 – Totais de Sólidos Dissolvidos (TSD)	11 – Ácido Sulfúrico
5 – DBO (Demanda Biológica de Oxigênio)	12 – Ferro-bactéria
6 – DQO (Demanda Química de Oxigênio)	13 – Bactéria Redutora de Sulfato
7 – Matéria Orgânica	

Fonte: Ayers & Westcot (1991)

O sistema de filtragem é constituído pelo conjunto de tratamentos ou operações que se fazem necessários para limpar a água de partículas estranhas. Compreende, portanto, tela plástica ou de aço inoxidável, bacia de sedimentação, decantadores, separadores centrífugos (hidrociclones), filtros de areia, de tela e de anel, e diversos tratamentos químicos.

Para Phillips (1995), o padrão de filtragem para a irrigação localizada inclui o uso de um filtro primário e em seguida um filtro secundário. O uso de dois filtros tem se dado, em muitos casos, pelo mau desempenho do filtro primário ou por dimensionamento inadequado. Sugere algumas linhas gerais para a seleção do sistema de filtragem para a irrigação localizada, conforma as apresentadas na Tabela 5.4.

Quando a água transporta uma alta percentagem de sólidos, pode ser útil a instalação de pré-filtros antes do cabeçal de controle, destacando-se entre eles os decantadores e os hidrociclones.

Tabela 5.4 – Sistema de filtragem para irrigação localizada, em função do tipo e da concentração dos contaminantes.

Tipo de contaminante	Concentração	Carga aproximada	Tela na sucção ¹	Separador centrifugo ²	Filtro	
					areia	tela
Orgânico ou mistura orgânico / inorgânico	Leve	$\leq 10 \text{ mg L}^{-1}$	Sim	Sim	Sim	Não
	Moderada	$10\text{--}25 \text{ mg L}^{-1}$	Sim	Sim	Sim	Não
	Média	$25\text{--}50 \text{ mg L}^{-1}$	Sim	Sim	Sim	Não
	Media/Alta	$50\text{--}75 \text{ mg L}^{-1}$	Sim	Sim	Sim	Não
	Alta	$75\text{--}100 \text{ mg L}^{-1}$	Sim	Sim	Sim	Não
	Muito Alta	$> 100 \text{ mg L}^{-1}$	Sim	Sim	Sim	Não
Inorgânicos	Leve	$\leq 10 \text{ mg L}^{-1}$	Sim	Sim	Sim	Sim
	Moderada	$10\text{--}25 \text{ mg L}^{-1}$	Sim	Sim	Sim	Sim
	Média	$25\text{--}50 \text{ mg L}^{-1}$	Sim	Sim	Sim	Sim
	Media/Alta	$50\text{--}75 \text{ mg L}^{-1}$	Sim	Sim	Sim	Sim
	Alta	$75\text{--}100 \text{ mg L}^{-1}$	Sim	Sim	Sim	Não
	Muito Alta	$> 100 \text{ mg L}^{-1}$	Sim	Sim	Sim	Não

Fonte: Phillips (1995).

Notas: (1) – Recomenda-se tela na sucção da bomba somente como pré-tratamento antes do filtro primário.

(2) – Recomenda-se separadores centrífugos somente para a remoção de material inorgânico com peso específico $\geq 2 \text{ g cm}^{-3}$ e deve ser usado em conjunto com o filtro de tela ou areia.

5.1.1.1.1 - Decantadores.

Os decantadores (Figura 5.1), colocados como unidade primária antes da filtração normal, são uma solução simples e econômica para a eliminação de sólidos em suspensão (areia, silte e argila) e alguns precipitados químicos, como os de ferro, que, em algumas águas subterrâneas está dissolvido devido o seu

baixo pH e, após a aeração, o CO_2 escapa e em consequência o pH aumenta, causando a oxidação do ferro e sua precipitação.

A sedimentação de partículas mais pesadas que a água pode ocorrer de quatro maneiras diferentes, ainda que geralmente ocorrem vários deles simultaneamente:

a. (Sedimentação livre) É a que tem lugar quando a concentração de sólidos é baixa. A sedimentação de partículas é isolada e não tem interação significativa com as partículas vizinhas. Um exemplo típico é a sedimentação de areia muito diluída.

b. As partículas, bastante diluídas, flocculam durante o processo de sedimentação, aumentando de tamanho por agregação das partículas e se depositam com maior velocidade. Um exemplo típico é a oxidação e floculação de ferro.

c. (Zona de sedimento). A sedimentação se produz em suspensão, já que as forças de interação entre as partículas impedem a sedimentação das partículas próximas. As partículas tendem a manter-se em uma posição fixa com relação às outras até que a massa delas sedimenta como uma unidade, desenvolvendo-se uma interface sólido-líquido por cima da massa sedimentada.

d. (Sedimentação por compressão). A concentração de partículas é tão alta que se forma uma estrutura que só se deposita pela compressão originada pelo peso das novas partículas que se unem desde a parte superior por sedimentação.

Para as sedimentações do tipo “b”, “c” e “d”, a velocidade de sedimentação deve ser determinada experimentalmente em uma coluna de água de altura igual à do decantador. Para a sedimentação do tipo “a” pode-se calcular pela fórmula de Stokes.

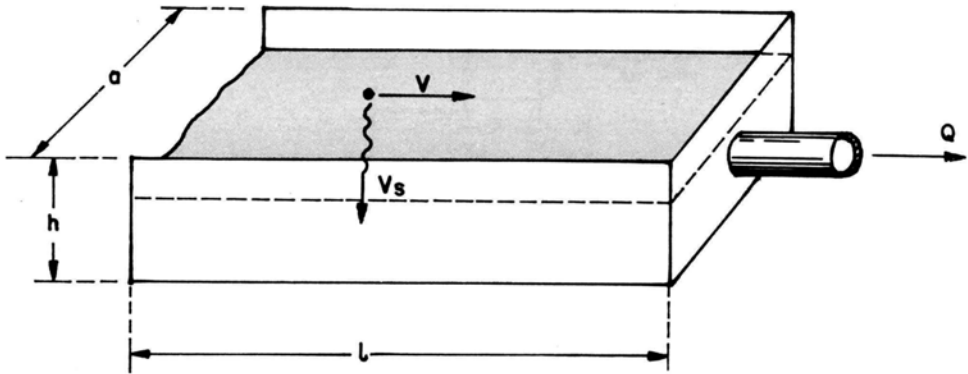


Figura 5.1. Desenho esquemático de um decantador.

Fonte: Pizarro (1996)

5.1.1.1.1 - Velocidade de sedimentação dos decantadores

Para Pizarro (1996), a velocidade de sedimentação de um decantador é o parâmetro fundamental para o seu dimensionamento, indicando a fórmula de Stokes para o referido cálculo.

$$V_s = 0,0034D^2(d_r - 1) \quad (5.1)$$

V_s = velocidade de sedimentação, (cm min^{-1})

D = diâmetro da partícula (μm)

d_r = densidade real da partícula (g cm^{-3}). Não se conhecendo este dado utilizar $2,67 \text{ g cm}^{-3}$

Segundo Rodrigo López et al. (1997), a principal limitação desta lei se refere à forma esférica da partícula, a sua rigidez e a sua superfície lisa. Também supõe que no líquido não se produz turbulência. Já que na realidade partículas de diversas formas caem a diferentes velocidades, deve-se definir o termo diâmetro

“efetivo” ou “equivalente” que é o de uma esfera que cairia com a mesma velocidade que a partícula em questão.

Considerando $D = 75 \mu\text{m}$ (equivalente a 200 mesh), freqüentemente utilizado em irrigação localizada de alta freqüência (ILAF), como tamanho mínimo das partículas a sedimentar, e o peso específico da partícula, $d_r = 2,67 \text{ g cm}^{-3}$, se obtém $V_s = 31,94 \text{ cm min}^{-1}$ ou $0,54 \text{ cm seg}^{-1}$.

5.1.1.1.2 - Dimensionamento de um decantador

Trata-se de calcular as três dimensões: comprimento (L), largura (a) e altura (h) do depósito de decantação (Figura 5.1). Para isso começa-se por eleger o diâmetro (D) das partículas que se toma como limite, de forma que todas as partículas maiores sedimentem no decantador. As partículas menores sedimentarão parcialmente e uma fração delas continuam na água à saída do decantador.

Considerando V a velocidade da água $\left(\frac{L}{t}\right)$ e V_s a velocidade de sedimentação $\left(\frac{h}{t}\right)$ da partícula de diâmetro D, sendo “t” o tempo de oportunidade que tem a partícula para sedimentar, para que esta partícula alcance o fundo antes que a saída do decantador é necessário que:

$$K \times \frac{h}{V_s} < \frac{L}{V} \quad (5.2)$$

onde K é o fator de armazenamento de sedimentos, utilizado para aumentar a superfície de decantação. Caso este não seja conhecido, considera-se igual a dois ($K = 2$) para as decantações que interessam nas ILAF (Pizarro, 1996).

Chamando de Q a vazão de água que se vai clarificando:

$$V = \frac{Q}{a \times h} \quad (5.3)$$

substituindo-se “h” em (5.2)

$$L \times a > K \times \frac{Q}{V_s} \quad (5.4)$$

onde “L” e “a” se medem em metros, “Q” em $\text{m}^3 \text{seg}^{-1}$ e “ V_s ” em m seg^{-1} .

Com a Equação 5.4 verifica-se que a superfície horizontal do decantador $L \times a$ deve ser maior que K multiplicado por uma seção teórica $Q V_s^{-1}$, que se pode imaginar como a superfície necessária para que decante a vazão Q.

Mantendo-se os valores de L e “a” em metros e substituindo-se os valores de Q e V_s para $L \text{ h}^{-1}$ e cm min^{-1} , respectivamente, a Equação 5.4 pode ser apresentada como:

$$L \times a > K \times \frac{Q}{600V_s} \quad (5.5)$$

Esta expressão para $V_s = 31,94 \text{ cm min}^{-1}$ (eq. 5.1) e $K = 2$, toma a forma:

$$L \times a > 10^{-4} Q \quad (5.6)$$

com L e “a” em metros e Q em $L \text{ h}^{-1}$.

A largura “a” do decantador se determina aplicando a norma prática de que seja a quinta parte do comprimento:

$$L = 5 \times a \quad (5.7)$$

substituindo em (5.6):

$$a > 4,5 \times 10^{-3} \sqrt{Q} \quad (5.8)$$

sendo “a” em metros e Q em $L \text{ h}^{-1}$.

É interessante observar que o dimensionamento de um decantador é independente de sua altura “h”, sendo seu valor estabelecido entre 0,80 e 1,50 m. Neste caso, uma vez definidos L e “a” e modifica-se a altura prevista, por exemplo, aumentando-a, aumenta-se também o tempo necessário para uma partícula alcance o fundo ($h V_s^{-1}$), porém na mesma proporção aumenta-se o tempo necessário para que a partícula alcance a saída ($L V^{-1}$), visto que $V = Q (a \times h)^{-1}$, varia em proporção inversa a “h”.

Na entrada do decantador a água deve ser distribuída em toda a sua seção e, na medida do possível, suprimir as turbulências. A saída deve estar colocada abaixo da superfície da água para que não passem os objetos flutuantes, porém o suficientemente elevada sobre o fundo para que não arraste sedimentos.

5.1.1.1.3 - Exemplo de cálculo

Dimensionar um decantador para uma vazão de 100.000 L h^{-1} , que elimine as partículas superiores a $75 \mu\text{m}$.

Aplicando-se a Equação 5.8, tem-se:

$$a > 4,5 \times 10^{-3} \sqrt{100.000} = 1,42\text{m}$$

Toma-se $a = 2,0 \text{ m}$ e utilizando-se a equação 5.7, tem-se:

$$L = 5 \times a = 5 \times 2 = 10,00\text{m}$$

Como o valor de “h” está entre 0,80 e 1,50 m, elege-se 1,00 m.

Daí tem-se um decantador com $10,0 \times 2,0 \times 1,0 \text{ m}$, respectivamente comprimento, largura e altura.

5.1.1.1.2 - Hidrociclone

O hidrociclone (Figura 5.2), também conhecido pelos nomes de ciclone hidráulico, ciclone de líquido, clone de separação e separador centrífugo, constitui-se uma importante classe de equipamento destinado à separação de suspensões sólido-líquido (Silva, 1989; Souza et al., 2000). Tem como princípio de separação o mesmo das centrífugas, em que as partículas em suspensão são submetidas a um campo centrífugo que provoca a sua separação do líquido. De forma distinta das centrífugas, que usam o mesmo princípio, os hidrociclones não apresentam partes móveis, requerendo baixo custo de instalação e manutenção e são simples de operar (Souza et al., 2000). Os hidrociclones permitem eliminar as partículas de densidade superior a $1,5 \text{ g cm}^{-1}$ e tamanho menor que $75 \text{ }\mu\text{m}$. Tem a vantagem de produzir uma perda de carga constante, variando de 34 a 600 kPa (Silva, 1989), dependendo da vazão, porém independente da concentração de impureza. O poder de eliminação diminui ao aumentar o diâmetro e as perdas aumentam ao aumentara vazão circulante, resultando prático na maioria das vezes, a colocação de uma bateria de hidrociclones em paralelo.

O hidrociclone (Figura 5.2 B), consiste de uma parte cônica ligada a uma parte cilíndrica, na qual existe uma entrada de diâmetro D_e , pela qual a água carregada de areia entra tangencialmente a uma câmara de diâmetro D_c (diâmetro nominal), que provoca um redemoinho descendente, chamado torvelinho principal. A força centrífuga gerada neste redemoinho projeta as partículas sólidas contra as paredes da parte cônica, pela qual descendem até o tubo inferior de diâmetro D_a , que as conduz ao depósito de sedimentos. Quando este se encontra cheio se abre manualmente o registro purgador e se elimina os sedimentos.

Além disso, a água que desceu com o torvelinho principal, ao aproximar-se ao vórtice do cano forma um redemoinho ascendente que se denomina torvelinho secundário e que gira no mesmo sentido que o primário, elevando a água livre de partículas sólidas, que sai pelo tubo superior de diâmetro D_s .

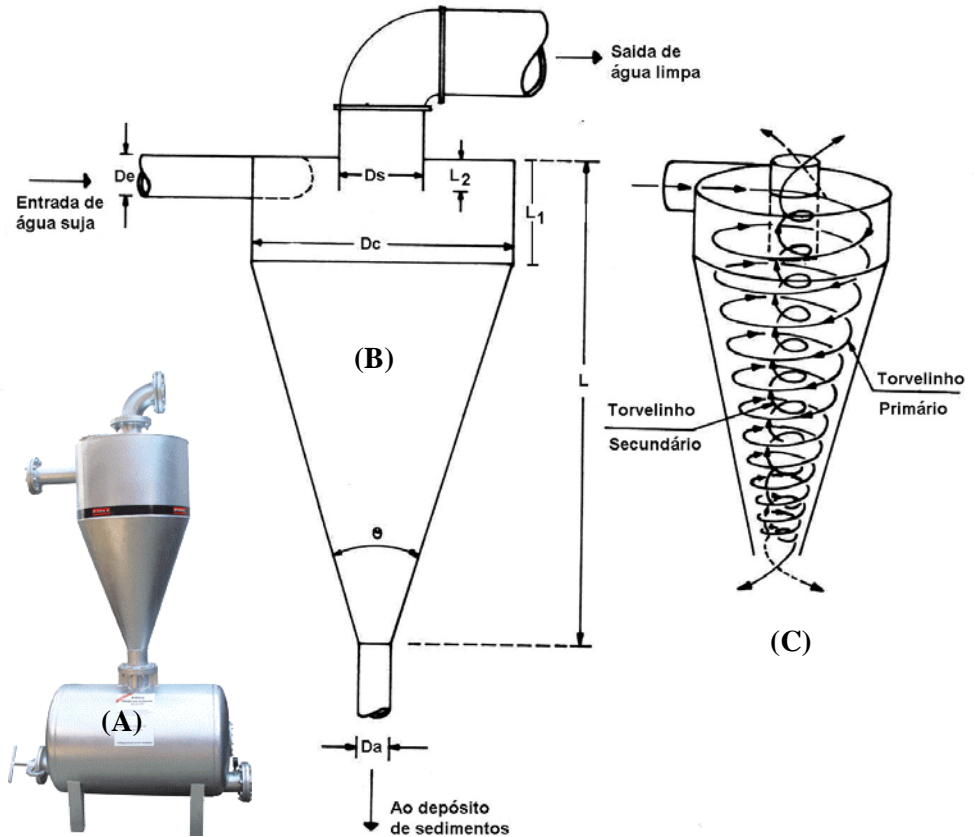


Figura 5.2 – Hidrociclone (A), desenho esquemático de suas principais peças (B) e seu escoamento interno (C).

Fonte: www.darka.com.br (2005), Pizarro (1996)

De acordo com Ketler & Lin (1972), citados por Goldberg, et al. (1976), as dimensões do hidrociclone devem cumprir as seguintes relações:

$$\begin{array}{ll}
 L = 5 \text{ a } 8 D_c & D_e = 0,15 \text{ a } 0,3 D_c \\
 L_1 = 1,3 D_c & D_s = 0,15 \text{ a } 0,30 D_c \\
 L_2 = 0,33 \text{ a } 0,50 D_c, \text{ para hidrociclones } \leq 4'' & D_a = 0,15 \text{ a } 0,20 D_c \\
 0,16 \text{ a } 0,25 D_c, \text{ para hidrociclones } > 4'' & \theta \leq 45^\circ
 \end{array}$$

Para Arviza Valverde (1996) as dimensões más adequadas de um hidrociclone dependem das circunstâncias de cada caso. Porém, as dimensões mais utilizadas são indicadas na Tabela 5.5.

Tabela 5.5 – Diâmetro nominal do hidrociclone em função do tamanho das partículas

Tamanho das partículas (μm)	Diâmetro nominal (D_c) (polegadas)
5 – 10	0,25 – 0,50
10 – 20	0,50 – 4,00
20 – 60	6,00 – 12,00
60 - 70	16,00 – 30,00

Fonte: Alviza Valverde (1996)

O depósito de sedimentos deve ser capaz de armazenar as partículas sólidas separadas entre duas limpezas consecutivas e que na prática deve corresponder, pelo menos, ao turno de rega.

O volume necessário, em litros, será dado pela equação:

$$V_d = \frac{Q \times t \times C_o \times FL \times FS}{1000 \times d_r} \quad (5.9)$$

em que:

Q = vazão, em $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$

C_o = concentração de sólidos na água a tratar, em mg L^{-1}

C = concentração de sólidos em água tratada, em mg L^{-1}

t = tempo entre duas limpezas, em h

FL = fator de limpeza = $\frac{C_o - C}{C_o} \geq 0,95$

FS = Coeficiente de segurança (1,5 a 2,5)

d_r = peso específico das partículas a separar, em g cm^{-3} .

Os hidrociclones devem ser projetados de tal forma que para a vazão projetada as perdas de carga não sejam superiores a 2 m.c.a.. O fabricante deve fornecer os gráficos correspondentes às curvas de perdas de carga em função da vazão circulante, como o apresentado na Figura 5.3.

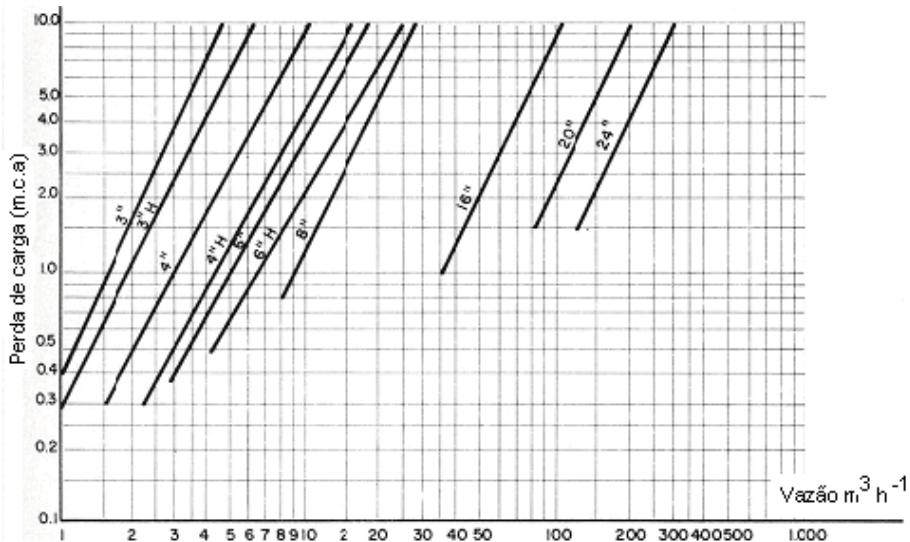


Figura 5.3 – Curvas vazão versus perda de carga do hidrociclone, segundo o diâmetro de seção cilíndrica (D_c)

Fonte: www.darka.com.br (2005),

5.1.1.1.2.1 – Exemplo de cálculo de um hidrociclone:

Um hidrociclone deve ser projetado pra tratar $100 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ de uma água com silte em suspensão, com uma concentração de 20 mg L^{-1} e $d_r = 2,6 \text{ g cm}^{-3}$.

A perda de carga admissível foi fixada em 2,0 m.c.a.. O intervalo de limpeza é de 6 dias e o sistema trabalha 10 horas por dia. Adotar o $FS = 2$.

Pela Figura 5.3, entrando-se com a abscissa para uma vazão de $100 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, as soluções possíveis são:

1 – 01 hidrociclone de 20" que produz uma perda de carga de 2,3 m.c.a.

2 – 02 hidrociclones de 16” que produz uma perda de carga de 2,0 m.c.a.

Como a perda de carga máxima adotada foi de 2,0 m.c.a., se adotará a solução 2, e o volume do depósito terá:

$$Vd = \frac{\frac{100}{2} \times (6 \times 10) \times 20 \times 0,95 \times 2}{1000 \times 2,6} = 43,85 \text{ Litros}$$

5.1.1.1.3 - Filtros de areia

Consistem em tanques geralmente metálicos (de aço galvanizado, inoxidável ou com proteção de pintura oxidante) ou de plástico reforçado (poliéster bobinado com fibra de vidro ou poliéster laminado) capazes de resistir as pressões estáticas e dinâmicas da rede, cheios de areia ou cascalho peneirado de um determinado tamanho. A filtração se realiza quando a água atravessa a areia, que não deve ser menor que 50 cm (Figura 5.4) e nem ocupar todo volume interior do filtro, a fim de permitir a expansão do meio filtrante quando da limpeza por reversão de fluxo. O espaço vazio deve ser de 15% a 20% da espessura do leito filtrante, considerando-se que se vai utilizar uma vazão da ordem de:

$$Q_L = 80 \times d_{10} \quad (5.10)$$

em que:

Q_L = Vazão em $\text{m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ m}^2$ de área filtrante

D_{10} = diâmetro efetivo das partículas, em mm.

Como mostra esquematicamente na Figura 5.4, pode-se colocar toda areia do mesmo tipo (a) ou colocar uma zona central de areia da granulometria necessária e, em cima e abaixo dela, camadas de areia mais grossa, com espessura mínima de 15 cm (b). Com este segundo método se realiza uma pré-filtração no interior do

tanque, fazendo com que a sedimentação da areia mais fina seja mais lenta e, em conseqüência, a limpeza deva ser menos freqüente. Entretanto, depois de algum tempo, ambos os materiais se misturam e a partir desse momento a filtração é deficiente. Por esta razão, prefere-se o sistema de um só tipo de areia.

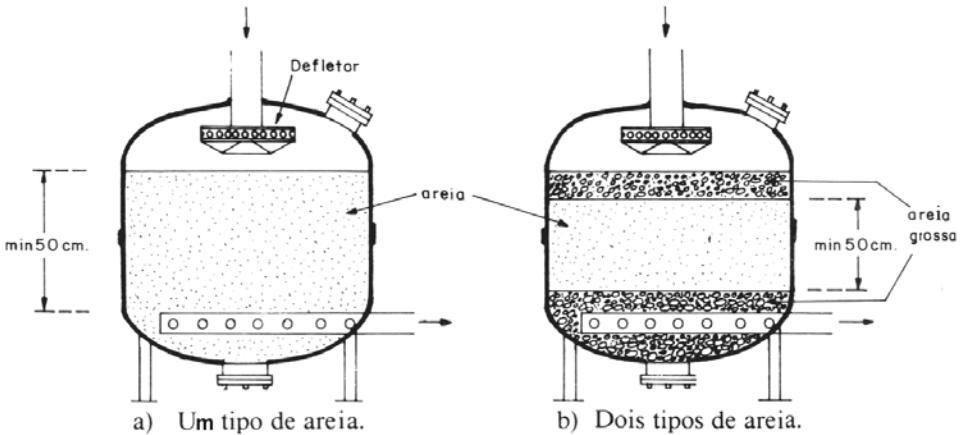


Figura 5.4 – Filtros de areia com um só tipo de material (a) e com dois tipos (b).

Fonte: Pizarro (1996).

Suas propriedades filtrantes dependem da seção e do comprimento do leito e das suas características granulométricas.

5.1.1.1.3.1 - Características da areia.

As areias comerciais costumam ser classificadas por números, porém um conhecimento preciso de suas propriedades se consegue usando os conceitos de granulometria, diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade, forma dos grãos, friabilidade e perda por ataque de ácido.

5.1.1.1.3.1.1 - Granulometria.

É caracterizada por uma curva representativa das percentagens em peso dos grãos que passam através de uma sucessão de peneiras normatizadas (Figura 5.5).

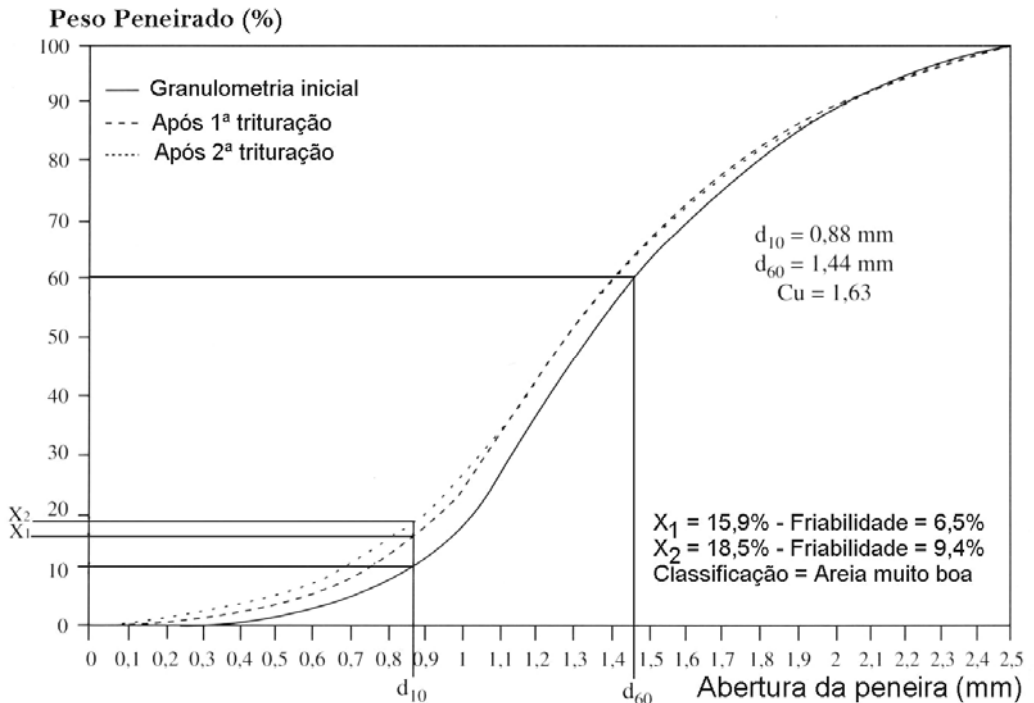


Figura 5.5 – Curva granulométrica e friabilidade de uma areia

Fonte: Adaptado de Montalvo Lopez (1998)

O método operativo para determinar a curva granulométrica é o seguinte:

- ✓ Pesar 100 g do material depois de seca-lo durante 4 horas a 120 °C.
- ✓ Peneirar este material sucessivamente através de peneiras normatizadas e anotar a massa retida em cada peneira.
- ✓ Calcular, a partir destes resultados, a massa de material que atravessa cada peneira e expressa-la em percentagem da massa total utilizada para o ensaio.
- ✓ Traçar a curva acumulativa que representam estas percentagens em função da abertura da malha de cada peneira (Figura 5.5).

5.1.1.1.3.1.2 - Diâmetro efetivo –

É o orifício da peneira que permite a passagem de 10% da areia (d_{10}); corresponderia à 10% do peso peneirado da curva referente à granulometria inicial (Figura 5.5) e determina, em grande parte, a qualidade da filtração, juntamente com o coeficiente de uniformidade e a friabilidade, pois o diâmetro efetivo do poro da areia é, aproximadamente, 1/7 de d_{10} . Ou seja, o diâmetro efetivo da areia a ser utilizada deve ser igual ao diâmetro mínimo de passagem do emissor.

5.1.1.1.3.1.3 - Coeficiente de uniformidade (C_u).

É a relação entre as aberturas da peneira correspondente às percentagens 60 (d_{60}) e 10 (d_{10}) da curva de granulometria inicial. Este valor deve estar compreendido entre 1,4 e 1,8 (Rodrigo López et al., 1997; Arviza Valverde, 1996; Pizarro, 1996), sendo possível inferior a 1,6 (Montalvo Lopez, 1998).

Na Figura 5.5, verifica-se que $d_{60} = 1,44$ e $d_{10} = 0,88$, daí:

$$C_u = \frac{d_{60}}{d_{10}} = \frac{1,44}{0,88} = 1,63 \quad (5.11)$$

5.1.1.1.3.1.4 - Friabilidade.

Um material friável é aquele que se fratura com facilidade, mudando seu diâmetro efetivo e suas características filtrantes. A friabilidade é determinada submetendo a areia a duas triturações sucessivas e obtendo, após cada trituração, um novo valor de d_{10} .

A determinação da friabilidade é feita da seguinte maneira:

- Tomam-se 35 cm³ do material e pesa-se exatamente.

- Introduce-se o material em um cilindro metálico cujo diâmetro interior é de 40 mm e altura útil de 100 mm, juntamente com 18 bolas de aço de 12 mm de diâmetro.
- Fixa-se o cilindro radialmente sobre uma roda de 34 cm de diâmetro.
- Faz-se girar esta roda ao redor de um eixo que passa por seu centro a uma velocidade de 25 rotações por minuto (r.p.m.).

Para a quantificação da friabilidade são efetuadas duas medidas: uma depois de 15 minutos de funcionamento (750 golpes ou 375 voltas) e outra depois de 30 minutos (1.500 golpes ou 750 voltas), respectivamente X_1 e X_2 na Figura 5.5. Em seguida, estabelece-se a curva granulométrica do material depois de cada ensaio.

Indicando-se por X a percentagem de material de diâmetro inferior ao diâmetro efetivo inicial, a perda será de $X - 10$, que expressada em percentagem em relação com a fração que está acima do diâmetro efetivo, ou seja, 90% será:

$$\frac{X-10}{90} \times 100 = \frac{10}{9} \times (X-10) \quad (5.12)$$

Esta perda é a característica que mede a friabilidade do material.

Pela Figura 5.5, tem-se:

$$\text{Friabilidade}_1 = \frac{10}{9} \times (X_1 - 10) = \frac{10}{9} \times (15,9 - 10) = 6,5\%$$

$$\text{Friabilidade}_2 = \frac{10}{9} \times (X_2 - 10) = \frac{10}{9} \times (18,5 - 10) = 9,4\%$$

De acordo com a Tabela 5.6, que classifica a qualidade da areia com base nos resultados obtidos com a maioria dos materiais filtrantes, a areia analisada é considerada de muito boa qualidade.

5.1.1.1.3.1.5 - Perda por ataque de ácido

É a perda de peso da areia depois de um contato de 24 horas com uma solução de ácido clorídrico a 20%. Esta perda deve ser inferior a 2%. É evidente que não se pode tolerar uma perda importante com ácido, já que a água pode conter gás carbônico agressivo ou, em certos casos, necessitar fazer limpezas com ácido.

Tabela 5.6 – Qualidade da areia segundo a friabilidade

Classificação	Friabilidade (%)	
	1ª Trituração (15 min – 750 golpes)	2ª Trituração (30 min – 1.500 golpes)
Muito boa	6 – 10	15 – 20
Boa	10 - 15	20 – 25
Razoável	15 - 20	25 – 35
Imprestável	> 20	> 35

Fonte: Rodrigo López (1997)

5.1.1.1.3.1.6 - Vazão

O tamanho mínimo de partícula que ficam retidas no filtro é função da vazão que passa através dele e do tamanho das partículas de areia, normalmente oscilando entre 50 e 70 m³ h⁻¹ por m² de leito filtrante.

Em termos gerais, estes filtros, trabalhando com 60 m³ h⁻¹ de vazão por m² de leito. Uma velocidade aparente de 60 m h⁻¹ é capaz de reter partículas 1/7 vezes menores que o diâmetro efetivo (d₁₀) de suas areias. Ao aumentar a vazão, esta eficiência diminui, não sendo recomendado ultrapassar aos 70 m³ h⁻¹ por m² de leito de areia. Caso a vazão do projeto seja superior à vazão máxima indicada, deverão ser instalados tantos filtros em paralelo quanto sejam necessários para a vazão de água a filtrar e a capacidade de cada filtro exijam.

5.1.1.1.3.1.7 - Perda de carga e limpeza

Quando os filtros de areia estão limpos provocam uma perda de carga da ordem de 1 a 2 m.c.a., dependendo do tipo de areia e da velocidade média da água. À medida que as areias mais finas vão sedimentando, a perda de carga aumenta e quando alcança um valor da ordem de 4 a 6 m.c.a. deve-se proceder à limpeza (Figura 5.7). O projeto da instalação (bombas, etc.), deve ser feito para o caso mais desfavorável, ou seja, para uma perda de carga de 6 m.c.a.

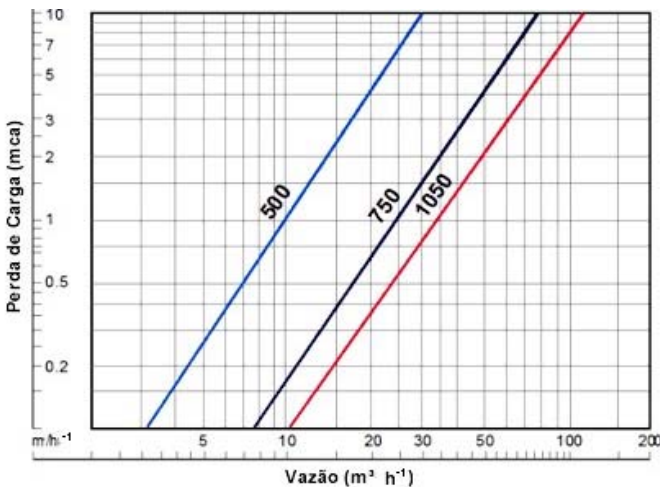


Figura 5.7 – Perda de carga de um filtro de areia em função da vazão e do seu diâmetro

Fonte: www.darka.com.br (2005)

Para conhecer o momento em que a limpeza é necessária deve-se medir a pressão antes e depois do filtro. Para isso é conveniente instalar pontos para conexão rápida de manômetro e utilizar o mesmo aparelho para as leituras antes e depois do filtro, com o objetivo de evitar que a descalibração do manômetro afete à diferença na leitura. A limpeza se realiza invertendo o sentido da circulação da água, para o qual há de se prever as derivações necessárias nas tubulações de entrada e saída, conforme a Figura 5.8 – (a), (b), e (c).

Sempre que possível é conveniente a instalação de, pelo menos, dois filtros de areia em paralelo, de forma que quando se realize a seqüência de limpeza, um filtro seja lavado com a água filtrada dos restantes, fazendo mais eficaz o processo. No caso de existir somente um filtro, a limpeza se realiza com água não filtrada, previamente correndo-se o risco da acumulação de impurezas na interface água-areia na face inferior da camada de areia, de maneira que ao funcionar normalmente o filtro, essas impurezas são enviadas à rede de irrigação. Para que isso não ocorra, é necessário eliminar a água que passa pelo filtro nos primeiros minutos depois da sua limpeza, além de ser necessário a suspensão da irrigação durante o processo de lavagem.

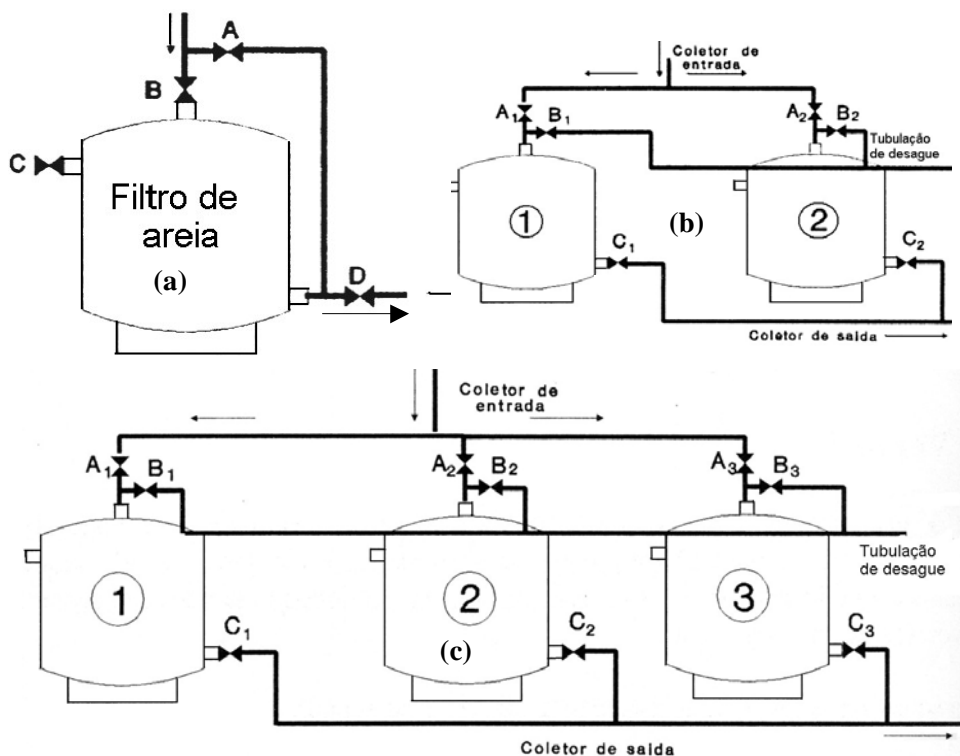


Figura 5.8 – Conexão de filtros de areia e limpeza.

Em seu funcionamento normal, um único filtro, instalado conforme a Figura 5.8 (a) ocorre com as válvulas B e D abertas e A e C fechadas. Na seqüência de limpeza do filtro, se fecham as válvulas B e D e se abrem as válvulas A e C. Como consequência da inversão do fluxo o leito filtrante se expandirá liberando a matéria orgânica retida.

Quando há dois ou mais filtros a limpeza de um filtro se efetua com a água filtrada pelos filtros restantes.

Na Figura 5.8 (b), na seqüência normal de funcionamento, as válvulas A_1 , A_2 , C_1 e C_2 estão abertas. Durante a seqüência de limpeza do filtro (1), a válvula A_1 é fechada e se abre a válvula B_1 . Como consequência disso parte da vazão que passa através do filtro (2) se deriva para o coletor de saída criando-se uma inversão do fluxo no filtro (1). A tubulação que controla as válvulas B_1 e B_2 verterá a água carregada de contaminantes para o exterior do cabeçal de controle, drenando as impurezas enquanto se realiza a irrigação.

Quando o número de filtros é elevado, se efetua a limpeza em cascata, de forma similar ao caso de dois filtros. Neste caso, é conveniente automatizar a seqüência de limpeza. Para isso, as válvulas A_i e B_j são substituídas por uma válvula hidráulica para retrolavagem com duas saídas ou por uma válvula hidráulica normalmente fechada (A_i) e outra válvula hidráulica normalmente aberta (B_j).

A seqüência de limpeza pode ser feita por tempo, ou mediante um pressostato diferencial conectado entre o coletor de entrada e de saída do filtro. Quando a média de pressão supera um valor prefixado se inicia a seqüência de limpeza.

5.1.1.1.3.1.8 - Dimensionamento de um filtro de areia

No dimensionamento dos filtros de areia (Figura 5.9) devem ser determinadas as seguintes características: tipo de areia, espessura da camada ou camadas de areia e superfície filtrante. Os dados necessários são: vazão e diâmetros dos emissores.

A eleição do tipo de areia, como foi visto anteriormente, é função da abertura do emissor e a espessura da camada de areia deve ser, no mínimo, 50 cm.



Figura 5.9 - Filtro de areia em paralelo (A) e detalhe do coletor de drenagem (B)

Fonte: www.carborundum.com.br (2005)

Para o cálculo da superfície filtrante a vazão deve ser aumentada de 20% como margem de segurança e se aplica o critério de que a velocidade média da água não supere 60 m h^{-1} , ou seja, $60 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ por m^2 de superfície do filtro. Se a velocidade é muito inferior a 60 m h^{-1} , o filtro estará super dimensionado e seu custo será excessivo, ainda que a limpeza será menos freqüente. Se a velocidade supera os 60 m h^{-1} , poderá provocar desníveis na superfície da areia, diminuindo a eficiência da filtragem.

5.1.1.1.3.1.9 - Exemplo de cálculo de um filtro de areia

Dimensionar um filtro de areia para o seguinte caso:

Vazão: $Q = 100.000 \text{ L h}^{-1}$.

Diâmetro mínimo de passagem do gotejador: 0,8 mm.

a) Cálculo da superfície filtrante.

A vazão aumentada de 20% é:

$Q = 1,2 \times 100.000 = 120.000 \text{ L h}^{-1} = 120 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$.

$v = 60 \text{ m h}^{-1}$

$$S = \frac{Q}{v} = \frac{120}{60} = 2,00 \text{ m}^2$$

Fazendo-se a opção para um só filtro, seu diâmetro será:

$$D > \sqrt{\frac{4S}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 \times 2,00}{3,1416}} = 1,60 \text{ m}$$

Neste caso teria que ser instalado um só filtro de 1,60 m de diâmetro o que fugiria das dimensões comerciais normais, além da dificuldade de limpeza característica da instalação de um só filtro. Fazendo-se a opção para dois ou três filtros teremos:

Para dois filtros $\frac{S}{2} = \frac{2}{2} = 1,00 \text{ m}^2$

$$D > \sqrt{\frac{4 \times 1}{3,1416}} = 1,13 \text{ m}$$

Para três filtros $\frac{S}{3} = \frac{2}{3} = 0,67 \text{ m}^2$

$$D > \sqrt{\frac{4 \times 0,67}{3,1416}} = 0,92 \text{ m}$$

Para as condições apresentadas, pode-se instalar dois filtros de 1,20 m de diâmetro ou três de 1,00 m.

5.1.1.1.4 - Filtro de tela

Diferentes dos filtros de areia, que realizam uma retenção profunda das impurezas, os filtros de tela efetuam uma retenção superficial, fazendo com que sua colmatação seja muito mais rápida (Pizarro, 1996, Rodrigo López, et al., 1997). Por esta razão costuma ser utilizado com águas não muito sujas que contenham partículas de tipo inorgânico, ou como elemento de segurança depois de hidrociclones, filtros de areia ou equipamentos de fertirrigação (Pizarro, 1996). Segundo este autor, quando as águas contêm algas seu uso não está indicado, porque se colmatam rapidamente e deixam passar impurezas.

O filtro de tela consiste em um corpo cilindro de aço inoxidável ou plástico, em cujo interior se aloja o elemento filtrante (Figura 6.10 a). Este está composto por um suporte perfurado metálico ou plástico, recoberto por uma tela. Em alguns casos, o elemento filtrante é duplo, empregando-se com suporte dois cilíndricos concêntricos (Rodrigo López, et al., 1997). As telas podem ser de poliéster, náilon, (Garcia et al., 1998) e mais recentemente de aço inoxidável (Rodrigo López, et al., 1997).

O funcionamento de um modelo mais freqüente (Figura 5.10 b), se dá da seguinte maneira: a água, que circula no sentido da seta, penetra na zona “A” do filtro de onde passa para a zona “B” através de uma tela apoiada em um suporte cilíndrico de aço inoxidável. A filtração se efetua na tela, de forma que as partículas ficam na câmara interna da tela (zona “A”) e a água filtrada passa à zona “B” e daí continua pela tubulação.

O tamanho da tela se elege em função do diâmetro de passagem do gotejador. Considera-se normal empregar telas de abertura de 7 a 10 vezes menores que o orifício do gotejador.

Segundo Rodrigo López et al (1997), as dimensões das telas metálicas estão normatizadas em diferentes países. Uns empregam as medidas em milímetro (mm) ou micrômetro (μm), nos Estados Unidos e Canadá se designam com números e o fabricante Tyler (USA) introduziu o termo “mesh”, que foi muito difundido e é a designação mais comumente utilizada.

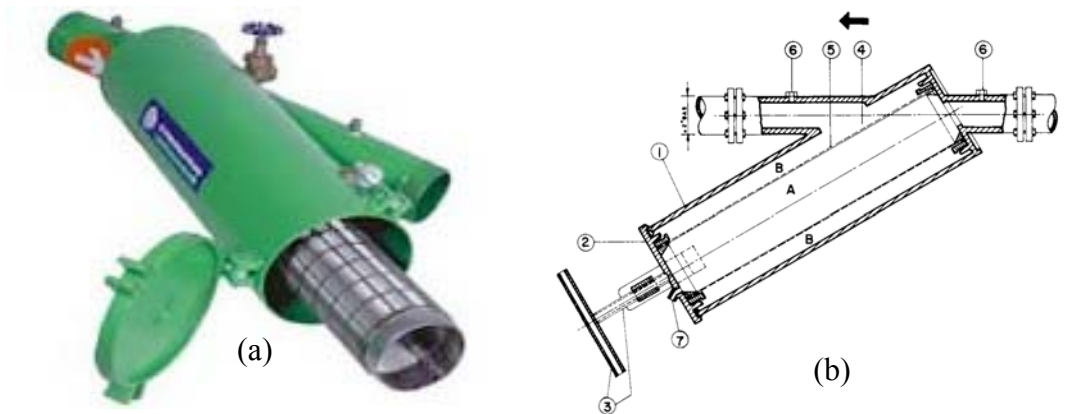


Figura 5.10 - Filtro de tela (a); Esquema de funcionamento de um filtro de tela (b)

Nota: 1 – Corpo do filtro; 2 – Tampa de fechamento; 3 – Parafuso de fechamento; 4 – Cartucho; 5 – Tela; 6 – Tomada de pressão; 7 – Torneira para limpeza.

Na Tabela 5.7 são apresentadas as normas para os tamanhos de possíveis usos em irrigação localizada e se inclui também uma Recomendação Internacional com a denominação ISSO/R565, de 1967.

Convém salientar que é freqüente encontrar no mercado filtros com telas que não obedecem nenhuma destas normas, não coincidindo o número de mesh que se

indica com a abertura da malha correspondente. Neste caso, não se deve esquecer que a escolha de uma tela é feita em função do tamanho real da sua abertura.

A área efetiva de uma tela (A_e) é a área líquida de seus orifícios, e é calculada multiplicando-se a área total (A_t) pela porcentagem de vazios da tela (p).

$$A_e = p \times A_t \quad (5.11)$$

Nas malhas metálicas, entre 50 e 200 mesh, esta porcentagem é praticamente constante, sendo de 58% em sentido linear (relação tamanho do orifício/diâmetro do fio + tamanho do orifício) e de 34% em superfície. Portanto:

$$A_e = 0,34A_t \quad (5.12)$$

Quanto às telas de nylon, não se podem citar valores exatos pois a porcentagem de vazios depende da grossura do nylon utilizado por cada fabricante. Não obstante, tem-se comprovado que até 120 mesh têm aproximadamente as mesmas medida características que as metálicas e, portanto, é válida a equação 5.12. Entretanto, para 155 mesh, a porcentagem de vazios é de 26% e em alguns casos é de esperar que esta seguirá diminuindo à medida que aumenta o número de mesh, devido à menor resistência do nylon frente ao aço. Portanto, estes são valores indicados que devem ser comprovados em cada caso.

5.1.1.1.4.1 – Elemento filtrante

Como as telas usadas em irrigação localizada (50 – 200 mesh) por si só não podem suportar as pressões da rede, são colocadas sobre um suporte, cujo conjunto formado (tela – suporte) é denominado de elemento filtrante. Daí, estando a tela pressionada contra o suporte por efeito da pressão da água, diminui a sua superfície filtrante, em maior ou menor grau, dependendo da porcentagem de vazios da mesma.

Para Pizarro (1996), de forma aproximada e geralmente levando em consideração a segurança de funcionamento, pode-se descontar 10% da área efetiva. Com isso, sendo (p) a percentagem de vazios do suporte, a área real efetiva do filtro (Are) será:

$$\text{Are} = 0,90A_e \times p = 0,90 \times 0,34A_t \times p \Rightarrow \text{Are} = 0,31A_t \times p \quad (5.13)$$

Saliente-se que o valor mínimo da “Are” é de 2,5 vezes a seção nominal do filtro ($\text{Are} > 2,5A_e$), podendo chegar até uma relação 8 por 1 ou superior.

Geralmente se coloca uma tela complementar de plástico intercalada, tipo sanduíche, entre o suporte e a tela filtrante, que se poderia entender como um elemento para aumentar a distância entre ambos, permitindo que a passagem da água não seja somente através da porção da malha que coincide com os orifícios suporte, porém em mais superfície filtrante. Com o filtro limpo a passagem da água se dará preferentemente pelos orifícios da tela em oposição ao do suporte. Posteriormente, à medida que os anteriores vão se entupindo, aumenta a passagem da água pelos orifícios mais afastados. Com isso, não se deve considerar o efeito da tela sanduíche para efeito de cálculo.

Tabela 5.7 - Relação entre o número de mesh e o tamanho do orifício das telas

ISO	USA – CANADA			USA			
ISO/R565 1976	ASTM E 11-81 1981			SERIE TYLER			
D.N.T. (mm)	D.N.T. (mm)	D.N.A. (mm)	Designação Número	D.N.T. Principal (polegada)	D.N.T. Suplementar (polegada)	Designação mesh	D.N.T. (mm)
5,6	5,6	1,68	31/2		0,221	31/2	5,6
	4,75	1,54	4	0,185	0,185	4	4,75
4,00	4,00	1,37	5		0,156	4	4,00
	3,35	1,23	6	0,131	0,131	6	3,35
2,8	2,80	1,10	7		0,110	7	2,80
	2,36	1,00	8	0,093	0,093	8	2,36
2,0	2,00	0,90	10		0,078	9	2,00
	1,70	0,810	12	0,065	0,065	10	1,70
1,4	1,40	0,725	14		0,055	12	1,40
	1,18	0,650	16	0,046	0,046	14	1,18
1,00	1,00	0,580	18		0,039	16	1,00
μm	μm	μm	Número	$\text{pol} \times 10^{-4}$	$\text{pol} \times 10^{-4}$	Mesh	μm
	850	510	20	328	328	20	850
710	710	450	25		276	24	710
	600	390	30	232	232	28	600
500	500	340	35		195	32	500
	425	290	40	164	164	35	425
355	355	247	45		138	42	355
	300	215	50	116	116	48	300
250	250	180	60		97	60	250
	212	152	70	82	82	65	212
180	180	131	80		69	80	180
	150	110	100	58	58	100	150
125	125	91	120		49	115	125
	106	76	140	41	41	150	106
90	90	64	170		35	170	90
	75	53	200	29	29	200	75
63	63	44	230		24	250	63

Fonte: Rodrigo López et al. (1997)

D.N.T. Dimensão Nominal da Tela;

D.N.A. Dimensão Nominal do Arame

5.1.1.1.4.2 – Vazão

A vazão a ser tratada por um filtro de tela dependerá da qualidade da água, da área real do elemento filtrante e da perda de carga admissível.

Segundo Rodrigo López et al. (1997), para um filtro de tela fina (50 a 200 mesh) se recomendam velocidades de infiltração de 0,4 a 0,9 m s⁻¹. Em águas superficiais, geralmente muito carregadas de algas, não é conveniente ultrapassar a velocidade de 0,6 m s⁻¹. Esta mesma recomendação é feita para as mais finas (120 a 200 mesh), para evitar a rápida colmatção do filtro. Todavia, se pode chegar à velocidade de 0,9 m s⁻¹ no caso de águas muito limpas ou com filtros autolimpantes.

Na Tabela 5.8 são vistas a relação de velocidade e vazão de um filtro de tela.

Tabela 5.8 – Vazão de água tratada com relação à velocidade de filtração.

Velocidade (m s ⁻¹)	Vazão em m ³ h ⁻¹ por m ² de área real (Ae)	Vazão em m ³ h ⁻¹ por m ² de área total (At)*
0,4	1.440	446
0,6	2.160	670
0,9	3.240	1.004

Fontes: Pizarro (1996); Rodrigo Lopez (1997).

* Válido somente para filtros de tela metálica, calculada segundo: Ae = 0,31 At

5.1.1.1.4.2.1 – Exemplo de determinação da vazão a ser tratada por um filtro de tela.

a) Dimensionar a vazão que pode tratar um filtro de tela, que tem as seguintes características:

- ✓ Diâmetro nominal do filtro: $\phi_f = 2''$
- ✓ Diâmetro da carcaça: $\phi_c = 6''$

✓ Elemento filtrante cilíndrico composto por um suporte de tubo PVC com diâmetro de 140 mm, perfurado com 285 orifícios de 9 mm de diâmetro, e altura de 50 cm.

✓ A tela filtrante é de aço inoxidável de 120 mesh.

✓ Dispõe ainda de uma tela “sanduíche” de poliéster de 10 mesh.

➤ Área total da tela (área lateral de um cilindro); $A_t = \pi dh = \pi \times 14 \times 50 = 2.199 \text{ cm}^2$

➤ Área efetiva: $A_e = 0,31 \times A_t = 0,31 \times 2.199 = 682 \text{ cm}^2$

➤ Percentagem de vazios do suporte:

$$p = \frac{(\text{numero} \times \text{área}) \text{ dos orifícios}}{A_t} \times 100 = \frac{285 \times (\pi \times 0,45^2)}{2.199} \times 100 = 8,25\%$$

A área real efetiva será:

$$A_{re} = A_e \times p = 682 \times \frac{8,25}{100} = 56,3 \text{ cm}^2$$

Comprova-se que:

$$A_{re} \geq 2,5 \times A_e \Rightarrow A_{re} \geq 2,5 \times \frac{\pi \times (2'')^2}{4} = 2,5 \times \frac{3,1416 \times 5,08^2}{4} = 50,7 \text{ cm}^2$$

Portanto, as vazões que podem ser tratadas pelo filtro segundo a velocidade da água são apresentadas na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 – Vazões tratadas com filtro de $\phi 2''$ segundo a velocidade

Velocidade	Vazão
$0,4 \text{ m s}^{-1}$	$8,9 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$
$0,6 \text{ m s}^{-1}$	$13,3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$
$0,9 \text{ m s}^{-1}$	$20,0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$

5.1.1.1.4.3 – Perda de carga e limpeza.

Tal como os filtros de areia, os de tela provocam uma perda de carga que cresce à medida que o filtro vai colmatando (Figura 5.11). Quando está limpo, a perda de carga é da ordem de 1 a 3 m.c.a. (10 a 30 kPa), dados estes fornecidos pelos fabricantes, em função da vazão de da abertura das telas. Para efeito de projeto, o cálculo da perda de carga, como no caso do filtro de areia, somente se levará em conta a perda admitida quando se vai realizar uma nova limpeza. Esta costuma estar entre 4 e 6 metros. Si for permitida maior perda de carga o filtro perde a eficácia e pode chegar a romper a tela.

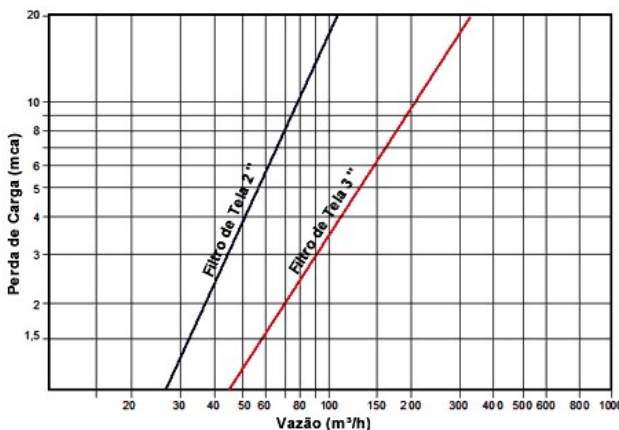


Figura 5.11 – Gráfico de perda de carga de um filtro de tela.

Fonte: www.darka.com.br (2005)

Cada modelo deve ter o seu sistema de limpeza. No modelo da Figura 5.10b a limpeza é realizada abrindo a torneira de limpeza (7), por ela sai a água sem filtrar arrastando as partículas depositadas na tela. Outros modelos permitem a limpeza mediante inversão do fluxo. Mesmo assim, depois de um certo tempo, é conveniente extrair o cartucho com a tela, limpando-a com água sob pressão ou com escova.

A limpeza dos filtros de tela pode ser automatizada mediante sistemas que acionam quando a diferença de pressão alcança um valor prefixado. Algumas indústrias já fabricam os filtros com o automatismo de limpeza incorporado, chamados de autolimpantes.

5.1.1.1.4.4 – Dimensionamento de um filtro de tela

Na eleição de um filtro de tela tem que ser determinada a superfície da tela e o tamanho dos orifícios, seu número de mesh. Segundo Pizarro (1996), para este último, um critério usado comumente é que o tamanho do orifício seja aproximadamente $1/7$ do menor diâmetro de passagem do gotejador, valor que se pode elevar a $1/5$ no caso de microaspersão. O emprego de telas mais finas não é recomendável porque aumenta a frequência de limpeza e os problemas potenciais que acompanham a colmatação das telas. Na Tabela 5.10 são mostradas as malhas de aço recomendadas segundo o critério de $1/7$.

A área de tela é calculada em função da vazão Q , incrementada em 20% como margem de segurança, e em função dos valores aceitáveis da velocidade real (velocidade através dos orifícios), indicadas na Tabela 5.11.

Tabela 5.10 – Telas de aço recomendadas de acordo com o critério $1/7$

Diâmetro do gotejador (mm)	Tela	
	Orifício menor que (μm)	Nº de mesh
1,50	214	65
1,25	178	80
1,00	143	115
0,90	128	115
0,80	114	150
0,70	100	170
0,60	86	200
0,50	71	250

Fonte: Pizarro (1996)

Estes limites de velocidade equívalem a uma vazão por área real e por área total de tela que estão indicados na Tabela 5.8.

Tabela 5.11 – Velocidade real recomendada em filtros de tela.

Tamanho do orifício (μm)	Classe de água	Velocidade (m s^{-1})
300 – 125	Limpa	0,4 – 0,9
300 – 125	Com algas	0,4 – 0,6
125 - 75	Qualquer	0,4 – 0,6

Fonte: Pizarro (1996)

5.1.1.1.4.5 – Instalação de filtros de tela

Ao instalar os filtros de tela deve-se levar em conta o sentido do fluxo de água, normalmente indicado com uma seta na carcaça. Na ausência desta, deve-se comprovar que a água atravessa o elemento filtrante no sentido tela – suporte.

Como no caso dos filtros de areia, devem ser instalados tantos filtros de tela em paralelo como a capacidade de cada um e a vazão a tratar exigam. Ainda que usualmente sejam instalados no cabeçal, nos casos em que as aplicações de fertilizantes são realizadas em outras partes da instalação, devem ser colocados filtros de tela, imediatamente depois da tubulação para injeção de fertilizantes.

Em alguns casos, e como medida de segurança complementar, são instalados à entrada das subunidades de irrigação e inclusive na entrada de cada lateral, pequenos filtros de tela que servem para evitar que passem aos emissores partículas que por acidente, durante a limpeza dos filtros principais ou por ruptura da instalação, tenham ultrapassado o cabeçal.

5.1.1.1.5 – Filtros de disco

Os filtros de disco têm a mesma função que os de tela, porém sua utilização parece estar superando a estes nos últimos anos, devido a sua maior durabilidade, facilidade de limpeza e maior eficiência de filtragem.

O filtro é composto por anéis de plástico com ranhuras, comprimidas uns contra os outros ao enroscar a carcaça, formando um cilindro filtrante (Figura 5.14 a). São normalmente instalados depois do ponto de incorporação dos fertilizantes.

A água é filtrada ao passar pelos pequenos condutos formados entre dois anéis consecutivos e perfurados. O grau de filtração depende do número ranhuras existentes nos discos, oscilando entre 40 e 350 mesh, conforme visto na Tabela 5.12.

Tabela 5.12 – Número de ranhuras e mesh correspondentes para filtros de disco.

Cor do disco	Número de ranhuras	Diâmetro da ranhura	
		Mesh	mm
Azul	170	40	0,420
Amarelo	340	80	0,177
Vermelho	490	120	0,125
Preto	600	140	0,105
Verde		200	0,074
Cinza		350	0,040

Fonte: Moya Telens (1998)

Seu efeito é, até certo ponto, de filtração em profundidade, como o filtro de areia, sendo muitas vezes utilizados para substituir estes. Pode reter grandes quantidades de sólidos antes de ficar obstruído. São compactos e resistentes admitindo pressões de trabalho de até 10 atm. A perda de carga quando estão limpos é da ordem de 1 a 3 m.c.a. (10 a 30 kPa), estando na Figura 5.14 b o gráfico de perda de carga. São conectados em linha, isolados ou em bateria, sendo estas em paralelo.

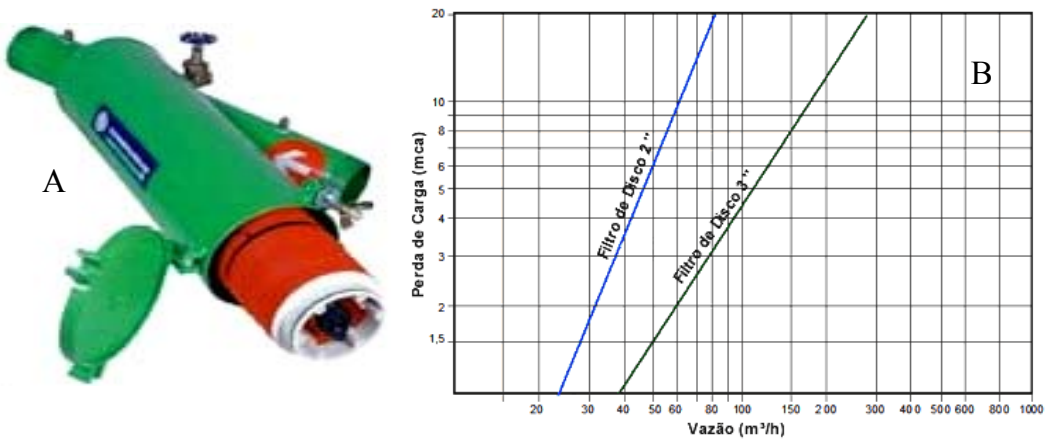


Figura 5.14 – Filtro de disco (A); Gráfico de perda de carga do filtro de disco (B)

Fonte: www.darka.com.br (2005)

Para sua limpeza desmonta-se o filtro e limpa-se os anéis separando-os entre si e lavando-os com água sob pressão. Também pode ser feita automaticamente. Quando em uso, é conveniente limpar-los uma vez por semana ou quando a perda de pressão que se origine seja superior a 0,2 atmosferas, com relação ao filtro limpo.

5.2 – Entupimento químico

Os entupimentos provocados pelas precipitações químicas são mais difíceis de localizar e são também mais difíceis de tratar quando estão em estado avançado, pelo que convém fazer tratamentos preventivos mais freqüentes quanto mais altos forem os riscos de entupimento, fazendo valer o dito “melhor prevenir que remediar”. Pode ser originado por excesso de carbonato ou sulfato de cálcio e magnésio, ou pela oxidação do ferro, formando precipitados muito pouco solúveis, quando as condições de umidade, temperatura, pH e/ou concentração de sais favorecem estes processos. Depende principalmente da qualidade e composição da água de irrigação e dos adubos empregados.

Para Abbott (1985), as obstruções químicas se produzem com mais frequência nos sistemas que utilizam águas subterrâneas com altos teores de sais dissolvidos, dentre eles os mais importantes são os carbonatos de cálcio e magnésio e os sulfatos de cálcio. Já para Garcia et al. (1998) as precipitações devido ao cálcio são frequentes quando se usa água calcária com mais de 130 mg L^{-1} de bicarbonatos (HCO_3^-) e pH superior a 7,5, pois o bicarbonato reage com o cálcio, formando carbonato de cálcio, que é o que se deposita no interior das tubulações (Figura 5.15) e nos emissores, e segundo Morilla Alcalá (1986) na seguinte situação:



Figura 5.15 – Entupimento da tubulação por decantação de carbonato

Foto: Otavio Álvares de Almeida

Quando a água apresenta um conteúdo de pelo menos 3 mg L^{-1} de H_2S (ácido sulfídrico) para 300 mg L^{-1} de CaCO_3 não se produzirá a precipitação. Com a água calcária, há um caso bastante frequente de entupimento: a dessecação por evaporação da água em volta dos gotejadores, formando uma crosta e facilitando o entupimento. Também os precipitados de carbonato de cálcio são favorecidos por insuficiência de anidrido carbônico na água.

Os fertilizantes utilizados em fertirrigação também podem produzir entupimento químico, haja vista que nem todos eles podem ser misturados entre si para obtenção da solução matriz (Tabela 5.13). Além disso, em algumas ocasiões, se produzem precipitados ao reagir os fertilizantes com elementos contidos na água de irrigação.

Tabela 5.13 – Compatibilidade química da mistura de alguns fertilizantes utilizados em fertirrigação.

Fertilizantes	NO ₃ NH ₄	CO(NH ₂) ₂	(NH ₄) ₂ SO ₄	(NH ₄) ₂ HPO ₄	NH ₄ H ₂ PO ₄	KCl	K ₂ SO ₄	KNO ₃	Ca(NO ₃) ₂
Nitrato de amônia	-	CL	C	CL	CL	C	C	CL	I
Uréia	CL	-	CL	CL	CL	C	C	CL	CL
Sulfato de amônia	C	CL	-	C	I	C	C	C	I
Fosfato Diamônico (DAP)	CL	CL	C	-	C	C	C	C	I
Fosfato Monoamônico (MAP)	CL	CL	I	C	-	C	C	C	I
Cloreto de Potássio	C	C	C	C	C	-	C	C	C
Sulfato de Potássio	C	C	C	C	C	C	-	C	I
Nitrato de Potássio	CL	CL	C	C	C	C	C	-	CL
Nitrato de cálcio	I	CL	I	I	I	C	I	CL	.

Fonte: Cadahia Lopez et. al. (1998),

C = Compatível, fertilizante que se pode misturar.

Cl = Compatibilidade Limitada, fertilizante que se pode misturar no momento da aplicação.

I = Incompatível, fertilizante que não se pode misturar.

Por exemplo, se a concentração de Ca é superior a 6,0 meq L⁻¹, os fertilizantes fosfatados provocarão entupimento nos emissores de água. Ao mesmo tempo concentrações de bicarbonato acima de 5,0 meq L⁻¹ provocarão problemas ainda

mais graves. Por outro lado, as aplicações de amônia anidra ou líquida aos sistemas de irrigação localizada não são recomendáveis, já que poderiam aumentar o pH da água até valores acima de 11, o que provocaria rápida precipitação do CaCO_3 . Com a mistura de adubos incompatíveis (Tabela 5.13), se produzirão precipitados de sais que entopem as tubulações e emissores da água de irrigação.

5.2.1. Precipitado de cálcio

5.2.1.1. Tratamentos preventivos de carbonato de cálcio.

O tratamento pode ser feito mediante um antiincrustante ou mediante acidificação da água a valores em que a precipitação não se produza. O tratamento preventivo clássico contra as incrustações calcárias é a acidificação. Para isto podem ser utilizados diversos ácidos:

- ❖ Ácido clorídrico (HCl) 12 N
- ❖ Ácido sulfúrico (H_2SO_4) 36 N
- ❖ Ácido nítrico (HNO_3) 16 N
- ❖ Ácido fosfórico (H_3PO_4) 45 N

Os mais freqüentes são os dois primeiros, porém segundo Pizarro (1996), pelo perigo de manejo do ácido sulfúrico, o mais utilizado é o ácido clorídrico. Os ácidos nítricos e fosfóricos proporcionam a adição de quantidades de nutrientes. Segundo Morilla Alcalá (1986), o ácido nítrico é mais adequado quando há problema de salinidade provocada por cloretos. Todavia, a utilização de ácido deve ser feita com as máximas garantias para evitar acidentes. Por exemplo: sempre se deve adicionar ácido à água e nunca água ao ácido.

A aplicação pode ser feita durante toda a irrigação ou na última parte da mesma, calculando-se o tempo que falta para chegar aos gotejadores mais afastados e aumentando-se o produto, como garantia 50 a 100%, de forma que a água que permaneça no interior da rede não produza precipitação. O cálculo da dose de ácido a ser aplicada deve ser feito em laboratório a partir de amostra de água e medindo experimentalmente a quantidade de ácido necessária para reduzir o pH ao valor de 7,5. Quando não se dispõe de curva de valorização para o ácido, pode ser calculada aproximadamente em campo. Em um botijão de plástico de 50 a 100 litros cheio de água, adiciona-se ácido (grau industrial puro) agitando-se lentamente até chegar ao pH desejado. Um simples cálculo permite obter a relação em litro de ácido por metro cúbico de água.

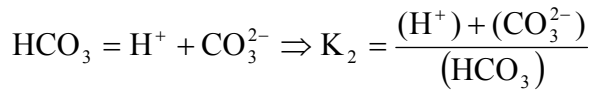
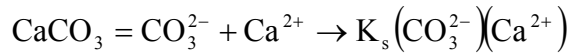
A precipitação de cálcio em água se pode prever mediante o índice de saturação de Langueir (IS), de forma que todas as águas com IS positivo devem ser consideradas, no projeto de sistemas de irrigação, como águas problemáticas que requerem medidas preventivas, haja vista estes valores indicarem a tendência de precipitação do CaCO_3 , enquanto que os valores negativos do IS tendem a manter os bicarbonatos e cálcio em solução.

Este índice se define pela diferença entre o pH atual da água (pH_a) e o pH teórico que a água alcançaria em equilíbrio com o CaCO_3 (pH_s):

$$\text{IS} = \text{pH}_a - \text{pH}_s \quad (5.15)$$

sendo pH_s , o pH de saturação onde uma água com uma determinada alcalinidade e conteúdo de cálcio está em equilíbrio (nem super saturada nem sub saturada de carbonato de cálcio) determinado pelo produto de solubilidade do CaCO_3 , K_s , e da segunda constante de dissolução do HCO_3 , K_2 .

Segundo Moya Telens (1998) as reações em que estão baseadas são:



Dividindo uma equação pela outra: $\frac{K_s}{K_2} = \frac{(\text{Ca}^{2+}) (\text{HCO}_3^{2-})}{(\text{H}^+)}$

e tomando seus logaritmos:

$$\log K_s - \log K_2 = \log(\text{Ca}^{2+}) + \log(\text{HCO}_3^{2-}) - \log(\text{H}^+)$$

Podendo ser escrita como:

$$\text{pHs} = (\text{pK}'_2 - \text{pK}'_s) + \text{pCa} + \text{pAlc} \quad (5.16)$$

utilizando-se a Tabela 5.14 para efetuar seu cálculo.

Como foi dito, a precipitação ocorre quando o valor de IS é positivo. Para evitar a precipitação o pHs tem que ser aumentado. Para isso, aumenta-se o valor de uma das parcelas, e no caso o pAlc pois equivale a diminuir a concentração de carbonatos e bicarbonatos na água de irrigação, levando-a até um valor Alc₂ que será assim expresso:

$$\text{p}(\text{Alc}_2) = \text{p}(\text{Alc}) + \text{IS} \quad (5.17)$$

Conhecendo-se o p(Alc₂), na Tabela 5.14 se obtém a correspondente concentração de (CO₃ + HCO₃) em meq L⁻¹ que é o valor a ser reduzido da concentração inicial para que não ocorra precipitação. A diferença da concentração inicial com o valor obtido na Tabela 5.14, é denominada de “f” (número em meq L⁻¹ de CO₃ + HCO₃ a ser eliminado da água). A dose de ácido, em litros por m³ de água, é calculada segundo a relação f/N, sendo N a normalidade do ácido.

Tabela 5.14 – Valores para o cálculo de pH_s em função das concentrações dos elementos em $meq L^{-1}$.

(Ca+Mg+Na) $meq L^{-1}$	$pK'_2 - pK'_s$	Ca $meq L^{-1}$	$p(Ca^{++})$	CO_3+HCO_3 $meq L^{-1}$	$p(Alk)$
0,5	2,11	0,05	4,60	0,05	4,30
0,7	2,12	0,10	4,30	0,10	4,00
0,9	2,13	0,15	4,12	0,15	3,82
1,2	2,14	0,20	4,00	0,20	3,70
1,6	2,15	0,25	3,90	0,25	3,60
1,9	2,16	0,32	3,80	0,32	3,51
2,4	2,17	0,39	3,70	0,39	3,40
2,8	2,18	0,50	3,60	0,50	3,30
3,3	2,19	0,63	3,50	0,63	3,20
3,9	2,20	0,79	3,40	0,79	3,10
4,5	2,21	1,00	3,30	1,00	3,00
5,1	2,22	1,25	3,20	1,25	2,90
5,8	2,23	1,58	3,10	1,58	2,80
6,6	2,24	1,98	3,00	1,98	2,70
7,4	2,25	2,49	2,90	2,49	2,60
8,3	2,26	3,14	2,80	3,14	2,50
9,2	2,27	3,90	2,70	3,90	2,40
11,0	2,28	4,97	2,60	4,97	2,30
13,0	2,30	6,30	2,50	6,30	2,20
15,0	2,32	7,90	2,40	7,90	2,10
18,0	2,34	10,00	2,30	10,00	2,00
22,0	2,36	12,50	2,20	12,50	1,90
25,0	2,38	15,80	2,10	15,80	1,80
29,0	2,40	19,80	2,00	19,80	1,70
34,0	2,42				
39,0	2,44				
45,0	2,46				
51,0	2,48				
59,0	2,50				
67,0	2,52				
76,0	2,54				

Fonte: Abreu (1997)

Por exemplo: Considerando as duas amostras de água abaixo,

Elementos	Amostra 1	Amostra 2
pH	7,72	8,28
CE	3,77 dS m ⁻¹	1,46 dS m ⁻¹
HCO ₃ ⁻	6,15 meq L ⁻¹	1,48 meq L ⁻¹
Ca ⁺⁺	19,80 meq L ⁻¹	5,57 meq L ⁻¹
Mg ⁺⁺	18,39 meq L ⁻¹	5,43 meq L ⁻¹
Na ⁺	9,40 meq L ⁻¹	4,48 meq L ⁻¹

determinar os valores de IS, p(Alc₂), f e a quantidade de ácido por metro cúbico de água necessária para evitar precipitação.

Cálculos:

$$\text{Amostra 1} - \text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} = 47,59 \text{ meq L}^{-1} \rightarrow (\text{pK}'_2 - \text{pK}'_s) = 2,47$$

$$\text{Ca} = 19,80 \rightarrow \text{p(Ca)} = 2,00$$

$$\text{CO}_3 + \text{HCO}_3 = 6,15 \rightarrow \text{p(Alc)} = \underline{2,20}$$

$$\text{Total pHs} = 6,67$$

$$\text{IS} = \text{pH} - \text{pHs} = 7,72 - 6,67 = 1,05$$

$$\text{P(Alc}_2) = \text{p(Alc)} + \text{IS} = 2,20 + 1,05 = 3,25$$

$$\text{Amostra 2} - \text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} = 15,48 \text{ meq L}^{-1} \rightarrow (\text{pK}'_2 - \text{pK}'_s) = 2,32$$

$$\text{Ca} = 5,57 \rightarrow \text{p(Ca)} = 2,55$$

$$\text{CO}_3 + \text{HCO}_3 = 1,48 \rightarrow \text{p(Alc)} = \underline{2,80}$$

$$\text{Total pHs} = 7,67$$

$$\text{IS} = \text{pH} - \text{pHs} = 8,28 - 7,67 = 0,61$$

$$\text{P(Alc}_2) = \text{p(Alc)} + \text{IS} = 2,80 + 0,61 = 3,41$$

Na Tabela 5.14, para p(Alc) de 3,25 e 3,41 correspondem a concentrações de 0,57 e 0,40 meq L⁻¹ de (CO₃ + HCO₃) respectivamente para as amostras 1 e 2.

Isso quer dizer que as concentrações iniciais de 6,15 e 1,48 meq L⁻¹ devem ser diminuídas até 0,57 e 0,40 meq L⁻¹ para as águas 1 e 2 respectivamente. Para tanto devem ser neutralizadas com ácido:

$$f_{\text{amostra 1}} = 6,15 - 0,57 = 5,58 \text{ meq L}^{-1}$$

$$f_{\text{amostra 2}} = 1,48 - 0,40 = 1,08 \text{ meq L}^{-1}$$

A quantidade de ácido, em litro por m³ de água de irrigação, é calculada segundo f/N, conforme a Tabela 5.15.

Tabela 5.15 – Ácidos e suas respectivas quantidades (L m⁻³ de água) para neutralizar a precipitação de CaCO₃ em cada uma das amostras estudadas.

Ácido	N	f ₁ /N	f ₂ /N
		Amostra 1	Amostra 2
HCl	12	0,465	0,090
H ₂ SO ₄	36	0,155	0,030
HNO ₃	16	0,349	0,068
H ₃ PO ₄	45	0,124	0,024

Ambas as águas apresentam riscos de precipitação de CaCO₃. Todavia, a água número 1 apresenta um risco maior de precipitação que a água 2 devido ao maior valor do índice de Languelier (IS = 1,05 > 0,61), confirmado pela quantidade necessária de ácido para neutralizar o carbonato. Além disso, segundo Lopez Aguado (1992), águas com Índice de Langelier maior que um (IS > 1) apresenta grande risco de incrustação. Observe-se ainda que embora o IS da amostra 1 seja apenas 72% maior que o IS da amostra 2, a quantidade de ácido a ser aplicado para neutralizar o carbonato é 4,17 vezes maior.

Segundo Nakayama (1982), na aplicação de ácido, deve-se levar em conta a alta temperatura que, às vezes, se alcança no interior das mangueiras de

polietileno e que diminuem a solubilidade do CaCO_3 , aumentando o risco de precipitação.

Muitas vezes resultam volumes de ácido por m^3 de água de irrigação o suficientemente altos para não ser injetado em todo decorrer da irrigação, recorrendo-se aplicá-lo durante a última parte, com intuito de tratar somente a água que permanece dentro das tubulações ao finalizar a irrigação.

O volume de água necessário para que o ácido chegue aos últimos emissores pode ser determinado calculando-se o volume das tubulações e multiplicando-se por 2 ou 3 como margem de segurança. O tempo que tarda o ácido em chegar aos últimos emissores das subunidades mais afastadas pode ser medido utilizando-se um papel indicador de pH. Na prática, como garantia, deverá começar a aplicar o ácido com um tempo 50 a 100% maior que o medido.

5.2.1.2. Tratamento corretivo ou de limpeza do carbonato de cálcio

Quando os entupimentos provocados pelo carbonato de cálcio já ocorreram, a limpeza é feita mediante a aplicação de ácidos. O método mais econômico é injetando-os na rede, porém, as vezes, as obstruções estão tão desenvolvidas que o método não é eficaz. Nestes casos, pode-se desobstruir os emissores introduzindo-os em banho de ácido. Quando se trata de gotejadores desmontáveis pode ser suficiente aplicar o ácido nas partes afetadas. Em qualquer caso deve ser calculado o custo da limpeza e a compra de gotejadores novos.

Saliente-se que a eficiência dos tratamentos corretivos é muito variável, dependendo do tipo de emissor e do grau de entupimento. Às vezes os tratamentos conseguem despregar as incrustações, porém sem dissolvê-las totalmente,

podendo as pequenas partículas permanecem na água produzindo posteriores obstruções.

Este tratamento é feito aplicando-se ácido em altas concentrações até conseguir que a água de irrigação atinja concentração na ordem de 1 - 2%. É um tratamento delicado que deve ser feito por pessoal devidamente treinado e habilitado. É praticado em nível de subunidade de irrigação ou mesmo de unidades quando estas não são demasiadamente grandes que acarrete na aplicação de grandes quantidades de ácido. O procedimento é o seguinte:

1°. Calcula-se o volume da instalação, multiplicando-se o comprimento das tubulações de distintos diâmetros por cada área interior.

2°. O volume de água acidificada a aplicar (V_t) é 2,5 vezes o volume das instalações calculado, como garantia de que a água alcançará os emissores mais desfavoráveis.

3°. Coloca-se no injetor a quantidade de ácido necessária:

$$V_a = \frac{V_t \times c}{C} \quad (5.18)$$

onde:

V_a – volume de ácido (em L).

V_t – volume de água que se deseja acidificar (em L).

C – concentração do ácido grau industrial (%).

c – concentração de ácido na água de irrigação ($L\ m^{-3}$) obtida em curva de valorização.

4°. Iniciar a aplicação com uma pressão muito baixa a fim de que a água acidificada encha toda a tubulação.

5°. Suspende-se a irrigação quando houver injetado todo o volume de água calculado. É conveniente, entretanto, comprovar com papel indicador de pH que se conseguiu um pH entre 2-3 na água que flui nos últimos emissores.

6°. Mantém-se a instalação fechada por cerca de 20 - 30 minutos.

7°. Aplica-se o máximo de pressão possível que tolere as instalações, abrindo em primeiro lugar os extremos das tubulações de maior diâmetro até que a água saia limpa. Em seguida se fecha esta e abrem-se as de ordem seguinte, sendo as linhas laterais as últimas a serem abertas, tudo isso com o objetivo de que as incrustações desprendidas das tubulações não cheguem aos emissores. Depois de limpar as tubulações, continua-se com a pressão alta por cerca de 20 minutos a fim de limpar os emissores.

Exemplo:

Necessita-se tratar uma subunidade de irrigação de 140 metros de $\phi = 28$ mm e 1380 metros de $\phi = 10,3$ mm, que está utilizando as águas do exemplo anterior (Tabela 5.15), com ácido nítrico concentrado grau industrial (40 °Be) – 100%.

Pela Eq. 5.18 tem-se que:

$$V_t = 2,5 \times \left[L_1 \times \frac{\pi \phi_1^2}{4} + L_2 \times \frac{\pi \phi_2^2}{4} \right] \Rightarrow V_t = 503 L$$

$$V_{a1} = \frac{V_t \times c_1}{C} = \frac{503 \times 0,349 \times 10^{-3}}{1} = 0,176 L = 175 mL$$

$$V_{a2} = \frac{V_t \times c_2}{C} = \frac{503 \times 0,068 \times 10^{-3}}{1} = 0,034 L = 34 mL$$

5.2.2. Precipitação de ferro, manganês e enxofre.

Estes elementos são solúveis em estado reduzido, porem ao oxidar-se precipitam e podem obstruir os emissores. A oxidação pode ser produzida por bactérias, cujos problemas serão vistos posteriormente, ou por contato com o ar livre ou com oxidantes contidos na água.

A prevenção dos precipitados de ferro, manganês e enxofre no interior do sistema consiste em provocar essa precipitação antes do cabeçal de controle e reter os sólidos gerados no sistema de filtração ou na aplicação contínua de antioxidantes.

5.2.2.1. Precipitação de ferro.

Ao contrário da precipitação de carbonatos, trata-se de um problema que se apresenta em águas ácidas que transportam ferro dissolvido em forma ferrosa (Fe^{++}) e que ao oxidar-se passa à forma férrica (Fe^{+++}) precipitando ou formando gel e depósitos de cor marrom em gotejadores e filtros.

Para evitar a precipitação do ferro, tanto nos condutores quanto nos emissores, o ferro deve ser precipitado, por cloração ou oxigenação, e ser filtrado antes de entrar no sistema de irrigação. Entretanto, este último processo é difícil já que o metal forma precipitado coloidal.

A eficiência da cloração está diretamente relacionada com o pH da água, requerendo-se quantidades maiores a pH mais altos. Em caso de presença de ferro-bactéria deve-se aplicar o cloro em doses aproximadas de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$; e quando a origem do entupimento se deve à presença de mucilagens é aconselhável a incorporação de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ em forma contínua.

A ação de bactérias ferruginosas tais como a *Gallionella*, *Leptotrix*, *Toxothrix*, dentre outras, pode produzir a precipitação de óxido de ferro oxidando o óxido ferroso dos sais de ferro dissolvidos na água de irrigação. Concentrações de ferro de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ são suficientes para produzir precipitados em forma de sedimento ocre (amarelo escuro). O problema se pode agravar quando a concentração é de $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ ou maior e o pH da água está no intervalo entre 7 e 8.

A potencialidade do ferro em criar problemas é realmente difícil de avaliar, já que freqüentemente este elemento contribui à formação de mucilagens produzidos pelas ferrobactéria. Para Ayers & Westcot (1991), a concentração de ferro de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ dada na Tabela 5.1, deve ser considerada como a máxima permissível. Porém, quando se incluem os valores dos filtros, o valor máximo na prática é de 2 mg L^{-1} . Entretanto, quando há sulfetos ou substâncias adstringentes a concentrações superiores a 2 mg L^{-1} , a quantidade de ferro dissolvido não deve ultrapassar a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$.

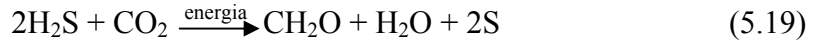
5.2.2.2. Precipitação de manganês.

O manganês, ainda que menos comum que o ferro, também pode sedimentar por atividade biológica quando sua concentração na água é de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$, apresentando problemas graves quando o conteúdo é de $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ ou maior. Se o sedimento produzido é de cor marrom escuro, leva mistura de ferro e manganês. Se a cor é negra, o sedimento leva somente manganês.

5.2.2.3. Precipitação de enxofre

O conteúdo de enxofre da água de irrigação em concentração de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ pode produzir o desenvolvimento de bactérias sulfúreas como a *Thiothrix* nívea dentro do sistema de irrigação, chegando a formar massa gelatinosa que obstruem

filtros e emissores. No processo de transformação de sulfídrico (H_2S) em enxofre livre ocorre a reação:



sendo CH_2O matéria orgânica sintetizada. O intervalo ótimo do pH para esta formação é de 6,7 a 7,2, segundo estudos realizados por Ford, (1977) em águas da Flórida e entre 3 e 5,5 para Morilla Alcalá (1986). Também podem ser apresentados problemas com geles sulfurosos quando o conteúdo de H_2S na água é superior a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$.

5.3 – Entupimentos Biológicos.

Sánchez & Sironi (1993), definem os entupimentos biológicos como sendo aqueles produzidos pela acumulação de massas de macro e microorganismos. Praticamente todas as águas contêm pequenas quantidades de algas, bactérias e fungos (Garcia et al. 1998) e, estando estas águas armazenadas ao ar livre e sob a ação da luz solar, aproveitando-se dos nutrientes nela dissolvidos, estes organismos se proliferam com grande facilidade, produzindo uma massa gelatinosa, podendo vir a obstruir o sistema de irrigação e as areias dos filtros.

Os caracóis, larvas, algas, mucilagens, fungos e bactérias provocam freqüentemente obstruções das tubulações. As mucilagens branco-gelatinoso de enxofre, formados pelas sulfo-bactérias, e as originadas pelas ferro-bactérias filamentosas são realmente problemáticos, e a situação pode se agravar no caso em que na água existam substancias orgânicas adstringentes (que inibem as secreções dos tecidos), como taninos, que sirvam de alimentos para estas bactérias.

As algas e outros microorganismos também podem criar problemas, quando o seu desenvolvimento é estimulado por excesso de nutrientes tais como nitrogênio e fósforo. O uso de águas residuais nos sistemas de irrigação localizada é particularmente problemático devido a seu conteúdo em nutrientes, substâncias orgânicas e microorganismos.

Segundo Ford (1977), os geles bacterianos podem agrupar-se em quatro categorias: de ferro, de manganês, de enxofre e geles não especificados, filamentosos e não filamentosos.

As algas procedentes de águas superficiais constituem, também, uma causa freqüente de obstrução. Uma boa filtração da água pode impedir a passagem da maior parte delas para as instalações de irrigação, porém as filamentosas são capazes inclusive de passar através dos filtros e acumular-se nas tubulações porta gotejadores e mesmo nos emissores, onde se desenvolvem as bactérias. Um conteúdo de 5 a 7 mg L⁻¹ de microorganismos na água de irrigação é suficiente para provocar um desenvolvimento importante de colônias no interior das tubulações e dos emissores.

5.3.1. Tratamentos preventivos frente a bactérias e algas

As águas superficiais e, em geral, as expostas a luz solar são um meio adequado para o desenvolvimento das algas que, por sua vez, chegam a ser alimento de bactérias. Eliminar o máximo possível a ação da luz solar reduz este foco de entupimento (Figura 5.16), complementando com a adição de produtos algicidas.



Figura 5.16 – Gotejador obstruído por bactéria

Foto: Otavio Álvares de Almeida

A ação direta contra as bactérias se consegue com a aplicação de biocidas, sendo o cloro o mais utilizado, em forma gasosa ou como hipoclorito sódico, injetando-se antes dos filtros de areia.

O íon Cloro tem diversas propriedades químicas dependendo de sua concentração. A baixas concentrações (1 a 5 ppm) atua como bactericida ou um agente oxidante do íon Fe^{3+} . A concentrações muito alta (100 a 1000 ppm) atuam como agente oxidante da matéria orgânica. Para um controle efetivo de algas e bactéria o pH da água deve ser 6,5 e nunca se deve misturar um ácido com o hipoclorito devido a geração de gases tóxicos.

O tratamento químico com cloro é um dos métodos mais eficazes para controlar o desenvolvimento de microorganismos, porém é custoso e requer um manejo cuidadoso. O cloro mata os microorganismos e oxida a matéria orgânica, que devem ser filtrados antes de entrarem no sistema de irrigação ou lavados mediante água a pressão. As injeções contínuas de cloro à água dos sistemas de

irrigação localizada, ainda que sejam altamente eficientes, nem sempre são economicamente justificadas. Como doses orientativas pode-se considerar que para eliminar as algas é aconselhável a aplicação de 0,5 a 1,0 mg de cloro por litro em forma contínua ou 20 mg L^{-1} durante 20 minutos.

A vazão de ácido a injetar depende da sua concentração e das características da água, sendo necessário proceder a sua avaliação. Esta avaliação consiste em determinar a concentração de ácido necessária para obter um determinado pH.

Se a quantidade de ácido na água de irrigação para elevar seu pH a 2 é c (g L^{-1}) e se utiliza um ácido comercial de concentração C (% , em peso) e densidade ρ (g cm^{-3}); a vazão q (L h^{-1}) com que deve injetar-se o ácido comercial na vazão Q (L h^{-1}) da rede é:

$$q = \frac{Q \times c}{10C \times \rho} \quad (5.20)$$

5.4 – Outras causas de entupimento.

As formigas, as posturas de ovos dos insetos e as teias de aranha podem ser ocasionalmente, causas de entupimento. Além disso, há comprovação que, em certos casos, os salpicos de areia tem sido o motivo do mau funcionamento das partes móveis dos microaspersores.

Capítulo 6

TÉCNICAS PARA ANÁLISE DE ÁGUA.

A análise de água tem por objetivo conhecer as características desta que permitam estabelecer sua idoneidade para um uso específico. Para isso é necessário determinar uma série de parâmetros que apontem informações sobre suas características físicas, químicas e biológicas.

Dada a diversidade de aplicações da água em agricultura (irrigação, dissolução hidropônica, tratamentos foliares, tratamentos de dessalinização, etc.) e suas distintas procedências e qualidades, cabe aos técnicos em irrigação a responsabilidade de definir o tipo de análise a ser realizada e aos laboratórios os métodos analíticos a empregar em função dos dados das amostras e as utilizações da água.

Na Tabela 1.2 (Capítulo 1) são apresentados os parâmetros a serem considerados na avaliação da qualidade da água para irrigação, enquanto na Tabela 6.1 são apresentados, além daqueles, outros parâmetros que possibilitam maiores informações sobre a qualidade da água e as técnicas analíticas a serem utilizadas nas análises. Pode ser observado que para determinados parâmetros são propostas mais de uma técnica analítica, conjugando métodos clássicos (gravimetria e volumetria) e instrumentais. Os métodos instrumentais geralmente são mais rápidos e sensíveis, não obstante, em muitos casos os métodos clássicos podem ser mais exatos. Sua seleção estará em função da disponibilidade de meios do laboratório e do rigor da análise.

As técnicas analíticas indicadas são as propostas por Embrapa SNMCS (1979, Florencia (1992), MAPA (1994), Nogueira & Souza (2005) e Richards (1993).

Tabela 6.1 – Parâmetros a determinar e técnicas analíticas a utilizar em análise de água.

Parâmetros	Técnicas analíticas
pH	Potenciometria
Condutividade Elétrica (CE)	Condutimetria
Sólidos em Suspensão (SS)	Gravimetria
Cloretos (Cl ⁻)	Volumetria e Potenciometria
Sulfatos (SO ₄ ²⁻)	Gravimetria e Turbidimetria
Carbonatos (CO ₃ ²⁻)	Volumetria
Bicarbonatos (HCO ₃ ⁻)	Volumetria
Cálcio (Ca ²⁺)	Edtametria ou titulometria e/ou Espectroscopia AA
Magnésio (Mg ²⁺)	Edtametria ou titulometria e/ou Espectroscopia AA
Sódio (Na ⁺)	Fotometria de chama
Potássio (K ⁺)	Fotometria de chama
Boro (B)	Espectrofotometria
Fósforo total (PO ₄ ³⁻)	Espectrofotometria
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	Volumetria
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	Volumetria
Amoníaco (NH ₃ ⁻)	Potenciometria
Nitrato (NO ₃ ⁻)	Espectrofotometria
Sílica (SiO ₂)	Potenciometria
Metais	Espectrofotometria
	Espectrofotometria AA
	Espectroscopia de emissão de plasma
	Espectroscopia de AA eletrotérmica
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	Oximetria
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Volumetria

Fonte: Caselles et al (1996)

AA = Absorção Atômica;

6.1. pH. Método instrumental

6.1.1. Fundamento

A determinação do pH é baseada no método da diferença de potencial existente entre um eletrodo de vidro e o eletrodo de referência calomelanos (Hg₂Cl₂

(saturado), $\text{HCl}(\text{xF})/\text{Hg}$) submersos em uma solução mista. Esta diferença de potencial é função linear da atividade dos íons hidrogênio presentes na dissolução problema, a uma dada temperatura, e é definido como $-\log [\text{H}^+]$.

6.1.2. Instrumental e reagentes

- pH-metro digital com sonda de temperatura
- Eletrodo de vidro combinado
- Material de vidro
- Solução padrão pH 4
- Solução padrão pH 7
- Solução padrão de Bórax

6.1.3. Preparo da Solução

6.1.3.1. Solução padrão pH 4

Dissolver 10,21 g de hidrogenoftalato de potássio ou ftalato ácido de potássio ($\text{C}_6\text{H}_4\text{COOHCOOK}$) 0,05 M, (secado em estufa a 110 °C durante duas horas) em água destilada isenta de CO_2 e diluir a um litro em balão de vidro graduado. Como conservante adicionar 1 mL de clorofórmio ou um cristal de timol. Esta solução tem um pH de 4,00 no intervalo de temperatura de 15 a 30 °C.

6.1.3.2. Solução padrão pH 7

Dissolver 3,44 g de KH_2PO_4 (fosfato monopotássico) a 0,025 M e 3,55 g de Na_2HPO_4 (fosfato dissódico) a 0,025 M (ambos secados em estufa a 110 °C durante duas horas) em água destilada isenta de CO_2 e diluir a um litro em balão de vidro graduado. Como conservante adicionar 1 mL de clorofórmio ou um cristal de timol.

Esta solução tem um pH de 6,90 a 15 °C; de 6,88 a 20 °C; de 6,86 a 25 °C e de 6,85 a 30 °C.

Obs.: Estas soluções (pH = 4 e pH =7) podem ser compradas já prontas.

6.1.3.3. Solução padrão de bórax ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$) 0,1 M.

Dissolver 3,81 g do sal em água até 1.000 mL. O pH desta solução é de 9,22 a 20°C.

6.1.4. Procedimento

6.1.4.1. Calibração do pH-metro

Colocar em recipientes adequados volumes das soluções tampão pH 4 e pH 7. Introduzir, em primeiro lugar, o eletrodo de vidro combinado e a sonda de temperatura na solução tampão pH 7 e agitar durante um minuto. Esperar dois minutos antes de fazer a leitura. Em seguida, lavar bem o eletrodo e a sonda de temperatura com água destilada e uma vez secos introduzir-los na solução tampão pH 4 e proceder como no caso anterior.

Dada a diversidade de equipes disponíveis para medir o pH, recomenda-se em cada caso seguir as instruções de manuseio do instrumento para uma correta calibração.

6.1.4.2. Medida do pH

Calibrado o aparelho segundo (6.1.4.1), medir o pH das amostras operando da mesma maneira utilizada para as soluções padrão.

As amostras devem ser colocadas em um becher de 100 mL, num volume adequado, e deverá estar a uma temperatura o mais próximo possível daquela em que se calibrou o aparelho. Introduzir nela o eletrodo de vidro combinado e a sonda de temperatura, esperar dois minutos e proceder à leitura.

Caso em alguma amostra o pH alcance valor superior a 8,30, deverá repetir-se a determinação, calibrando previamente o pH-metro com a solução padrão de bórax.

A maioria dos instrumentos de medida do pH permite determiná-lo à temperatura da dissolução ou à temperatura básica de 20°C.

6.2. CONDUTIVIDADE ELÉTRICA. Método instrumental.

6.2.1. Fundamento.

A condutividade específica de uma água é a amplitude dela para transmitir a corrente elétrica. A condutividade depende da atividade dos íons dissolvidos e da temperatura à que se realiza a medição. Para medir a condutividade, faz-se uso de uma ponte de Wheatstone e uma célula de condutividade apropriada, comparando à mesma temperatura a resistência elétrica da mostra e de uma solução básica de cloreto de potássio.

6.2.2. Instrumental e reagentes

- Condutímetro digital com sonda de temperatura
- Célula de condutividade específica
- Solução padrão de KCl 0,01 M
- Termômetro de 0 a 50 °C graduado em 0,1 °C

6.2.3. Reagentes

6.2.3.1. Solução padrão de cloreto de potássio 0,01 M

Pesar 0,7456 g de KCl anidro previamente seco em estufa a 110°C, dissolver em 600 mL de água destilada e completar para um litro em um balão de vidro volumétrico.

Esta solução tem condutividade de $132 \mu\text{S cm}^{-1}$ a 20°C e $147 \mu\text{S cm}^{-1}$ a 25°C . Na Tabela 6.2 podem ser escolhidas outras concentrações para a solução padrão a 20 ou a 25°C .

Tabela 6.2. Condutividade elétrica de soluções de KCl em função da temperatura

Concentração (M)	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	
	20°C	25°C
1×10^{-4}	13	15
5×10^{-4}	66	74
1×10^{-3}	132	147
5×10^{-3}	645	717
1×10^{-2}	1.271	1.413
2×10^{-2}	2.484	2.767
5×10^{-2}	5.996	6.668
1×10^{-1}	11.600	12.900
2×10^{-1}	22.320	24.820

6.2.4. Procedimento

6.2.4.1. Calibração do condutivímetro

Verificar a constante da célula de condutividade, seguindo as instruções de manejo do instrumento. Caso seu valor seja desconhecido ou se deseje comprovar o perfeito estado de funcionamento, sua determinação se realiza através de uma solução padrão de KCl $0,01 \text{ M}$.

6.2.4.2. Medição da condutividade

Verter em um becher de 100 mL um volume adequado da solução problema. Introduzir nela a célula de condutividade e a sonda de temperatura, esperar alguns minutos, selecionar a faixa de medida e proceder à leitura até que o valor que apareça na tela permaneça constante. A condutividade elétrica (C.E.) se expressa normalmente em dS m^{-1} ou $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 20°C .

Como o valor da C.E. se refere a uma temperatura padrão, isto pode se realizar automaticamente, se o aparelho dispõe de um dispositivo de correção automática da temperatura, ou mediante a medição da temperatura da solução com um termômetro de laboratório com precisão de 0,1 °C e utilizando a tabela 6.3, onde figuram os fatores de correção (fr) correspondentes a 20 e 25 °C. As equações correspondentes permitem calcular os valores da C.E. a 20 e 25 °C utilizando os fatores de correção.

6.4. SÓLIDOS EM SUSPENSÃO. Método gravimétrico

6.4.1. Fundamento

A quantidade de sólidos em suspensão presentes em uma água é determinada por pesagem do resíduo seco obtido ao filtrar previamente um volume de água através de um filtro de fibra de vidro de 0,45 micrômetros, previamente secado e tarado.

6.4.2. Instrumental e reagentes

- Balança Analítica
- Dispositivo de filtração à vácuo
- Estufa de secagem regulável a 110 °C
- Filtros de fibra de vidro
- Dessecador com CaCl₂ ou com sílica gel

Tabela 6.3. Fatores de correção dos valores de CE de soluções aquosas a 20 °C e 25 °C

°C	fr		°C	fr		°C	fr		°C	fr	
	20	25		20	25		20	25		20	25
15,0	1,121	1,247	21,4	0,969	1,078	25,4	0,892	0,992	29,4	0,826	0,918
16,0	1,095	1,218	21,6	0,965	1,073	25,6	0,889	0,998	29,6	0,822	0,914
17,0	1,069	1,189	21,8	0,960	1,068	25,8	0,884	0,986	29,8	0,819	0,911
18,0	1,046	1,163	22,0	0,957	1,064	26,0	0,880	0,979	30,0	0,816	0,907
18,2	1,041	1,157	22,2	0,953	1,060	26,2	0,877	0,975	30,2	0,813	0,904
18,4	1,036	1,152	22,4	0,949	1,055	26,4	0,873	0,971	30,4	0,810	0,901
18,6	1,032	1,147	22,6	0,945	1,051	26,6	0,870	0,967	30,6	0,807	0,897
18,8	1,027	1,142	22,8	0,942	1,047	26,8	0,867	0,964	30,8	0,804	0,894
19,0	1,022	1,136	23,0	0,938	1,043	27,0	0,864	0,960	31,0	0,800	0,890
19,2	1,017	1,131	23,2	0,933	1,038	27,2	0,860	0,956	31,2	0,798	0,887
19,4	1,014	1,127	23,4	0,930	1,034	27,4	0,857	0,953	31,4	0,795	0,884
19,6	1,009	1,122	23,6	0,925	1,029	27,6	0,854	0,950	31,6	0,791	0,880
19,8	1,005	1,117	23,8	0,922	1,025	27,8	0,852	0,947	31,8	0,789	0,877
20,0	1,000	1,112	24,0	0,917	1,020	28,0	0,848	0,943	32,0	0,785	0,873
20,2	0,996	1,107	24,2	0,914	1,016	28,2	0,845	0,940	32,2	0,782	0,870
20,4	0,991	1,102	24,4	0,910	1,012	28,4	0,842	0,936	32,4	0,780	0,967
20,6	0,987	1,097	24,6	0,907	1,008	28,6	0,838	0,932	32,6	0,777	0,864
20,8	0,982	1,092	24,8	0,903	1,004	28,8	0,835	0,929	32,8	0,774	0,861
21,0	0,978	1,087	25,0	0,899	1,000	29,0	0,832	0,925	33,0	0,772	0,858
21,2	0,973	1,082	25,2	0,897	0,996	29,2	0,828	0,921	34,0	0,758	0,843
									35,0	0,742	0,829

$$CE_{20-25} = CE_t \times fr$$

6.4.3. Procedimento

Secar um filtro de fibra de vidro a 110 °C em uma estufa de secagem durante duas horas e deixar esfriar em um dessecador, até peso constante. Colocar o filtro em um equipamento de filtração e fixá-lo ao funil umedecendo-lhe com água destilada. Em seguida, verter um volume da amostra problema (entre 100 e 250 mL) previamente homogeneizada, sobre o filtro. Lavar a proveta com água destilada e verter a água de lavagem sobre o filtro. Conectar o equipamento de aspiração e proceder a filtração. Colocar o filtro com os sólidos em suspensão sobre um vidro de relógio e secar em estufa a 110 °C durante duas horas. Depois, deixar esfriar em um dessecador até peso constante.

6.4.4. Cálculo

O conteúdo de sólidos em suspensão na amostra de água expresso em mg L^{-1} , é obtido mediante a seguinte expressão:

$$\text{Sólidos em suspensão (mg L}^{-1}\text{)} = \frac{(A - B) \times 1000}{V} \quad (6.1)$$

Onde:

A = peso do filtro + resíduo, mg.

B = peso do filtro, mg

V = mL da amostra problema

6.5. SULFATOS. Método gravimétrico

6.5.1. Fundamento

Os sulfatos de uma amostra de água são precipitados como sulfato de bário (BaSO_4) em meio ácido, por adição de uma dissolução de cloreto de bário (BaCl_2). A precipitação se realiza próxima da temperatura de ebulição e após um

período de digestão, o precipitado é filtrado, lavado, submetido a uma combustão seca e pesado como BaSO₄.

A reação correspondente ao processo de precipitação é:



6.5.2. Instrumental e reagentes

- Estufa de secagem
- Agitador magnético provido de placa calafetadora
- Forno de mufla com indicador de temperatura
- Balança analítica
- Papel de filtro para análise gravimétrica
- Secador com CaCl₂
- Solução de ácido clorídrico (HCl) a 10% (v/v)
- Solução de cloreto de bário (BaCl₂) a 10% (v/v)
- Solução de nitrato de prata (ASgNO₃) 0,1 N

6.5.3. Preparo da Solução

6.5.3.1. Solução de ácido clorídrico a 10% (v/v)

Tomar 10 mL de HCl concentrado e adicioná-lo a 90 mL de água destilada.

6.5.3.2. Solução de cloreto de bário a 10%

Pesar 100 g de BaCl₂ · 2H₂O, dissolver em 600 mL de água destilada e completar a um litro no balão de vidro volumétrico.

6.5.3.3. Solução de nitrato de prata 0,1 N

Pesar 16,99 g de AgNO₃, dissolver em 600 mL de água destilada e completar a um litro no balão de vidro volumétrico.

Armazenar a solução em um frasco de cor topázio para protegê-la da luz.

6.5.4. Procedimento

Verter em um becher de 250 mL um volume de 100 mL de água problema. Adicionar 1 mL de ácido clorídrico a 10% e aquecer sobre placa de aquecimento. Em seguida, adicionar lentamente a quantidade necessária de cloreto de bário a 10% para que todos os íons sulfatos precipitem (aproximadamente 3 mL) e adicionar 1 mL de excesso, sempre agitando energicamente com bastão de vidro. Colocar em banho-maria até reduzir o volume para aproximadamente 50 mL. Deixar repousar o precipitado ao menos duas horas (digestão) e, posteriormente filtrar através de um filtro sem cinzas. Lavar com porções de água destilada quente, até que a água de lavagem esteja isenta de cloretos, mediante comprovação com nitrato de prata.

O papel de filtro contendo os sulfatos é introduzido em um cadinho de porcelana previamente dessecado e tarado. Seca-se em estufa a 105 °C durante uma hora e posteriormente se calcina em um forno mufla à temperatura de 800 °C durante duas horas e meia (elevando a temperatura progressivamente para evitar que se inflame o papel filtro). Deixar esfriar e colocar em um dessecador, até peso constante.

6.5.5. Cálculo

O conteúdo de sulfato de uma amostra de água expressado em mg L^{-1} , é obtido mediante a seguinte expressão:

$$\text{mg SO}_4^{2-} \text{ L}^{-1} = \frac{\text{mg BaSO}_4 \times 411,6}{V} \quad (6.2)$$

onde:

V = volume em mL da amostra problema

6.6. SULFATO. Método do turbidímetro

6.6.1. Fundamento

Os íons sulfato de uma amostra de água são precipitados em meio ácido como sulfato de bário (BaSO_4) por adição de uma dissolução de cloreto de bário. O precipitado assim obtido, se estabiliza por meio de uma solução de Tween 20 ou de polivinil-pirrolidona. Na solução homogênea de BaSO_4 se mede a turbidez mediante um turbidímetro ou a absorção mediante um espectrofotômetro.

6.6.2. Instrumental e reagentes

- Turbidímetro ou espectrofotômetro
- Tubos de ensaio de 50 mL com tampa de rosca
- Solução padrão de SO_4^{2-} de 120 mg L^{-1}
- Solução de Tween 20 ou solução de polivinil-pirrolidona a 25%
- Solução de BaCl_2 estabilizado
- Solução de HCl a 10% (v/v)

6.6.3. Preparo da Solução

6.6.3.1. Solução padrão de sulfato de sódio de $120 \text{ mg SO}_4^{2-} \text{ L}^{-1}$

Pesar $0,1775 \text{ g}$ de Na_2SO_4 anidro (secado em estufa a $110 \text{ }^\circ\text{C}$ durante duas horas) dissolver em 600 mL de água destilada e completar a um litro em um balão de vidro volumétrico.

6.6.3.2. Solução de Tween 20 a 25%

Tomar 25 mL de Tween 20 e dissolver em 75 mL de água destilada.

6.6.3.3. Solução de cloreto de bário estabilizado

Pesar 10 g de $\text{BaCl} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, dissolver em 20 mL da solução de Tween 20 a 25% e 50 mL de água destilada e completar para um litro em um balão de vidro volumétrico

6.6.3.4. Solução de ácido clorídrico a 10% (v/v)

Ver item 6.5.3.1.

6.6.4. Procedimento

6.6.4.1. Preparação da curva de calibração

Introduzir em tubos de ensaio de 50 mL, volumes de 0, 1, 3, 5, 7, 9 e 10 mL de solução padrão de sulfato e adicionar respectivamente volumes de 39, 38, 36, 34, 32, 30 e 29 mL de água destilada. Em seguida, adicionar a cada um dos tubos, 1 mL de ácido clorídrico a 10% e 5 mL de solução de cloreto de bário estabilizada. Agitar com movimentos de inversão 2 ou 3 vezes, deixar repousar durante 15 minutos e voltar a agitar de novo antes de proceder a medida.

6.6.4.2. Preparo da amostra

Introduzir em um tubo de ensaio de 50 mL, 39 mL da amostra, 1 mL de ácido clorídrico a 10% e 5 mL de solução de cloreto de bário estabilizado. Agitar energicamente, deixar repousar durante 15 minutos e agitar de novo antes de proceder à medida. Em caso de que a medida da amostra supere o valor obtido para a concentração máxima do padrão, repetir a preparação efetuando a correspondente diluição.

6.6.4.3. Determinação

Medir a absorvância a 650 nm de cada um dos padrões da curva de calibração frente ao teste em branco, e em seguida a absorvância da amostra em um espectrofotômetro, ou medir as NTU (unidades nefelométricas) se a medição é feita com o turbidímetro.

6.6.4.4. Cálculo

O conteúdo em sulfato em uma amostra de água expressado em mg L^{-1} , se lê diretamente no espectrofotômetro, ou sem dificuldade se obtém por comparação com a curva de calibração. Em amostras diluídas se multiplica a concentração pelo fator de diluição.

$$\text{mg SO}_4^{2-} \text{ L}^{-1} = C \times F \quad (6.3)$$

onde:

C = concentração do íon sulfato lida diretamente no instrumento ou na curva de calibração, em mg L^{-1}

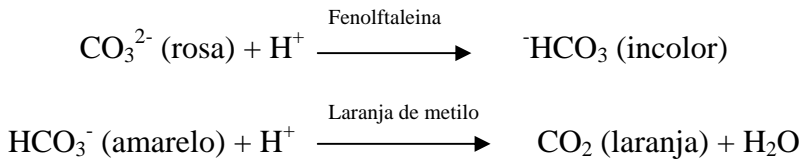
F = fator de diluição.

6.7. CARBONATO E BICARBONATO. Método volumétrico

6.7.1. Fundamento

Os carbonatos e bicarbonatos de uma amostra de água são determinados por neutralização de um certo volume dela com um ácido mineral padrão, em presença de indicadores ácido-base. O indicador utilizado para titular os carbonatos é a fenolftaleína (pH 8,3), o ponto final da titulação vem indicado pela mudança de cor da dissolução de rosa a incolor. O indicador utilizado para valorar os bicarbonatos é o metil-orange (pH 4,3), o ponto final da titulação vem indicado pela mudança de cor da dissolução de amarelo para laranja.

As reações que ocorrem são:



6.7.2. Materiais e reagentes

- Agitador magnético
- Núcleo de agitação
- Erlenmeyer de 250 mL
- Bureta graduada de 25 mL
- Solução de fenolftaleína a 1% em etanol
- Solução de metil-orange a 0,05%
- Solução de HCl 0,1N

6.7.3. Preparo da Solução

6.7.3.1. Solução de fenolftaleína a 1% em etanol

Pesar 0,5 g de fenolftaleína e dissolver em uma mistura formada por 50 mL de etanol a 95% e 50 mL de água destilada. Adicionar gota a gota solução de NaOH 0,05N livre de CO₂ até que a cor se torne ligeiramente rosa.

6.7.3.2. Solução de metil-orange a 0,05% de água

Pesar 0,5 g de laranja de metilo, dissolver em 600 mL de água destilada e completar até um litro em um frasco volumétrico.

6.7.3.3. Solução de ácido clorídrico 0,1N

Tomar 8,6 mL de HCl concentrado, adicionar 600 mL de água destilada e completar até um litro em um frasco volumétrico.

6.7.4. Normatização: Dessecar uma quantidade de Na_2CO_3 padrão primário em estufa a $110\text{ }^\circ\text{C}$ durante duas horas e deixar esfriar em um dessecador. Pesar amostras individuais de 0,20 a 0,25 g (com uma aproximação de 0,1 mg) em vidros de relógio, colocá-las em erlenmeyer de 100 mL e dissolvê-las em 50 mL de água destilada. Adicionar quatro a cinco gotas do indicador metil-orange e titular com a solução de HCl 0,1N até a viragem de amarelo a laranja.

6.7.5. Procedimento

Verter em um erlenmeyer de 250 mL um volume entre 50 e 100 mL da água problema, colocá-lo sobre um agitador magnético e introduzir um núcleo de agitação. Em primeiro lugar se determina o carbonato, adicionando-se 3 gotas de fenolftaleína. Se a solução permanecer incolor é que não há carbonato. A presença do elemento é caracterizado pelo aparecimento da cor rosa na diluição. Daí, procede-se a titulação mediante a adição, com agitação, do ácido clorídrico 0,1 N, adicionando-se uma gota a cada 2 ou 3 segundos, até que a solução retorne a incolor, anotando-se o valor gasto de HCl 0,1N. Em seguida, a esta solução incolor ou à solução original, adiciona-se 3 gotas de metil-orange e, sem completar a bureta, proceder a titulação do bicarbonato com a solução de HCl 0,1N até viragem de amarelo para laranja e anota-se a leitura total. É aconselhável fazer várias provas em branco usando os reativos e água livre de CO_2 para fazer correções caso seja necessário.

6.7.6. Cálculo

O conteúdo de hidróxido, carbonato e bicarbonato de uma amostra de água expresso em meq L^{-1} , é obtido mediante as seguintes expressões:

1. Se $V_1 < \frac{1}{2} V_2$

$$(\text{CO}_3^{2-}) = \frac{2V_1 \times N \times 1000}{V} \quad (6.4)$$

$$(\text{HCO}_3^-) = \frac{(V_2 - 2V_1) \times N \times 1000}{V} \quad (6.5)$$

2. Se $V_1 > \frac{1}{2} V_2$

$$(\text{OH}^-) = \frac{(2V_1 - V_2) \times N \times 1000}{V} \quad (6.6)$$

$$(\text{CO}_3^{2-}) = \frac{2(V_2 - V_1) \times N \times 1000}{V} \quad (6.7)$$

3. Se $V_1 = \frac{1}{2} V_2 \Rightarrow$ As concentrações de (OH^-) e (HCO_3^-) são desprezíveis e (CO_3^{2-}) é calculada por qualquer das duas igualdades anteriores (6.4 ou 6.7).

4. Para todos os casos:

$$\text{Alcalinidade Total} = (\text{CO}_3^{2-}) + (\text{HCO}_3^-) + (\text{OH}^-) = \frac{V_2 \times N \times 1000}{V} \quad (6.8)$$

onde:

V_1 = mL de HCl gastos até o ponto de viragem da fenolftaleína

V_2 = mL de HCl gastos até o ponto de viragem do metil-orange

N = Normalidade do HCl

V = Volume da amostra problema

Observação: Todos os reagentes, assim como a água usada para diluição e prova em branco, devem obter um baixo conteúdo de CO_2 , particularmente quando se trata de amostras com alcalinidade baixa. A eliminação do CO_2 dissolvido na água pode ser conseguido mediante quaisquer dos seguintes procedimentos:

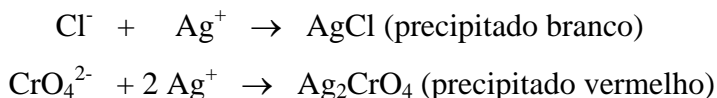
1. Reduzir a pressão durante dez a quinze minutos com uma trompa de água
2. Ferver durante dez a quinze minutos e deixar esfriar em um erlenmeyer com tampa.

6.8. CLORETOS. Método de Mohr

6.8.1. Fundamento

Os íons cloreto de uma amostra de água neutra ou ligeiramente alcalina, é determinado precipitando-os como cloreto de prata (AgCl), com uma solução de valor conhecido de nitrato de prata. O indicador utilizado nesta volumetria de precipitação é o cromato de potássio. Uma vez precipitado todo o cloreto, o íon cromato, de cor amarela, reage com a prata formando um segundo precipitado de cromato de prata (Ag₂CrO₄) de cor vermelha, que indica a cor final da valoração.

As reações correspondentes a estes processos são:



6.8.2. Material e reagentes

- Agitador magnético
- Núcleo de agitação
- Becher de 100 mL
- Pipeta graduada de 2 mL
- Solução indicadora de K₂CrO₄ a 5%
- Solução conhecida de AgNO₃ 0,1 N

6.8.3. Preparo da solução

6.8.3.1. Solução de nitrato de prata 0,1 N:

Ver item 6.5.3.3.

6.8.3.2. Solução indicadora de cromato de potássio a 5%:

Pesar 5 g de K_2CrO_4 (seco em estufa a $110\text{ }^\circ\text{C}$ durante duas horas), dissolver em 50 mL de água destilada e adicionar nitrato de prata 0,1 N, gota a gota, até que se forme um precipitado vermelho permanente. Filtrar e diluir até 100 mL em balão de vidro volumétrico.

6.8.3.2.1. Normatização: secar uma quantidade de NaCl padrão primário em estufa a $110\text{ }^\circ\text{C}$ durante duas horas e deixar esfriar em um dessecador. Pesar amostras individuais de 50 a 100 mg (com aproximação de 0,1 mg) em vidros de relógio, transferi-las para becher ou balões erlenmeyer de 100 mL e dissolvê-las em 50 mL de água destilada. Adicionar quatro ou cinco gotas de indicador K_2CrO_4 a 5% e titular com a solução de $AgNO_3$ 0,1 N até viragem de amarelo para vermelho.

6.8.4. Procedimento

Verter em um becher de 100 mL um volume de 10 mL da água problema e diluir com água destilada até aproximadamente 75 mL. Em seguida, adicionar 4 ou 5 gotas de cromato de potássio a 5%, introduzir um núcleo de agitação e colocar o vaso sobre o agitador magnético. Titular com nitrato de prata 0,1 N, agitando continuamente, até a viragem de amarelo para vermelho.

6.8.5. Cálculo.

O conteúdo de cloreto de uma amostra de água expressa em meq L^{-1} , é obtida com a seguinte equação:

$$\text{meq Cl}^{-1} \text{ L}^{-1} = \frac{(V_1 - V_2) \times N \times 1.000}{V} \quad (6.9)$$

onde:

V_1 = mL de AgNO_3 gastos para titular a amostra

V_2 = mL de AgNO_3 gastos para titular a amostra em branco

N = normalidade do AgNO_3

V = mL da amostra problema

6.9. CLORETOS. Método do eletrodo íon seletivo

6.9.1. Fundamento

A determinação do íon cloreto pelo método do eletrodo íon seletivo, está baseado na comparação do potencial produzido pelo eletrodo indicador de cloreto na solução problema, com os potenciais obtidos ao submergir o mesmo eletrodo em diferentes soluções padrão. Esta técnica é especialmente adequada para a medida de cloreto em águas depuradas, extratos de solos e, em geral, dissoluções cloradas onde outras técnicas encontram sérias dificuldades para sua determinação.

Este método permite a determinação da concentração do íon cloreto no intervalo de $1 \text{ mol L}^{-1} > \text{Cl}^{-1} > 5 \times 10^{-6} \text{ mol L}^{-1}$.

6.9.2. Material e reagentes

- pH-metro ou potenciômetro
- Eletrodo íon seletivo de cloreto
- Eletrodo de referência Ag/AgCl

- Agitador magnético
- Solução matriz de Cl^- de 1.000 mg L^{-1}
- Corretor de força iônica: solução de NaNO_3 5M

6.9.3. Preparo da solução

6.9.3.1. Solução matriz de cloreto de 1.000 mg L^{-1}

Pesar, com aproximação de 0,1 mg, 1,6488 de NaCl (seco em estufa a $110 \text{ }^\circ\text{C}$ durante duas horas), dissolver em uns 600 mL de água destilada e completar para um litro em um frasco de vidro graduado.

6.9.3.2. Corretor de força iônica (solução de nitrato de sódio 5M)

Pesar 425 g de NaNO_3 , dissolver em uns 800 mL de água destilada e completar para um litro em um frasco de vidro graduado.

6.9.4. Procedimento

6.9.4.1. Preparação da curva de calibração

Preparar soluções padrão de cloreto de 50, 100, 200, 300 e 500 mg L^{-1} a partir da solução matriz de cloreto de 1000 mg L^{-1} . Pipetar 50 mL de cada uma das soluções padrão de cloreto e adicionar, em cada uma delas, 1 mL do corretor de força iônica.

Medir o potencial E (mV) de cada uma das soluções padrão em ordem de concentração crescente. Para isso, submergir os eletrodos na solução padrão, ajustar a velocidade de agitação para que seja intensa e anotar a leitura quando esta seja estável. Lavar o eletrodo com água destilada e secar por contato com um papel suave antes de introduzi-los nos seguintes padrões.

Representar graficamente os dados obtidos com o logaritmo da concentração de cloreto no eixo das abscissas e o potencial, expresso em milivolts, no eixo das ordenadas, conforme a Tabela 6.4 e Figura 6.1.

Tabela 6.4. Curva de calibração de cloreto

Cl^- (mg L^{-1})	$\log \text{Cl}^-$	E (mV)
50	1,70	210,0
100	2,00	193,8
200	2,30	176,8
300	2,48	167,7
400	2,60	158,4
500	2,70	149,0

6.9.4.2. Determinação

Colocar em um becher de 100 mL, um volume de 50 mL da amostra e adicionar 1 mL do corretor de força iônica (solução de nitrato de sódio 5 M). Introduzir os eletrodos nele, mantendo uma agitação intensa e medir o potencial quando a leitura estiver constante.

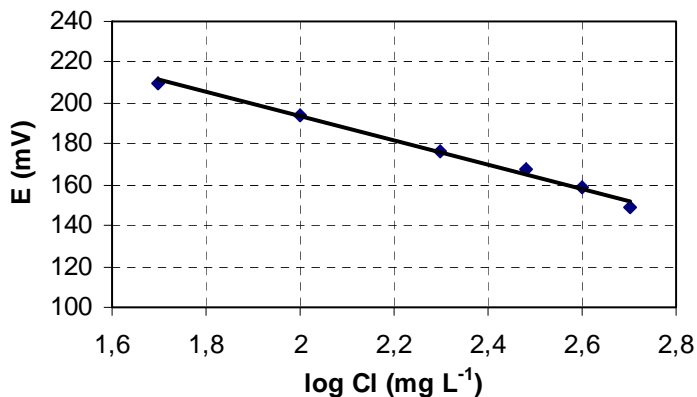


Figura 6.3. Representação da curva de calibração para o cloreto

6.9.5. Cálculo

O conteúdo de cloreto de uma amostra de água expresso em mg L^{-1} , se obtém por comparação do potencial medido com os obtidos para as soluções padrão na curva de calibração. Para exemplificar é mostrada a equação da reta de calibração para o caso anterior:

$$\log \text{Cl}^{-} (\text{mg L}^{-1}) = 5,11 - 0,016E (\text{mV}) \quad (6.10)$$

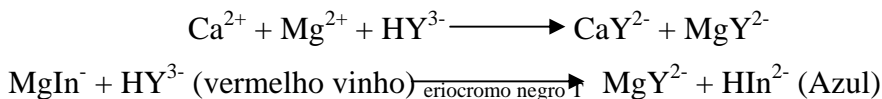
6.10. Cálcio + Magnésio. Método complexométrico pelo EDTA

6.10.1. Fundamento

A dureza de uma água se define como a concentração de carbonato de cálcio que é quimicamente equivalente à concentração de cátions multivalentes (principalmente cálcio e magnésio) da água. Sua determinação é baseada na capacidade dos íons cálcio e magnésio formar um complexo tipo quelato com o sal dissódico do ácido etileno-diamino-tetraacético (EDTA), uma solução aquosa a pH 10. O indicador utilizado na titulação é o eriocromo negro T, o qual forma com o magnésio um complexo de cor vermelho vinho (MgIn^{-}), sendo In^{-} o indicador. Durante a titulação o EDTA (HY^{3-}) reage primeiro com os íons Ca^{2+} e Mg^{2+} livres e posteriormente com o Mg^{2+} composto com o indicador. O ponto final da titulação vem indicado pela mudança de cor de vermelho vinho para azul.

Tanto o cátion Ca^{2+} quanto o cátion Mg^{2+} pertencem ao grupo dos alcalinos terrosos, encontrando-se comumente misturado em dois materiais de construção muito abundantes como são a cal ($\text{CaO} + \text{MgO}$) e o gesso [$(\text{CaSO}_4) + (\text{MgSO}_4)$], ainda que a proporção de Ca^{2+} é muito maior que a de Mg^{2+} . Estes cátions também se encontram em menor quantidade combinados com outros ânions como cloretos, carbonatos, bicarbonatos, nitratos, etc.

As reações correspondentes a estes processos são:



6.10.2. Material e reagentes

Agitador magnético

Núcleo de agitação

Becher de 100 mL

Pipeta graduada de 5 mL

Pipeta dobre enrase de 10 mL

Bureta de 25 mL

Solução tampão de pH 10 ($\text{NH}_3 - \text{NH}_4\text{Cl}$)

Solução de complexión magnésio 0,1M

Indicador eriocromo negro T

Solução EDTA (sal dissódico) 0,01M

6.10.3. Preparo da solução

6.10.3.1. Solução reguladora de pH 10. ($\text{NH}_4\text{Cl} + \text{NH}_4\text{OH}$)

Pesar 67,5 g de cloreto de amônio, dissolver em aproximadamente 250 mL de água destilada contida em balão de um litro e, em seguida, adicionar 579 mg de hidróxido de amônio concentrado. Agitar e completar o volume com água destilada.

6.10.3.2. Indicador Eriocromo negro T

Dissolver 0,5 g de Eriocromo negro T e 45 g de hidrocloreto de hidroxilamina em álcool etílico a 95% e completar o volume para 100 mL com o álcool.

6.10.3.3. Solução de EDTA 0,01 M

Pesar 1,862 g do sal sódico, etileno diaminotetraacético dihidratado ($\text{Na}_2\text{H}_2\text{C}_{10}\text{H}_2\text{N}_2\text{O}_8 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), 0,05 g de MgCl_2 em água e diluir para balão de um litro. Esta solução é padronizada com uma solução de CaCl_2 0,01N descrita a seguir:

6.10.3.4. Solução de cloreto de cálcio 0,01N

Pesar 0,5 g de carbonato de cálcio p.a. (cristais de calcita), adicionar 10 mL de ácido clorídrico a 25% até dissolver e completar o volume para um litro.

Determinar o título do EDTA com esta solução, utilizando o mesmo processo indicado para a água.

6.10.4. Procedimento. Verter em um Erlenmeyer de 125 mL um volume de água problema (entre 10 e 25 mL) e diluir com água destilada até um volume aproximado de 75 mL. Em seguida adicionar 0,5 mL (10 gotas) da solução reguladora de pH 10 e 3 ou 4 gotas do indicador Eriocromo negro T. Introduzir um núcleo de agitação e colocar o recipiente sobre o agitador magnético. Titular com a solução de EDTA 0,01 M, agitando continuamente, até viragem de vermelho vinho para azul ou verde. Não se deve observar resíduos de vermelho ao atingir ao ponto terminal.

6.10.5. Cálculo.

A quantidade de milequivalentes por litro de cálcio e magnésio contido na amostra é dada pela expressão:

$$\text{meq L}^{-1} (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) = \frac{V_1 \times N \times 1.000}{V} \quad (6.11)$$

onde:

V_1 = mL de EDTA gastos para titular a amostra

V = mL da amostra problema

N = Normalidade do EDTA.

Esta reação permite também que seja determinada a dureza da água analisada, expressa em Graus Hidrotimétrico Franceses (GHF), mediante a seguinte expressão:

$$\text{Dureza (GHF)} = \frac{V_1}{V} \times 100 \quad (6.12)$$

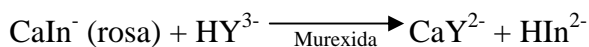
A dureza de uma água se pode expressar de diferentes formas, conforme indicado no Cap. 2, item 2.4.2.

6.11. Cálcio. Método complexométrico pelo EDTA

6.11.1. Fundamento

Esta determinação está baseada na capacidade dos íons cálcio em formar um complexo tipo quelato com o sal dissódico do ácido etileno-diamino-tetraacético (EDTA), em um meio tamponado a pH 12-13 para que os íons Mg^{2+} precipitem em forma de hidróxido e não intervenham na reação. O indicador utilizado na titulação é o murexida (sal de amônio do ácido purpúrico), o qual forma com o cálcio um complexo de cor rosa assalmonado ($CaIn^-$). O ponto final da titulação vem indicado pela mudança de cor de rosa assalmonado a azul turquesa.

A reação correspondente a esse processo é:



6.11.2. Materiais e Reagentes

Agitador magnético

Núcleo de agitação

Becher de 100 mL

Pipeta graduada de 5 mL

Bureta de 25 mL

Solução tampão de pH 12 (NaOH 4N)

Indicador Murexida

Solução EDTA (sal dissódico) 0,01M

6.11.3. Preparo da solução

6.11.3.1. Solução de hidróxido de sódio 4 N (tampão pH 12)

Pesar 160 g de hidróxido de sódio (NaOH), dissolver em aproximadamente 600 mL de água destilada e completar em um litro em balão volumétrico.

6.11.3.2. Indicador murexida.

Pesar 0,5 g de purpurato de amônio com 100 g de sulfato de potássio em pó e misturar perfeitamente.

6.11.3.3. Solução de EDTA 0,01 M.

Conforme item 6.10.3.3.

6.11.4. Procedimento

Verter em um erlenmeyer de 125 mL um volume conhecido de água problema (entre 10 e 25 mL) e diluir com água destilada até um volume aproximado de 75 mL. Em seguida adicionar 5 mL da solução tampão pH 12 (NaOH 1N) e 0,1 g de indicador murexida em pó. Introduzir um núcleo agitador e colocar o erlenmeyer

sobre um agitador mecânico. Titular com a solução de EDTA 0,01 M, agitando continuamente até o ponto de viragem de rosa assalmonada para púrpura.

6.11.5. Cálculo

O conteúdo de cálcio de uma amostra de água expressa em meq L⁻¹, é obtida mediante a seguinte equação:

$$\text{meq L}^{-1} \text{Ca}^{2+} = \frac{V_1 \times N \times 1.000}{V} \quad (6.13)$$

onde:

V₁ = mL de EDTA gastos para titular o cálcio

V = mL da amostra problema

N = Normalidade do EDTA.

6.12. Cálcio e Magnésio. Método espectrofotômetro de absorção atômica

6.12.1. Fundamento

Este método está baseado na medida da radiação eletromagnética absorvida pelos elementos cálcio e magnésio atomizado em uma chama. Cada elemento absorve radiação de um comprimento de onda característica, sendo para o cálcio 422,7 nm e para o magnésio 202,6 nm. A amostra nebulizada em pequenas gotículas é arrastada pelos gases combustível e oxidante até o acendedor, produzindo-se na base da chama a evaporação do dissolvente. As partículas sólidas finamente divididas resultantes, são arrastadas ao centro da chama, onde se dissociam em átomos e íons elementares que absorvem a radiação monocromática característica do elemento. A energia absorvida na chama é proporcional à concentração do elemento na amostra, num intervalo de concentração limitado, segundo a lei de Beer.

6.12.2. material e reagentes

- Espectrofotômetro de absorção atômica e equipamentos associados
- Lâmpadas de cálcio e de magnésio
- Ar puro e isento de umidade
- Acetileno
- Soluções matrizes de Ca^{2+} e Mg^{2+} de 1.000 mg L^{-1}
- Solução de óxido de lantânio (La_2O_3) a 6,5%
- Solução padrão de 5, 10 e 15 mg L^{-1} de Ca^{2+} em La_2O_3 a 4%
- Solução padrão de 5, 10 e 15 mg L^{-1} de Mg^{2+} em La_2O_3 a 4%

6.12.3. Preparo da solução

6.12.3.1. Solução de óxido de lantânio (III) a 6,5%

Pesar 6,5 g de La_2O_3 , dissolver em 50 mL de água destilada e completar a 100 mL em um frasco graduado.

6.12.3.2. Solução padrão de 5, 10 e 15 mg L^{-1} de Ca^{2+} em La_2O_3 a 4%

Tomar respectivamente volumes de 5, 10 e 15 mL da solução matriz de 1.000 mg L^{-1} de Ca^{2+} e adicionar a cada uma delas 40 mL da solução de óxido de lantânio (III) a 6,5%. Dissolver em 600 mL de água destilada e completar para um litro em um balão volumétrico.

6.12.3.3. Solução padrão de 5, 10 e 15 mg L^{-1} de Mg^{2+} em La_2O_3 a 4%

Tomar respectivamente volumes de 5, 10 e 15 mL da solução matriz de 1.000 mg L^{-1} de Mg^{2+} e adicionar a cada uma delas 40 mL da solução de óxido de lantânio (III) a 6,5%. Dissolver em 600 mL de água destilada e completar para um litro em um balão volumétrico.

6.12.4. Procedimento

Acender o espectrofotômetro, a lâmpada e a chama utilizando uma mistura de ar e acetileno. Selecionar o comprimento de onda correspondente ao elemento a medir. Ajustar a zero de absorvância com água deionizada. Proceder à elaboração da reta de calibração utilizando os padrões com uma faixa de concentração adequada às amostras a medir. A seguir, medir as amostras problema comprovando periodicamente o desvio da leitura, utilizando água deionizada como branco.

Interferências: A adição de lantânio ajuda a eliminar as interferências químicas na determinação de cálcio e magnésio por absorção atômica quando se utiliza chama de ar-acetileno. Para isso, é utilizada a dissolução de óxido de lantânio a 6,5% na preparação de padrões e amostras de forma que se obtenha finalmente dissoluções delas com uma concentração de óxido de lantânio a 4%.

6.12.5. Cálculo

A concentração do metal é lida diretamente na tela do instrumento ou na curva de calibração em mg L^{-1} . Em amostras diluídas, a concentração obtida é multiplicada pelo fator de diluição.

$$\text{mg Metal L}^{-1} = C \times F \quad (6.14)$$

onde:

C = Concentração de cálcio ou magnésio lida diretamente no instrumento ou na curva de calibração, em mg L^{-1} .

F = Fator de diluição.

6.13. Sódio e Potássio. Fotômetro de chama

6.13.1. Fundamento

Quando uma amostra de água dispersa em pequenas gotas, é pulverizada sobre a chama de um acendedor queimador, os átomos ou radicais produzidos no processo de dissociação são excitados por meio da energia térmica da chama, passando a níveis superiores de energia. O retorno ao estado fundamental é imediato e vem acompanhado da emissão de radiação de frequência característica do elemento a determinar e cuja intensidade é função de sua concentração. As medidas da radiação devem realizar-se a 586 nm para o sódio e 765 nm para o potássio.

6.14.2. Material e reagentes

- Fotômetro de chama
- Diluidor automático
- Solução padrão de 10, 20 e 30 mmoles L⁻¹ de Na⁺
- Solução padrão de 1 e 2 mmoles L⁻¹ de K⁺

6.14.3. Preparo da solução

6.14.3.1. Soluções padrão de 10, 20 e 30 mmoles L⁻¹ de Na⁺

Pesar amostras individuais de 0,584, 1,17 e 1,75 g de NaCl (dessecado em estufa a 110 °C durante duas horas), dissolvê-las em aproximadamente 600 mL de água destilada e completar para um litro cada uma delas, em frascos graduados.

6.14.3.2. Soluções padrão de 1 e 2 mmoles L⁻¹ de K⁺

Pesar amostras individuais de 0,075 e 0,150 g de KCl (dessecado em estufa a 110 °C durante duas horas), dissolvê-las em 600 mL de água destilada e completá-las para um litro em frasco graduado.

6.14.4. Procedimento

Comprovar o correto funcionamento do fotômetro e esperar ao menos 10 minutos para que a chama se estabilize (azul, longa e firme). Selecionar a faixa de medida adequada segundo a concentração a determinar. Ajustar os zeros com água deionizada e a seguir, colocar os padrões de sódio e potássio fixando os valores no aparelho. Uma vez calibrado o aparelho, procede-se a medição das amostras obtendo-se diretamente as concentrações de sódio e potássio nas mesmas unidades dos padrões.

6.14.5. Cálculo

O conteúdo de sódio e potássio de uma amostra de água expresso em mg L^{-1} , é obtido multiplicando a leitura do fotômetro em mmol L^{-1} pelo peso atômico correspondente:

$$\text{mg Na}^+ \text{ L}^{-1} = \text{Leitura} \times 23 \quad (6.15)$$

$$\text{mg K}^+ \text{ L}^{-1} = \text{Leitura} \times 39,10 \quad (6.16)$$

Por sua vez, o conteúdo de Na^+ e K^+ de uma amostra expresso em meq L^{-1} , é igual à leitura obtida no fotômetro, haja vista que $\text{meq L}^{-1} = \text{mmol L}^{-1} / \text{valência}$. Como ambos os elementos são monovalentes, a leitura do fotômetro é o conteúdo em milequivalente por litro dos elementos analisados.

Capítulo 7

GESTÃO DA ÁGUA PARA CONTROLE DOS SAIS

A gestão da água para o controle da salinidade e da sodicidade não varia praticamente se são utilizadas para a irrigação águas convencionais ou águas residuárias. Uma gestão adequada da água requer um correto conhecimento dos seguintes aspectos:

- 1 – Processo pelo qual a salinidade do solo aumenta como consequência da irrigação.
- 2 – Mecanismo pelo qual a salinidade do solo afeta ao crescimento e ao rendimento do cultivo.
- 3 – Forma de estimar as necessidades de água de um cultivo incluindo o excesso de água de irrigação necessária para a lavagem do solo e assim poder controlar sua salinidade.

7.1. Salinidade do solo

As águas carregadas de sais procedentes da meteorização da crosta terrestre se acumulam nas depressões constituindo os mantos freáticos salinos, se subterrâneas, ou dando lugar a charcos, lagoas, lagos, etc., se superficiais. Isto é facilitado pelo fato de que, com frequência, as depressões têm mal drenagem natural por suas condições topográficas e porque nas áreas baixas costumam acumular-se argilas arrastadas pela água de escorrimento.

A meteorização progressiva das águas salinas depende de fatores climáticos e hidrogeológicos. As lixiviações com água de chuva eliminam sais da zona. A evaporação e a transpiração consomem grandes quantidades de água, porém não

afetam praticamente às sais dissolvidas, porque aumentam a concentração salina das águas. Em áreas onde predominam os fatores salinizantes (evaporação e transpiração) frente à lixiviação, as águas freáticas irão paulatinamente mineralizando-se. Por esta razão a maior parte das áreas salinas estão situadas em regiões de clima árido.

Quando as águas freáticas salinizadas se encontram próximas à superfície do terreno (menos de 3,0 m), este pode salinizar-se como consequência da contribuição capilar de sais procedentes da água freática, que se acumula nos horizontes superiores.

Os sais assim acumulados podem permanecer na solução do solo, cujo principal efeito é dificultar o desenvolvimento das culturas. Outras vezes, quando o conteúdo de sódio é elevado em relação com os demais cátions, este elemento pode ser absorvido pelo complexo de cambio em quantidades excessivas. Neste caso as partículas argilosas podem dispersar-se, o solo perde sua estrutura, se torna impermeável, etc.

Este é o processo geral de salinização dos solos. Já a natureza dos sais acumulados depende da origem das águas. Em áreas continentais costumam predominar os carbonatos, sulfatos e cloretos. Nas planícies costeiras, o sal predominante é o NaCl. Nos deltas se acumulam águas continentais e marinhas.

As vezes o carbonato de sódio se forma no próprio local a partir do CO₂ da atmosfera do solo e do Na contido neste.

Segundo Richards (1993), a separação dos solos afetados por sais em três grupos: solos salinos, solos sódico-salinos e solos sódicos não salinos, facilita e aclara os possíveis problemas causados por eles, ficando assim definidos:

7.1.1. Solos salinos

O termo “salinos” é aplicado a solos cuja condutividade elétrica do extrato de saturação é maior que 4 dS m^{-1} a $25 \text{ }^\circ\text{C}$, com percentagem de sódio intercambiável (PSI) menor que 15. Geralmente o pH é maior que 8,5. Estes solos correspondem ao tipo descrito por Hilgard (1906), citado por Richards (1993), como solos “álcali branco” e os “Solonchaks” dos autores russos. Nestes solos o estabelecimento de uma drenagem adequada permite eliminar, por lixiviação, os sais solúveis, voltando novamente a solos normais.

Quase sempre se reconhecem os solos salinos pela presença de crostas brancas de sal em sua superfície. A salinidade de um solo pode ocorrer quando este tem um perfil característico e plenamente desenvolvido, ou quando possui material edáfico não diferenciado como é o caso do aluvião.

As características químicas dos solos salinos ficam determinadas principalmente pelo tipo e quantidade de sais presentes. A quantidade de sais presentes controla a pressão osmótica da solução do solo. O sódio rara vez representa mais da metade do total dos cátions solúveis e portanto não é absorvido em forma importante. As quantidades relativas de cálcio e magnésio presentes na solução do solo e no complexo de intercâmbio variam consideravelmente. Tanto o potássio solúvel como o intercambiável são, em geral, constituintes de menor importância, ainda quando ocasionalmente se tornem em constituintes maiores. Os ânions, principais são os cloretos, os sulfatos e as vezes os nitratos. Podem apresentar-se também pequenas quantidades de bicarbonatos, porém invariavelmente os carbonatos solúveis quase não são encontrados. Além dos sais rapidamente solúveis, os solos salinos podem conter sais de baixa solubilidade, como o sulfato de cálcio (gesso) e carbonato de cálcio e magnésio (calcário).

Os solos salinos quase sempre se encontram flocculados devido à presença de um excesso de sais e à ausência de quantidades significantes de sódio intercambiável. Em consequência, a permeabilidade é igual ou maior à de solos similares não salinos.

7.1.2. Solos sódico-salinos

Chamam-se assim aqueles solos cuja CEes $> 4 \text{ dS m}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ e PSI > 15 . Este tipo de solo se forma como resultado dos processos combinados de salinização e acumulação de sódio. Sempre que contenham um excesso de sais, sua aparência e propriedades são similares às do solos salinos. Quando há excesso de sais o pH raramente é maior que 8,5 e as partículas permanecem flocculadas. Se o excesso de sais solúveis é lixiviado, as propriedades destes solos podem mudar notadamente, chegando a ser idênticas às dos solos sódicos não salinos. A medida que a concentração de sais diminui na solução, parte do sódio intercambiável se hidrolisa para formar hidróxido de sódio que, por sua vez, pode mudar para carbonato de sódio. Em qualquer caso, a lixiviação de um solo pode torna-lo muito mais alcalino (pH $> 8,5$), as partículas se dispersam e o solo torna-se desfavorável para a entrada de água e para os trabalhos agrícolas. Ainda que o retorno dos sais solúveis possa fazer com que baixe o pH e restaure as partículas a uma condição de flocculada, o manejo dos solos sódico-salinos continua sendo um problema até que se elimine o excesso de sais e de sódio intercambiável da zona do cultivo e se restabeçam as condições físicas do solo.

As vezes estes solos sódico-salinos contêm gesso e quando são lavados, o cálcio se dissolve substituindo ao sódio intercambiável. Isto tem lugar com a eliminação simultânea do excesso de sais.

7.1.3. Solos sódicos não salinos

São aqueles solos cuja percentagem de sódio intercambiável é maior que 15 e a condutividade elétrica do extrato de saturação é menor que 4 dS m^{-1} a $25 \text{ }^\circ\text{C}$. O pH geralmente varia entre 8,5 e 10. Estes solos correspondem aos chamados “alcali negro” por Hilgard (1906) e, em certos casos, aos “Solonetz” dos autores russos. Com muita frequência são encontrados nas regiões áridas e semi-áridas em áreas pequenas e irregulares conhecidas como “manchas de álcali impermeáveis”. Sempre que nos solos ou água de irrigação não se encontre gesso, a drenagem e a lixiviação dos solos sódico-salinos conduzem à formação de solos sódicos não salinos. Como já foi mencionado, a eliminação do excesso de sais neste tipo de solos tendem a aumentar o grau de hidrólise do sódio intercambiável, o qual frequentemente eleva o valor do pH. Nos solos altamente sódicos, a matéria orgânica dispersa e dissolvida pode depositar-se na superfície devido à evaporação, causando assim um enegrecimento e dando origem ao termo “alcali negro”.

Depois de longo tempo, os solos sódicos não salinos adquirem características morfológicas peculiares. Devido à grande dispersão da argila parcialmente saturada com sódio, esta pode ser transportada para baixo, acumular-se nos níveis inferiores e como resultado, uma boa quantidade de solos superficial podem apresentar textura relativamente grossa e quebradiça, ainda que mais abaixo, onde se acumula a argila, o solo possa desenvolver uma capa densa e de baixa permeabilidade, com estrutura prismática ou colunar. Entretanto, é comum que nestes solos se apresente a condição de sódio como consequência da irrigação, o qual indica que não se passou muito tempo para o completo desenvolvimento da

estrutura colunar típica, pois o solo tem baixa permeabilidade e é muito difícil de se trabalhar.

O sódio intercambiável em um solo sódico não salino pode ter uma marcada influência em suas propriedades físicas e químicas. Ao aumentar a proporção de sódio intercambiável, o solo tende a ser mais disperso e o pH aumenta as vezes até o valor de 10. A solução do solo em solos sódicos não salinos, ainda que relativamente baixa em sais solúveis, tem uma composição que difere consideravelmente da dos solos normais e dos salinos. Enquanto os ânions presentes consistem em sua maior parte de cloretos, sulfatos e bicarbonatos, também podem apresentar pequenas quantidades de carbonatos. O pH muito elevado e em presença do íon carbonato, o cálcio e o magnésio se precipitam, de maneira que as soluções do solo, de solos sódicos não salinos, usualmente contêm só pequenas quantidades destes cátions, predominando o sódio. Grandes quantidades de potássio intercambiável e solúveis podem estar presentes em alguns destes solos. O efeito do conteúdo excessivo do potássio intercambiável nas propriedades dos solos não está amplamente estudado.

Certos solos sódicos não salinos contêm uma percentagem de sódio intercambiável maior que 15 e, entretanto, o pH, especialmente na superfície, pode ser tão baixo como 6. A estes solos De Sigmond (1938), citado por Richards (1993), os chama solos alcalinos degradados. Apresenta-se em ausência de calcário e o baixo pH é resultado do hidrogênio intercambiável. Entretanto, as propriedades físicas estão dominadas pelo sódio intercambiável e correspondem tipicamente à de um solo sódico não salino.

7.2. A irrigação e o risco de salinidade

Para Lopez Rita & Lopez Melida (1990), um dos perigos da agricultura irrigada é a possibilidade de acumulação de sais solúveis na zona radicular. Algumas plantas toleram mais sais que outras, porém todas têm um limite. Com práticas razoavelmente boas de irrigação, o conteúdo de sais do solo é entre uma e meia e três vezes maior que o da água de irrigação, ainda que pode ultrapassar este limite (inclusive chegar a 20 vezes) se a política de irrigação não for adequada.

Entretanto, alguns sais da água de irrigação precipitam no solo e não contribuem para a salinidade. Este principio é melhor explicado ao estudar os seguintes casos hipotéticos:

Exemplo 1. Suponhamos quatro águas cujas análises estão na Tabela 7.1. Observa-se que a concentração iônica das quatro águas, expressa em meq L⁻¹, são iguais, porém as solubilidades efetivas são muito diferentes.

Tabela 7.1. Diferenças entre a salinidade total e a salinidade efetiva.

	Ca	Mg	Na	HCO ₃	SO ₄	Cl	Total	Efetiva
1	10	10	5	21	3	1	25	5
2	3	15	7	4	20	1	25	21
3	20	3	2	2	23	0	25	2
4	3	4	18	20	2	3	25	18

Considerando as várias águas individualmente, a primeira ao agregar-se ao solo perderá, por precipitação, 10 meq de carbonato de cálcio e 10 meq de carbonato de magnésio, ambos os sais inofensivos. Ficam somente 5 meq L⁻¹ de sais

prejudiciais, ou seja, 1 meq de bicarbonato de sódio, 3 meq de sulfato de sódio e 1 meq de cloreto de sódio.

No segundo exemplo se perderão 3 meq de carbonato de cálcio, 1 meq de carbonato de magnésio, ficando 14 meq de magnésio e 7 meq de sódio, ou seja, 21 meq L⁻¹ de salinidade prejudicial. No terceiro caso, 2 meq de carbonato de cálcio e 18 meq de sulfato de cálcio se precipitarão deixando 5 meq de sais perigosos. No último caso haverá uma perda de 3 meq de carbonato de cálcio, seguido por 4 meq de carbonato de magnésio, ficando 18 meq de sais prejudiciais.

Pelo exposto, a regra é calcular as quantidades totais de carbonatos de cálcio e de magnésio e, em seguida, o sulfato de cálcio que podem ser formados por combinação dos ânions e cátions presentes, conforme o Exemplo 1, do capítulo 5. Esta soma é subtraída do total, denominando o resíduo de salinidade efetiva. Visto que a condutividade elétrica não distingue entre os dois tipos de salinidade (total e efetiva), Doneen (1977) sugere que o uso da CE seja suprimido ou não seja tratado isoladamente, no caso de assessoria para uso de água para irrigação.

Uma outra situação que ocorre com relação à medida de CE para definição única de salinidade é que, além de ser definida como uma característica da solução, também é utilizada para expressar a salinidade de um solo. Para isto existem vários procedimentos: condutividade de uma pasta de solo saturado ou condutividade de distintos extratos do solo. A mais utilizada é a condutividade do extrato saturado do solo, que se expressa por CEes, ainda que muitas vezes, quando não há possibilidade para confusão, se indica simplesmente CE do solo.

À guisa de elucidação, o procedimento de medir a CEes de um solo consiste em tomar uma amostra do solo, adicionar água destilada até sua saturação e extrair a água da pasta resultante mediante sucção através de um filtro que não

deixe passar as partículas sólidas. A água assim obtida se denomina extrato de saturação, que é uma mistura entre a solução inicial do solo e água destilada. Mede-se a CE do extrato de saturação e o valor resultante toma-se como um índice da salinidade do solo.

Para Pizarro (1985), a salinidade assim medida não é a real da solução do solo. Conforme o parecer deles, quando se trata de estudar os efeitos da solução do solo sobre os cultivos deveria ser medida a CE real da solução do solo, que é a que está em contato com as raízes das plantas. Entretanto, para isso, aparece o seguinte inconveniente: as raízes absorvem a água do solo compreendida entre a capacidade de campo (C_c) e o ponto de murcha (P_m). Como os sais não são absorvidos permanecem na solução do solo que, por isso, será mais salina quanto mais próxima esteja do ponto de murcha. Ou seja, a salinidade do solo, ou o que é o mesmo, da sua solução, é variável com a sua umidade. O lógico seria medir a salinidade à capacidade de campo e no ponto de murcha, com o qual se conheceria os limites entre os quais oscila a salinidade do solo. Todavia, na prática, a salinidade do solo se expressa de uma maneira ineficiente, indicando somente a CEes, ou seja, a salinidade que teria a solução do solo se este estivesse saturado. Para completar esta informação seria preciso além de conhecer a porosidade do solo (ϵ), sua capacidade de campo e o ponto de murcha, com os quais poderiam ser calculado os limites de salinidade que devem enfrentar as plantas.

Exemplo 2. Sejam os dois solos:

1° solo argiloso

$\epsilon = 43\%$

$C_c = 36\%$

$P_m = 20\%$

2° solo arenosos

$\epsilon = 39\%$

$C_c = 16\%$

$P_m = 12\%$

Suponhamos que em ambos os solos se meça uma $CE = 2 \text{ dS m}^{-1}$. Por esta medida, os dois solos se considerariam iguais no que se refere à salinidade.

Por sua vez, sabendo-se que a salinidade do solo aumenta com a evaporação e o consumo de água pelas plantas (transpiração), na faixa que compreende da C_c até o P_m . Comparando os dois estados de umidade (C_c e P_m), a relação entre as concentrações salinas é igual à inversa da relação do conteúdo de umidade. Essa mesma relação cumpre-se para a CE já que a condutividade elétrica é uma forma de medir a concentração salina. Portanto cumpre-se:

$$\frac{CE_{cc}}{CE_{pm}} = \frac{P_m}{C_c} \quad (7.1)$$

A relação é mantida quando se compara ao extrato de saturação. Nesse caso, ao saturar o solo enchendo todos os poros, aumenta-se a quantidade de água porém mantém-se constante a quantidade de sais dissolvidos. Recordando que a porosidade total se expressa por ε , têm-se:

$$CE_{es} \times \varepsilon = CE_{cc} \times C_c = CE_{pm} \times P_m \quad (7.2)$$

Isto posto, vejamos agora as condutividades elétricas à capacidade de campo e no ponto de murcha dos dois solos.

1° Solo argiloso

$$CE_{cc} = CE_{es} \times \frac{\varepsilon}{C_c} = 2 \times \frac{43}{36} = 2,4 \text{ dS m}^{-1}$$

$$CE_{pm} = CE_{es} \times \frac{\varepsilon}{P_m} = 2 \times \frac{43}{20} = 4,3 \text{ dS m}^{-1}$$

2° Solo arenosos

$$CE_{cc} = CE_{es} \times \frac{\varepsilon}{C_c} = 2 \times \frac{39}{16} = 4,9 \text{ dS m}^{-1}$$

$$CE_{pm} = CE_{es} \times \frac{\varepsilon}{P_m} = 2 \times \frac{39}{12} = 6,5 \text{ dS m}^{-1}$$

Como se vê, a salinidade da solução do solo em contato com as raízes é menor no caso do solo argiloso (entre 2,4 e 4,3 dS m⁻¹) que no solo arenoso (4,9 - 6,5 dS m⁻¹), demonstrando como não é suficiente designar a CE_{es} como indicativo de salinidade, e como a textura intervém na salinidade do solo (Pizarro, 1985).

7.2.1. Limitações e efeitos potenciais a longo prazo

A escala de gestão é um fator importante para avaliar estes efeitos a longo prazo. A maioria das investigações se dirigem até a escala de gestão da exploração agrária, porém entradas (água, energia, químicos) e saídas (água de drenagem e produtos) a este nível poderiam afetar a exploração vizinha, outros usuários de água (pesca, recreativos, e indústria), ou à ecologia da água receptora. Isto sugere a importância de considerar impactos ambientais e econômicos sobre todas as escalas antes de introduzir empresas de irrigação em uma região. Evidentemente são necessárias mais investigações para estudar todas as interações, particularmente a eliminação de água agrícola de drenagem.

A fim de manter irrigação com água salina indefinidamente, é importante manter um balanço favorável de sal sobre a exploração e a nível regional. O balanço das contribuições de sais em um solo onde se possa ignorar a possível contribuição da água de chuva ao processo de lixiviação se expressa pela seguinte equação:

$$V_{ai}C_{ai} + V_fC_f + S_m + S_f = V_{ad}C_{ad} + S_p + S_{uc} + \Delta S_s \quad (7.3)$$

onde V e C são os volumes e as concentrações totais de sais na água de irrigação (ai), na água freática (f) e na água de drenagem (ad). S_m é a quantidade de sais que

pode ser incorporado à solução do solo pela meteorização de minerais do solo e S_f a quantidade de sais solúveis incorporadas ao solo em fertilizantes, correção e esterco. S_p é a fração total de sais contida na água de irrigação que precipita no solo. S_{uc} é o chamado “uso consuntivo” de sais, ou seja, os que contém a planta no momento da colheita. ΔS_s é a variação líquida de sais na água do solo.

Em condições de regime permanente ($\Delta S_s = 0$). Supondo desprezível os termos S_m , S_f , S_p e S_{uc} ou ainda sendo apreciável, seu efeito líquido seja nulo, e em situações em que a capa freática esteja à profundidade suficiente para impedir a introdução de sais na zona radicular por ascensão capilar, a equação (7.3) se reduz a:

$$FL = \frac{V_{ad}}{V_{ai}} = \frac{CE_{ai}}{CE_{ad}} \quad (7.4)$$

em que a concentração de sais foi substituída pela condutividade elétrica (CE). Desta maneira, variando a fração de água de irrigação que percola através da zona radicular, fração de lixiviação (FL), é possível controlar a concentração de sais na água de drenagem. A salinidade máxima na água do solo ou a salinidade média (intermediária entre CE_{ai} e CE_{ad}) dependem, portanto da fração de lixiviação (FL).

Tem-se usado esta relação frequentemente para determinar um limite inferior para a quantidade de água de irrigação. O nível permissível de CE_{ad} se estima desde os dados de tolerância do cultivo a fim de obter um valor para FL. Para uma distribuição completamente uniforme de água em uma área, e com perdas desprezíveis de água do sistema e nenhum escoamento superficial, a quantidade de água de irrigação se divide na evapotranspiração, ou uso consuntivo V_{uc} , e drenagem (van Schilfgaarde et al. 1975). A substituição de $V_{uc} + V_{ad}$ por V_{ai} na equação (7.4) resulta:

$$V_{ai} = \frac{V_{uc}}{1 - FL} \quad (7.5)$$

7.2.2. A irrigação e o aumento da salinidade do solo.

Como foi dito anteriormente, os sais são adicionados na zona radicular do solo junto à água de irrigação, aumentando a sua concentração à medida em que as culturas consomem por evapotranspiração (ETc) grande parte da água armazenada, ficando quase todos os sais, em volumes cada vez maiores, da água remanescente no solo. Estes sais podem chegar a reduzir os rendimentos, quando alcançam concentrações prejudiciais para as plantas. A cada irrigação, acrescentam-se mais sais e para evitar sua acumulação excessiva na zona radicular, uma parte deve ser eliminada por lixiviação com determinada quantidade de água. A fração da água de irrigação que atravessa e percola a zona radicular é conhecida como fração de lixiviação (FL) ou fração de lavagem calculada através da seguinte equação:

$$FL = \frac{LL}{L_{Ir}} \quad (7.6)$$

onde: FL = Fração de lixiviação

LL = Lâmina de lixiviação ou lâmina de água que percola abaixo da zona radicular

L_{Ir} = Lâmina de irrigação necessária para satisfazer a ETc e a lâmina de lixiviação.

Após varias irrigações sucessivas, a concentração de sais acumulados aproxima-se da concentração de equilíbrio, cujo valor depende da fração de lixiviação e da salinidade da água de irrigação. Uma fração de lixiviação alta (FL = 0,5) provoca menor acumulação de sais que uma FL baixa (FL = 0,1).

Conhecendo-se ou estimando-se a salinidade da água de irrigação e a fração de lixiviação, poder-se-á estimar a salinidade da água de drenagem que percola abaixo da zona radicular e a salinidade média da zona radicular. A salinidade da água de drenagem poderá ser estimada mediante a seguinte equação:

$$CE_{ad} = \frac{CE_{ai}}{FL} \quad (7.7)$$

onde: CE_{ad} = Salinidade da água de drenagem, ou seja água que percola abaixo da zona radicular (considera-se igual à salinidade média da água contida na zona radicular no momento de iniciar-se a lixiviação, CE_{zr}).

CE_{ai} = Salinidade da água de irrigação.

FL = Fração de lixiviação.

Exemplo 3: Considerando que a água de irrigação tem condutividade elétrica (CE_{ai}) de 1 dS m^{-1} e que 85% da água aplicada corresponde à evapotranspiração da cultura (15% corresponde à fração de lixiviação, $FL = 0,15$), determinar a concentração da água de drenagem (CE_{ad}).

Solução:

A concentração média da água contida na zona radicular (CE_{zr}) é equivalente à da água de drenagem (CE_{ad}) que percola abaixo da zona radicular a profundidades maiores. Desta forma, e segundo a Eq. 7.4:

$$CE_{ad} = CE_{zr} = \frac{CE_{ai}}{FL} \Rightarrow CE_{ad} = \frac{1}{0,15} = 6,7 \text{ dS m}^{-1}$$

A salinidade da água de drenagem que percola abaixo da zona radicular para maiores profundidades é de $6,7 \text{ dS m}^{-1}$.

7.3. Extração de água pelas plantas.

Ainda que os cultivos respondam na sua maioria à salinidade média da zona radicular onde ocorre a maioria da extração de água (Hoffman, 1990), são úteis as relações que predizem a salinidade média da zona radicular com base na fração de lixiviação e à salinidade da água aplicada. Esta relação, entretanto, depende da extração de água padrão do cultivo na zona radicular. Um modelo proposto de extração presume que a planta extrai 40, 30, 20 e 10% da água disponível desde o quarto superior a quartos mais inferiores da zona de raiz (Rhoades 1982). Outro enfoque presume uma função exponencial de captação (Hoffman & van Genuchten, 1983) onde o modelo extrator está próximo de 78, 14, 6 e 2%. Também, Ayers & Westcot (1987 e 1991) sugerem um modelo extrator de 60, 30, 7 e 3%, muito semelhante a este último, indicado como padrão para irrigações de alta frequência quando a extração na parte superior é maior que na parte inferior.

Nas diretrizes para a determinação da qualidade da água de irrigação proposta por Ayers & Westcot (1987 e 1991), Capítulo 4, Tabela 4.2, supõe-se o padrão de extração normal (40, 30, 20 e 10% da água consumida pelas culturas, extraída respectivamente da quarta parte superior à última parte da zona radicular, conforme a Figura 7.1).

O procedimento para estimar a salinidade média da água do solo contida na zona radicular (CEzr) utilizando-se o padrão normal de extração, será visto no Exemplo 4.

Exemplo 4. Determinar a salinidade média da água contida na zona radicular de determinada cultura.

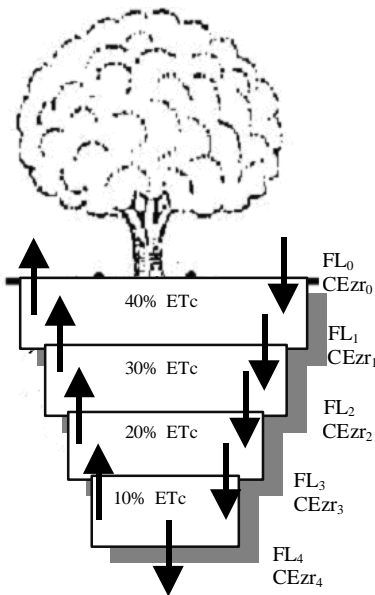


Figura 7.1. Padrão de extração normal de água pelas plantas

Dados:

1. Salinidade da água de irrigação:
 $CE_{ai} = 1,0 \text{ dS m}^{-1}$
2. Evapotranspiração da cultura:
 $ET_c = 1.000 \text{ mm ano}^{-1}$
3. Padrão de extração da água
Padrão normal (40, 30, 20 e 10%)
4. Fração de lixiviação:
 $FL = 0,15$

Solução:

- a) O procedimento considera a salinidade de cinco pontos situados, conforme a Figura 7.1, nas seguintes posições: 1. na superfície do solo (CE_{zr_0}) o qual corresponde à salinidade da água de irrigação ($CE_{zr_0} = CE_{ai}$); 2. no fundo do primeiro quarto superior (CE_{zr_1}); 3. no fundo do segundo quarto (CE_{zr_2}); 4. no fundo do terceiro quarto (CE_{zr_3}); e 5. no fundo do quarto inferior (CE_{zr_4}), o qual corresponde à salinidade da água de drenagem ($CE_{zr_4} = CE_{ad}$).
- b) A lâmina anual de irrigação (L_{Ir}) necessária para suprir a ET_c e a fração de lixiviação de 0,15 obtém-se, considerando $FL = RL$, utilizando-se da equação 7.5

$$L_{Ir} = \frac{ET_c}{1 - RL} \quad (7.8)$$

$$L\text{Ir} = \frac{1000}{1 - 0,15} = 1.176,5 \text{ mm}$$

3) Como essencialmente toda a água aplicada atravessa a superfície do solo, lixiviando os sais acumulados, considera-se que a salinidade da superfície (CEzr_0) é igual à salinidade da água de drenagem naquele ponto e da água de irrigação, como se apresenta:

$$\text{CEzr}_0 = \text{CEad}_0 = \text{CEai} = 1,0 \text{ dS m}^{-1}$$

4) A salinidade da água do solo que drena no fundo de cada quarta parte da zona radicular para a seguinte é calculada utilizando-se as equações 7.3 e 7.4, respectivamente para calcular a FL e, com este valor, calcular a CEzr .

$$FL = \frac{LL}{L\text{Ir}}$$

$$\text{CEzr} = \frac{\text{CEai}}{FL}$$

Daí, para o quarto superior, a lâmina de lixiviação (LL) é igual à lâmina anual de irrigação (LIr) subtraída dos 40% da evapotranspiração da cultura (ETc), sendo a fração de lixiviação:

$$FL_1 = \frac{1176,5 - 0,40 \times 1000}{1176,5} = \frac{776,5}{1176,5} = 0,66$$

$$\text{CEzr}_1 = \frac{1,00}{0,66} = 1,5 \text{ dS m}^{-1}$$

Para o segundo quarto, a LL é igual à lâmina de irrigação que percola o quarto superior subtraída dos 30% da ETc, sendo a fração de lixiviação:

$$FL_2 = \frac{776,5 - 0,30 \times 1000}{1176,5} = \frac{476,5}{1176,5} = 0,41$$

$$CEZr_2 = \frac{1,00}{0,41} = 2,5 \text{ dS m}^{-1}$$

Para o terceiro quarto:

$$FL_3 = \frac{476,5 - 0,20 \times 1000}{1176,5} = \frac{276,5}{1176,5} = 0,22$$

$$CEZr_3 = \frac{1,00}{0,22} = 4,5 \text{ dS m}^{-1}$$

Para o fundo do quarto inferior:

$$FL_4 = \frac{276,5 - 0,10 \times 1000}{1176,5} = \frac{176,5}{1176,5} = 0,15$$

$$CEZr_4 = \frac{1,00}{0,15} = 6,7 \text{ dS m}^{-1}$$

5) A salinidade média da água contida em toda zona radicular, obtém-se mediante a média aritmética das cinco salinidades acima determinadas:

$$CEZr = \frac{CEZr_0 + CEZr_1 + CEZr_2 + CEZr_3 + CEZr_4}{5}$$

$$CEZr = \frac{1,0 + 1,5 + 2,5 + 4,5 + 6,7}{5} = 3,2 \text{ dS m}^{-1}$$

6) Os cálculos anteriores mostram que a salinidade média da água do solo contida na zona radicular é 3,2 vezes a salinidade da água de irrigação, para uma fração de lixiviação de 0,15.

A salinidade média contida na zona radicular (CEZr) é a salinidade que deve ser tolerada pelas plantas e é bastante difícil de se medir diretamente. Por isso, e como já foi dito anteriormente, uma das medidas para quantificar a salinidade do solo é a condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes) visto que, a

concentração de sais solúveis no extrato de saturação é aproximadamente igual à metade do valor da concentração da solução do solo, quando este se encontra na capacidade de campo ($CEes \cong 0,5 CEss$). Daí, é possível estimar a salinidade média da água do solo na zona radicular ($CEzr$) e a salinidade do extrato de saturação ($CEes$) correspondente a esta salinidade média, utilizando-se a salinidade da água de irrigação ($CEai$). Assim, para a fração de lixiviação de 0,15 a 0,20 pode-se utilizar as seguintes aproximações:

$$CEzr = 3,0 CEai \quad (7.9)$$

$$CEes = 1,5 CEai \quad (7.10)$$

$$CEzr = 2,0 CEes. \quad (7.11)$$

Considerando o modelo extrator de 78, 14, 6 e 2% de Hoffman & van Genuchten 1983, para o quarto superior, a lâmina de lixiviação (LL) é igual à lâmina anual de irrigação (Lir) subtraída dos 78% da evapotranspiração da cultura (ETc), sendo a fração de lixiviação:

$$FL_1 = \frac{1176,5 - 0,78 \times 1000}{1175,5} = \frac{396,5}{1175,5} = 0,34$$

$$CEzr_1 = \frac{1,0}{0,34} = 3,0 \text{ dS m}^{-1}$$

Para o segundo quarto, a LL é igual à lâmina de irrigação que percola o quarto superior subtraída dos 14% da ETc , sendo a fração de lixiviação:

$$FL_2 = \frac{396,5 - 0,14 \times 1000}{1175,5} = \frac{256,5}{1175,5} = 0,22$$

$$CEzr_2 = \frac{1,00}{0,22} = 4,6 \text{ dS m}^{-1}$$

Para o terceiro quarto:

$$FL_3 = \frac{256,5 - 0,06 \times 1000}{1176,5} = \frac{196,5}{1176,5} = 0,17$$

$$CEZr_3 = \frac{1,0}{0,17} = 6,0 \text{ dS m}^{-1}$$

Para o fundo do quarto inferior:

$$FL_4 = \frac{196,5 - 0,02 \times 1000}{1176,5} = \frac{176,5}{1176,5} = 0,15$$

$$CEZr_4 = \frac{1,00}{0,15} = 6,7 \text{ dS m}^{-1}$$

5) A salinidade média da água contida em toda zona radicular, obtida nestas circunstância é:

$$CEZr = \frac{CEZr_0 + CEZr_1 + CEZr_2 + CEZr_3 + CEZr_4}{5}$$

$$CEZr = \frac{1,0 + 3,0 + 4,6 + 6,0 + 6,7}{5} = 4,2 \text{ dS m}^{-1}$$

6) Para este caso, os cálculos mostram que a salinidade média da água do solo contida na zona radicular é 4,2 vezes a salinidade da água de irrigação, para uma fração de lixiviação de 0,15.

Comparando os dois padrões de absorção de água observa-se que pelo alto valor da absorção de água no segundo caso, a quantidade de água que percola do primeiro para o segundo quarto é praticamente a metade do primeiro caso, acarretando uma fração de lixiviação pequena e, conseqüentemente, uma CEZr o dobro da primeira. Isso volta a ocorrer do segundo para o terceiro quarto e somente no último quarto as frações de lixiviação e as condutividades são iguais. Isso indica que a maior absorção de água nos dois primeiros planos proporciona

uma maior acumulação de sais nessas regiões e, conseqüentemente, uma condutividade elétrica maior.

Se, na prática, a fração de lixiviação for diferente do intervalo entre 0,15 e 0,20 torna-se necessário calcular o fator de concentração correspondente, utilizando-se valores estimados da FL real e o procedimento explicado no exemplo 4.

Na Tabela 7.2 são mostrados os fatores de concentração (fc) para valores de FL compreendidos entre 0,05 e 0,50, enquanto que na Figura 7.2 são mostrados os perfis da salinidade esperada. Os valores estimados para a CEes correspondentes aos valores da concentração média da água do solo contida na zona radicular (CEzr) obtêm-se segundo a equação:

$$CEes = fc(CEai) \quad (7.12)$$

Tabela 7.2 - Fatores de concentração (fc)¹ para estimar a salinidade do extrato de saturação do solo (CEes)² a partir da salinidade da água (CEai) e da fração de lixiviação (FL).

	Fração de lixiviação (FL)							
	0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,40	0,50
Inicial	CEai	CEai	CEai	CEai	CEai	CEai	CEai	CEai
1ª Capa	1,61 CEai	1,56 CEai	1,52 CEai	1,47 CEai	1,43 CEai	1,39 CEai	13,2 CEai	1,25 CEai
2ª Capa	2,99 CEai	2,70 CEai	2,47 CEai	2,27 CEai	2,11 CEai	1,96 CEai	1,72 CEai	1,54 CEai
3ª Capa	6,90 CEai	5,26CEai	4,26 CEai	3,57 CEai	3,08 CEai	2,70 CEai	2,17 CEai	1,82 CEai
4ª Capa	20,00 CEai	10,00CEai	6,67 CEai	5,00 CEai	4,00 CEai	3,33 CEai	2,50 CEai	2,00CEai
CEzr ³ (media)	6,50 CEai	4,10 CEai	3,18 CEai	2,66 CEai	2,32 CEai	2,08 CEai	1,74 CEai	1,52 CEai
CEes=fc(CEai)	3,25 CEai	2,05 CEai	1,59CEai	1,33 CEai	1,16 CEai	1,04 CEai	0,87 CEai	0,76 CEai

1 - Fator de concentração admitindo o modelo de extração normal (40, 30, 20 e 10%) da água.

2 - Estima-se mediante a equação 7.12.

3 - Condutividade elétrica média da zona radicular de acordo com o exemplo 4.

Os valores da CEes, obtidos utilizando-se da Equação 7.12, refletem as mudanças de salinidade ocorridas como resultado de uso de água a longo prazo, e não as mudanças a curto prazo que podem ocorrer no campo ou entre irrigações.

A Figura 7.2 mostra perfis típicos de distribuição da salinidade na zona radicular, em função da FL e da CEai. Estes perfis são característicos de um uso prolongado (por vários anos) de água de determinada qualidade e com irrigação que contém praticamente a mesma fração de lixiviação em cada uma delas.

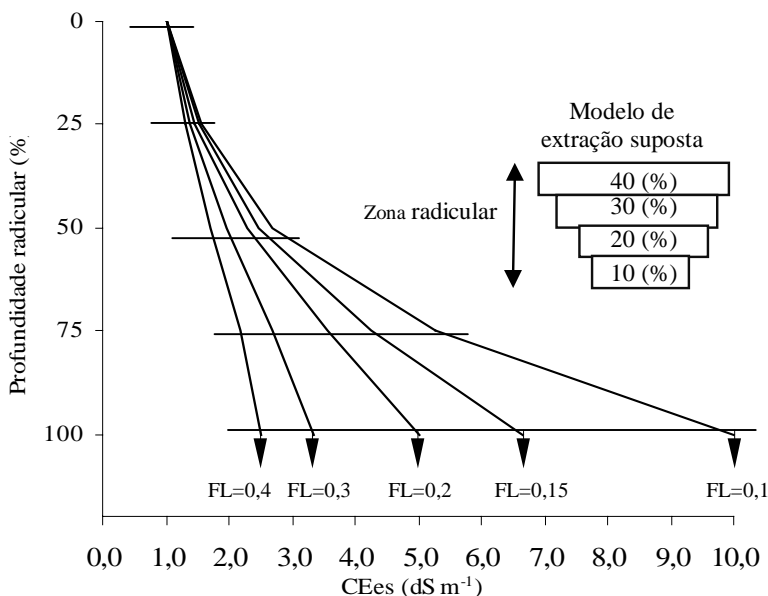


Figura 7.2 - Perfil de salinidade esperado resultante de irrigação a longo prazo com águas de $\text{CEai} = 1,0 \text{ dS m}^{-1}$ e várias frações de lixiviação.

7.4 - Relação salinidade - produção das culturas

À medida que vão sendo feitas experiências sobre os efeitos da salinidade nas plantas, aumentam os conhecimentos quantitativos sobre essa matéria e pouco a pouco vão avançando até o objetivo de poder expressar ditos efeitos por meio de fórmulas práticas. A questão é importante porque facilita diagnósticos mais concretos em solos salinos e porque permitirá quantificar uma série de valores de grande aplicação prática, como salinidade adequada do solo em relação aos

cultivos a implantar, doses necessárias para a lixiviação dos sais, tempo de lixiviação de um solo, etc.

Como em todo fenômeno em que são aplicados processos biológicos, a resposta dos cultivos à salinidade do solo é difícil de quantificar. A grande quantidade de circunstância que intervêm (fase da planta, clima, toxicidade dos distintos sais e um grande etc) obriga a aceitar somente como indicativo as cifras obtidas mediante experimentação em circunstâncias distintas, que muitas vezes além de serem desconhecidas porque seus autores não as descrevem. Entretanto, a dificuldade do assunto não tira a importância à informação quantitativa que vão sendo disponibilizada, sempre que se tenha o bom senso de não pretender uma concordância matemática entre o comportamento das plantas e os dados a respeito desse comportamento.

7.4.1 - Expressão de Tolerância à salinidade dos cultivos

Comumente a tolerância da salinidade de um cultivo se descreve como a perda de rendimento relativo em função da salinidade do solo. Para a maioria dos cultivos, esta função de resposta é sigmoideal, e os dados dos modelos não lineares (van Genuchten 1983) se ajustam melhor que na primeira função de resposta linear introduzido por Maas & Hoffman (1977). Uma expressão não - linear descrita por van Genuchten (1983) toma a forma seguinte:

$$Y_r = \frac{Y_m}{1 + \left(\frac{CE_{es}}{CE_{es_{50}}} \right)^p} \quad (7.13)$$

onde:

Y_r = rendimento relativo;

Y_m = rendimento máximo sob condições não estressantes;

CEes = salinidade média da zona radicular;

CEes₅₀ = salinidade média da zona radicular onde os rendimentos estão a 50% de Y_m;

P = constante empírica que depende do cultivo e das condições sob as quais se conduz o experimento.

Esta expressão é vantajosa na simulação de modelo de cultivo já que descreve precisamente a resposta de crescimento sigmoidal das plantas à salinidade (Maas 1990). Entretanto, não é tão útil como a função de resposta linear de Maas & Hoffman (1977) para prever diretivas gerais sobre a tolerância relativa de sal e/ou para assessorar as decisões de manejo das águas salinas. A função de resposta linear originalmente introduzida por Maas & Hoffman (1977) toma a seguinte forma:

$$Rr = 100 - b(CEes - a) \quad (7.14)$$

onde:

Rr = rendimento relativo expressado como percentagem,

CEes = média da condutividade elétrica do extrato saturado do solo na zona radicular do cultivo expressada em dS m⁻¹,

a = salinidade limiar de rendimento (dS m⁻¹) para um determinado cultivo,

b = pendente expressada em percentagem de rendimento por dS m⁻¹.

Esta equação pode ser representada graficamente conforme a Figura 7.3, expressando na ordenada os valores de Rr e na abscissa os valores da CEes. Como se pode ver, existe um primeiro trecho horizontal de comprimento "a" onde Rr = 100. Isto quer dizer que enquanto a CEes seja igual ou menor que "a" dS m⁻¹ (salinidade limiar da cultura, SL), o cultivo não experimenta diminuição nos

rendimentos por causa da salinidade. Por tanto, o parâmetro "a" pode ser definido como o valor limite da salinidade para cada cultivo. Em seguida vem o trecho reto inclinado e, na figura, com traço contínuo e que se prolonga até a ordenada correspondente a $R_r = 50\%$. Este trecho define os valores da salinidade A e B entre os quais um aumento da CEes dá lugar a uma diminuição de R_r diretamente proporcional. O trecho inclinado forma com a horizontal um ângulo cuja tangente é o parâmetro "b". Este parâmetro pode ser considerado como a relação entre as variáveis R_r e as salinidades, ou seja:

$$b = - \frac{\Delta R_r}{\Delta CEes} \quad (7.15)$$

onde o sinal de menos (-) indica que quando a CEes aumenta R_r diminui. Quanto maior for o valor de "b" mais rapidamente diminuirá Y_r .

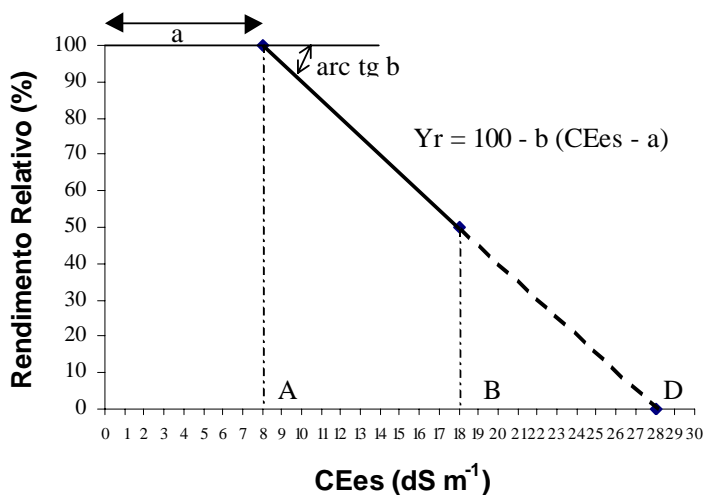


Figura 7.3 - Representação gráfica da equação de Maas & Hoffman

Finalmente, a partir do ponto correspondente a $R_r = 50\%$ a curva tem sua forma em traço descontinuo, até cortar o eixo das abscissas em um ponto D no qual o cultivo é totalmente inviável e a produção é nula.

A tolerância à salinidade de algumas culturas pode alcançar valores entre 8 e 10 vezes a tolerância de outras. A amplitude desta tolerância relativa permite maior uso das águas de salinidade moderada e aumenta a faixa aceitável das águas salinas consideradas adequadas para irrigação.

O conceito de tolerância relativa é muito útil para comparar e selecionar culturas, conforme apresentado na Tabela 7.3, e mostrado esquematicamente estes grupos na Figura 7.4.

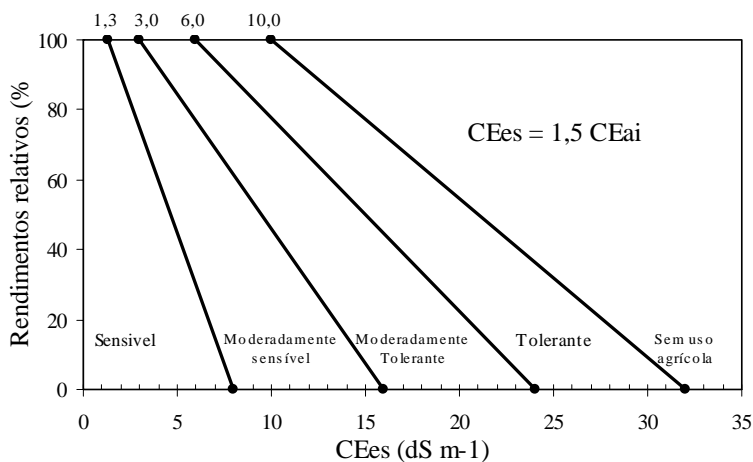


Figura 7.4 - Limite de tolerância relativa à salinidade das culturas (Maas, 1984)

Tentativas foram feitas no intuito de compreender como as plantas respondiam à falta de uniformidade dos perfis de salinidade que mudam através do tempo. Apesar da controvérsia considerável, a maioria da evidência indica que o crescimento do cultivo está relacionado mais estreitamente com a salinidade média da água do solo onde ocorre a maioria da extração de água do solo por parte da planta (Hoffman 1990). Visto que a densidade e profundidade da raiz muda através do tempo e a salinidade do solo muda no espaço e no tempo, é

compreensível que seja difícil modelar ou prever a resposta da planta a estas condições reais de cultivo.

7.4.1.1 - Valores dos parâmetros "a" e "b"

Aplicando-se a equação de Maas & Holfman (1977) à grande maioria dos dados recompilados por Ayers & Westcot (1987), temos calculados os valores dos parâmetros "a" e "b" para os distintos cultivos. Estes valores estão indicados na Tabela 7.3 onde, do mesmo modo, estão incluídos os valores reais de salinidade observados para diminuições na produção de 0, 10, 25, 50 e 100% (ou seja, para valores de Rr de 100, 90, 75, 50, y 0% respectivamente).

Há de ser advertido que para muitos cultivos (alguns cereais como trigo, arroz e cevada, hortaliças, beterraba, etc.), durante a germinação e primeira fase de plântula a resistência à salinidade é menor que nas fases seguintes. Os dados da Tabela 7.3 se referem a estas fases posteriores, do crescimento à maturação.

Uma vez que se dispõe dos valores dos parâmetros "a" e "b" a aplicação da equação de Maas & Hoffman pode ser de grande utilidade, como se mostra no exemplo 5.

Exemplo 5

Em uma zona de irrigação são obtidas as seguintes produções em solos sem problemas de salinidade:

Algodão	3.000 kg ha ⁻¹
Milho	6.800 kg ha ⁻¹

A análise de solo de uma parcela mostra que a CEes = 4 dS m⁻¹. Calcular as produções que seriam obtidas dos citados cultivos.

Tabela 7.3 - Tolerância à salinidade das culturas selecionadas e seu rendimento potencial em função da salinidade do solo ou da água¹

Cultivos	a	b	Rendimento Potencial ² (%)					Classe de resistência ⁴
			100	90	75	50	0 ³	
			CEes	CEes	CEes	CEes	CEes	
Extensivos								
Cevada (<i>Hordeum vulgare</i>) ⁵	8,0	5,00	8,0	10,0	13,0	18,0	28,0	T
Algodão (<i>Gossypium hirsutum</i>)	7,7	5,38	7,7	9,6	13,0	17,0	27,0	T
Beterraba açucareira (<i>Beta vulgaris</i>) ⁶	7,0	6,25	7,0	8,7	11,0	15,0	24,0	T
Sorgo (<i>Sorghum bicolor</i>)	6,8	16,13	6,8	7,4	8,4	9,9	13,0	MT
Trigo (<i>Triticum aestivum</i>) ^{5,7}	6,0	7,14	6,0	7,4	9,5	13,0	20,0	MT
Trigo duro (<i>Triticum turgidum</i>)	5,7	5,38	5,7	7,6	10,0	15,0	24,0	MT
Soja (<i>Glycine max</i>)	5,0	20,00	5,0	5,5	6,3	7,5	10,0	MT
Caupi (<i>Vigna unguiculata</i>)	4,9	11,90	4,9	5,7	7,0	9,1	13,0	MS
Arroz (<i>Oryza sativa</i>)	3,0	11,90	3,0	3,8	5,1	7,2	11,0	MS
Amendoim (<i>Arachis hypogaea</i>)	3,2	29,41	3,2	3,5	4,1	4,9	6,6	MS
Cana de Açúcar (<i>Saccharum officinarum</i>)	1,7	6,02	1,7	3,4	5,9	10,0	19,0	MS
Milho (<i>Zea mays</i>)	1,7	11,90	1,7	2,5	3,8	5,9	10,0	MS
Linho (<i>Linum usitatissimum</i>)	1,7	11,90	1,7	2,5	3,8	5,9	10,0	MS
Feijão-fava (<i>Vicia faba</i>)	1,6	9,62	1,5	2,6	4,2	6,8	12,0	MS
Feijão (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	1,0	19,23	1,0	1,5	2,3	3,6	6,3	MS
Hortícolas								
Abobrinha italiana "zucchini squash" (<i>Cucurbita pepo melopepo</i>)	4,1	8,47	4,1	5,8	7,4	10,0	15,0	MT
Beterraba (<i>Beta vulgaris</i>) ⁶	4,0	8,93	4,0	5,1	6,8	9,6	15,0	MT
Brócolis (<i>Brassica oleracea botrytis</i>)	2,8	9,26	2,8	3,9	5,5	8,2	14,0	MS
Tomateiro (<i>Lycopersicon esculentum</i>)	2,5	9,80	2,5	3,5	5,0	7,6	13,0	MS
Pepino (<i>Cucumis sativo</i>)	2,5	13,16	2,5	3,3	4,4	6,3	10,0	MS
Melão (<i>Cucumis melo</i>)	2,2	7,25	2,2	3,6	5,7	9,1	16,0	MS
Espinafre (<i>Spinacia oleracea</i>)	2,0	7,58	2,0	3,3	5,3	8,6	15,0	MS
Aipo (<i>Apium graveolens</i>)	1,8	6,17	1,8	3,4	5,8	9,9	18,0	MS
Repolho (<i>Brassica oleracea capitata</i>)	1,8	9,62	1,8	2,8	4,4	7,0	12,0	MS
Batata (<i>Solanum tuberosum</i>)	1,7	11,90	1,7	2,5	3,8	5,9	10,0	MS
Milho doce (<i>Zea mays</i>)	1,7	11,90	1,7	2,5	3,8	5,9	10,0	MS
Batata doce (<i>Ipomoea batatas</i>)	1,5	11,11	1,5	2,4	3,8	6,0	11,0	MS
Pimentão (<i>Capsicum annuum</i>)	1,5	13,89	1,5	2,2	3,3	5,1	8,6	ms
Alface (<i>Lactuca sativa</i>)	1,3	12,82	1,3	2,1	3,2	5,1	9,0	MS
Rabanete (<i>Raphanus sativus</i>)	1,2	13,16	1,2	2,0	3,1	5,0	8,9	MS
Cebola (<i>Allium cepa</i>)	1,2	16,13	1,2	1,8	2,8	4,3	7,4	S
Cenoura (<i>Daucus carota</i>)	1,0	13,89	1,0	1,7	2,8	4,6	8,1	S
Feijão-de-vagem (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	1,0	19,23	1,0	1,5	2,3	3,6	6,3	S
Nabo (<i>Brassica rapa</i>)	0,9	8,93	0,9	2,0	3,7	6,5	12,0	MS
Forrageiras								
Agropiro alto (<i>Agropyron elongatum</i>)	7,5	4,20	7,5	9,9	13,0	19,0	31,0	T
Agropiro crestado (<i>Agropyron cristatum</i>)	7,5	6,67	7,5	9,0	11,0	15,0	22,0	T
Capim-bermuda (<i>Cynodon dactylon</i>) ⁸	6,9	6,41	6,9	8,5	11,0	15,0	23,0	T
Cevada forrageira (<i>Hordeum vulgare</i>) ⁸	6,0	7,14	6,0	7,4	9,5	13,0	20,0	MT
Azavém (<i>Lolium perenne</i>)	5,6	7,58	5,6	6,9	8,9	12,0	19,0	MT
Comichão de folha-estrita ⁹ (<i>Lotus corniculatus tenuifolium</i>)	5,0	10,00	5,0	6,0	7,5	10,0	15,0	MT
Capim-doce (<i>Phalaris tuberosa</i>)	4,6	7,69	4,6	5,9	7,9	11,0	18,0	MT
Festuca alta (<i>Festuca elatior</i>)	3,9	6,17	3,9	5,5	7,8	12,0	20,0	MT
Agropiro (<i>Agropyron desertorum</i>)	3,5	4,00	3,5	6,0	9,8	16,0	28,0	MT
Ervilhaca (<i>vicia angustifolia</i>)	3,0	10,87	3,0	3,9	5,3	7,6	12,0	MS
Capim-sudão (<i>Sorghum sudanense</i>)	2,8	4,31	2,8	5,1	8,6	14,0	26,0	MT
Elimo (<i>Elimus triticoides</i>)	2,7	6,02	2,7	4,4	6,9	11,0	19,0	MS
Caupi (<i>Vigna unguiculata</i>)	2,3	19,23	2,3	3,4	4,8	7,1	12,0	MS
Comichão-dos-pântanos (<i>Lotus uliginosus</i>)	2,3	19,23	2,3	2,8	3,6	4,9	7,6	MS
Sesbânia (<i>Sesbania exaltata</i>)	2,3	7,04	2,3	3,7	5,9	9,4	17,0	MS

Continuação da Tabela 7.3

Cultivos	a	b	Rendimento Potencial ² (%)					Classe de resistência ⁴	
			100	90	75	50	0 ³		
			CEes	CEes	CEes	CEes	CEes		
Forrageira									
Esfirofisa (<i>Sphaerophysa salsula</i>)	2,2	7,04	2,2	3,6	5,8	9,3	16,0	MS	
Alfafa (<i>Medicago sativa</i>)	2,0	7,35	2,0	3,4	5,4	8,8	16,0	MS	
Capim mimoso (<i>Eragrostis sp.</i>) ¹⁰	2,0	8,33	2,0	3,2	5,0	8,0	14,0	MS	
Milho forrageiro (<i>Zea mays</i>)	1,8	7,35	1,8	3,2	5,2	8,6	15,0	MS	
Trevo-de-alexandria (<i>Trifolium alexandricum</i>)	1,5	19,23	1,5	3,2	5,9	10,0	19,0	MS	
Capim dos pomares (<i>Dactylis glomerata</i>)	1,5	6,17	1,5	3,1	5,5	9,6	18,0	MS	
"Medium foxtail" (<i>Alopecurus pratensis</i>)	1,5	9,62	1,5	2,5	4,1	6,7	12,0	MS	
Trevo-vermelho (<i>Trifolium pratensis</i>)	1,5	11,90	1,5	2,3	3,6	5,7	9,8	MS	
Trevo-híbrido (<i>Trifolium hybridum</i>)	1,5	11,90	1,5	2,3	3,6	5,7	9,8	MS	
Trevo-branco (<i>Trifolium repens</i>)	1,5	11,90	1,5	2,3	3,6	5,7	9,8	MS	
Trevo-moranginho (<i>Trifolium fragiferum</i>)	1,5	11,90	1,5	2,3	3,6	5,7	9,8	MS	
Fruteiras¹¹									
Tamareira (<i>Phoenix dactylifera</i>)	4,0	4,5	4,0	6,8	11,0	18,0	32,0	T	
Romã (<i>Punica granatum</i>)	}	2,7	8,77	2,7	3,8	5,5	8,4	14,0	MT
Figueira (<i>Ficus carica</i>)									
Azeitona (<i>Olea europea</i>)									
Pomelo, Grape-fruit (<i>Citrus paradisi</i>) ¹²	1,8	16,13	1,8	2,4	3,4	4,9	8,0	S	
Pereira (<i>Pyrus communis</i>)	}	1,7	16,13	1,7	2,4	3,3	4,8	8,0	S
Macieira (<i>Malus sylvestris</i>)									
Laranjeira (<i>Citrus senesis</i>)									
Limoeiro (<i>Citrus limon</i>)	}	1,7	16,13	1,7	2,4	3,3	4,8	8,0	S
Nogueira (<i>Juglan regia</i>)									
Pessegueiro (<i>Prunus persica</i>)									
Damasqueiro (<i>Pyrus ameniaca</i>) ¹²	1,6	23,81	1,6	2,0	2,6	3,7	5,8	S	
Videira (<i>Vitis sp.</i>)	1,5	9,62	1,5	2,5	4,1	6,7	12,0	MS	
Amendoeira (<i>Prunus dulcis</i>) ¹²	1,5	19,23	1,5	2,0	2,8	4,1	6,8	S	
Amexieira (<i>Prunus domestica</i>) ¹²	1,5	17,86	1,5	2,1	2,9	4,3	7,1	S	
Amoreira-preta (<i>Rubus sp.</i>)	1,5	21,74	1,5	2,0	2,6	3,8	6,0	S	
Amoreira (<i>Rubus ursinus</i>)	1,5	21,74	1,5	2,0	2,6	3,8	6,0	S	
Abacate (<i>Persea americana</i>)	1,3	20,83	1,3	1,8	2,5	3,7	6,0	S	
Framboesa (<i>Rubus idoeus</i>)	1,0	22,73	1,0	1,4	2,1	3,2	5,5	S	
Morangueiro (<i>Fragaria sp.</i>)	1,0	33,33	1,0	1,3	1,8	2,5	4,0	S	

1. Fonte: Adaptado de Maas & Hoffman (1977), Maas (1984), Pizarro (1996) e Ulzurrun (1996). Os valores devem ser considerados apenas como de tolerância relativa entre os grupos de culturas. Os valores de tolerância absoluta variam com o clima, condições de solo e práticas culturais. Nos solos com alto teor de gesso, as plantas podem tolerar aproximadamente 2,0 dS m⁻¹ de salinidade do solo (CEes) acima dos valores de tolerância indicados. No entanto, a salinidade da água permanece igual à CEes dividida por 1,5.

2. CEes, significa salinidade da zona radicular medida em condutividade elétrica no extrato de saturação do solo expressa em dS m⁻¹. A relação entre salinidade do solo e da água (CEes = 1,5 CEai) supõe fração de lixiviação equivalente a 15 - 20% e um modelo de uso de água 40-30-20-10 (padrão de extração normal). Estas suposições foram usadas para desenvolver as diretrizes da Tabela 3.2.

3. O rendimento potencial zero implica a salinidade máxima teórica (CEes), com a qual cessa o crescimento e desenvolvimento da planta.

4. Classificação de tolerância relativa: Tolerante (T), Moderadamente tolerante (MT), Moderadamente sensível (MS) e Sensível (S).

5. Cevada e trigo são menos tolerantes durante a germinação e o estágio de plântula; CEes não deve ultrapassar 4 - 5 dS m⁻¹ na camada arável do solo durante este período.

6. Beterraba é mais sensível durante a germinação. CEes não deve ultrapassar 3 dS m⁻¹ nesta fase para as beterrabas ornamentais e açucareiras.

7. As cultivares desenvolvidas comercialmente e que são mais precoces, podem ser menos tolerantes.

8. Tolerância reportada é a média de várias variedades de capim-bermuda. As cultivares "Sunnanee" e "Coastal" são cerca de 20% mais tolerantes enquanto que as cultivares "comum" e "Greenfield" são 20% menos tolerantes.

9. O trevo de folha larga parece menos tolerante em comparação com o trevo de folha estreita.

10. Tolerância reportada é uma média para "Boer", "Wilman", "Sand" e "Weeping". A "Lehman" parece ser 50% mais tolerante.

11. Esses dados são aplicáveis quando os porta-enxertos usados não acumulam Na⁺ ou Cl⁻ rapidamente ou quando esses íons não predominam no solo. Se um desses íons predominar, ver a discussão sobre toxicidade no Capítulo 3, Seção 3.3.

12. A avaliação da tolerância é baseada no crescimento da árvore e não sobre seus rendimentos.

Aplicando-se:

$$Rr = 100 - b(CEes - a) \leq 100$$

$$Rr_{\text{algodão}} = 100 - 5,38(4 - 7,7) = 119,9\%$$

$$Rr_{\text{milho}} = 100 - 11,90(4 - 1,7) = 72,6\%$$

Considerando que a CEes é menor que a salinidade limiar do algodão ($a = SL$), a diferença entre a CEes e "a" é negativa e, conseqüentemente, o produto por "b" é positivo, resultando no "aumento" da produtividade esperada. Como esta já é a máxima alcançada pelo algodão naquelas condições, a produtividade esperada seria de 3.000 kg ha⁻¹. Quanto ao milho, cuja salinidade limiar é menor que a CEes, haveria uma redução da produtividade em 27,4%, sendo o valor obtido de 4.937 kg ha⁻¹.

Exemplo 6

Um solo apresenta uma salinidade de CEes = 12 dS m⁻¹. Calcular até que nível deverá ser rebaixada a salinidade para que não sejam produzidas perdas superiores a 15% nos seguintes cultivos: beterraba, trigo, soja, sorgo e alfafa.

Partindo-se da Equação 7.11 se obtém:

$$CEes = \frac{100 - Rr}{b} + a \quad (7.16)$$

Uma perda de 15% equivale a um valor de $Rr = 85\%$, com o que a Eq. 7.13 fica:

$$CEes = \frac{15}{b} + a$$

daí:

Cultivo	a	b	CEes (dS m ⁻¹)
Beterraba	7	6,25	9,40
Trigo	6	7,14	8,10
Soja	5	20,00	5,75
Sorgo	4	7,14	6,10
Alfafa	2	7,35	4,04

Se adota o valor correspondente ao cultivo mais exigente, a alfafa, que necessita que a salinidade descenda até $4,04 \text{ dS m}^{-1}$.

7.5 – Requerimento de lixiviação para controle de salinidade

Define-se o requerimento de lixiviação (RL) de uma água para irrigação de um cultivo, como a fração de lixiviação mínima necessária para manter um nível de salinidade no solo abaixo do nível de salinidade limiar que produza a redução de rendimentos de dito cultivo. A quantidade de lixiviação requerida depende do cultivo, da salinidade da água da irrigação, características do solo, clima, e manejo da cultura (Hoffman, 1990; Rooades, 2000). Por tanto, dependendo do cultivo e da salinidade da água, uma fração da água que infiltra na superfície do solo deve desaguar por debaixo da zona radicular (i e. fração de lixiviação). A forma simples de requerimento de lixiviação (RL) pode se escrever como:

$$RL = \frac{V_{ad}}{V_{ai}} = \frac{P_{ad}}{P_{ai}} = \frac{CE_{ai}}{CE_{ad}} \quad (7.17)$$

onde V_{ai} e V_{ad} , P_{ai} e P_{ad} , e CE_{ai} e CE_{ad} são os volumes, as profundidades e as condutividades elétrica da água de irrigação e de drenagem respectivamente. Conceitualmente a fração de lixiviação é importante e, praticamente, é difícil de medir (Rhoades 1994). A dificuldade de medir V_{ad} é mais óbvia, haja vista que se estima com base na evapotranspiração estimada, infiltração de água e propriedades de retenção de água no solo. Estas estimativas só introduzem erros e a incerteza do valor numérico da FL desejada. Ademais, o conceito de fração de lixiviação tão pouco leva em conta o tempo que tarda a água para entrar na superfície do solo e sair da zona radicular e que depende das características de infiltração de água nesse solo e da profundidade da zona radicular.

Rhoades (1974) supõe que as plantas respondem ao conteúdo médio de sais no perfil.

$$CE_{es} = K * \frac{CE_{zr} + CE_{ss}}{2} \quad (7.18)$$

sendo:

CE_{zr} = condutividade elétrica do extrato saturado na parte inferior da zona explorada pelas raízes.

CE_{ss} = condutividade elétrica do extrato saturado na superfície da zona explorada pelas raízes.

K = constante empírica que vale 0,8.

CE_{es} = condutividade elétrica média do extrato saturado médio da zona radicular.

Assumindo que o conteúdo de umidade em saturação é o dobro que a capacidade de campo $\left(\frac{\theta_{sat}}{\theta_{cc}} = 2\right)$, afirmação que não é de todo certa já que varia a relação de 1,8 a 3,0 dependendo do solo (Shalhevet & Reiniger, 1964), se deduz:

$$CE_{ss} = CE_{ai}; \quad CE_{zr} = \frac{CE_{ad}}{2}; \quad (7.19)$$

substituindo na equação 7.11

$$CE_{ad} = 5CE_{es} - 2CE_{ai} \quad (7.20)$$

substituindo em (7.4), temos:

$$FL = RL = \frac{CE_{ai}}{CE_{ad}} = \frac{CE_{ai}}{5CE_{es} - 2CE_{ai}} \quad (7.21)$$

Quando se seleciona a CE_{es} para a salinidade que produza uma perda de rendimento tolerável de 10%, obtém-se:

$$RL = \frac{CE_{ai}}{5CE_{es} - CE_{ai}} \quad (7.22)$$

Vermeiren & Jobling, (1986) experimentalmente comprovaram que o volume mínimo necessário para a lixiviação com irrigação localizada de alta frequência e com água de $CE_{ai} = 2,2 \text{ dS m}^{-1}$ é em torno de 5 % das necessidades totais para o trigo e o sorgo e entre 10 e 15 % para a alface.

Na ausência de dados, Vermeiren & Jobling (1986) sugeriram utilizar a seguinte relação para irrigação localizada de alta frequência:

$$FL_{\min} = \frac{CE_{ai}}{2 * CE_e \text{ max}} \quad (7.23)$$

onde:

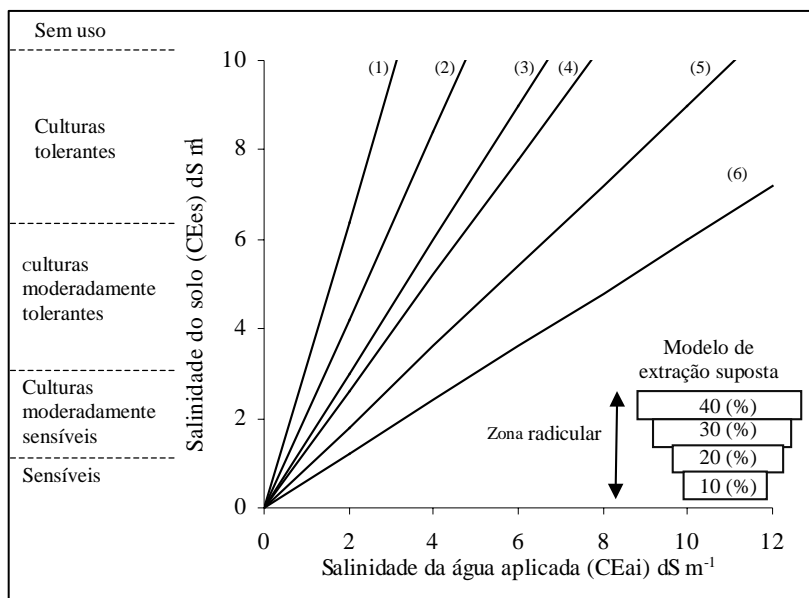
FL_{\min} = fração mínima de lixiviação necessária em irrigação freqüente.

CE_{ai} = condutividade elétrica calculada depois da análise de água em dS m^{-1}

$CE_{es} \text{ max.}$ = condutividade elétrica máxima do extrato de solo saturado que permite ao cultivo se abastecer de água a um nível de demanda igual a ET_c

O requerimento de lixiviação para distintos grupos de cultura, pode estimar-se através da Figura 7.3 e/ou utilizando-se a Tabela 7.4. Nesta figura considera-se que o RL é equivalente à fração de lixiviação da Equação 7.4 ($RL = FL$) e que o rendimento potencial é 100%.

Para culturas específicas e aproximações mais exatas do RL pode-se utilizar a Equação 7.17. O valor da CEes para determinada cultura e o rendimento potencial obtém-se na Tabela 7.3. Recomenda-se que nos cálculos com a Equação 7.17, utilizem-se os valores de CEes correspondentes ao potencial de salinidade moderada a alta ($CE_{ai} > 1,5 \text{ dS m}^{-1}$), selecione-se o valor da CEes correspondente ao potencial de 100%, já que o controle da salinidade é decisivo para se obter bons rendimentos.



- (1) - FL = 0,05 e CEes = 3,2 x CEai
 (2) - FL = 0,10 e CEes = 2,1 x CEai
 (3) - FL = 0,15 e CEes = 1,5 x CEai
 (4) - FL = 0,20 e CEes = 1,3 x CEai
 (5) - FL = 0,40 e CEes = 0,9 x CEai
 (6) - FL = 0,80 e CEes = 0,6 x CEai

Figura 7.3 - Efeito da salinidade da água de irrigação (CEai) sobre a salinidade média do solo (CEes) na zona radicular, para várias frações de lixiviação

7.6 – Seleção dos cultivos.

Para Grattan & Rhoades (1990), as características mais desejáveis na seleção de um cultivo para irrigação com água salina são: (1) alta comercialização; (2) valor econômico alto; (3) facilidade de manejo; (4) tolerância a sais e íons específicos; (5) capacidade para manter qualidade sob condições salinas; (6) baixa capacidade de acumular traços de elementos; e (7) compatibilidade em uma rotação de cultivo.

Entretanto, nenhuma cultura se sobressai em todas estas categorias. O valor econômico pela área de cultivo, por exemplo, geralmente se correlaciona

negativamente com a tolerância à salinidade da cultura (Grattan & Rhoades, 1990), e muitas culturas de alto valor (p. ex., pêssego, ameixa, citros) são sensíveis a íons específicos. Não obstante, o produtor deve equilibrar todos estes fatores e selecionar culturas com essas qualidades que são muito desejáveis para um conjunto determinado de condições.

Capítulo 8

IRRIGAÇÃO COM ÁGUAS SALINAS

A produção de cultivo em regiões áridas e semi-áridas do mundo depende de um abastecimento adequado de água de qualidade apropriada. Em áreas de agricultura irrigada, onde frequentemente há escassez de água para irrigação, se dá ênfases, comumente, a métodos para aumentar a quantidade de água (p. ex., utilização de água de drenagem Grattan & Rhoades, 1990; ou de água subterrânea; Howitt & M'Marete, 1991), em lugar de considerar, se as demandas de água postas sobre tais regiões áridas têm sido demasiado altas para assegurar um abastecimento a longo prazo confiável. Em muitas regiões áridas da Austrália, do Egito, da Índia, de Israel, dos Estados Unidos e da União Soviética são necessários o desenvolvimento de novos abastecimentos de água de irrigação para manter um abastecimento alimentício estável. A fim de aumentar os recurso de água, o país ou a região deve ser capaz de utilizar águas de má qualidade. As possíveis fontes são as águas que se perdem nos canais das terras irrigadas ou dos tubos de drenagem e águas que estão presentes em lençóis subterrâneos pouco profundos.

A estratégia de uso destas águas está em pressupor duas fontes de água: uma de boa qualidade (não salina) e outra de mais pobre qualidade (salina), ainda que não é necessário que estejam disponíveis simultaneamente durante todo o ano ou toda a temporada.

Diversos cientistas (Rhoades 1977, 1984, 1987; Meiri et al. 1986; Ayars et al. 1986a e b; Rains et al. 1987; Grattan et al. 1987; Grattan & Rhoades, 1990,

Grattan, 1994; Shennan et al. 1987; Rhoades et al. 1989), chegaram à conclusão de que o uso de água salina para a irrigação é factível, especialmente quando as águas se alternam ou se misturam com o aporte de água de boa qualidade.

Cita-se, como exemplo particular, o caso da Espanha, na bacia mediterrânea, onde grande parte dos cultivos necessita aporte de quantidades complementares de água durante o período seco. Devido ao forte apoio público mediante a criação de infra-estrutura de regularização e transporte da água, e em muitos casos à promoção pública das irrigações, assim como uma alta subvenção do preço da água, unidos à alta rentabilidade da irrigação para o agricultor, proporcionou um rápido aumento das área irrigadas espanholas desde a década dos anos 50 (Corominas Masip, 1996), passando de 1.500.000 para 3.344.637 ha em 1996 (MAPA, 1999).

Entretanto, a origem da água para abastecer à irrigação se distribui assim: 2.262.893 ha com águas superficiais, 942.244 ha com águas subterrâneas (destas 418.890 ha se encontram sobre unidades hidrogeológicas super exploradas), 98.493 ha com águas de transposição, 23.799 ha com águas de retornos, 16.664 ha com águas depuradas e 544 ha com águas dessalinizadas. É dizer, mais de um milhão de hectares na Espanha são irrigadas com água de qualidade duvidosa.

No Brasil, especificamente no Nordeste, as águas usadas na irrigação são provenientes de rios, açudes, apresentando, com algumas exceções, valores de CE abaixo de $0,75 \text{ dS m}^{-1}$ e para o percentual de sódio valores abaixo de 60%. São consideradas de boa qualidade e não deveriam ocasionar maiores problemas para a irrigação sob condições adequadas de manejo. Todavia, em decorrência do inadequado balanço de sais comumente verificado, observa-se uma gradativa salinização do perfil irrigado e progressivo aumento das áreas problemas.

8.1 – Uso potencial de água salina para irrigação

Os problemas de salinidade e seus impactos sobre a agricultura das terras áridas são reconhecidos ao longo do tempo. Entretanto, somente a partir da metade do século passado, cientistas e engenheiros têm dedicado suas carreiras a estudar a salinidade em relação com os fatores físicos, químicos, biológicos e os fatores de gestão que afetam os solos, a água e as plantas. Por conseguinte, se sabe muito agora sobre aspectos específicos de salinidade (p. ex., os efeitos físicos e químicos sobre o solo, os efeitos fisiológicos sobre as plantas, e tolerância ao sal dos cultivos), porém, para Grattan, (1994), prever o rendimento relativo de um cultivo em relação com a qualidade da água, ou do solo, ou do clima, e a gestão é difícil. Isto não é surpreendente já que a planta, o solo, e os fatores atmosféricos mudam através do tempo e a tolerância ao sal do cultivo pode variar dependendo da sua idade, das condições de solo, da temperatura, da umidade e da contaminação do ar (Maas 1990).

8.2 Evidencia histórica

Os estudos ou práticas que se tem efetuado em muitas regiões áridas do mundo tem demonstrado que águas, classificadas como demasiado salinas para o uso agrícola, têm sido usadas com êxito para irrigar muitos cultivos anuais (Rhoades et al. 1988). Pillsbury & Blaney (1996) recomendaram que o limite superior para a água de irrigação deveria ter uma condutividade elétrica (CE_{ai}) de 7,5 dS m⁻¹ (cerca de 4.800 mg L⁻¹ de TSD). Com base em uma pesquisa sobre projetos de irrigação que usam água salina, em todo mundo, Shalhevet & Kamburov (1976) concluíram que a água poderia chegar a ter valor de salinidade de 6.000 mg L⁻¹ de TSD. Willardson et al. (1997), referindo-se ao cultivo da cevada, afirmaram que a

cultura não sofre diminuições no rendimento se a condutividade elétrica do extrato de saturação do solo não superar aos $8,0 \text{ dS m}^{-1}$, ou se a condutividade elétrica da água de irrigação não superar aos $5,3 \text{ dS m}^{-1}$, ou ainda se a salinidade máxima da água da zona radicular é menor que 56 dS m^{-1} . Por sua vez, Epstein & Norlyn (1977), informaram que algumas variedades de cevada eram capazes de crescer e reproduzir se irrigadas com água do Oceano Pacífico.

No Vale Pecos, no Texas, água com valores médios de 2.500 mg L^{-1} de TSD são usadas como água de irrigação durante décadas (Moore & Hefner, 1976). Segundo (Miles, 1977) a alfafa, o sorgo e o trigo têm se desenvolvido no Vale de Arkansas no Colorado com água que contem 1.500 mg L^{-1} a 5.000 mg L^{-1} de TSD. Hardan (1976) diz que no Iraque os pereirais têm se desenvolvido com água que chega até 4.000 mg L^{-1} sem perdas no rendimento. Em Israel, plantas de algodão crescem comercialmente com águas de 4.6 dS m^{-1} de condutividade elétrica (cerca de 3.000 mg L^{-1} de TSD), segundo Frenkel & Shainberg (1975) e Keren & Shainberg (1978), enquanto na região de Uzbequistão, na Rússia, a irrigação de algodoeiro utilizando-se água de drenagem com TSD entre 5.000 a 6.000 mg L^{-1} , vem tendo êxito há muitos anos (Bressler, 1979).

Ainda quando os rendimentos destes cultivo, nestes casos, não podem ser máximos, proporcionam um bom retorno econômico. A CE destas águas está em muitos casos bastante longe da CE máxima (CE_{ai} limite), ainda que um cultivo particular pode tolerar e manter rendimentos ótimos, em diversas suposições relativas de manejo da água e ao comportamento do cultivo.

Pouco se conhece sobre a utilização de água salina para a irrigação de cultivos perenes. Primeiro: é difícil estudar cultivos perenes já que os efeitos da irrigação com água salina aplicada 1 a 2 anos podem aparecer em anos subsequentes

(Grattan 1994). Ademais, é difícil avaliar a resposta da árvore à salinidade, considerando as mudanças no perfil da salinidade, períodos latentes, e mudanças estacionais das condições climáticas (temperatura, umidade, precipitação, e demanda da evaporação). Segundo: muitos cultivos perenes, particularmente árvores trepadeiras, são suscetíveis à toxicidade do boro, sódio e cloro. Ainda que, o sistema radicular seja efetivo em controlar a quantidade de elementos tóxicos no enxerto, podem aparecer necroses sobre as pontas e margens das folhas assim como também em outros tecidos depois da acumulação destes elementos durante vários anos. Se o problema chega a ser mais agudo, pode ocorrer uma redução do tamanho das folhas e reduzir o rendimento do cultivo acima do previsível devido exclusivamente a efeitos osmóticos.

8.3 – Alternativas de uso

As alternativas para o uso de água de drenagem são três: (1) Uso direto da água de drenagem para a irrigação sem a diluição; (2) Uso alternado de água de drenagem e água de irrigação, também chamada de estratégia cíclica; e (3) Mistura natural ou contínua de água de irrigação e água de drenagem, resultando em uma água com uma qualidade mais baixa que a água de irrigação, porém não prejudicial para o cultivo que está sendo irrigado.

Se a água de drenagem é demasiado salina para qualquer tipo de uso, deve-se simplesmente dispor de um sumidouro de sal aceitável com respeito ao meio ambiente (Willadsoni et al. 1997). O oceano pode aceitar água salina de drenagem em qualquer volume, porém as áreas interiores e fechadas dos vales às vezes requerem lagoas de evaporação especificamente desenhadas para a eliminação de água de drenagem altamente salina (Tanji & Dahlgren, 1990).

8.3.1 - Uso direto da água de drenagem

A utilização da água de drenagem para irrigação está diretamente relacionada a sua qualidade. Se a água de drenagem é de boa qualidade, é dizer se a água não contém altas concentrações de sais ou íons tóxicos, pode simplesmente ser tratada como água de irrigação de baixa qualidade. Pode ser usada para irrigar os cultivos tolerantes à salinidade sem medo de danos ao cultivo ou ao solo. Como o uso consuntivo de água pelas plantas - evaporação direta mais transpiração - diminui o volume de água de drenagem sem reduzir o conteúdo de sal, a concentração de sal na água restante continuará aumentando, sendo muitas vezes necessário efetuar a descarregar da água do sistema para impedir o continuado aumento de sais na água e a conseqüente salinização do solo. Em alguns casos, a água de drenagem pode ser reciclada três ou mais vezes sem exceder à tolerância de sal dos cultivos.

8.3.2 - Uso intermitente ou estratégia cíclica

Onde as instalações para a armazenagem de água doce a longo prazo são disponíveis, pode ser possível alternar o uso da água salina de drenagem e água de boa qualidade (água doce), para a irrigação dos cultivos. Algumas plantas são particularmente sensíveis ao sal na fase de semeadura e na germinação, sendo assim não podem ser irrigadas com água salina. Neste caso, se há água doce disponível para a irrigação durante a germinação, uma vez que as plantas estejam com o sistema radicular estabelecido, podem ser irrigadas com água de drenagem mais salina (Rhoades et al. 1989). A água doce pode novamente ser usada no final da temporada de crescimento para eliminar quaisquer sais excessivos acumulados na zona superior da raiz para que o próximo cultivo germine sem dificuldade.

A estratégia cíclica proposta e provada por Rhoades (1984 e 1987), é apresentada a seguir:

1. Desenvolvimento de um plano de rotação de cultivos fazendo uso de um cultivo tolerante a sal e de cultivos moderadamente sensíveis. Os cultivos moderadamente sensíveis a sal podem ser incluídos na rotação na transição da salinidade do perfil do solo.

2. Uso de pelo menos duas fontes de água de irrigação. Uma tem que ser de água de alta qualidade, ou seja, baixo conteúdo de sais. As outras podem ter mais altos TSD. As fontes possíveis incluem águas salinas de poço ou água de drenagem. As águas salinas nunca se misturariam com a água de alta qualidade antes da irrigação.

3. Desenvolvimento de um plano de irrigação para a completa rotação do cultivo, com base na tolerância do cultivo à salinidade, sensibilidade à salinidade nos diversos estádios de crescimento específico, e a salinidade da água de irrigação; Uso de água não salina para pré-plantação e as primeiras irrigações dos cultivos tolerantes à salinidade e todas as irrigações dos cultivos moderadamente sensíveis à salinidade; Irrigar os cultivos tolerantes à salinidade com a água salina depois de alcançada uma etapa de crescimento tolerante à salinidade.

Depois do desenvolvimento de um cultivo tolerante à salinidade irrigado com água de salinidade baixa, com certeza a porção superior do perfil do solo é suficiente para estabelecer o cultivo sensível. As irrigações seguintes, durante o resto da temporada, movem os sais anteriormente acumulados para a parte baixa do perfil do solo, abaixo da zona radicular.

Este uso cíclico, água de alta qualidade e água salina, pode se repetir novamente e novamente, se certas propriedades físicas do solo relativo à terras cultiváveis e permeabilidade possam ser mantidas a longo prazo.

Os estudos de campo levados por Rhoades et al. (1984, 1987) tem mostrado que a estratégia cíclica é viável. Num estudo de sete anos, o algodão cresceu durante cinco anos consecutivos no vale de San Joaquim, na Califórnia, usando águas de irrigação de duas diferentes salinidades. Usou-se água do aqueduto Califórnia (300 mg L^{-1} de TSD) para irrigar o algodão até que se estabeleceram as sementes. O resto das irrigações foram realizadas com água de drenagem que continha 6.000 mg L^{-1} de TSD e 6 mg L^{-1} de boro. O trigo cresceu depois com o uso da água de aqueduto para recuperação.

Rhoades et al. (1988) delinearum um segundo estudo mais extensivo sobre um campo comercial de 20 ha dentro do vale Imperial, Califórnia. O objetivo foi para provar a estratégia cíclica sobre dois cultivos modelos. O primeiro foi uma rotação de trigo, beterraba e melão. Foi usada água do Rio Colorado (900 mg L^{-1} de TSD) para irrigar os melões e para a pré-semeadura e as primeiras irrigações de trigo e beterraba. Para as demais irrigações foi usada água de drenagem do Rio Álamo (3.500 mg L^{-1} TSD). A rotação de dois anos se repetiu uma segunda vez. Os rendimentos de trigo e beterraba não se reduziram, inclusive com aporte de água de drenagem de até 75% na água de irrigação. Os rendimentos seguintes de melão tão pouco se reduziram.

O segundo modelo de cultivo provado foi uma rotação de quatro anos: dois anos com cultivos algodão/trigo, seguido por dois anos de alfafa. Somente foi utilizada água de drenagem sobre o algodão depois que se estabeleceram as sementeiras. Para as demais irrigações se utilizou a água do rio Colorado. Neste

modelo de cultivo, não se produziu nenhuma perda importante de rendimento para nenhum cultivo desenvolvido com a estratégia cíclica. Entretanto, a qualidade dos cultivos melhorou freqüentemente com o uso de água salina de drenagem.

Em outro estudo se levou a cabo no Vale de São Joaquim por Ayars et al. (1986a e b), foi utilizada a irrigação por gotejamento durante três anos consecutivos para aplicar água de drenagem ($CE_{ad} = 8.0 \text{ dS m}^{-1}$) ao algodão depois do estabelecimento do cultivo. Depois se realizou um cultivo de trigo e se irrigou somente com água de boa qualidade. A beterraba foi plantada depois do trigo e foi irrigada com água de drenagem depois do estabelecimento normal. Os rendimentos baixos nestas condições foram iguais aos obtidos quando se irrigou continuamente com água de boa qualidade.

Shennan et al. (1987) repetidamente testaram uma estratégia de irrigação cíclica modificada sobre uma rotação de cultivo que consiste em dois anos de algodão seguido de tomate para industria. Foi aplicada água salina de drenagem ($CE_{ad} = 7.9 \text{ dS m}^{-1}$) ao cultivo de tomate para industria, moderadamente sensível à salinidade, até um estágio de crescimento relativamente tolerante para melhorar a qualidade da fruta, por exemplo, sólidos solúveis. Usou-se água de alta qualidade para a reciclagem dos cultivos seguintes de algodão. Grattan et al. (1987) observaram que se mantinha a melhora do rendimento e da qualidade em curto prazo do tomate em estudo, em que a água de drenagem, aplicada depois da primeira flor, aportava por cima de 65% dos requerimentos de água de irrigação. Pasternak et al. (1986) encontraram que os sólidos solúveis do tomate aumentavam com o uso de água salobre ($CE = 7,5 \text{ dS m}^{-1}$), porém que os rendimentos se reduziam cerca de 30% quando se aplicou água salina depois da quarta ou da décima primeira folha. Rhoades et al. (1988) observaram que o uso

de água de drenagem para a irrigação melhorou a qualidade do trigo, melão e alfafa.

Uma vantagem da estratégia cíclica é que o estado de equilíbrio de sais, no perfil do solo, nunca é alcançado. Este comportamento ocorre porque a qualidade da água de irrigação muda através do tempo (Grattan & Rhoades, 1990). A lixiviação intermitente que tem lugar sob esta estratégia pode ser mais efetiva para lixiviar sais que as estratégias contínuas de lixiviação, que impõem frações de lixiviação em cada irrigação (Shalhevet 1984). Outra vantagem desta estratégia é que não é necessário dispor de uma estrutura para misturar águas de qualidades diferentes.

8.3.3 – Mistura natural ou contínua

Em áreas áridas, os arroyos perenes se situam, comumente, nas partes baixas de um vale capitando as águas de chuva, como um grande canal de drenagem a céu aberto. Willadsoni et al (1997) citam o rio Colorado nos Estados Unidos Ocidental como um bom exemplo dos arroyos atuando como abastecimento de água e como deságüe para a bacia. Segundo eles, as cheias dos rios nas montanhas rochosas altas se alimentam do degelo. A água fluvial é inicialmente de altíssima qualidade. No avanço rio abaixo, este atravessa vales aluviais onde a água subterrânea, resultante das precipitações locais, infiltra-se no canal fluvial, carreando os sais adquiridos do solo. Estes são levados ao rio e, conseqüentemente, diminuem a qualidade da água. Se os vales aluviais são também irrigados com água obtida fora do rio, as plantas consomem parte da água e concentram o sal na água restante, que, também, entra no sistema de água subterrânea e retorna ao rio. Como o próximo vale rio abaixo deve usar a água do

rio como único abastecimento, esta água de drenagem oriunda do vale do rio acima, que se misturou naturalmente com a água fluvial não desviada, é usada naturalmente, desta feita carregando os sais adquirido durante o percurso. Inclusive, antes da irrigação, se desenvolve no rio Colorado a vegetação madura usando tanto água do rio como água subterrânea do vale para que qualquer água que flua ao rio ao longo de seu curso seja água de drenagem realmente natural.

Willadsoni et al. 1997 dizem que o uso da água de drenagem pode ser considerada como um fenômeno que ocorre na natureza, com ou sem a intervenção do homem. Quando a água é desviada para o uso doméstico, industrial, ou agrícola, a qualidade das correntes de retorno ao sistema hidrológico será mais baixa que a da água desviadas e também ocorrerá o uso natural.

A mistura de água de distintas qualidades se pode realizar antes ou no momento da irrigação. A mistura consiste em combinar duas águas de qualidades diferentes para obter uma água apropriada para a irrigação, de forma que, ao menos uma das águas tenha poucos sais, enquanto que a outra pode ser salina dentro de limites (menos de 6.000 mg L^{-1} TSD), segundo Grattan & Rhoades (1990).

Para usar a estratégia de mistura, deve existir uma forma controlada de misturar o abastecimento de água. Shalhevet (1984) discutiu dois processos de mistura: a diluição na tubulação de irrigação e a diluição no solo. Com a diluição em rede, o abastecimento de água se mistura no sistema de transporte de irrigação. Neste caso se deve construir um sistema para realizar a mistura. Com a diluição no solo, o solo atua como meio para misturar as águas de qualidades diferentes. As águas de diferentes qualidades se alternam, segundo a disponibilidade, entre ou dentro de um evento de irrigação.

Meiri et al. (1986) conduziram um estudo de três anos em Israel para comparar a produção de cultivos sob os sistemas de mistura em rede e em solo. Eles experimentaram uma rotação de batatas e amendoim sob irrigação por gotejamento e concluíram que os cultivos respondiam à salinidade ponderada da água, sem que tivesse influência o método de mistura.

A proposta da mistura de águas para irrigação tem como meta aumentar a disponibilidade de água, quando há restrições. A disponibilidade de água aumenta benéficamente somente mediante mistura com água de inferior qualidade que é apropriada para a irrigação. A mistura de água de irrigação de boa qualidade com água que é demasiado salina, por outra parte, pode dissipar o efeito de expandir o abastecimento de água. Por exemplo: suponhamos que um agricultor tem acesso a dois tipos de água: uma é não salina e a outra é água de drenagem tão salina como a água do mar. Se um litro de água não salina se mistura com um litro de água de drenagem, o resultado será zero litro de água útil para os cultivos vegetais devido a sua alta salinidade. Pois, para Grattan & Rhoades (1990), os cultivos normais não podem tolerar água com salinidade igual à metade da salinidade da água do mar. O exemplo é um extremo de como a mistura pode diminuir a água útil para a transpiração do cultivo. Exagera-se, porém o princípio empregado é válido. Água de boa qualidade pode chegar a ser inutilizada quando se mistura com as águas de drenagem que são demasiado salinas (Rhoades et al. 1988).

A qualidade da mistura final pode ser estimada mediante a seguinte equação:

$$C_{nf} = \left(C_{na} \times \frac{Q_a}{Q_t} \right) + \left(C_{nb} \times \frac{Q_b}{Q_t} \right) \quad (8.1)$$

onde:

C_{nf} = concentração final da mistura, em $dS\ m^{-1}$ ou $meq\ L^{-1}$

C_{na} = concentração da água “a”, em $dS\ m^{-1}$ ou $meq\ L^{-1}$

C_{nb} = concentração da água “b”, em $dS\ m^{-1}$ ou $meq\ L^{-1}$

Q_a = quantidade de água “a”, em cm

Q_b = quantidade de água “b”, em cm

$Q_t = Q_a + Q_b$ = quantidade de água total, em cm.

Considerando que $P_a = \frac{Q_a}{Q_t}$ e $P_b = \frac{Q_b}{Q_t}$ são respectivamente as proporções

das águas “a” e “b” na mistura, se pode escrever a equação 8.1 assim:

$$C_{nf} = (C_{na} \times P_a) + (C_{nb} \times P_b) \quad (8.2)$$

Também se deve ter em conta que o total de água obtida pela mistura não seja inferior à quantidade necessária para lavar os sais, para a nova necessidade de lixiviação.

Ainda que a mistura de águas seja uma alternativa frente ao problema de salinidade, na maioria dos casos onde se apresentam estas situações não se constitui uma prática habitual. O uso alternado de duas águas de distintas qualidades pode ser benéfico principalmente nos casos onde as chuvas ou as irrigações e inverno são suficientes para satisfazer o total ou a maior parte das necessidades de lixiviação. É recomendado utilizar a água de melhor qualidade durante a primeira parte do período de crescimento do cultivo e a de pior qualidade nas fases de desenvolvimento com maior tolerância (estratégia cíclica).

No exemplo a seguir se expõe um caso de mistura de águas.

Exemplo 1 – Mistura de água para irrigação de um cultivo.

Em uma fazenda onde se está cultivando uvas se dispõe de duas fontes de água para irrigação: uma de boa qualidade procedente de canal ($0,9 \text{ dS m}^{-1}$) e outra de inferior qualidade procedente de poço ($3,8 \text{ dS m}^{-1}$). A disponibilidade de água de boa qualidade resulta insuficiente para as necessidades do cultivo na área a irrigar, por isso tendo que recorrer à utilizar a água do poço. Se deseja saber em que proporção devem ser misturadas os dois tipos de água para poder ampliar a zona de irrigação.

Solução:

Segundo a Tabela 7.3, a CE_{ai} máxima da mistura final de água para permitir um rendimento potencial de 90% com uma fração de lavado de 0,15 é $1,7 \text{ dS m}^{-1}$ ($C_{nf} = 1,7 \text{ dS m}^{-1}$). As proporções da mistura destas duas águas é calculada mediante a equação 8.2. Como a proporção da água do canal (P_a) mais a proporção da água de poço (P_b) deve ser igual à unidade, estão $P_a = 1 - P_b$. Substituindo na equação 8.2

$$C_{nf} = (C_{na} \times P_a) + (C_{nb} \times P_b)$$

$$1,7 = 0,9(1 - P_b) + 3,8P_b$$

$$1,7 = 0,9 - 0,9P_b + 3,8P_b$$

$$0,8 = 2,9P_b \Rightarrow P_b = \frac{0,8}{2,9}$$

$$P_b = 0,27 \Leftrightarrow P_a = 0,73$$

Logo a proporção em que deve ser misturadas os dois tipos de água para poder irrigar uma área maior é de 73% de água de canal e 27% de água de poço. Esta mistura proporciona um aumento de 27% da área a irrigar.

Exemplo 2. Mistura de águas para irrigação do milho (extraído de Ayers & Westcoy (1987 e 1991).

Um agricultor irriga eficientemente uma lavoura de milho com água de canal ($CEa = 0,23 \text{ dS m}^{-1}$) e uma fração de lixiviação (FL) de 0,15. A água disponível de poço é de qualidade marginal ($CEa = 3,6 \text{ dS m}^{-1}$) para o milho. Ainda que exista mais área para o cultivo, não se dispõe de mais água de canal. Seria possível misturar essas duas águas e assim poder irrigar uma área maior?

Dados:

Água de canal	$CEa = 0,23 \text{ dS m}^{-1}$
Água do poço	$CEa = 3,60 \text{ dS m}^{-1}$
Demanda de água (milho)	$ETc = 800 \text{ mm ano}^{-1}$
Fração de Lixiviação	$FL = 0,15$

Solução:

O requerimento de lixiviação (RL) para potencial de produção de 90%, estima-se mediante a Equação 7.19

$$RL = \frac{CEa}{5CEes - CEa}$$

$$RL(\text{Canal}) = \frac{0,23}{5 \times 2,5 - 0,23} = 0,02$$

$$RL(\text{Poço}) = \frac{3,60}{5 \times 2,5 - 3,60} = 0,40$$

O RL da água de canal é muito menor que a FL utilizada pelo agricultor (0,15). Isto indica que está se aplicando água em excesso, mesmo que na prática um FL menor que 0,15 seja difícil de se obter. Quando se considera a RL da água de poço a a ETc , a lâmina anual requerida é muito maior. Para a água de canal a lâmina anual (Llr) de irrigação calculada segundo a Equação 7.8 é:

$$L\text{Ir} = \frac{ETc}{1 - RL}$$

$$L\text{Ir}(\text{Canal}) = \frac{800}{1 - 0,15} = 941 \text{ mm ano}^{-1}$$

$$L\text{Ir}(\text{Poço}) = \frac{800}{1 - 0,40} = 1333 \text{ mm ano}^{-1}$$

A irrigação com água do poço representa um aumento na quantidade de água de aproximadamente 42% em relação à irrigação com a água de canal, para se obter os mesmos rendimentos.

De acordo com a Tabela 7.3 a CEa máxima da mistura final de água para permitir um rendimento potencial de 90% com uma FL de 0,15 é de 1,7 dS m⁻¹. As proporções de mistura destas duas águas calcula-se mediante a Equação 8.2.

$$C_{nf} = (C_{na} \times P_a) + (C_{nb} \times P_b)$$

onde: C_{nf} = Concentração final da mistura (1,7 dS m⁻¹)

C_{na} = Concentração da água de canal (0,23 dS m⁻¹)

C_{nb} = Concentração da água de poço (3,6 dS m⁻¹)

P_a = Proporção da água de canal (?)

P_b = Proporção da água de poço (?)

Sabendo-se que P_a = 1 - P_b e substituindo-se os respectivos valores na Equação 8.2, obtém-se:

$$1,7 = 0,23(1 - P_b) + 3,6P_b$$

$$1,7 = 0,23 - 0,23P_b + 3,6P_b$$

$$1,47 = 3,37P_b \Rightarrow P_b = \frac{1,47}{3,37}$$

$$P_b = 0,44 \Leftrightarrow P_a = 0,56$$

Isto posto, indica que a área total, que se irrigava apenas com água de canal utilizando-se uma lâmina anual de 941 mm ha^{-1} , pode ser aumentada em 44%, sem elevar o consumo da água de canal e mantendo-se o potencial rendimento em 90%, desde que se faça uma mistura na proporção 0,56/0,44 entre a água de canal e a água de poço.

Outra situação para a mistura de duas águas de qualidades diferentes é a definição da sua qualidade final em função da mistura realizada. No exemplo 3 será mostrado este funcionamento.

Exemplo 3. Mistura de águas. Cálculo da qualidade.

Dispõe-se de duas fontes de água para irrigação: uma de boa qualidade procedente de canal e outra de inferior qualidade procedente de poço. As análises destas duas águas estão na Tabela 8.1. Calcular qual seria a qualidade da mistura resultante das seguintes relações água de canal/água de poço: 4/1; 3/1; 2/1; 1/1; 1/2; 1/3 e 1/4.

Tabela 8.1. Análises das águas.

	CE	Cl ⁻	SO ₄ ⁼	HCO ₃ ⁻	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	B	RAS	RAS ^o
	dS m ⁻¹	meq L ⁻¹							mg L ⁻¹	(mmol _c) ^{1/2}	
Canal	0,55	0,93	1,92	3,95	4,10	1,89	0,78	0,05	0	0,45	0,56
Poço	4,13	25,20	22,60	6,91	10,80	14,40	28,10	0,80	0,50	7,91	9,43

RAS = Relação de Adsorção de Sódio; RAS^o = Relação de Adsorção de Sódio Corrigida

Solução:

A qualidade da água da mistura resultante pode ser calculada utilizando-se a equação 8.2.

A RAS e a RAS corrigida para as distintas relações água de canal/água de poço, é calculada segundo o procedimento descrito no Capítulo 3, item 3.2 empregando as concentrações de cálcio, magnésio, sódio e bicarbonato resultantes na mistura e calculadas utilizando-se as equações 3.4 e 3.9.

Na Tabela 8.2 podem ser observadas as concentrações calculadas em meq L^{-1} para cada componente na mistura resultante, segundo as distintas proporções água de canal/água de poço.

Tabela 8.2. Concentrações em meq L^{-1} dos componentes da mistura.

Canal	Poço	Relação	CE	Cl ⁻	SO ₄ ⁼	HCO ₃ ⁻	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	B	RAS	RAS ^o
	%		dS m ⁻¹				meq L ⁻¹				mg L ⁻¹		(mmol _c) ^{1/2}
80	20	4:1	1,27	5,78	6,06	4,54	5,44	4,39	6,24	0,20	0,10	2,82	3,39
75	25	3:1	1,45	7,00	7,09	4,69	5,78	5,02	7,61	0,24	0,13	3,28	3,93
66	33	2:1	1,73	8,93	8,73	4,89	6,27	6,00	9,79	0,30	0,17	3,95	4,72
50	50	1:1	2,34	13,07	12,26	5,43	7,45	8,15	14,44	0,43	0,25	5,17	6,20
33	66	1:2	2,91	16,94	15,55	5,86	8,48	10,13	18,80	0,54	0,33	6,16	7,31
25	75	1:3	3,24	19,13	17,43	6,17	9,13	11,27	21,27	0,61	0,38	6,66	7,93
20	80	1:4	3,41	20,35	18,46	6,32	9,46	11,90	22,64	0,65	0,40	6,93	8,29

RAS = Relação de Adsorção de Sódio; RAS^o = Relação de Adsorção de Sódio Corrigida

Para avaliar a qualidade da água resultante da mistura, segundo as distintas relações constantes da Tabela 8.2, utilizou-se as diretrizes de Ayers & Westcot (1987 e 1991) aplicadas a irrigação por superfície ou aspersão com frequência necessária para permitir a extração de 50% da água disponível, detalhada no Capítulo 4, exposta na Tabela 8.3.

Tabela 8.3. Avaliação da qualidade das misturas das águas de canal e de poço em suas respectivas proporções.

Água utilizada		Relação Canal/ Poço	RAS	RAS°	Avaliação da FAO (Ayers & Westcot)															
Canal	Poço				Salinidade			Permeabilidade			Toxicidade									
					Sp	Pc	Pg	Sp	Pc	Pg	Sódio			Cloro			Boro			
%		Sp	Pc	Pg	Sp	Pc	Pg	Sp	Pc	Pg	Sp	Pc	Pg	Sp	Pc	Pg	Sp	Pc	Pg	
100	0	-:-	0,45	0,56	*				*			*			*			*		
80	20	4:1	2,81	3,39		*			*			*			*			*		
75	25	3:1	2,98	3,92		*			*			*			*			*		
66	33	-*	3,95	4,71		*			*			*			*			*		
50	50	1:1	5,17	6,20		*			*			*			*			*		
33	66	1:2	6,16	7,31		*			*			*			*			*		
25	75	1:3	6,67	7,94			*		*			*			*			*		
20	80	1:4	6,92	8,29			*		*			*			*			*		
0	100	-:-	7,91	9,43			*		*			*			*			*		

Sp = Sem problema; Pc = Problema crescente; Pg = Problema grave.

RAS = Relação de Adsorção de Sódio; RAS° = Relação de Adsorção de Sódio Corrigida.

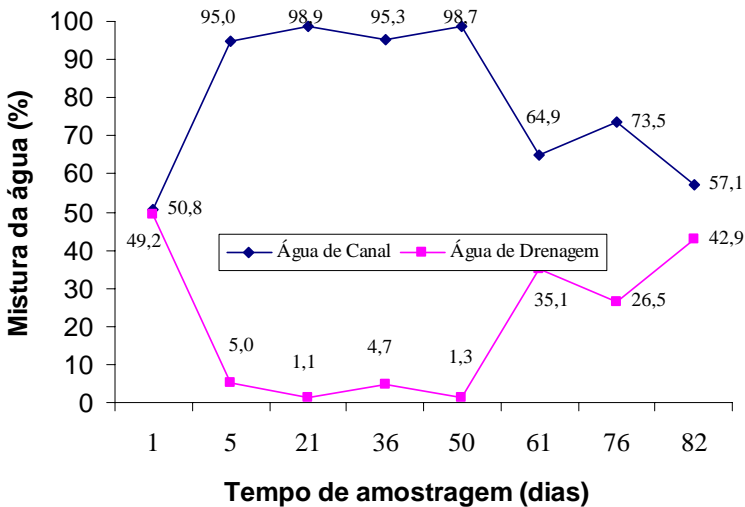
Almeida (2000), utilizando uma mistura não controlada de água de drenagem com água do canal do rio Júcar que dependia de estar ou não na temporada de arroz; utilizando motobomba para rebaixar a capa freática; ou irrigando outras áreas, etc. No período de maior demanda da cultura (no caso citros, julho a setembro, em Valência, Espanha), utilizando-se dos valores obtidos das condutividades das águas que se misturavam [CEad e da condutividade elétrica da água do canal (CEac)], e da água resultante (CEai) e utilizando a Eq. 8.2, verificou que a água de irrigação estava praticamente composta pela água do canal e muito pouco pela água de drenagem (Figura 8.1). Entretanto, aplicando as mesmas proporções obtidas nas condutividades elétricas para os demais elementos químicos, os resultados obtidos para a provável mistura, não confirmaram a

mesma relação. Explica o autor que tal ocorrência pode ser devido à variação temporal das amostras da água de irrigação e/ou de drenagem já que a água do canal varia muito pouco durante todo ano. Talvez ainda por ser a mistura não controlada ou por outros fatores não considerados.

Figura 8.1 - Percentagem da mistura das águas do Canal de Júcar e de drenagem, correspondendo à água de irrigação utilizada no ensaio.

8.3.4 – A estratégia de mistura frente à estratégia cíclica

A mistura de águas de qualidades diferentes na maioria das situações não proporciona benefícios adicionais à árvore sobre a estratégia cíclica. Ademais, a



mistura pode privar às plantas da oportunidade de usar totalmente a água de boa qualidade (Rhoades et al. 1988). Uma planta extrai água do solo mediante a transpiração, deixando a maioria dos sais concentrado na água restante do solo. Sem dúvida, a árvore não pode usar a água restante do solo para transpiração depois que esta alcança níveis elevados de salinidade, sem sofrer perdas no

rendimento. Depois de adicionar água pura à água restante do solo, a árvore poderia, provavelmente, extrair a fração da água pura até aquele mesmo nível de salinidade máxima. Portanto, neste caso, a mistura não aumenta o suprimento de água útil do cultivo haja vista que a água utilizada pela planta é a água pura. Se na seguinte rotação o cultivo que cresce com tal água misturada é menos tolerante à sal que o cultivo primeiro, então a mistura resultaria em uma perda líquida de água útil.

A estratégia cíclica é preferida sobre a estratégia de mistura contínua na maioria dos casos, principalmente quando os cultivos mais altamente sensíveis à salinidade podem ser incluídos na rotação e há necessidade da construção de instalações para efetuar a mistura. Também, há menos perigo de que se perca água útil para o cultivo, e pode ser usada água de drenagem de mais alta salinidade. Entretanto, podem ser necessárias quantidades maiores de água de drenagem durante algumas irrigações cíclicas, porque a água não se mistura e se necessita o acesso fácil a água armazenada de drenagem para a irrigação seguinte. Portanto, se o abastecimento de água de drenagem é insuficiente, o tamanho da área de uso pode ser reduzido.

Referências Bibliográficas

- ABBOTT, J. S. La obstrucción de los emisores de goteo. Sus causas y medidas preventivas. Artículos técnicos. Revista Riegos y Drenajes, Barcelona, v.12, p.23-32,1987.
- ABREU, J.M.H. Diseño y manejo agronómico. In: LOPEZ, J.R.; ABREU, J.M.H.; REGALADO, A.P.; HERNANDEZ, J.F.G. Riego localizado. 2.ed. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1997.v.2, p.141-214.
- ALMEIDA, O.A. de. Efecto de la utilización del agua de drenaje y del alejamiento de la línea de goteo en el riego de cítricos. 2000. 264f. Tesis (Doctoral en Irrigación). Departamento de Producción Vegetal, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, 2000.
- ARAGÜÉS, R.; ALBERTO, F.; CUCHÍ, J.A.; MACHÍN, J. Calidad de agua para riego. I: Criterios generales. Zaragoza: ITEA, 1979.p.3-17 (ITEA,37).
- ARVIZA VALVERDE, J. Riego localizado. Valencia: UPV-ETSIA-DIRA. SPUPV, 1996. 468 p.
- AYARS, J.E.; HUTMACHER, R.B.; SCHONEMAN, R.A.; VAIL, S.S. Trickle irrigation of sugar beets with saline drainage water. USDA:ARS. 1986a. p. 5-6.
- AYARS, J.E.; HUTMACHER, R.B.; SCHONEMAN, R.A.; VAIL, S.S.; FELLEKE, D. Drip irrigation of cotton with saline drainage water. Trans. ASAE ,v.29, n.6, p.1668-1673,1986b.
- AYERS, R.S. ; WESTCOT, D.W. A qualidade de água na agricultura. Tradução de H.R. Gheyi; J.F. de Medeiros; F.A.V. Damasceno. Campina Grande: UFPB,1991. 208p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29.).
- AYERS, R.S. Quality of water for irrigation. Journal of the Irrigation and Drainage Division, Logan, v.103, n.IR2, p.135-154,1977.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. Calidad del agua para la agricultura. Roma: FAO, 1976. 174 p (Estudios FAO: Riegos y Drenajes, 29).
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. La calidad del agua para agricultura. Roma: FAO. 1987. 174p. (Estudios FAO: Riegos y Drenajes, 29).

- BERNARDO, S. Manual de irrigação. 5.ed. Viçosa: UFV Imprensa Universitária, 1989. 596p.
- BERNSTEIN, L. Salinity factors and their limits for citrus culture. Proceedings First International Citrus Symposium, California, v.3, p.1779-1782, 1969.
- BOWER, C.A.; SPENCER, J.R. ; WEEKS, L.O. Salt and water balance. Journal of Irrigation and Drainage Division, Coachella Valley, v.95, n.1,p. 55-64, 1969.
- BRESSLER, M. B. The use of saline water for irrigation in the USSR. Denver: Joint Commission on Scientific and Technical Cooperation, Water Research, Bureau de Reclamation, Engineering Research Center,1979.
- BUCKS, D.A.; NAKAYAMA, F.S.; GILBERT, R.G.. La calidad del agua para riego por goteo y su mantenimiento preventivo. Agric. Water Maneger, v.2, n.2, p149-162, 1979.
- CANDAHIA LOPEZ, C. Fertirrigation. Cultivos hortícolas y ornamentales. Madrid: Ed. Mundi-Prensa. 1998. 475 p.
- CANOVAS CUENCA, J. Calidad agronómica de las aguas de riego. Madrid: Ediciones Publicaciones Extensión Agraria. 1980. 55p.
- CASELLES, J.M.; PÈREZ MURCIA, M.D.; MORAL HERRERO, R. Analisis y calidad del agua de riego. Valencia:Departamento de Química; E. U. de Ingeniería Técnica Agrícola de Orihuela; Univesidade Politécnica de Valencia; Servicio de Publicaciones, 1996. 220p.(Colección Libro-Apunte, 58).
- COROMINAS MASIP, J. El regadío en el umbral del siglo XXI: Plan Nacional de Regadío y Plan de Regadíos de Andalucía. Ingeniería del agua, Valencia, v.3. n.4, p 57-76, 1996.
- CRUZ ROMERO, G. Calidad de las aguas de riego. II: Sodicidad y toxicidad específica. Agricultura, Valencia, v. 642, p.26-31,1986.
- CRUZ ROMERO, G. Evaluación de la calidad del agua de riego. Valencia: Servicio de Publicaciones de la UPV. E.T.S.I.A. 1992. 46p.
- DASBERG, S.; BIELORAI, H.; HAIMOWITZ, A.; ERNER, Y. The effect of saline irrigation water on “Shamouti” orange trees. Irrigation Science, Springer-Verlag. v.12, p.205-211,1991.

DONEEN, L.D. Water quality for irrigated agriculture. In: POLJAKOFF-MAYBER, A.; GALE, J. (Ed.). Plant in saline environments. New York: Springer Valley, 1975. p.56-76.(Ecological Studies,15)

DONEEN, L.D. Water quality requirements for agriculture. In: NATIONAL SYMPOSIUM ON QUALITY STANDARDS FOR NATIONAL WATER,1967,Michigan. Ann Arbor...Michigan: University of Michigan, 1967. p.213-218.(Education Series, 161).

DOOREMBOS, J.; KASSAN, A.H. Efeito da água no rendimento das culturas. Tradução de H.R. Gheyi; A.A. de Souza; F.A.V. Damasceno; J.F. de Medeiros. Campina Grande: UFPB. 1994, 306p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 33).

EATON, F. M. Significance of carbonates in irrigation water. Soil Science, v.69, p.123-33, 1950.

EMBRAPA – SNLCS. Manual de métodos de análise de solos. Rio de Janeiro: Serviço Nacional de levantamento e Conservação de Solos, 1979. Não paginado.

ENGMAN, E.T.; GURNEY, R.J. Remote sensing in hydrology. Cambridge: Library of Congress Cataloguing in Publication Data. 1991.225p.

EPSTEIN, E.; NORLYN, J.D. Seawater-based crop production: A feasibility study. Science, v. 197, p.247-251,1977.

FLORENCIA, H. del V. Prácticas de relaciones agua-suelo-planta-atmósfera. Chapingo: Universidad Autónoma de Chapingo, 1992. 169p.

FOLEGATTI, M.V.; DUARTE, A.S.; GONÇALVES, R.A.B. Uso de águas residuárias na agricultura. In: WORKSHOP “USO E REUSO DE ÁGUAS DE QUALIDADE INFERIOR: REALIDADES E PERSPECTIVAS”,1., 2005, Campina Grande. Anais...Campina Grande: Sociedade Brasileira de Irrigação,2005. p.220-244.1 CD-ROM.

FORD, H.W. La importancia de la calidad del agua en los sistemas de riego por goteo. Prac. Inf. Soc. Citric., v.1. 1977.

FREDERIKSEN, H. D. Drought planning and water efficiency implication in water resources management. Washington: The word Bank, 1992. p. 25-33 (Word Bank Technical Paper, 185)

FRENKER, H.; SHAINBERG, I. Irrigation with brackish water: Chemical and hydraulic changes in soil irrigated with brackish water under cotton productions.

Irrigation with brackish water. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM, 1975, Beer-Shevos. Proceeding... Beer-Shevos: The Negev University Press. 1975. p.175-183.

GALDBERG, D.; GORNARD, B.; RIMON, D. Drip irrigation. Israel: Scientific Publications. 1976. 296p.

GARCIA, J.A. del C.; ESQUIZA, J.S. de G.; ANACABE, A.U.; RODA, S.S.D. de. Fertirrigación en invernadero: Obstrucciones en los equipos de fertirrigación. Horticultura Agrícola Vergel, v.18, n.200, p.454-458, 1998.

GÓMEZ LUCAS, N.; PEDREÑO, M.B. Aguas de riego: Análisis e interpretación. Alicante: Universidad de Alicante. 1992. 63p.

GRATTAN, S.R. Irrigation with saline water. In: TANJI, K.K.; YARON, Y.B. (Ed.). Management of water use in agriculture. Germany: ASAS, 1994. v.22, p.179-198.

GRATTAN, S.R.; SHENNAN, C.; MAY, D.M.; MITCHEL, J.P. BURAU, R.G. Use of drainage water for irrigation of melons and tomatoes. Cal Agric., n.41, v.9, p. 27-28, 1987.

HARDAN, A. Irrigation with saline water under desert conditions. Proc. International Salinity Conference Management Saline Water for Irrigation. Texas: Tech Univ. Lubbock, 1976. p.165-169.

HILL, R.W. Consumptive use of irrigated crop in Utah. Research Report. Logan: Agricultural Experimental Station. 1994. p.121-126. (Research Report, 145).

HOFFMAN, G.J. Leaching fraction and root zone salinity control. In: TANJI, K.K. (Ed). Agricultural Salinity Assessment and Management. New York, N.Y. ASCE, 1990. p.237-261. (Manuals and Reports on Engineering Practice, 71.).

HOLFFMAN, G.J.; GUENUTCHEN, M.T.van. Soil properties and efficient water use: water management for salinity control. In: TAYLON, H.M. et. al. (Ed.). Limitations to Efficient Water Use in Crip Production. Madison: American Society of Agronomy, 1983. p.73-85.

HOWITT, R. E.; M'MARETE, M. Well set aside proposal: a scenario for ground water banking. California Agricultural, n.45, v.3, p.6-9, 1991.

IBAÑES ORTS, V.; NAMESNY-VALLESPER, A. Evolución de las clasificaciones de agua para riego. *Riegos y Drenajes*, Zaragoza, v.34, p.29-45,1989.

KOREN, R.; SHAINBERG, I. Irrigation with sodic and brackish water and its effects on the soil and on cotton fields. *Hassade*, v. 58, p.963-976,1978.

LÓPEZ AGUADO, J. Obstrucciones físico químicas y biológicas en riego localizado. *Riegos y Drenajes* ,Zaragoza, v.62, p.32-38,1992.

LOPEZ RIRA; J. LOPEZ MELIDA, J. El diagnóstico de suelos y plantas (Métodos de campo e laboratório). 4.ed. rev. y amp. Castelló: Ediciones Mundi-Prensa, 1990. 363 p.

LVOVITCH, M. I. Recursos mundiales de agua: presente y futuro. In: *AMBIO*. El agua. Barcelona: Blume Ecología, 1988. p.24-39.

MAAS, E.V. Crop salt tolerance. In: TANJI, K.K. (Ed.). *Agricultural Salinity Assessment and Management*. New York, N. ASCE. 1990. p.262-304.(*Manu Rep Eng Practice*, 71).

MAAS, E.V.; HOFFMAN, G.J. Crop salt tolerance-current assessment. *J. Irrigation and Drainage Division*, Logan, Utah ,v.103, n.IR2, p.115-134, 1977.

MAPA – Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. El plan nacional de regadíos. *Ingeniería del Aguas*, Valencia, v.6, n.1, p.13-26,1999.

MAPA. *Métodos Oficiales de Análisis*. Madrid: Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación - MAPA, Secretaria General Técnica, 1994. tomo 3, 662p.

MEDINA SAN JUAN, J. A. Riego por gotejo. *Teoría y práctica*. 4. ed. rev y amp. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa,1997. 302 p.

MEIRI, A.; SHALHEVET, J.; STOZI, L.H.; SINAI, G.; STEINHARDT, R. *Managing multi-source irrigation water of different salinities for optimum crop production*. Israel: Volcanic Center Bet Dragon, 1986. 172 p.(*BARD Tech Rep*. 1-402-81).

MILES, D.L. *Salinity in the Arkansas Valley of California*. Denver: Interagency Agreement Report EPA-IAG-D4-0544; Environmental Protection Agency,1977. 80p.

MONTALVO LOPEZ, T. Riego localizado. Diseño de instalaciones. Valencia: Librería Politécnica. UPV-ETSIA-DIRA,1998. 218 p.

MOORE, J.; HEFNER, J.V. Irrigation with saline water in the Pacos Valley of West Texas. Proc. International Salinity Conference. Managing Conference Water for Irrigation. Lubbock, p.339-344,1976.

MORENO CASELLES, J. PÉREZ MURCIA, M.D.; MORAL HERRERO, R. Análisis y calidad del agua de riego. Valencia: Servicios de Publicaciones de la UPV. E.T.S.A.O. 1996.220p. (Livro-Apunte, 58).

MORILLA ALCALÁ, G. Tratamiento de aguas para riegos localizados. Revista de Divulgación Agrícola, Madrid, v.57. p.2-6 ,1986.

MOYA TALENS, J.A. Riego localizado y fertirrigación. 2.ed. rev y amp. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa. 1998. 392 p.

NAKAYAMA, F.S. Water analysis and treatment techniques to control emitter plugging. Proc. Irrigation Association Conference, Portland, Oregon, 1982.

NAMESNY VALLEPIR, A. Clasificación de la amplitud para riego de las aguas superficiales de España Peninsular en función de los procesos de salinización y sodificación. 1993. 993f. Valencia: Tesis (Doctoral en Producción Vegetal). Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agrícola, Universidad Politécnica de Valencia, Valencia,1993.

NOGUEIRA, A. R. de A.; SOUZA, G. B. Manual de Laboratório: Solo, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2005. 313p.

OLALLA MERCADÉ, L. Calidad del agua de riego y evaluación de instalación de riego. In: JORNADAS TÉCNICAS DE CÍTRICOS, 42.,1997, Junta de Andalucía. Congresos y Jornadas... Junta de Andalucía: Consejería de Agricultura y Pesca,1997. p.31-44.

OSTER, J. D.; SCHROER, F.W. Infiltration as influenced by irrigation water quality. Soil Sci. Soc. Amer. J. n. 43, p.444-447,1979.

PHILLIPS, K.P. Long-term operation of microirrigation filtration systems: successes, failures and operational solutions. In: INTERNATIONAL MICROIRRIGATION CONGRESS, 15., 1995,Orlando. Microirrigation for a

changing word: conserving resources/preserving the environment. Orlando: ASAE, 1995. p.579-585.

PILLSBURY, A.F.; BLANEY, H.F. Salinity problems and management in river systems. Proc. ASCE, v. 98, p.77-90,1996.

PIZARRO, F. Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. 2.ed. Madrid: Editora Agricola Espanhola, S.A., 1985. 542p.

PIZARRO, F. Riegos localizados de alta frecuencia (RLAF). goteo, microaspersión y exudación. 3. ed. rev. y amp. Madrid: Mundi-Prensa. 1996. 513p.

PRATT, P.F. Quality criteria for trace elements in irrigation waters. California: California Agricultural Experiment Station, 1972. 46p.

QUIRK, J.P. Chemistry of saline soils and their physical properties. In: TALMA, T.; PHILIP, J.A. (Ed.). Salinity and water use. New York: John Wiley and Sons, 1971. p.77-91.

RAINS, D.W.; GOYAL, S.; WEYRANCH, R.; LAUCHLI, A. Saline drainage water reuse in a cotton rotation system. California Agriculture, v. 41, p. 24-25, 1987

REICHARDT, K. A água em sistemas agrícolas. São Paulo: Editore Manole Ltda., 1990. 188p.

RHOADES, J. D. Drainage for salinity control. In: SCHILFGAARD, J. van. (Ed.). Madison: Drainage for Agriculture, 1974. (Amer Soc Agron Monograph, 17.)

RHOADES, J.D. Reclamation and management of salt-affected soil after drainage. Proc. First Annual Western Provincial Conf. Rationalization of Water and Soil Resources and Management, Alberta: Lethbridge, 1982. p.123-197.

RHOADES, J.D. Potential for using saline agricultural drainage waters for irrigation. Proc. Water management for irrigation and drainage. Reno Nevada: ASCE. 1977. p.85-116.

RHOADES, J.D. Use of saline water for irrigation. California Agriculture. v.38 n.10, p. 42-43, 1984.

RHOADES, J.D. Quality of water for irrigation. Soil Science, USA, v. 113, p.277-284, 1972.

RHOADES, J.D.; BINGHAN, F.F.; LETEY, J.; DEDRICK, A.R.; BEAN, M.; HOFFMAN, G.J.; ALVES, A.W.; SWAIN, R.V.; PACHECO, P.G.; LE MERT, R.D. Reuse of drainage water for irrigation: results of Imperial Valley study. I. Hypothesis, experimental procedure and cropping results. *Higardia*, v.56, n.5, p.1-16, 1988.

RHOADES, J.D.; BINGHAN, F.F.; LETEY, J.; HOFFMAN, G.J.; DEDRICK, A.R.; PINTER, P.J.; REPLOGLE, J.A. Use of saline drainage water for irrigation Imperial Valley study *Agric. Water Manog.*, v.16,p.25-36, 1989.

RHOADES, J.D.; KANDIAH, A.; MARSHALI, A.M. Uso de água salina para a produção agrícola. Tradução de H.R. Gheyi ;J.R. de Souza; J.E. Queiroz. Campina Grande: UFPB, 2000. 117p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 48).

RHOADS, J.D. Use of saline water for irrigation. *Water Quality*. 1987.p.14-20. (*Bulletin*, 12).

RICHARDS, L.A. Diagnóstico y recuperación de suelos salinos y sódicos. Personal de Laboratorio de Salinidad de EE.UU. 6. ed. México: Editorial LIMUSA, 1993. 176p.

RODRIGO LOPEZ, J.; HERNANDEZ, J.M.; PEREZ, A. ; GONZALEZ, J.F. Riego localizado. 2. ed. rev. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1997. 405 p.

SAMONI, L.L. Crop production with saline water. India: Agro Botanical Publishers, 1991. 308p.

SÁNCHEZ, L.R.; SIRONI, J.S. Las obturaciones. Su prevención en los riegos localizados de alta frecuencia. Madrid: Edagrícola España S.A., 1993. p.34-42.

SHALHEVET, J. Management of irrigation with brackish water. In: SHAINBERG, I.; SHALHEVET, J. (Ed.) *Soil Salinity under Irrigation. Process and management* Springer. New York: Berlin Heidelberg, 1984. p.298-318.

SHALHEVET, J.; LEVY, Y. Citrus trees. In: STEWART, B.A.; NIELSEN, D.R. (Ed.). *Irrigation of Agricultural Crops* Agronomy, 1990. n.30, p. 951-986.

SHENNAN, C.; GRATTAN, S.; MAY, D.; BURAU, R.; HANSON, B. Potential for the long-term cyclic use of saline drainage water for the production of vegetable crop. Davis: Tech. Prog. Rep. UC. Salinity/Drainage Task Force; Div. Agric. Nat. Res; Univ. Cal. Davis, 1987. p.142-146.

SILVA, M.A.P. da. Hidrociclones de Bradley: dimensionamento e análise de desempenho. 1989. 81f. Dissertação (Mestrado em Irrigação) – Coordenação de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1989.

SOUZA, F.J.; VIEIRA, L.G.M.; DAMASCENO, J.J.R.; BARROZO, M.A.S. Analysis of the influence of the filtering medium on the behavior of the filtering hydrocyclones. Powder Technology, v.117, n.3, p.259-267, 2000.

SUAREZ, D.L. Relation between pHc and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage water. Soil Sci. Soc. Am. J., v.45, p.469-475, 1981.

TAMÉS ALARCÓN, C. Utilización de las aguas saladas para riego. Madrid: INIA, 1965. 139p.

TANJI, K.K. ; DAHLGREM, R. Efficiency of evaporation ponds for disposal of saline water. Final report to the San Joaquin Valley Drainage Program. California Department of Water Resources. Sacramento, 1990.

VAN GENNUCHTEN, M. T. Analyzing crop salt tolerance data: model description and user's manual. 1983. (USDA-ARS-UKSSL Res. Rep., 120).

VAN SCHILFGAARDE, J.; BERNSTEIN, L.; RHOADES, J.D. ; RAWLINS, S. L. Irrigation management for salt control. J. Irrig. Drainage Div., v.100, p.321-338, 1975.

VERMEIREN, L. ; JOBLING, G. A. Riego localizado. Roma: FAO, 1986. 203p. (Estudios FAO: Riegos y Drenajes, 36.)

VILLAFANE, R. Calificación de las aguas de riego y recomendaciones de manejo. Maracay: Universidad Central de Venezuela; Facultad de Agronomía, 1997. 53p.

VILLARDSONI, L.S.; BOELS, D.; SMEDEMA, L.K. Reuse of drainage water from irrigated areas. Irrigation and Drainage Systems. v.11, p.215-239, 1997.

Embrapa

Mandioca e Fruticultura

Ministério da Agricultura,
Pecuária e Abastecimento

