

A irrigação e suas implicações sobre o capital natural em regiões áridas e semi-áridas: uma revisão

Eunice Maia de Andrade¹

RESUMO

É inquestionável o aumento da produção de alimentos e fibras, pela adoção da agricultura irrigada, em regiões áridas e semi-áridas do globo, como também é inquestionável o impacto que a agricultura irrigada pode gerar ao meio ambiente, se práticas adequadas de manejo do capital natural não forem adotadas. Muitas vezes, a implantação da irrigação tem promovido em larga escala mudanças no regime hidrológico local, resultando no acúmulo de sais na superfície do solo, ascensão do lençol freático, depleção dos aquíferos e contaminação dos recursos hídricos. Esta revisão destaca os riscos da degradação do capital natural pela irrigação, quando não se considera sua aptidão e capacidade de suporte. Também são abordadas medidas e estratégias a serem adotadas para mitigar esse impacto.

Palavras-chave: salinidade, contaminação das águas, regiões secas

ABSTRACT

Irrigation and how it affects the natural capital in arid and semiarid regions: a review

It is undeniable how important irrigated agriculture is to the food and fiber production in the arid and semi arid regions of the globe. It is also undeniable that irrigated agriculture can have a negative impact on the environment since the best management practices are most often not adopted. In many cases, irrigation development brings about large scale changes in the local hydrological regime, often resulting in salt accumulation on soil surface, water table elevation, aquifer depletion and contamination of water resources. This review focuses on risks of natural capital degradation by irrigation when aptitude and carrying capacity of these resources are not considered. The review also discusses related control measures and strategies to mitigate such impact.

Key words: salinity, water contamination, dry regions

Recebido para publicação em março de 2009 e aprovado em maio de 2009

¹¹ Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Campus do Pici, Departamento de Engenharia Agrícola, Bloco 804, Caixa Postal 12.168, 60455-900, Fortaleza, Ceará. E-mail: eandrade@ufc.br.

INTRODUÇÃO

Na idade dos metais (7.000 - 5.000 anos a.C.) o homem principiou a prática da agricultura e com ela foi definido o estabelecimento do sedentarismo. A partir do IV milênio antes da Era Cristã iniciou-se a prática da agricultura irrigada nos vales dos rios Huang Ho e Iang-Tse-Kiang, na China (ano 2.000 a.C.), do Tigre e do Eufrates na Mesopotâmia, do Nilo, no Egito, e do Ganges, na Índia, no ano 1.000 a.C. (Villiers, 2002; Christofidis, 2003).

No início da Era Cristã (século III-V), a irrigação apresentava o seu primeiro declínio nas terras férteis da Mesopotâmia por causa da salinização. Esse impacto desencadeou o êxodo humano das regiões secas para as úmidas e a irrigação perdeu a sua função vital e passou a desempenhar uma função secundária (Christofidis, 2003). O crescimento demográfico de forma contínua e exponencial conduziu a humanidade a resgatar a prática da agricultura irrigada, seja como uma técnica de suplementação das chuvas nas regiões úmidas, seja como uma técnica para tornar produtivos os solos das zonas áridas e semi-áridas do globo. Por volta do século XIX, o total de áreas irrigadas no mundo ficava em torno de seis a sete milhões de hectares e, em 1900, cem anos depois, já atingia 50 milhões de hectares. Atualmente, estima-se uma extensão de 270 milhões de hectares irrigados, o que corresponde a apenas 15% da terra cultivada, mas, responde por 40% da produção do planeta (Tyler, 2007). Desses 270 milhões de hectares, 110 milhões estão localizados em zonas secas e outros 160 milhões de hectare estão situados em regiões de clima úmidos, onde o total de precipitação pluvial é suficiente para promover a lixiviação dos sais adicionados ao solo durante o período da irrigação, reduzindo o risco de acúmulo de sais no solo (Smedema & Shiati, 2002).

A maior taxa de expansão das áreas irrigadas no globo foram registradas nos anos 60 e 70, a uma taxa de 2% ao ano, caindo para 1,5% na década de 80, e apresentando uma taxa de 1% nos anos 90. O declínio na expansão das áreas irrigadas é decorrente da redução de investimento por parte dos bancos de desenvolvimento, em combinação com as perdas de solos pelo processo de salinização e com a busca de um modelo de produção em maior consonância com o ambiente (Shah & Strong, 2000).

É inquestionável que a agricultura irrigada, principalmente nas regiões áridas e semi-áridas do globo, promove a geração de emprego, o crescimento do capital monetário e a produção de fibras e alimentos; também é inquestionável que a ausência de um manejo correto da irrigação e de um sistema de drenagem funcional vem resultando na salinização de áreas agrícolas, na elevação do lençol freático, na perda de nutrientes e resíduos de pesticidas, com consequente contaminação dos corpos hídricos (Feng *et al.*, 2005; Aquino

et al., 2008; Valenzuela, 2009). É comum acreditar-se que a adoção e o manejo apropriado de um sistema de drenagem reduzirão esses efeitos e promoverão a melhoria no manejo do capital natural na bacia. Isso é verdadeiro quando o problema é analisado com uma visão integrada de áreas onde a unidade de planejamento seja a bacia hidrográfica, não apenas os campos irrigados. A sustentabilidade de qualquer sistema agrícola fundamenta-se na integralização das partes altas com as baixas da bacia, em consonância com a aptidão e a capacidade de suporte do capital natural.

Enquanto a sociedade acreditar que o capital monetário deverá prevalecer sobre o capital natural, a sustentabilidade dos sistemas de produção agrícola não será alcançada, sejam irrigados ou de sequeiro. A pergunta central é: até quanto a sociedade está disposta a reduzir o capital monetário, para atingir a combinação ótima entre a qualidade do meio ambiente e a produtividade agrícola?

A IRRIGAÇÃO E O CAPITAL NATURAL

Salinidade

A salinização dos recursos solo e água, pelo manejo inapropriado da irrigação, tem sido registrada por diferentes pesquisadores, desde os primórdios da Mesopotâmia até os dias atuais (Burkhalter & Gates, 2006; Quinn, 2009). Estimativas da FAO (2003) informam que, dos 270 milhões de hectares irrigados no mundo, aproximadamente, 50% já apresentam problemas de elevação do lençol freático e que 1 milhão de hectare são abandonados, anualmente, em virtude de problemas de salinidade e sodicidade.

Em geral a salinização decorrente da irrigação é restrita às regiões áridas e semi-áridas, em que evapotranspiração potencial é sempre maior que o total precipitado. O fato é que a adoção da agricultura irrigada nas zonas áridas e semi-áridas do globo promoveu a substituição das baixas taxas de evapotranspiração real da área por elevadas taxas de evapotranspiração real, em uma superfície de, aproximadamente, 110 milhões de hectares (Wichelns *et al.*, 2002). Tal ação resultou em altas concentrações de sais no solo, as quais muitas vezes, vão além da capacidade da precipitação total anual para lixiviar esses sais, registrando-se assim seu efeito acumulativo no solo. A mudança das taxas de evapotranspiração, mesmo em uma visão conservadora, resulta em uma adição de 3 a 5 t ha ano⁻¹ de sais, ao solo explorado pela agricultura irrigada (Aragués & Tanji, 2003; Causapé *et al.*, 2004).

Em regiões onde a precipitação total anual é superior a 800 mm ano⁻¹, a lixiviação dos sais passa a ser determinada pela textura e estrutura do solo. Em solos arenosos, na região litorânea do Ceará, irrigados por aspersão, foi identificado que 400 mm ano⁻¹ era sufici-

ente para promover a lixiviação dos sais adicionados ao solo pela prática da irrigação (Pereira *et al.*, 1986). Em solos de textura mais pesada (franco-argiloso), Ben-Hur *et al.* (2001) verificou que a precipitação anual de 600 mm promoveu a lixiviação de sais, em um Vertisol, na região do Yizre'el Valley, Israel. Já nas áreas irrigadas do DIJA (Distrito de Irrigação Jaguaribe-Apodi), localizado no Baixo Jaguaribe, Ceará, Andrade *et al.* (2001) registraram um acúmulo de sais no perfil do solo, mesmo em precipitações anuais superiores a 750 mm. Os referidos autores identificaram que, na camada superficial (0-30 cm), a condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes) variou de 3,7 dS m⁻¹ em dez/99, para 1,26 dS m⁻¹ em dez/00, como consequência da alta precipitação pluviométrica durante o ano de 2000, que foi de 1.373 mm, quando a média anual da região é de 750 mm (Figura 1A). No ano seguinte (2001), a CEes apresentou um valor igual a 4,9 dS m⁻¹, valor este que identifica o solo como salino para a camada superficial, expressando um aumento cumulativo dos sais no solo ao longo do tempo.

Com relação ao perigo de sodicidade das áreas estudadas na Chapada do Apodi, pode-se observar uma ação cumulativa do Na⁺ em relação ao Ca⁺⁺ + Mg⁺⁺ (Figura 1B), sendo que essa ação ocorre com uma maior intensidade na camada superior. Tal fato deve ser decorrência da qualidade de água empregada na irrigação (C₁S₂) e da elevada taxa de evaporação registrada nas zonas secas. Para o ano de 2001 ocorreu um aumento considerável de sais na camada de 60-90 cm, o que sugere a existência de uma aplicação excessiva da lâmina de irrigação, a qual lixivia os sais para as camadas mais profundas. Como nessa região os solos são jovens, e o horizonte C se faz presente à profundidade igual ou inferior a 100 cm, esse horizonte passa a agir como uma camada de impedimento à lixiviação dos sais para além da profundidade de 90 cm.

Demanda hídrica

A agricultura irrigada é a atividade humana que demanda maior quantidade de água. Em termos mundiais, estima-se que esse uso responda por cerca de 80% das derivações de água. No Brasil, esse valor supera os 60% (Graziano, 1998). A irrigação exige água de boa qualidade e, em grandes projetos, implica obras de regularização de vazões, que interferem no regime fluvial e no meio ambiente. Smedema & Shiati (2002) comentaram que para produzir 1 kg de grão, nas zonas temperadas, são necessários 0,5 m³ de água, enquanto nas zonas secas são requeridos de 1,5 a 2,5 m³, expressando uma elevada demanda do escasso recurso hídrico.

A ausência de planejamento e de gerenciamento adequado da irrigação, em regiões áridas, tem promovido elevadas reduções nas vazões dos corpos hídricos importantes em diferentes partes do globo, chegando a não mais apresentar vazão em sua foz, como é o caso do rio Colorado. O maior exemplo de desastre ecológico provocado pela redução de vazão dos rios é o tão conhecido caso do Mar de Aral, pois as vazões dos rios Syr Darya e Amu Darya sofrem redução ano a ano. A Figura 2 mostra as mudanças ocorridas no Mar de Aral nos últimos 30 anos, em decorrência de uma derivação de água além da capacidade de suporte dos referidos rios, expressando a falta de planejamento na exploração do capital natural (Ongley, 2000). Outros rios que enfrentam problemas semelhantes são o Colorado e o Rio Grande, nos Estados Unidos; o rio Amarelo, na China; os rios Godavery e Krishna, na Índia; o rio Er Rbia, em Marrocos e o rio Murray, na Austrália (FAO, 2003). A redução da descarga desses rios vem comprometendo a vazão ecológica, reduzindo a disponibilidade hídrica e limitando a capacidade do rio em absorver as águas de drenagem durante o período da vazão mínima (Bekele & McFarland, 2005; O'Donnell *et al.*, 2005).

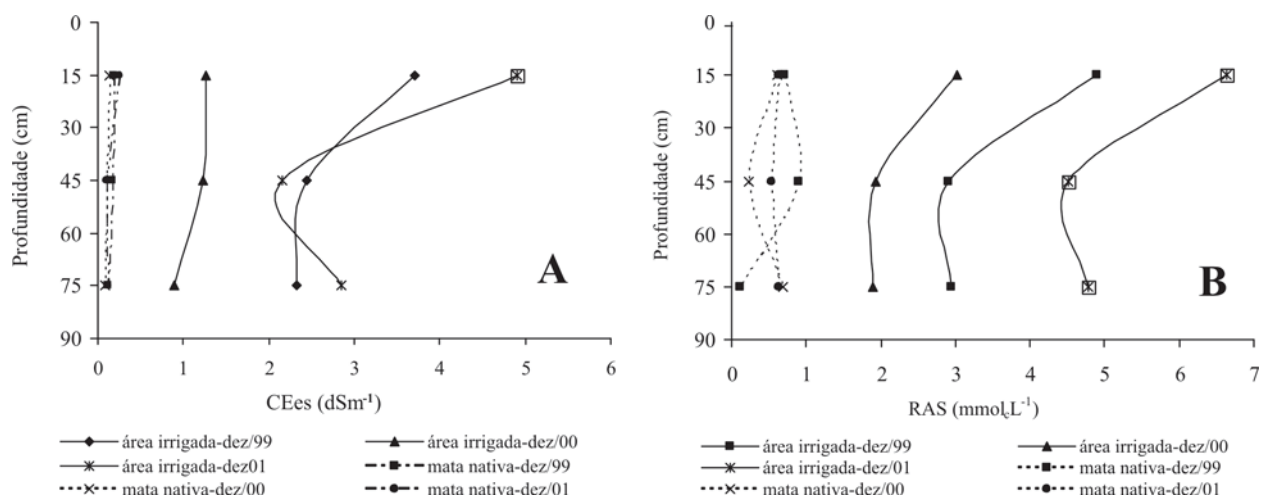


Figura 1. Perfil de CEes (A) e da RAS (B) em áreas irrigadas e mata nativa no Distrito de Irrigação Jaguaribe-Apodi, Ceará.

As demandas hídricas além da capacidade de suporte também se fazem presentes nos aquíferos, observando-se um rebaixamento a taxas elevadas. Shiasi (1999) citado por Smedema & Shiasi (2002) identificou uma taxa de rebaixamento do aquífero, variando de de 0,5 a 1,0 metro por ano, em áreas irrigadas no Irã. Situação semelhante foi registrada em áreas irrigadas na Índia, no Norte da China e no sudoeste Americano (Ongley, 2000). A exploração das águas subterrâneas, além da capacidade de recarga do aquífero, pode induzir a intrusão salina, alterar a qualidade das águas pelo aumento da concentração dos sais e outros elementos, inviabilizando, muitas vezes, o uso da água para a produção de alimentos e para consumo humano. Um outro ponto preocupante com relação a depleção no nível do aquífero é o maior custo de bombeamento, podendo ocorrer sua inviabilização (Metzidakis *et al.*, 2008).

Contaminação dos corpos hídricos

Em adição ao fato de a demanda hídrica para a agricultura irrigada corresponder a aproximadamente 80% do consumo global, ela é também uma das principais fontes de poluição não pontual dos corpos hídricos. As três principais fontes de contaminação difusa das águas (superficiais e subterrâneas) pela agricultura são os sedimentos em suspensão, os nutrientes e os pesticidas,

cujos efeitos vêm sendo bem documentados na literatura (Schultz, 2004; Petheram *et al.*, 2008; Andrade *et al.*, 2009; Valenzuela, 2009).

A adoção de modelos que buscam a produtividade máxima conduz a uma aplicação sistemática de fertilizantes químicos e orgânicos, em elevadas quantidades. Esses modelos detêm um elevado potencial de contaminação das águas que, através do fluxo de drenagem são conduzidas aos rios e aos aquíferos, levando até eles, carreando-lhes principalmente, o nitrogênio e o fósforo (Dowd *et al.*, 2008). O excesso de fertilizantes nitrogenados, comumente na forma de nitrato, quando em águas superficiais, desencadeia o processo da eutrofização, comprometendo os ecossistemas e as comunidades da vida aquática (Elmi *et al.*, 2004; Schultz, 2004; Jun Xu, 2005). O nitrogênio na forma de nitrato, quando presente na água em concentrações superiores a 10 mg L⁻¹, inibe a capacidade de transporte de oxigênio, em crianças (metahemoglobinemia – doença azul), e o câncer do aparelho gástrico, em adultos. Villiers (2002) comentou que os compostos nitrogenados estão entre as substâncias carcinogênicas mais potentes que se conhece. Portanto, as concentrações dos sais e dos nitratos, nas águas de drenagem dos campos agrícolas, devem ser monitorados periodicamente (Muller *et al.*, 2007; Dowd *et al.*, 2008).

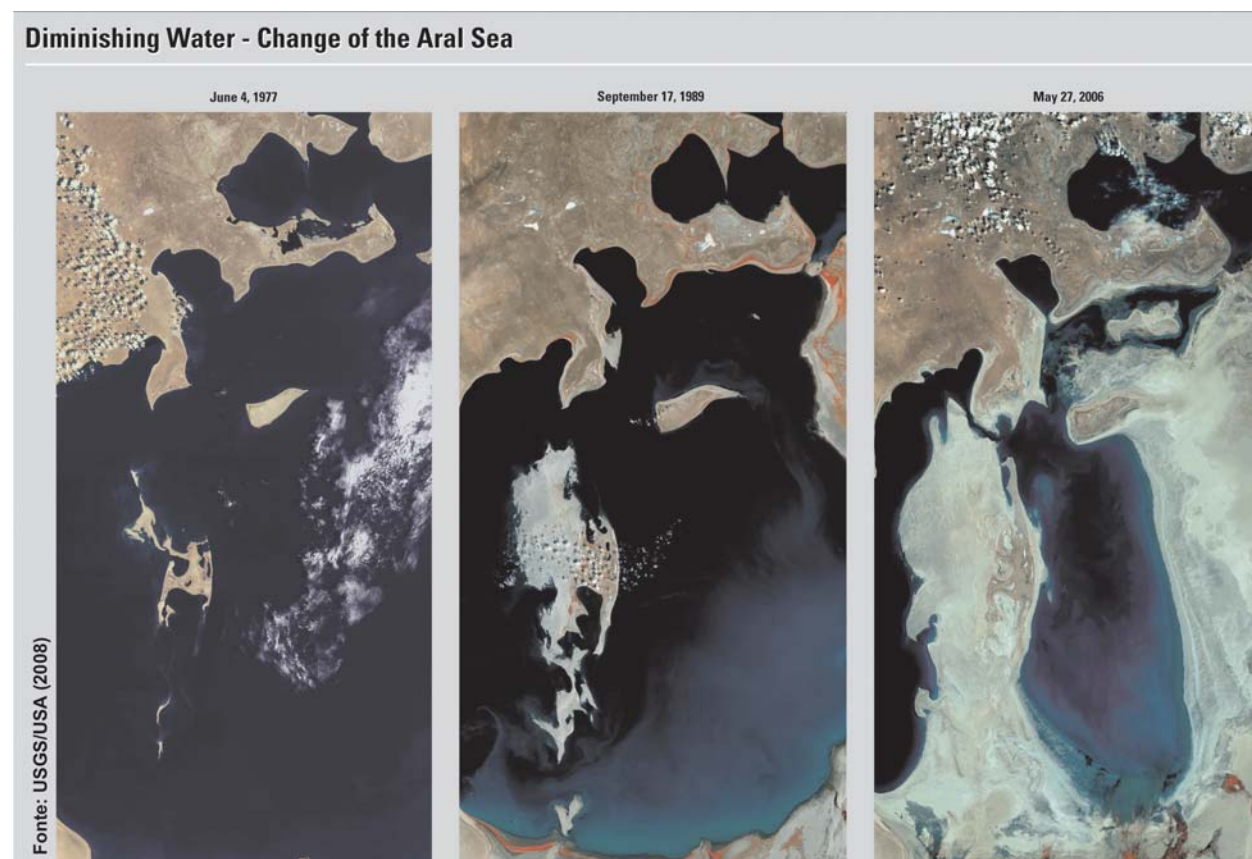


Figura 2. Imagens de satélite do Mar de Aral em 1977, em 1989 e em (2006).

Na Europa, de 50% a 90% das descargas de nitrogênio nos cursos d'água originam-se das áreas agrícolas, com uma descarga média de 20 kg ha⁻¹ ano⁻¹, em áreas bem manejadas, e de mais de 200 kg ha⁻¹ ano⁻¹, em áreas com manejo de irrigação inadequado (Cavero *et al.*, 2003). Um aumento percentual de 80 e 72% na concentração do sódio e do cloreto foi identificado por Frota Junior *et al.* (2007), quando comparou os sais presentes nas águas do rio Curu, a jusante e a montante do Perímetro Irrigado Curu-Paraipaba, Ceará, Brasil. Esse aumento na concentração corresponde a uma adição de 34 mg L⁻¹ de sódio e 74 mg L⁻¹ de cloreto, nas águas do rio, pelo retorno da água de irrigação do referido perímetro.

Nas últimas décadas, os rios dos países mais ricos estão se tornando, de forma geral, mais limpos em decorrência da proposta “água adequada para a recreação e vida aquática”, apresentada na “The Clean Water Act of 1972” (Christian *et al.*, 2005). Infelizmente, quando as águas são avaliadas em relação ao nitrato, nove de cada dez rios da Europa estão com níveis de nitrato quatro vezes superiores ao encontrado na natureza (0,1 mg L⁻¹). Nos Estados Unidos, a agricultura foi citada como a causa principal da poluição das águas, sendo que, dos 50 estados americanos, o nitrato foi identificado como a principal fonte de contaminação das águas subterrâneas em 49 deles (Chittaranjan, 2003). Atualmente, as agências americanas gerenciadoras das águas encontram-se em processo de adoção da “Total Maximum Daily Loads (TMDLs)” pelos produtores agrícolas, na busca da redução da adição de contaminantes aos corpos hídricos (Bekele & McFarland, 2005; Jun Xu, 2005).

Nas regiões secas do globo, as águas para irrigação em geral são oriundas de fontes subterrâneas (lençol freático e, ou aquíferos mais profundos), as quais muitas vezes apresentam elevadas concentrações salinas. Nas últimas décadas, muitas são as pesquisas relacionadas com a depleção e a contaminação das águas subterrâneas, por fertilizantes nitrogenados, resíduos de agro-químicos e salinização secundária (Andrade *et al.*, 2001; Meireles *et al.*, 2003; Metzidakis *et al.*, 2008). Quando a irrigação é praticada sem a adoção de técnicas adequadas de manejo, tanto pode-se gerar a depleção dos aquíferos mais profundos, como elevar o nível do lençol freático e contaminar as águas subterrâneas com fertilizantes nitrogenados e resíduos de agrotóxicos (Romic *et al.*, 2003; Chowdary *et al.*, 2005; Petheram *et al.*, 2008; Andrade *et al.*, 2009).

Em estudos do impacto da irrigação sobre os recursos solo e água, monitorou-se a lâmina do lençol freático por um período de três anos, em 10 poços rasos localizados no Perímetro Irrigado do Baixo Acaraú, Ceará, Brasil (DIBAU). Dois desses poços estavam inseridos nos campos irrigados, sobre a ação direta do manejo adotado na

irrigação, e os oito restantes em áreas não cultivadas. A flutuação da lâmina do lençol freático de quatro desses dez poços, sendo dois (P1 e P2), localizados nos campos irrigados e dois (P3 e P4), em áreas de mata nativa, está presente na Figura 3. Os quatro poços são fontes de água para consumo humano de quatro famílias, sendo cada uma composta por cinco pessoas.

Para investigar se a água de percolação dos campos irrigados estava exercendo alguma ação sobre o lençol freático, comparou-se, ao longo desses três anos, a flutuação da lâmina de água dos quatro poços. Os poços P3 e P4, inseridos na área de mata nativa, apresentaram uma flutuação no nível do lençol freático diferenciada daquela registrada em P1 e P2, localizados na área de cultivo irrigado. P3 e P4 mostraram-se mais sensíveis às precipitações ocorridas na estação chuvosa, havendo uma elevação no nível do lençol freático nos períodos de março a junho de 2004 e março a abril de 2007 (estação chuvosa), expressando uma maior variabilidade temporal de alteração na altura da lâmina do lençol freático, durante o período de estudo. Já os poços P1 e P2 apresentaram uma dinâmica diferenciada, com depleções atenuadas, o que sugere a existência de outra fonte de abastecimento para o lençol freático, além das precipitações pluviométricas. Portanto, inferiu-se que os mesmos estejam recebendo água proveniente de lâminas excedentes da irrigação, ratificando os resultados de Feng *et al.* (2005).

Na estação seca do ano de 2006 (dezembro), a lâmina d'água de P1 e P2 assemelhava-se àquela registrada na estação chuvosa de 2004, quando o total precipitado foi de 1.300 mm, superior em 33% da média da região. Dentre todos os poços pesquisados, o P4 apresentou a maior variabilidade temporal no nível médio da água do lençol, atingindo uma lâmina de água de 7,5 m durante a estação chuvosa de 2004, reduzindo-se significativamente à uma lâmina de 2,5 m, no mês de novembro de 2005. Nos poços P1 e P2 foi registrado um aumento de até 3 metros na lâmina de água entre o início do estudo (dez/2003) e final (abril/2007), sendo um outro indicativo da existência de lâminas excedentes de irrigação.

Nesses mesmos poços, para o mesmo período foram investigadas as flutuações nas concentrações de nitrato. No período inicial do estudo, dois anos após a implantação do Distrito de Irrigação, os teores de nitrato nas águas eram semelhantes em todos os poços monitorados. Seis meses depois, as concentrações de P1 e P2 passaram a ser superiores àquelas registradas nos poços inseridos na área de mata nativa. Andrade *et al.* (2009) constataram que P1 e P2 tinham sido perfurados a menos de um ano, quando se iniciou a pesquisa, enquanto que P3 e P4 já vinham sendo empregados para consumo humano há mais de dez anos.

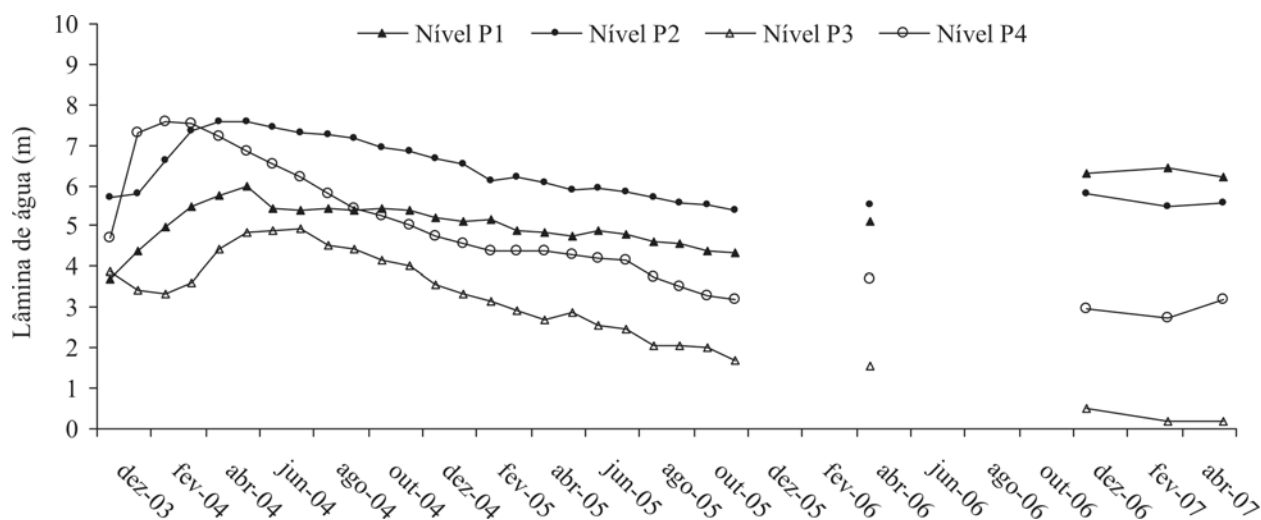


Figura 3. Variação da lâmina de água de poços rasos localizados na área do Perímetro Irrigado do Baixo Acaraú, Ceará.

Outra constatação, evidenciada por esses autores, é que as concentrações de nitrato nas águas dos poços localizados na área de cultivo irrigado (P1 e P2) apresentaram um comportamento sempre crescente e superior àquelas encontradas nas águas dos poços da área de mata nativa (Figura 4); e, após a coleta do mês de novembro de 2006, os poços P1 e P2 encontraram-se sempre acima de 10 mg L^{-1} , limite máximo estabelecido pela Portaria N° 518/2004 (BRASIL, 2004) e Resolução N° 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005), para consumo humano. A dinâmica na concentração do nitrato evidencia um efeito acumulativo, ao longo do período estudado, para os dois poços inseridos na área de cultivo irrigado.

As maiores concentrações de nitrato nas águas de P1 e P2 ocorreram nos meses de março e maio de 2007 ($19,40$ e $17,10 \text{ mg L}^{-1}$), respectivamente, estando 94% e 71% acima do limite máximo legal aceitável. Uma vez que

o efeito acumulativo foi constatado somente nos poços inseridos na área irrigada, acredita-se ser o mesmo decorrente da aplicação dos fertilizantes minerais nitrogenados e orgânicos, em doses de 80 kg N ha^{-1} e 430 kg N ha^{-1} , respectivamente. Tal fato expressa a necessidade de mudanças no manejo da irrigação adotado nas áreas do DIBAU. Um acúmulo excessivo de nitrato nas águas do lençol freático de campos irrigados foi, também, identificado por Muñoz-Carpena *et al.* (2002) nas Ilhas Canárias, Espanha e Feng *et al.* (2005) em áreas do Distrito de Irrigação Hetao, China.

Efluentes dos campos irrigados

Em geral, os sistemas de drenagem são instalados com o objetivo de reduzir a concentração de sais na zona do sistema radicular; manter o nível do lençol freático a uma profundidade que permita o desenvolvimento

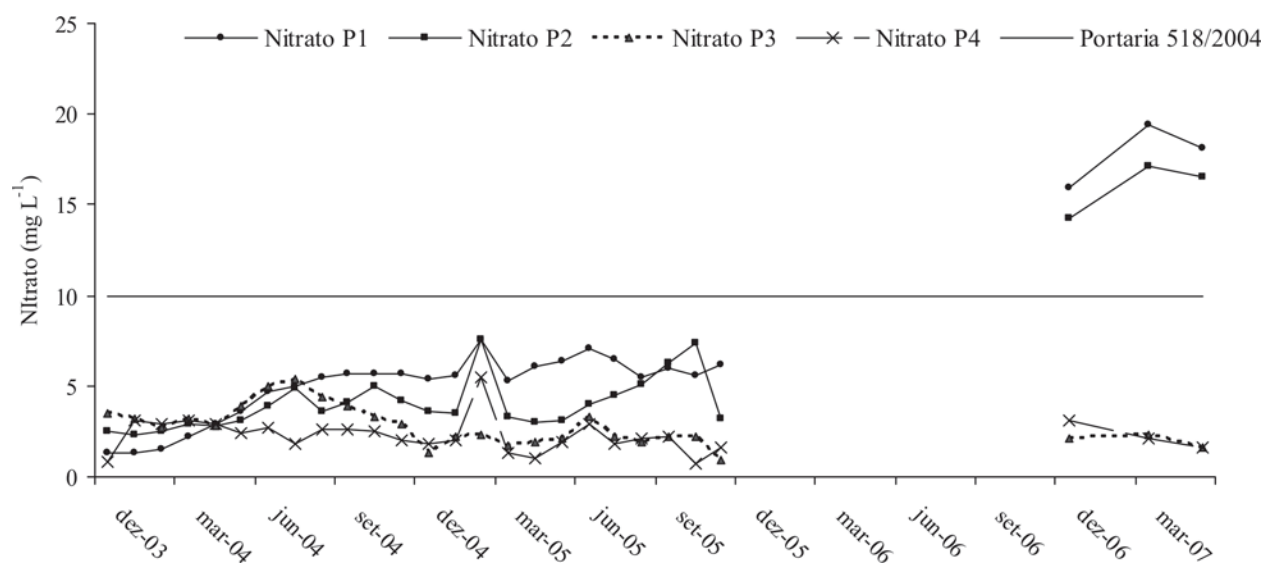


Figura 4. Concentrações de nitrato nos poços da área de cultivo irrigado (P1 e P2) e na área de mata nativa (P3 e P4) em Baixo Acaraú, Ceará.

satisfatório do sistema radicular e retirar o excesso de nutrientes e resíduos de agrotóxicos, que se acumulam no perfil do solo das áreas irrigadas. No entanto sem o conhecimento da taxa de suporte máxima diária (TMDL) de um corpo hídrico com relação aos efluentes, poderão ser gerados sérios problemas de contaminação das águas com sais (salinidade), resíduos de fertilizantes (eutrofização) e agrotóxicos, nas partes baixas da bacia hidrográfica. Pesquisadores como Aragués & Tanji (2003) comentaram que a carga dos sais nas águas de dreno varia, desde valores próximos aos presentes na água de irrigação, até valores superiores a uma ordem de magnitude. Em termos padrões, as descargas de sais nas águas de drenagem das áreas irrigadas, nas regiões áridas e semi-áridas, variam de 2 a 20 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Valenzuela (2009) identificou que 98% e 46% das cargas de sais e nitrato, respectivamente, adicionadas ao rio Arba, eram oriundas dos campos irrigados do Distrito de Irrigação Bardenas, na Espanha. O referido autor apontou para a necessidade de uma mudança na prática de adubação nitrogenada, para assim minimizar a contaminação dos corpos hídricos.

Um outro desafio para o manejo das águas drenadas dos campos de agricultura irrigada nas regiões secas (áridas e semi-áridas) é o fato de a irrigação ser praticada no período mais seco, quando os cursos hídricos, em sua quase totalidade, apresentam uma vazão mínima de 7 dias igual a zero ou uma vazão regularizada baixa (cursos perenizados artificialmente), por adutoras ou válvulas (Figura 5). Em uma visão sustentável, essa característica torna os cursos hídricos do semi-árido impróprios para receber descargas de efluentes das áreas irrigadas, existindo a necessidade da adoção de técnicas como o "TMDL", que venham a definir a descarga de poluentes (sais, resíduos de fertilizantes e agrotóxicos) dos drenos agrícolas.



Figura 5. Vazão regularizada do rio Groairas, Ceará, pelo Açudes Edson Queiroz, 2000.

ESTRATÉGIAS E MEDIDAS DE CONTROLE

A tendência à salinização dos recursos solo e água, pelo manejo da irrigação nas regiões secas (áridas e semi-áridas), é inerente às características climáticas e geológicas dessas zonas. As elevadas taxas de evapotranspiração, as baixas alturas pluviométricas anuais e a salinidade natural não podem ser modificadas e, sim, devem ser aceitas. A estratégia correta é a adoção de práticas de manejo dos recursos naturais adequadas à região, para assim mitigar os impactos adversos que a técnica da irrigação poderá gerar sobre o capital natural. Pesquisadores, como Smedema & Shiati (2002), Causapé *et al.* (2004) e Muller *et al.* (2007) são unânimes em apontar as seguintes ações mitigadoras:

1. Monitoramento participativo na flutuação do lençol freático;
2. Por ocasião da prática da irrigação, considerar a salinidade natural dos solos da região;
3. Programas de incentivos ao uso eficiente da água (ex: produtores que ampliem a taxa produtiva da água - quilo de fibra ou grão produzido/metro cúbico de água receberão algum tipo de incentivo por parte das agências gerenciadoras de água);
4. Práticas de manejo como rotação de culturas;
5. Adoção de drenos biológicos - emprego de espécies vegetais exigentes de água (eucalipto) ao longo dos drenos;
6. Exploração de cultivos de algas específicas para minimizar os níveis de salinidade das águas;
7. Cultivos de microorganismos que decomponham os resíduos de agrotóxicos.

Diferentes combinações dessas práticas vêm sendo empregada nas bacias hidrográficas dos rios Colorado, Bosque, San Joaquin e outros, nos USA, e Murray-Darling, na Austrália.

Em adição às tomadas de decisões supracitadas, sugere-se a adoção de ações em que as políticas ambientais, sociais e econômicas sejam consideradas na definição das estratégias a serem adotadas. Portanto, sugerem:

1. Treinamento sistemático e participativo para os irrigantes, esclarecendo-os quanto aos riscos de salinização dos solos e contaminação dos recursos hídricos;
2. Introdução de monitoramento participativo da qualidade das águas subterrâneas e superficiais, em relação aos sais e resíduos de fertilizantes (nitrogênio e fósforo);
3. Adoção de um banco de créditos de sais e, ou, de nitrato (ex: produtores que adotarem práticas que mini-

mizem a taxa de adição de sais ou nitrato às águas recebem algum tipo de incentivo, por parte das agências gerenciadoras de água);

4. O cultivo de espécies vegetais, como a erva-sal *Atriplex nummularia*, a qual é conhecida como dessalinizador biológico. A atriplex, além de absorver sais do solo, é uma forrageira com teor protéico superior a 20%.

REFERÊNCIAS

- Andrade EM, Aquino DN, Crisóstomo LA, Rodrigues JO & Lopes FB (2009) Impacto da lixiviação de nitrato e cloreto no lençol freático sob condições de cultivo irrigado. *Ciência Rural*, 39(1):88-95.
- Andrade EM, Meireles ACM, Ness RLL & Cruz, MG M (2001), Irrigation land use impacts in Baixo Jaguaribe Watershed. In: The 4th inter-regional conference on environment-water, 4th, Fortaleza. Proceedings... Fortaleza:ABID, p. 279-284.
- Aquino DN, Andrade EM, Lopes FB, Teixeira AS & Crisostomo LA (2008) Impacto do manejo da irrigação sobre os recursos solo e água. *Revista Ciência Agronômica*, 39:225-232.
- Aragués R & Tanji KK (2003) Water quality of irrigation return flows, *Encyclopedia of Water Science*, Marcel, Dekker Inc., p. 502-506.
- Bekele A & McFarland A (2005) Impacts of manure composting program on stream water quality. In: The third Conference of Watershed management to meet water quality standards and emerging TMDL, Atlanta: Georgia. Proceedings, ASAE. p. 242-258.
- Ben-Hur M, Li FH, Keren R, Ravina I & Shalit G (2001) Water and salt distribution in a field irrigated with marginal water under high water table conditions. *Soil Science American Journal*, 65:191-198.
- BRASIL. Ministério da Saúde - Portaria Nº 518, de 25 de março de 2004. "Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências". *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*. Brasília, 26 de março de 2004. seção 1.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA Nº 357 de 17 de março de 2005. Brasília: 2005. 23p. Dispõe sobre classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/conama/res/res05/res35705.pdf>.> Acessado em 09 abril 2007.
- Burkhalter JP & Gates TK (2006) Evaluating regional solutions to salinization and waterlogging in an irrigated river valley 10.1061/_ASCE_0733-9437_2006_132:1_21_
- Causapé J, Quílez D & Aragués R (2004) Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level II. Salt and nitrate loads in irrigation return flows. *Agricultural Water Management*, 70:211-228.
- Cavero J, Beltrán A & Aragués R (2003) Nitrate exported in the drainage water of two sprinkler irrigated watershed. *Journal of Environment Quality*, 32:916-926.
- Chittaranjan R (2003) *Pesticides in Domestic Wells*. 1st ed. St. Joseph, ASAE. 191p.
- Chowdary VM, Rao NH & Sarma PBS (2005) Decision support framework for assessment of non-point-source pollution of groundwater in large irrigation projects. *Agricultural Water Management*, 75:194-225.
- Christian, ML, Graber, RW & Frisbie, RL (2005). Implementation of TMDL's in Kansas. In: The third Conference of Watershed management to meet water quality standards and emerging TMDL, Atlanta: Georgia. Proceedings, ASAE. p. 13.
- Christofidis D (2003) Água, ética, segurança alimentar e sustentabilidade ambiental. *Bahia Análise & Dados*, 13(Especial):371-382.
- Dowd BM, Press D & Los Huertos M (2008) Agricultural nonpoint source water pollution policy: The case of California's Central Coast. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 128:151-161.
- Elmi AA, Madramootoo C, Egeh M & Hamel C (2004) Water and fertilizer nitrogen management to minimize nitrate pollution from a cropped soil in southwestern Quebec, Canada. *Water Air Soil Pollution*, 151:117-134.
- FAO (2003) The irrigation challenge: increasing irrigation contribution to food security through higher water productivity. Rome, IPTRID Issue Paper No. 4, 25p.
- Feng ZZ, Wang XK & Feng ZW (2005) Soil N and salinity leaching after the autumn irrigation and its impact on groundwater in Hetao Irrigation District, China. *Agricultural Water Management*, 71:131-143.
- Frota Júnior JI, Andrade EM, Meireles ACM, Bezerra AME & Souza BFS (2007) Influência antrópica na adição de sais no trecho perenizado da bacia hidrográfica do Curu, Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, 38:142-148.
- Graziano, F (1998) Agricultura: a produção de água limpa. *Agroanalysis*, 18:60-63.
- Jun Xu Y (2005) Nitrogen retention of the largest river swamp in North America. In: The third Conference of Watershed management to meet water quality standards and emerging TMDL, Atlanta: Georgia. Proceedings, ASAE. p.14-26.
- Meireles ACM, Andrade EM, Cruz MGM & Lemos Filho LCA (2003) Avaliação do impacto da fertirrigação em cambissolos na Chapada do Apodi, Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, 34:207-212.
- Metzidakis I, Martinez-Vilela A, Castro Nieto G & Basso B (2008) Intensive olive orchards on sloping land: Good water and pest management are essential.(Report). *Journal of Environmental Management*, 89:190-129.
- Muller K, Magesan GN & Bolan NS (2007) A critical review of the influence of effluent irrigation on the fate of pesticides in soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120:93-116
- Muñoz-Carpena RM, Ritter A, Socorro AT & Pérez N (2002) Nitrogen evolution and fate in a Canary Islands (Spain) sprinkler fertigated banana plot. *Agricultural Water Management*, 52:93-117.
- O'Donnell KJ, Tyler DF & Wu TS (2005) TMDL Report: Fecal and total coliform TMDL for the New river, (WBID 1442). In: The third Conference of Watershed management to meet water quality standards and emerging TMDL, Atlanta: Georgia. Proceedings, ASAE. p.612-621.
- Ongley ED (2000) Controle da poluição da água pelas atividades agrícolas. Tradução de Gheyi HR, Damasceno FAV & Brito LTL. Campina Grande: UFPB, (estudos da FAO: Irrigação e Drenagem, 55). 92p.
- Pereira OJ, Matias Filho J & Andrade EM (1986) Variação do teor de sais no solo irrigado por aspersão e ação da chuva na sua lixiviação. *Ciência Agronômica*, 17:61-65.
- Petheram C, Bristow KL & Nelson PN (2008) Understanding and managing groundwater and salinity in a tropical conjunctive water use irrigation district. *Agricultural Water Management*, 795:1167-1179.

- Quinn NWT (2009) Environmental decision support system development for seasonal wetland salt management in a river basin subjected to water quality regulation. *Agricultural Water Management* 96:247-254.
- Romic D, Romic M, Borosic J & Poljak M (2003) Mulching decreases nitrate leaching in bell pepper (*Capsicum annuum* L.) cultivation. *Agricultural Water Management*, 60:87-97.
- Schultz R (2004). Field studies on exposure, effects and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: a review. *Journal of Environmental Quality*, 33:419-448.
- Shah M & Strong M (2000) Food in the 21st Century: From Science to sustainable agriculture. CGIAR Secretariat, World Bank, 72p.
- Smedema LK & Shiati K (2002) Irrigation and salinity: a perspective review of the salinity hazards of irrigation development in the arid zone. *Irrigation and Drainage Systems*, 16(2):161-174.
- Tyler MG (2007) *Ciência ambiental*. 11 ed. São Paulo: Thompson Learning. 501p.
- Valenzuela JC (2009) Agro-environmental evaluation of irrigation land I. Water use in Bardenas irrigation district (Spain). *Agricultural Water Management*, 96:179-187.
- Villiers M (2002) *Água* 1 ed. Rio de Janeiro, Ediouro. 457p.
- Wichelns D, Cone D & Stuhr G (2002) Evaluating the impact of irrigation and drainage policies on agricultural sustainability. *Irrigation and Drainage Systems*, 16(1):1-14.