

O USO DA ÁGUA NA AGRICULTURA EM PORTUGAL PARTE II – ASPECTOS AMBIENTAIS DA AGRICULTURA DE REGADIO

WATER USE IN AGRICULTURE IN PORTUGAL

PART II – ENVIRONMENTAL ASPECTS OF THE IRRIGATED
AGRICULTURE

EL USO DEL AGUA EN LA AGRICULTURA EN PORTUGAL

PARTE II – ASPECTOS AMBIENTALES DE LA AGRICULTURA DE RIEGO

António Canatário Duarte (acduartel@ipcb.pt)*

Amparo Melián Navarro (amparo.melian@umh.es)**

RESUMO

A atividade agrícola de regadio está associada à utilização massiva de fertilizantes e outros agroquímicos, devendo ter responsabilmente implícita o consumo moderado e eficiente da água, bem como a conservação da sua qualidade depois de usada e lançada novamente no meio hídrico. O objetivo deste estudo é avaliar a forma como evolui a concentração de sais, azoto nítrico e amoniacal em duas campanhas de rega, bem a sua carga contaminante relacionada com o volume de fluxos de retorno. A bacia hidrográfica de estudo situa-se no concelho de Idanha-a-Nova, estando incluída no *Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha*. Apresenta uma área de 189 hectares, os declives mais representativos variam entre 0 e 4%, os solos maioritariamente presentes são das categorias dos *Cambisols* e *Luvisols*, e as culturas de regadio são sobretudo tabaco, milho e sorgo. Uma estação hidrométrica e de qualidade da água assegura a avaliação do escoamento e da concentração dos contaminantes sais e azoto. A qualidade dos fluxos de retorno relativamente aos contaminantes em estudo, ainda que ligeiramente diminuída, fica longe de comprometer o seu uso a jusante, deixando perceber que se a água derivada para a atividade agrícola for de boa qualidade, esta não é significativamente degradada quando usada e lançada novamente no meio hídrico. As características de solubilidade e mobilidade dos contaminantes, a sua disponibilidade no solo, bem como o volume dos fluxos de retorno, determinam a dinâmica destes contaminantes ao nível de uma pequena bacia hidrográfica de regadio.

Palavras Chave: agricultura de regadio, aspetos ambientais, qualidade da água, contaminante sais, azoto e fósforo.

ABSTRACT

The irrigated agricultural activity is associated with the massive use of fertilizers and other agrochemicals, which should have a responsible implication for the moderate and efficient consumption of water, as well as the conservation of its quality after being used and released again in the water environment. The objective of this study is to evaluate how the concentration of salts,

nitric and ammonium nitrogen evolve in two irrigation seasons, as well as their contaminant load related to the volume of return flows. The study watershed is located in the Idanha-a-Nova County, included in the *Idanha Irrigation Project*. It has an area of 189 ha, the most representative slopes are between 0 and 4%, the soils are included in *Cambisols* and *Luvisols*, and the irrigated crops are mainly tobacco, maize and sorghum. At the watershed outlet a hydrometric and water quality station is installed, that guarantees the evaluation of the runoff and the concentration of pollutants salts and nitrogen. The quality of return flows relative to the pollutants under study, although slightly reduced, is far from compromising their downstream use, , showing that if the water derived for agricultural activity is of good quality, it is not significantly degraded when used and released back into the water environment. The solubility and mobility characteristics of the contaminants, their availability in the soil, as well as the volume of return flows, determine the dynamics of these contaminants at the level of a small irrigated hydrographic basin.

Keywords: Irrigated agriculture, environmental aspects, agricultural watershed, water quality, salts, nitrogen and phosphorus.

RESUMEN

La agricultura de riego está asociada a la utilización masiva de fertilizantes y otros agroquímicos, debiendo ser responsables por el consumo moderado y eficiente del agua, así como de la conservación de su calidad tras el uso y posterior vertido al medio hídrico. El objetivo de este estudio es evaluar la forma en la que evoluciona la concentración de sales, nitrógeno nítrico y amoniacal en dos campañas de riego, así como la carga contaminante relacionada con el volumen de los flujos de retorno. La cuenca de estudio se sitúa en la comarca de Idanha-a-Nova, estando incluida en la Zona Regable de la Campiña de Idanha. Presenta un área de 189 ha, las pendientes más representativas varían entre 0 y 4%, los suelos mayoritariamente presentes son los de las categorías de los Cambisols y Luvisols, y los cultivos de riego son sobretodo tabaco, maíz y sorgo. Una estación hidrométrica y de calidad del agua se instaló en la zona para monitoreo de la escorrentía y de la concentración de contaminantes sales y nitrógeno. La calidad de los flujos de retorno, en relación con los contaminantes en estudio, aunque se redujo ligeramente, no compromete su uso aguas abajo, intuyendo que, si el agua derivada para la actividad agrícola es de buena calidad, ésta no se degrada significativamente cuando es usada y vertida de nuevo al medio hídrico. Las características de solubilidad y movilidad de los contaminantes, su disponibilidad en el suelo, así como el volumen de los flujos de retorno, determinan la dinámica de estos contaminantes al nivel de una pequeña cuenca de riego.

Palabras clave: agricultura de riego, aspectos ambientales, cuenca hidrográfica, calidad del agua, contaminantes sales, nitrógeno y fósforo.

* Professor Adjunto da Escola Superior Agrária/Instituto Politécnico de Castelo Branco, Doutor em Agronomia pela Universidade de Córdoba (Espanha), Investigador do Centro de Estudos GEOBIOTEC (Polo da Universidade da Beira Interior).

** Professor Titular da Universidad Miguel Hernández/Escuela Politécnica Superior de Orihuela (Espanha), Doutor em Economia Agrária (Espanha), Membro do Grupo Investigador em Água e Energia para uma Agricultura Sustentável (AEAS-UMH) (Espanha).

Submitted: 13th September 2019

Accepted: 1st June 2020

INTRODUÇÃO

Enquadramento geral do tema

O uso racional da água deve ter implícito o seu consumo moderado e eficiente, bem como a conservação da sua qualidade depois de usada e lançada novamente no meio hídrico. Esta ideia constitui uma preocupação fundamental na Diretiva-Quadro da Água (União Europeia, 2000), ao considerar que a água não deve ser encarada como um bem económico como os demais, mas um património natural partilhado que deve ser protegido. Para além de diversas medidas preventivas da qualidade da água, aquela Diretiva contempla também medidas reativas que concorrem para o mesmo objetivo, que estão implícitas no princípio do poluidor-pagador. A transposição da Diretiva-Quadro da Água para o quadro legal do nosso país, impõe a obrigatoriedade de cobrança de uma Taxa de Recursos Hídricos pelos agentes gestores da água, que no caso da poluição da água se traduz na parcela referente à descarga de efluentes sobre os recursos hídricos, suscetível de causar impacto significativo. Uma nova abordagem da questão da água implícita naquela diretiva, remete para a ideia de que a qualidade da água não deve estar centrada exclusivamente em parâmetros físico-químico-biológicos relacionados com os vários usos da água, mas contemplar um inestimável valor ecológico que direciona a qualidade da água para um adequado funcionamento dos ecossistemas que dependem deste recurso natural. Dada a estreita relação existente no contínuo solo-água, é fundamental a qualidade destes dois recursos num determinado entorno agroecológico já que se vêm afetados mutuamente de forma mais ou menos importante. Processos como a erosão hídrica do solo, a compactação, a acidificação entre outros, têm influência negativa em processos como a capacidade do solo de armazenamento de água e nutrientes, a mobilidade dos produtos agroquímicos, a degradação de resíduos orgânicos, a eficiência das raízes das plantas. Decorrente desta ideia estruturante, resulta que a qualidade da água não deve ser um conceito absoluto, mas que deve depender das exigências do seu uso considerando as funcionalidades dos ecossistemas (Novotny, 2003).

Objetivo do estudo

Neste estudo pretende-se fazer a avaliação da forma como evoluem as concentrações de sais e de azoto nítrico e amoniacal em duas campanhas de rega, bem como a sua carga contaminante relacionada com o volume de fluxos de retorno, enquadrada na compreensão da dinâmica destes elementos ao nível de uma pequena bacia hidrográfica, e sob diferente ocupação agrícola. Pretende-se ainda destacar a importância desta temática, contextualizada na necessidade do controlo e mitigação do processo de degradação da qualidade da água com contaminantes de origem agrícola.

1. A PROBLEMÁTICA DA POLUIÇÃO DIFUSA ORIGINADA PELA ACTIVIDADE AGRÍCOLA

A atividade agropecuária é uma das principais fontes de poluição difusa da água, ocorrendo em áreas extensas e grandemente dependentes do seu comportamento hidrológico, que arrasta para os meios hídricos confinantes substâncias previamente depositadas no solo

(fertilizantes, fitossanitários, matéria orgânica). Esta forma de poluição não estando relacionada com uma localização específica das fontes de poluição, torna-se bastante difícil identificar a origem dos contaminantes e responsabilizar os agentes causadores da degradação da qualidade da água (Harrison *et al*, 2019). Afigura-se, portanto, de grande dificuldade a aplicação do princípio de poluidor-pagador nas circunstâncias referidas, ao contrário das relacionadas com fontes de poluição pontual, por exemplo descargas de efluentes de unidades pecuárias, em que os contaminantes têm uma origem de mais fácil localização. Assim, a aplicação exclusiva de normas e outras formas diretas de prevenção têm-se mostrado, em vários países da União Europeia, pouco eficiente no controle da contaminação difusa. Por esta razão, o enfoque no controle deste tipo de poluição tem-se verificado mais em instrumentos indiretos como os códigos de boas práticas agrícolas, consubstanciados nas medidas agroambientais complementadas com incentivos monetários aos agricultores (Evans *et al*, 2019). Os contaminantes de origem agrícola mais problemáticos na degradação da qualidade da água são o azoto e o fósforo, contribuindo decisivamente para a eutrofização das massas de água superficiais. Ainda que ambos os contaminantes contribuam para este processo de disfunção dos ecossistemas aquáticos, a classificação do estado trófico dos meios hídricos baseia-se no contaminante que representa uma limitação ao seu desenvolvimento, que na maior parte dos casos é o fósforo (FAO, 1997).

A conversão de áreas agrícolas de sequeiro para regadio, e a consequente intensificação da atividade, implica normalmente uma utilização massiva de fertilizantes e outros agroquímicos, que, sem a necessária salvaguarda de medidas preventivas, pode levar ao aparecimento de situações ambientais preocupantes. Alguns estudos sobre esta temática referem que, o maior desafio para a viabilidade e sustentabilidade da agricultura de regadio é um adequado compromisso entre a produtividade agrícola e a proteção do meio ambiente (Causapé *et al*, 2004; Shepard, 2005).

A minimização de impactos durante a fase de utilização dos aproveitamentos hidroagrícolas, podem alcançar-se seguindo normas lógicas na prática da rega normalmente desconhecidas dos regantes: utilização racional da água de rega, controle das quantidades aplicadas, e do momento de aplicação, de fertilizantes e outros agroquímicos, e mobilização do solo tendente a evitar a erosão (Wang *et al*, 2019). A melhoria das infraestruturas de distribuição e armazenamento de água, bem como da tecnologia dos sistemas de rega nos últimos anos, têm contribuído para a melhoria da eficiência do uso da água, permitindo atenuar a pressão sobre os recursos hídricos e tornar mais efectiva a adaptação aos cenários de alterações climáticas. Também a implementação de faixas de proteção nas margens das linhas de água, funcionando como zonas tampão, apresenta-se como uma medida eficiente na redução do efeito dos produtos agroquímicos na qualidade da água (Tabacchi *et al*, 2000; Stone *et al*, 2004; Li *et al*, 2019). Para conseguir estes objetivos, é cada vez mais necessário que os regantes possam contar com um serviço de aconselhamento técnico em relação a estes aspetos que permita o cumprimento das indicações especificadas nos planos de vigilância ambiental nas zonas de regadio. Vários autores fazem notar que a melhoria da gestão da água ao nível das parcelas configura-se como o instrumento mais eficaz na redução dos impactos do regadio no ambiente (Pereira, 2005; Mateos, 2003), sendo o alcance deste objetivo indissociável de uma conveniente gestão dos recursos hídricos à escala do aproveitamento hidroagrícola (Mateos *et al*, 2002; Lorite *et al*, 2004). Num quadro futuro de alterações climáticas, a alteração do regime de precipitação/escoamento e do aumento da temperatura terão um efeito mais ou menos marcado na qualidade dos meios hídricos. O aumento da temperatura do ar, e por consequência da água, terá como efeito uma diminuição do oxigénio na água, e em particular o aumento da produtividade biológica associada aos problemas de eutrofização (INAG, 2002). É previsível que a carga contaminante afluente às massas de água seja afetada, tanto de forma

direta por alteração do regime hidrológico, como de forma indireta por alteração do uso do solo e da água. Convém, no entanto, salvaguardar que esta tendência não é clara, já que à diminuição do volume de precipitação/escoamento tenderá a verificar-se simultaneamente a ocorrência de fenómenos extremos com capacidade de arrastamento de sedimentos e outros contaminantes para o meio hídrico recetor (Lefebvre *et al*, 2019).

1.1. Modelação do processo de contaminação difusa

A modelação adquiriu nos últimos tempos uma relevância decisiva nos processos condicionados pela atividade humana, em particular a atividade agrícola. Os modelos de simulação constituem-se como ferramentas estratégicas no planeamento da ação humana, ao possibilitarem a avaliação de impactos para uma determinada conjugação de fatores, e permitirem a configuração de situações alternativas tendentes à definição de códigos de boas práticas (Kite e Droogers, 2000; Lorite, 2002; Liu *et al*, 2013). Os modelos hidrológicos e de qualidade da água desenvolvidos, ou aperfeiçoados recentemente, são os que se apresentam especialmente vocacionados para simular à escala da bacia hidrográfica, como unidade territorial básica para as ações de planeamento e gestão no domínio dos recursos hídricos. Na Figura 1 apresenta-se a conceptualização da hidrologia de uma bacia hidrográfica, com indicação dos processos relacionados com a contaminação difusa e os compartimentos onde são originados e por onde se deslocam os contaminantes, com maior ou menor tempo de permanência (Thornton *et al*, 1999). A intensidade e importância de cada um dos fluxos presentes na mesma figura depende das condições hidrológicas em cada período de tempo.

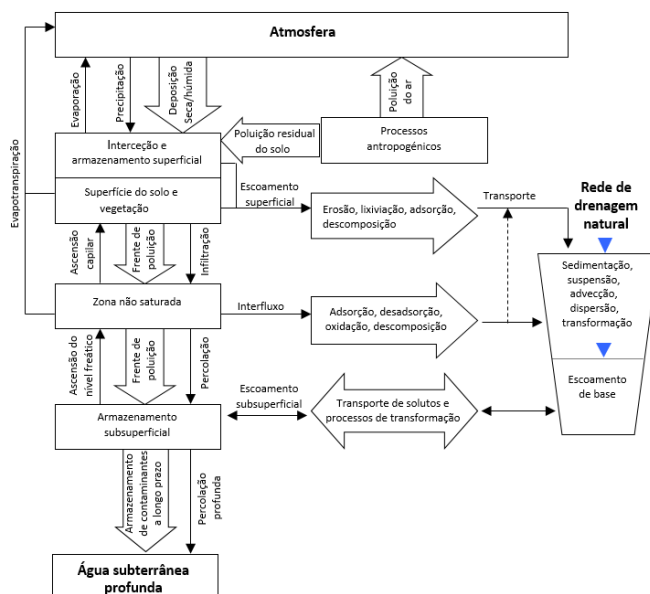


Figura 1 – Conceptualização da hidrologia de uma bacia hidrográfica, com indicação dos processos de contaminação difusa dos recursos hídricos (Adaptado de Thornton *et al*, 1999).

Como exemplos de modelos que simulam o impacto da atividade agrícola na qualidade da água, referimos os que se seguem:

- *EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator)* (Williams *et al*, 1983), e *GLEAMS (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems)* (Knisel e Davis, 1999), que simulam de forma não distribuída espacialmente, ou seja vocacionados para a escala da parcela agrícola;
- *AnnAGNPS (Annualized Agricultural Nonpoint Source)* (Cronshey e Theurer, 1998), que simula de forma distribuída espacialmente, ou seja a escalas superiores à parcela agrícola;
- *SOIL (Simulation Model for Soil Water Movement and Heat)* (Jansson, 1991), que simula o transporte de nutrientes numa coluna de solo.

Os modelos de simulação que operam de forma distribuída incorporam ferramentas de análise espacial, que inicialmente eram interfaces desenvolvidas especificamente para certos modelos. Com a generalização do uso dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG), foram desenvolvidas versões de alguns modelos integradas em ambiente SIG com capacidade acrescida de edição e análise espacial de dados. Este incremento na capacidade dos modelos representa um avanço significativo na precisão dos resultados simulados, permitindo uma atuação mais efetiva nas operações de conservação dos recursos naturais. Para além das características mencionadas dos modelos, deve-se atender a outras tais como, escala de tempo para a qual simulam, tempo de computação para obtenção de resultados, simulação da produção das culturas entre outras, que determinam que sejam mais recomendados para situações particulares. Atendendo às considerações anteriores, é recomendável que se realize um trabalho prévio de seleção do modelo que sirva os propósitos de um determinado estudo (Duarte, 2006).

1.2. Produção e arrastamento de contaminantes

1.2.1. Azoto

O azoto, sendo o macronutriente quantitativamente mais importante para a nutrição das culturas, é um fator de produção decisivo na manutenção de níveis elevados de produção, e na viabilidade económica dos sistemas agrícolas. No entanto, considerando que é um elemento muito dinâmico e móvel no contínuo água-solo, a sua gestão torna-se especialmente difícil nas áreas de regadio, onde podem ocorrer perdas significativas em solução (percolação ou no escoamento superficial), por desnitrificação ou conjuntamente com as partículas arrastadas por erosão hídrica (Delgado, 2002). Este elemento é o contaminante mais importante das massas de água superficiais, tendo normalmente origem em fontes não localizadas e relacionadas com aplicações excessivas de fertilizantes. O nitrato, sendo um anião (NO_3^-), não é fixado nas cargas negativas dos colóides do solo não formando ligações químicas de superfície. Sendo simultaneamente muito solúvel é facilmente transportado em solução na água; em condições favoráveis de meteorologia e de disponibilidade deste nutriente no solo, contribui decisivamente para a contaminação das águas superficiais e dos aquíferos subterrâneos (Logan, 1995). Adicionalmente aos nitratos, uma parte importante do azoto que contribui para a degradação da qualidade da água superficial é transportada sob a forma amoniacal ou noutras formas de azoto menos oxidadas (Li *et al*, 2019). O azoto sob a forma amoniacal forma um catião (NH_4^+), sendo fixado nas cargas negativas dos colóides do solo formando ligações químicas de superfície. Uma grande parte desta forma de azoto encontra-se nas camadas superficiais do solo, sendo facilitados a sua oxidação em nitratos e o seu arrastamento nos eventos de escoamento com capacidade erosiva (Follet, 2001). A adoção de boas práticas agrícolas, contemplando aplicações racionais de fertilizantes, mostram uma

influência pouco importante na concentração de nitratos no escoamento superficial (Ritter e Bergstrom, 2001). Por outro lado, Whitaker *et al* (1978) fazem notar que quantidades superiores às que garantem boas produções aumentam de forma considerável a concentração de azoto nos fluxos de retorno, sem aumentar significativamente a produção das culturas.

A tomada de consciência pela sociedade dos problemas ambientais causados pelas atividades produtivas, nomeadamente a atividade agrícola, e o aparecimento de situações preocupantes de qualidade das águas superficiais e subterrâneas, levou à necessidade de regulação desta questão através da Diretiva Nitratos (Conselho da Europa, 1991), transposta para o quadro jurídico nacional pelo Decreto-Lei nº235/97 (Ministério do Ambiente, 1997) com alterações posteriores introduzidas pelo Decreto-Lei nº68/99 (Ministério do Ambiente, 1999). Os instrumentos normativos referidos têm por objetivo impedir ou reduzir a poluição induzida por nitratos de origem agrícola das massas de água, nomeadamente as captadas para consumo humano. No entanto, é importante ter presente que a utilização adequada de fertilizantes é decisiva para garantir a rentabilidade económica das explorações e a competitividade do sector agrícola, bem como garantir a disponibilidade global de alimentos para uma população em crescimento. A quantidade de fertilizantes azotados incorporados no solo deve ser na medida da sua remoção pelas culturas, salvaguardando gastos desnecessários em excesso de fertilizantes e situações de contaminação do solo, da água e da atmosfera. Porém, este desiderato não tem sido conseguido nos últimos anos a nível nacional, tendo-se mesmo verificado um aumento do excedente de adubos azotados entre os anos 2000 e 2017 de 144,7 para 153,1 mil toneladas, a que corresponde um aumento de 5,8% (Figura 2). Em 2017 o balanço líquido do azoto (Incorporado no solo – Removido pelas plantas – Emissões gasosas) teve um pequeno decréscimo relativamente a 2016 (menos 5750 toneladas, decréscimo de 3,6%), verificando uma tendência de estabilização nos anos recentes. Apesar do balanço líquido do azoto no solo já ter registado o valor de 137,9 mil toneladas em 1998, face ao valor de 116,8 mil toneladas verificado em 2017, este valor ainda corresponde a um excesso de azoto de 33 kg/ha de Superfície Agrícola Útil (APA, 2019a). Refira-se também a importância das emissões gasosas de azoto da aplicação de fertilizantes na atividade agrícola, que em 2017 se cifrou em 36,3 mil toneladas, com considerável impacte na qualidade do ar e no ciclo da água. As perdas de azoto para a atmosfera são volatilizadas sob a forma de azoto elementar (N_2), amoníaco (ião amónio, NH_4^+), e óxido nitroso (N_2O), tendo este uma influência bastante nociva no efeito de estufa na atmosfera (Sun *et al*, 2019).

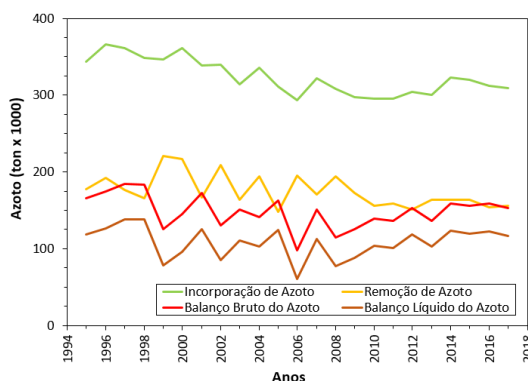


Figura 2 - Balanço Bruto (Incorporação – Remoção) e Líquido (Incorporação – Remoção – Emissões gasosas) do azoto dos fertilizantes aplicados na atividade agrícola (Adaptado de APA, 2019a; INE, 2018).

Tal como é determinado no Decreto-Lei nº235/97 (Ministério do Ambiente, 1997), as instâncias nacionais publicaram a Portaria nº164/2010 (MADRP e MAOT, 2010), que estabelece a última indicação de zonas vulneráveis aos nitratos de origem agrícola. Estão presentemente indicadas as seguintes zonas no território nacional continental (4,5% do território nacional): Esposende-Vila do Conde, Estarreja-Murtosa, Litoral Centro, Tejo, Beja, Elvas, Estremoz-Cano, Faro, e Luz de Tavira (Figura 3) (APA, 2019a). Neste contexto, são designadas zonas vulneráveis as áreas que drenam para os meios hídricos águas identificadas como poluídas, ou em risco de serem poluídas por nitratos com origem na atividade agrícola. Com o objetivo de reverter a situação de poluição de nitratos nas zonas vulneráveis, são adotadas várias medidas previstas num Programa de Ação, destacando-se os limites quantitativos de aplicação de fertilizantes, bem como a limitação da sua aplicação nos períodos de maior probabilidade de ocorrerem perdas por lixiviação. Como se pode observar na Figura 3, na generalidade do território nacional continental o problema da contaminação difusa relativamente ao azoto, não apresenta grande alcance excetuando algumas zonas do norte do país, sobretudo no litoral integrando grande parte da bacia terciária do rio Tejo, e zonas localizadas onde a atividade agrícola se pratica com relativa intensificação ou com atividade pecuária importante. A zona onde se localiza a bacia hidrográfica de estudo (Concelho de Idanha-a-Nova), apresenta valores de carga contaminante de azoto relativamente baixos, em grande parte devido à baixa intensificação da atividade agrícola, mesmo na área beneficiada pelo regadio na qual se verificou um nível de adesão bastante baixo.

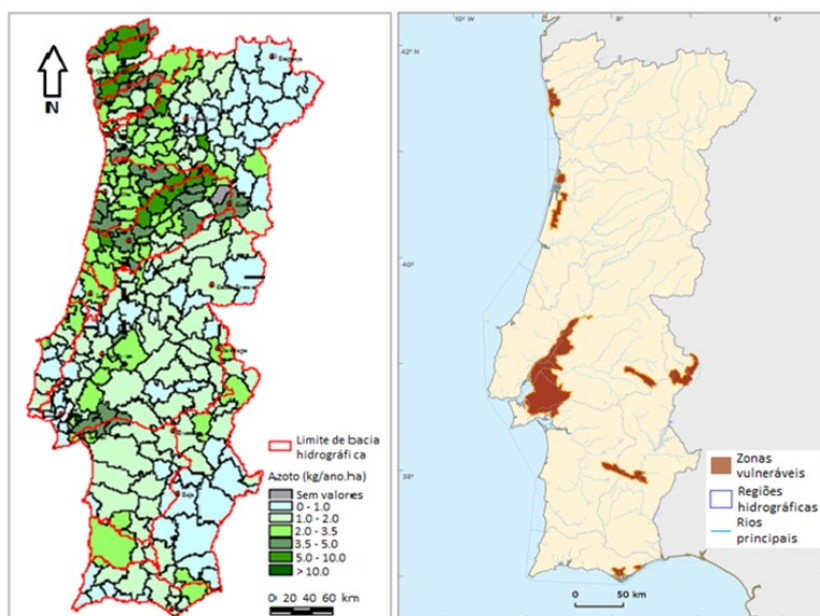


Figura 3 - Carga contaminante de azoto de origem difusa e localização das nove zonas vulneráveis à poluição por nitratos de origem agrícola, no território nacional continental (APA, 2016; APA, 2019a).

No âmbito do relatório referente à evolução da qualidade da água no período de 2012-2015 (APA, 2019b), de que fazem parte os gráficos da Figura 4, verifica-se um decréscimo da

concentração de nitratos na água com o aumento da profundidade de monitorização. Até 15 m de profundidade, ou seja, a zona freática até qual há uma influência mais imediata da incorporação de compostos azotados no solo, a percentagem de estações com registos de concentração de nitratos maiores que 50 mg/l ainda é bastante elevada. Nas zonas vulneráveis, ainda que nos últimos anos se tenha registado uma melhoria, a percentagem de estações que registam valores elevados de concentração de nitratos mantém a situação em níveis preocupantes. Em meios cársicos, considerando as suas características hidrodinâmicas, a circulação da água em profundidade é relativamente mais elevada, determinando que os processos de poluição e de recuperação sejam mais rápidos.

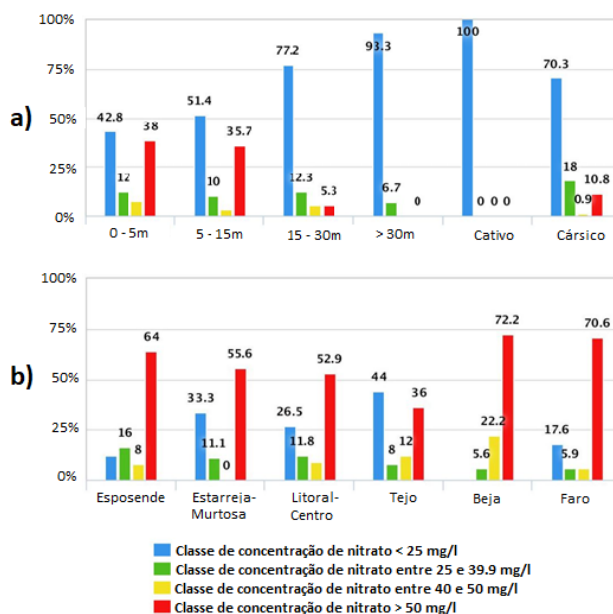


Figura 4 - Percentagem de estações de monitorização da Rede de Nitratos (411 estações), relativas à concentração média de nitratos nas águas subterrâneas (a) e nas zonas vulneráveis em meios porosos (b), no período de 2012-2015, no território nacional continental (APA, 2019b).

1.2.2. Sais

A concentração elevada de sais nos vários compartimentos do seu ciclo, e dependendo da sua natureza, podem causar inconvenientes de ordem económica, ambiental e social. Este problema ocorre normalmente em condições climáticas particulares, sendo típico das áreas de regadio em que se usa água com salinidade elevada (Umali, 1993), frequentemente por reutilização a jusante de água que já foi utilizada uma ou várias vezes na rega (Mateos *et al*, 2000; Aragués e Tanji, 2003). A salinização do solo foi a causa mais importante da degradação das zonas de regadio de civilizações antigas (vale do Tigre e Eufrates), configurando-se também como um grave problema atual especialmente em regiões de clima seco e quente. Mesmo em países com elevada tecnologia agrícola, como por exemplo algumas regiões norte americanas (EUA), o problema da salinização pode apresentar-se de forma preocupante (Raposo, 1996). O aumento gradual de sais nos solos agrícolas pode resultar de um processo de meteorização dos seus constituintes, tratando-se de um fenómeno de *salinização natural*

ou *primária*, ou resultar da incorporação excessiva de fertilizantes e da utilização de água de rega de má qualidade, tratando-se de um processo de *salinização secundária* (FAO, 1985). A salinização dos solos pode ainda resultar da intrusão salina nas zonas próximas do litoral, por sobre-exploração dos aquíferos e consequente avanço da cunha salina. É importante notar que a qualidade da água de rega, na qual a salinidade é um parâmetro decisivo, mais do que um conceito absoluto, deve ser considerada em termos relativos, já que depende de outros fatores tais como, do tipo de cultura, do clima, do solo e do método e gestão da rega, o que dá lugar ao conceito de *qualidade agronómica da água de rega*. A quantidade de sais presentes no solo num dado momento, representa um estado de equilíbrio dinâmico entre as várias formas coexistentes do seu ciclo, ou seja, adsorvidos nas partículas coloidais do solo (colóides minerais e orgânicos), na solução do solo, dada a sua maior ou menor solubilidade em água, e precipitados/cristalizados (MAPA, 1996), como é ilustrado na Figura 5. As formas referidas em que os sais se podem encontrar no solo são facilmente intercambiáveis, sobretudo em condições de solo com humidade.

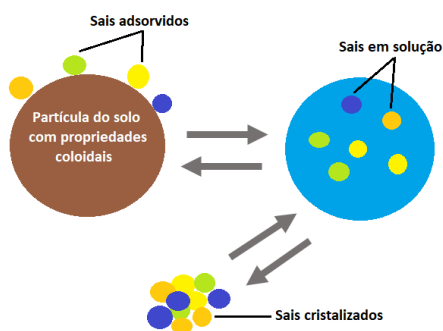


Figura 5 – Processos intervenientes na dinâmica dos sais no solo (Adaptado de Duarte, 2006).

A proporção de sais adsorvidos nas partículas coloidais do solo, enquanto processo de natureza eletrostática, depende da natureza das partículas do solo (capacidade de troca catiónica) e dos sais (valência dos iões), determinando a energia de retenção dos iões e do equilíbrio com a solução do solo. A existência de proporções elevadas de sais no complexo de troca do solo, especialmente de sais que se dissociam em iões positivos monovalentes, como o sódio, determina más condições físicas do solo, por serem impeditivas de um conveniente nível de agregação (Aragués, 1995). Adicionalmente, a concentração elevada de sais ocasiona o aumento do pH do solo para valores elevados (nos solos sódicos valores de $\text{pH} > 8,5$), promovendo as perdas de azoto e a mineralização da fração estável da matéria orgânica do solo. A precipitação/cristalização ocorre preferencialmente quando se trata de sais com baixa solubilidade, e, portanto, raramente alcançam concentrações que prejudiquem o desenvolvimento das plantas, e em condições de baixa humidade no solo. Pelo contrário, a concentração de sais com solubilidade elevada e em condições de solo húmido, facilmente podem afetar o desenvolvimento das culturas por desequilíbrios nutricionais, ao dificultarem a absorção dos elementos potássio, cálcio e zinco, e por toxicidade de alguns elementos, como sejam o sódio e o alumínio (Sameen *et al*, 2016). Em qualquer caso, a salinidade elevada do solo afeta sempre o crescimento das plantas pelo denominado *efeito osmótico*, maior ou menor dependendo do coeficiente de higroscopicidade dos sais, traduzindo-se na diminuição da disponibilidade de água e dando lugar a uma situação de escassez fisiológica de água

(Hillel, 2000). A diferente tolerância das culturas às condições de salinidade do solo (Quadro 1), permite alguma margem de manobra aos agricultores na seleção das mesmas nas áreas afetadas pela salinização.

Quadro 1 - Tolerância à salinidade do solo (CE_e) de algumas culturas de interesse agrícola (Aragués e Cerdá, 1998).

Culturas	CE_e (dS/m)	s (%)	Classificação da tolerância
Alfalfa (<i>Medicago sativa</i>)	2,0	7,3	MS
Algodão (<i>Gossypium hirsutum</i>)	7,7	5,2	T
Amendoeira (<i>Prunus dulcis</i>)	1,5	19,0	S
Arroz (<i>Oryza sativa</i>)	3,0	12,0	MS
Cevada grão (<i>Hordeum vulgare</i>)	8,0	5,0	T
Cebola (<i>Allium cepa</i>)	1,2	16,0	S
Alface (<i>Lactuca sativa</i>)	1,3	13,0	MS
Milho grão (<i>Zea mays</i>)	1,7	12,0	MS
Pessegueiro (<i>Prunus pérsica</i>)	1,7	21,0	S
Laranja (<i>Citrus sinensis</i>)	1,7	16,0	S
Batata (<i>Solanum tuberosum</i>)	1,7	12,0	MS
Pimento (<i>Capsicum annum</i>)	1,5	14,0	MS
Beterraba açucareira (<i>Beta vulgaris</i>)	7,0	5,9	T
Soja (<i>Glycine max</i>)	5,0	20,0	MT
Tomate (<i>Lycopersicon esculentum</i>)	2,5	9,9	MS
Trigo (<i>Triticum aestivum</i>)	6,0	7,1	MT

CE_e - condutividade elétrica do extrato de extrato saturado de solo (dS/m a 25°C);

CE_e - limite do extrato saturado do solo a partir do qual diminui o rendimento da cultura;

s - diminuição do rendimento da cultura (%) por unidade de incremento da CE_e acima do valor limite (CE_e);

S - culturas sensíveis à salinidade do solo;

MS - culturas moderadamente sensíveis à salinidade do solo;

MT - culturas moderadamente tolerantes à salinidade do solo;

T - culturas tolerantes à salinidade do solo.

Dada a solubilidade dos sais em água, a sua dinâmica no solo está fortemente condicionada pela dinâmica da água no contínuo solo-atmosfera. Tomemos o esquema da Figura 6, como representação de um compartimento agrícola de regadio limitado inferiormente por uma superfície freática, no qual está instalado uma determinada cultura cujas raízes alcançam uma profundidade inferior ao nível freático.

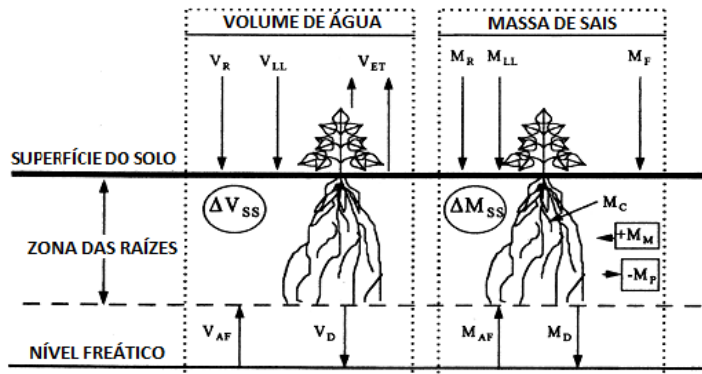


Figura 6 – Balanço de água e sais na zona das raízes de uma cultura (Adaptado de Aragués e Cerdá, 1998).

Neste compartimento agrícola de regadio e segundo a Figura 10, a equação do balanço de água no solo toma a forma (Aragués e Cerdá, 1998):

$$\Delta V_{SS} = (V_R + V_{LL} + V_{AF}) - (V_{ET} + V_D) \quad (1)$$

em que:

ΔV_{SS} – variação do volume de água na zona das raízes;

V_R – volume de água de rega;

V_{LL} – volume de água da chuva;

V_{AF} – volume de água da superfície freática que entra na zona das raízes;

V_{ET} – volume de água da evapotranspiração;

V_D – volume de água de percolação para baixo da profundidade das raízes.

No mesmo hipotético compartimento agrícola de regadio, e considerando o esquema da figura anterior, a equação do balanço de sais é a seguinte (Aragués e Cerdá, 1998):

$$\Delta M_{SS} = (M_R + M_{LL} + M_{AF} + M_F + M_M) - (M_D + M_C + M_P) \quad (2)$$

em que:

ΔM_{SS} – variação da massa de sais dissolvidos na solução do solo na zona das raízes;

M_R – massa de sais na água de rega;

M_{LL} – massa de sais na água da chuva;

M_{AF} – massa de sais na água da superfície freática que entra na zona das raízes;

M_F – massa de sais solúveis incorporada no solo com os fertilizantes;

M_M – massa de sais solúveis resultante da meteorização dos minerais e dissolução dos depósitos salinos;

M_D – massa de sais na água de percolação para baixo da profundidade das raízes;

M_C – massa de sais absorvida pela cultura como nutrientes;

M_P – massa de sais que precipita devido à evapoconcentração de sais no solo.

A condutividade elétrica da água está diretamente relacionada com a concentração de sólidos dissolvidos totais (sobretudo sais), podendo o seu cálculo ser efectuado pela seguinte expressão (Aragués y Cerdá, 1998).

$$SDT_c = CE \times 640 \quad (3)$$

onde:

SDT_c – concentração de sólidos dissolvidos totais (mg/l);

CE – condutividade elétrica (dS/m).

De salientar que esta expressão é normalmente usada com bons resultados, sendo preferível o estabelecimento de uma expressão que traduza a correlação entre a condutividade elétrica e a concentração de sais na água válida para cada caso concreto.

Considerando a dinâmica da água e dos sais no solo, traduzida pelas equações anteriores, todos os fluxos de água do respetivo balanço (R , LL , AF , D) têm associados fluxos de sais, exceto o fluxo da evapotranspiração (ET) que respeita apenas a água. Os fluxos de sais que correspondem a entradas no compartimento são os relacionados com as fertilizações (F) e meteorização dos minerais e dissolução dos depósitos salinos (M), e como saídas os relacionados com a absorção pelas culturas (C) e a precipitação em condições de menor solubilidade e menor humidade no solo (P). Se o resultado da equação do balanço de sais for positivo, produz-se uma acumulação de sais na zona das raízes das plantas contribuindo para

a salinização progressiva do solo. Se o resultado for negativo reduz-se a massa de sais na zona das raízes, a que corresponde uma lavagem dos sais no perfil do solo. Num determinado sistema agrícola considera-se que o balanço de sais é adequado quando o nível de salinização do solo é compatível com o rendimento esperado da cultura (Aragués e Cerdá, 1998). Pela análise das equações de balanço de água e de sais, também se pode inferir que a salinização é um problema típico das regiões quentes e secas (menor fração de lavagem de sais e maior evapoconcentração de sais) (Figura 7), e das áreas de regadio de agricultura intensiva e/ou onde se usa água de má qualidade (maior aporte de sais para o solo).

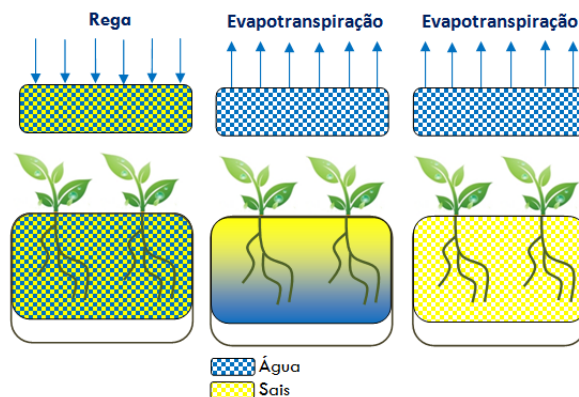


Figura 7 – Salinização do solo na zona das raízes das plantas por evapoconcentração de sais (Adaptado de Duarte, 2006).

Num cenário de alterações climáticas para o nosso país, em que são previsíveis um aumento de temperatura, com maior incidência de fenómenos de secas, e uma diminuição da precipitação total anual, conjugadas com uma eventual degradação da qualidade da água das bacias partilhadas com o país vizinho, sobretudo no Sul do país, o problema da salinização pode vir a constituir um problema agroambiental com alguma acuidade, por diminuição da lavagem dos sais do solo e a sua evapoconcentração na zona das raízes das plantas. Nos últimos trinta anos podemos constatar na Figura 8 um aumento considerável das áreas semiáridas, sobretudo no Sul do país, mas também nas regiões raianas da Beira Baixa e do Douro.

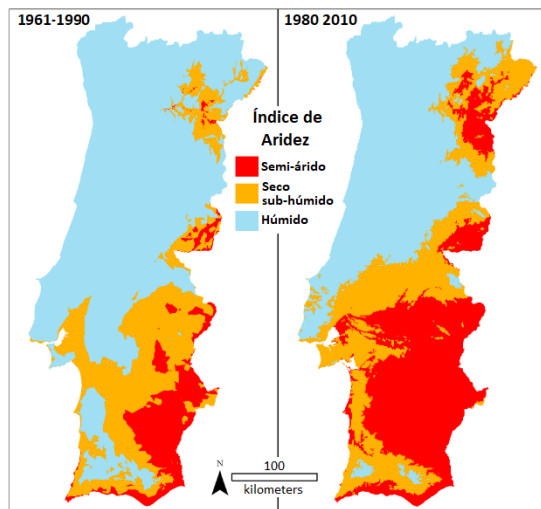


Figura 8 - Índice de aridez calculado para o território nacional continental, para os períodos de 1961-1990 e 1980-2010 (Branquinho *et al*, 2017).

Instalado o problema da salinização do solo, algumas medidas de carácter corretivo podem ser adotadas para melhorar o rendimento das culturas, tais como: *i*) adoção de rotações que incluam culturas mais tolerantes à salinidade e que assegurem rendimentos aceitáveis para os agricultores; *ii*) observação especial à tolerância das culturas à salinidade na fase de emergência, praticando uma ou mais regas com o objetivo da diminuição do potencial osmótico no solo; *iii*) praticar regas mais frequentes que contemplem uma fração de lavagem adequada para a manutenção de um nível de salinidade aceitável; *iv*) adoção de sistemas de rega localizada, permitindo ter teores de humidade elevadas no volume solo humedecido atenuando o efeito da salinidade, por diminuição do potencial osmótico. Em regiões quentes e secas, tais como as já classificadas como semiáridas no nosso país, nas quais se praticam sistemas de agricultura intensiva de regadio, será mais prudente a adoção de medidas preventivas da salinização progressiva do solo, como por exemplo: *i*) através de práticas conservativas adequadas, promover a manutenção ou aumento da matéria orgânica do solo, tendente à melhoria das suas propriedades físicas (estrutura, infiltração da água) e químicas (complexo de troca, pH); *ii*) beneficiação dos solos através da instalação de sistemas de drenagem superficial ou subterrânea, sobretudo nas zonas do terreno com cotas mais baixas, que permitam o controlo de um nível freático favorável; *iii*) adoção de esquemas racionais de fertilização, através do estabelecimento criterioso de balanços de nutrientes no solo; *iv*) controlo periódico da qualidade da água de rega, que, no caso de qualidade deficiente, alertem para a diversificação de fontes de abastecimento com água de melhor qualidade, e que permitam conhecer o aporte de nutrientes da água de rega no contexto das necessidades totais das culturas.

1.2.3. Fósforo

Pela sua presença na constituição de múltiplos minerais, o fósforo é um elemento que ocorre naturalmente no solo com concentrações muito variáveis na fase sólida, encontrando-se esta fração em equilíbrio dinâmico com a solução do solo através de reações de adsorção-

desadsorção, precipitação-dissolução e imobilização-mineralização. Esta fração denomina-se de intercambiável e facilmente passa à solução do solo, ficando disponível para as plantas (Logan, 1995). O fósforo apresenta-se como um dos elementos menos móveis do solo, podendo ser transferido das áreas agrícolas para os recursos hídricos dissolvido na água de escoamento superficial ou lixiviado para camadas mais profundas do solo, ou, preferencialmente, em conjunto com os sedimentos minerais e orgânicos nos eventos de erosão hídrica (Lemunyon e Daniel, 2002; Lin *et al*, 2018). A presença de fósforo nas camadas superficiais do solo (até 5 cm) é um fator crítico no arrastamento deste elemento, já que as perdas mais elevadas se verificam com o escoamento superficial e as partículas coloidais do solo (Sharpley, 1995). A aplicação reiterada de doses excessivas de fertilizantes fosfatados diminui progressivamente a capacidade de retenção do solo, que a longo prazo pode atingir a saturação com condições facilitadas de arrastamento e transporte de fosfatos para os meios hídricos (Mañas, 2001). Assim, a manutenção de um adequado equilíbrio entre a quantidade de nutrientes incorporados no solo e removidos pelas plantas afigura-se como uma questão essencial na sustentabilidade financeira e ambiental dos sistemas agrícolas. O processo de eutrofização das massas de água é mais facilitado com a fração de fósforo dissolvido do que com a fração adsorvida nas partículas coloidais, dado que a assimilação pelos agentes biológicos é mais rápida e completa (Sharpley, 1995). Atendendo ao balanço do fósforo (Figura 9), podemos constatar que no ano de 2017 se verificou um excedente de 25,4 mil toneladas deste contaminante proveniente dos fertilizantes, o que equivale a 6,6 kg/ha de SAU (Superfície Agrícola Útil) e um decréscimo de 6,4% relativamente a 2016. Mesmo considerando as melhorias que se têm verificado nas características dos adubos, nomeadamente na eficiência da absorção deste nutriente pelas plantas, o excedente de fósforo aplicado ainda apresenta um valor bastante elevado, contribuindo para a saturação progressiva do solo com este elemento.

Podemos também verificar pela leitura do gráfico da Figura 9 que o balanço do fósforo teve uma descida significativa entre os anos 2000 e 2017 (35%), passando a quantidade excedente deste elemento de 36,6 para 23,8 mil toneladas. No mesmo período, a situação relativamente ao balanço do azoto apresenta uma tendência contrária, ou seja registou-se um aumento do excedente deste elemento de 144,7 para 153,1 mil toneladas (5,8%) (Figura 2).

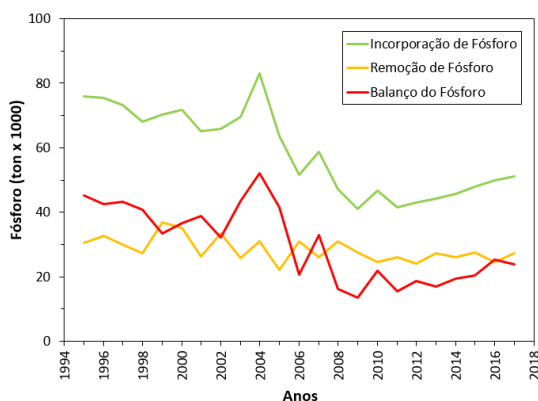


Figura 9 - Balanço do fósforo (Incorporação – Remoção) dos fertilizantes aplicados na atividade agrícola (Adaptado de APA, 2019a; INE, 2018).

2. METODOLOGIAS USADAS

2.1. Caracterização da bacia hidrográfica de estudo

A bacia hidrográfica de estudo situa-se no concelho de Idanha-a-Nova (Figura 10), estando incluída no *Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha*. É uma zona fronteiriça a Este com Espanha, e a Sul com o *Parque Natural do Tejo Internacional*.

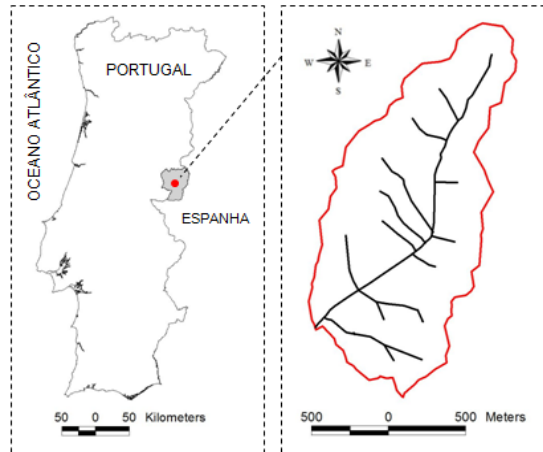


Figura 10 - Localização da bacia hidrográfica de estudo em Portugal (Duarte *et al*, 2007).

As características fluvio-morfológicas de uma bacia hidrográfica definem em grande parte o seu comportamento hidrológico. A bacia de estudo tem uma área de 189 hectares, apresenta uma hierarquia fluvial de 3ª ordem (drenada por um conjunto de 28 linhas de água), e uma *densidade de drenagem* de $12,2 \text{ m ha}^{-1}$. Na Figura 11 podemos observar a topografia geral da bacia com os limites bem demarcados nas linhas de separação de águas. As cotas variam entre 248 metros, no extremo NE, numa zona de planalto, e 212 metros na secção de referência da bacia. Os declives mais representativos variam entre 0 e 4%, ou seja, enquadra-se numa área levemente ondulada com algumas zonas de declives mais acentuados.

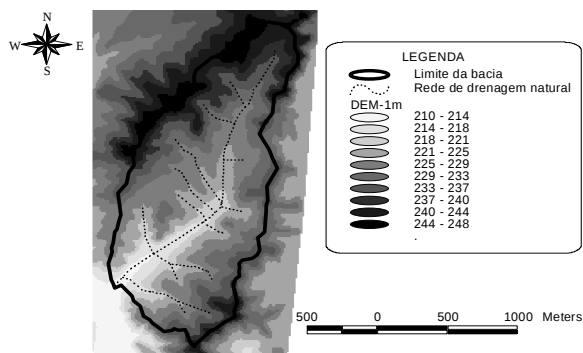


Figura 11 - Topografia geral e rede de drenagem natural da bacia de estudo (DEM-Digital Elevation Model) (Duarte *et al*, 2007).

A realidade pedológica da bacia é dominada por solos das categorias dos *Cambisols*, a que correspondem maioritariamente depósitos de planalto das linhas de água tributárias do rio Tejo com perfis muito heterogêneos, e de *Luvisols* situados a altitudes menores (Figura 12). Existe outra categoria de solos que tem pouca representatividade na bacia, os *Fluvisols* ou solos de aluvião, presentes nas margens das linhas de água em extensão variável. A existência de uma camada impermeável a pequena profundidade, é uma característica comum a todas as categorias de solos desta bacia, o que a torna praticamente impermeável.

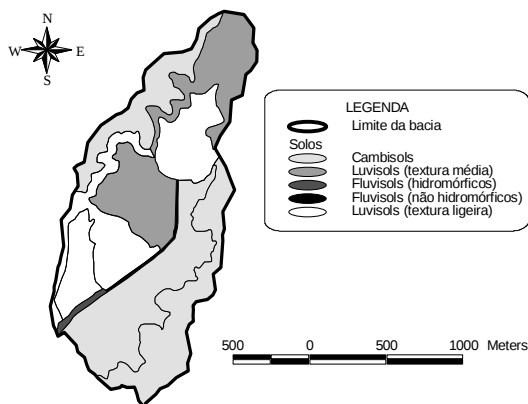


Figura 12 - Categorias de solos existentes na bacia de estudo (nomenclatura da FAO) (Duarte *et al*, 2007).

O clima da zona é tipicamente mediterrâneo continental, com uma precipitação média anual de 624 mm, e uma temperatura média diária que oscila entre 8,3 °C em Janeiro e 24,5 °C em Agosto (INAG, 2007), própria das zonas com uma acentuada interioridade. O clima da zona é também marcado por uma forte aleatoriedade dos parâmetros climáticos.

Esta bacia apresenta, relativamente à sua sistematização em parcelas e ao seu uso, três zonas bastante distintas (Figura 13): zona de aproveitamento não agrícola (azinheiras e sobreiros

dispersos com vegetação herbácea e arbustiva), zona de aproveitamento agrícola intensivo (milho de regadio no ano agrícola de 2003/2004 e maioritariamente pousio no ano agrícola de 2004/2005), e zona de diversidade de usos agrícolas com parcelas de menores dimensões (aveia, sorgo e tabaco).

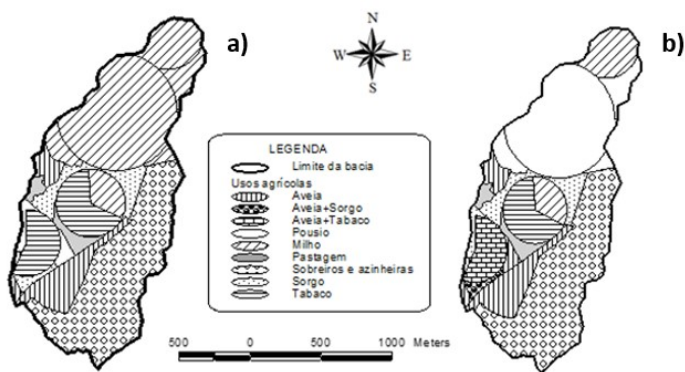


Figura 13 - Usos da bacia de estudo nos anos agrícolas 2003/2004 (a) e 2004/2005 (b) (Duarte *et al*, 2007).

O mosaico de usos da bacia teve uma alteração significativa no ano agrícola 2004/2005 relativamente ao ano anterior (Figura 13), que se traduziu numa redução importante na área de regadio (52%) na parte alta da bacia, e uma intensificação da atividade agrícola em algumas parcelas na parte baixa da bacia. Esta alteração, compreensivelmente, teve uma influência decisiva no volume e qualidade dos fluxos de retorno da campanha de rega respetiva.

Os métodos de rega usados pelos agricultores da bacia de estudo são exclusivamente por aspersão. De entre estes, têm larga representatividade os *pivots*, ocupando as coberturas móveis apenas algumas parcelas irregulares.

2.2. Avaliação dos caudais e da concentração de contaminantes

A dinâmica dos contaminantes só é cabalmente entendida quando integrada com o comportamento hidrológico de uma bacia, atendendo, entre outros aspetos, à solubilidade dos contaminantes, à forma como a bacia reage aos eventos de precipitação intensa, à importância relativa do escoamento de base, à gestão dos sistemas de rega. Para dar resposta a algumas destas questões, foi instalado na secção de referência da bacia um descarregador de resalto de soleira com secção composta triangular e trapezoidal (Bos *et al*, 1991), e uma estação hidrométrica com uma sonda de ultra-sons dirigida à superfície do escoamento (*The Probe*, Milltronics, Siemens Milltronics Process Instruments Inc.) com incorporação de um *datalogger*, para registo contínuo dos dados da sonda (Figura 14). Conhecida a curva de vazão do descarregador, os dados da sonda são transformados em caudais.

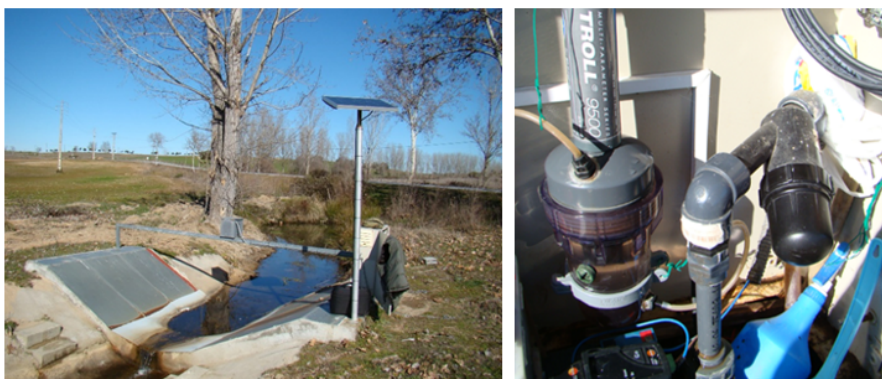


Figura 14 – Estação hidrométrica e de qualidade da água instalada na secção de referência da bacia hidrográfica de estudo, e sonda multiparamétrica *In-Situ TROLL 9500* instalada num copo com água derivada por ação de uma bomba, a partir do descarregador a períodos de 15 minutos.

Dado que nas campanhas de rega monitorizadas (2004 e 2005) o dispositivo experimental não estava equipada com coletores automáticos de amostras de água, ou com sensores de qualidade da água, no canal de distribuição da água para as parcelas de rega, e na secção de referência da bacia hidrográfica de estudo (localizações para avaliação da qualidade da água), as amostras de água foram colhidas pontualmente a uma determinada hora do dia, assumindo-se como representativas de todo o dia. Este procedimento foi adotado depois de nos certificarmos que praticamente não se verificavam alterações na qualidade da água durante o período de um dia. Depois de ter sido instalada uma sonda multiparamétrica de registo contínuo da condutividade elétrica e nitratos (campanha de rega de 2008), foi possível confirmar a relativa estabilidade dos valores daqueles contaminantes ao longo do dia, sustentada nos seguintes valores relativos a vários dias de monitorização: para os nitratos, um desvio percentual médio de 14,1%, relativamente à média, e um desvio padrão médio de 1,53 mg/l, para uma amplitude de variação entre 1,3 e 16,7 mg/l; para a condutividade elétrica, um desvio percentual médio, relativamente à média, de 12,3% e um desvio padrão médio de 40,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$, para uma amplitude de variação entre 138,3 e 478,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Tomadas as precauções no transporte das amostras de água, as mesmas foram analisadas em laboratório (Laboratório de Águas e Águas Residuais da Escola Superior Agrária de Castelo Branco) relativamente aos parâmetros de qualidade em estudo. Para a avaliação da condutividade elétrica, como medida indireta da salinidade da água, foi usado um condutivímetro com a identificação *InoLab Cond Level 1 - WTW*. Na avaliação da concentração de azoto amoniacal e nítrico foi utilizado uma metodologia de destilação sequencial, seguida de uma titulação do destilado com um doseador digital de precisão, descrita em *APHA et al* (1976) (Referências metodológicas SMEWW 4500 NH3-B,C para o azoto amoniacal, e SMEWW 419F para o azoto nítrico). Como já foi referido anteriormente, na campanha de rega de 2008 foi instalada, na secção de referência da bacia hidrográfica de estudo, uma sonda multiparamétrica (*Probe TROLL 9500, In-Situ Inc.*), equipada com sensores de nitratos e de condutividade elétrica, para avaliação da qualidade dos fluxos de retorno. Aquela tem sido programada para registar os dados a intervalos de 15 minutos (Figura 14), sendo a renovação da água assegurada por uma pequena bomba (12V) que funciona durante 1 minuto, ao fim do qual é avaliada a qualidade da água. A condutividade elétrica é medida determinando a quantidade de corrente que pode ser transportada entre dois elétrodos por uma quantidade conhecida de líquido. Para determinar a

quantidade de corrente que fluirá através de uma quantidade conhecida de líquido, o volume entre os dois elétrodos deve ser exato. Esse volume preciso é conhecido como *constante de célula*, sendo uma constante multiplicadora específica para um determinado sensor de condutividade. A corrente medida é multiplicada pela *constante da célula* para determinar a condutividade elétrica da solução. As soluções de calibração recomendadas são de 147 e 1413 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (cloreto de potássio), sendo suficiente para o bom funcionamento do sensor proceder à sua calibração uma vez por mês, e apenas para uma das soluções referidas, de acordo com a salinidade esperada do meio a monitorizar (In-Situ Inc., 2009).

No que respeita ao sensor de nitratos, e aos procedimentos para a sua calibração, referimos a seguir alguns aspetos importantes a considerar. A inclinação da curva de calibração esperada para um sensor novo de nitratos é de cerca de 57 mV (± 2 mV) por cada 10 unidades de concentração (ppm) de nitratos da solução de calibração (nitrato de potássio). As soluções de calibração recomendadas são de 14, 140 e 1400 ppm de nitratos presentes na respetiva solução. É recomendável que para um sensor novo se proceda a uma calibração com as três soluções referidas (três pontos), sendo estabelecido o declive da curva de calibração, o deslocamento dessa curva para as medições seguintes, e o ponto isopotencial (ponto em que o sinal produzido pelo sensor é zero mV, a 25 °C e pH7). Para meios hídricos com pequenas ou moderadas concentrações de nitratos, recomenda-se a calibração com soluções de 14 e 140 ppm de nitratos (dois pontos) com periodicidade de duas semanas, e a calibração com a solução de 14 ppm (um ponto) com periodicidade de uma semana. Em cada calibração de um ponto, é recalculado o deslocamento zero da curva de calibração para a temperatura do meio hídrico monitorizado.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na estação de rega, o volume de escoamento que passa pela secção de referência da bacia mostrou-se muito dependente do escoamento superficial, mais concretamente da pluviometria dos *pivots*, e, sobretudo, da proximidade daqueles à rede de drenagem natural e ao maior ou menor alinhamento com as linhas de água. Da análise dos dados de escoamento de vários dias das campanhas de rega em análise, registou-se um desvio percentual médio de 45,2%, relativamente à média, e um desvio padrão médio de 2,83, para uma amplitude de variação entre 0,1 e 16,4 l/s. Podemos observar na Figura 15 um exemplo da posição e estado de operação dos *pivots* incluídos na bacia de estudo, e o hidrograma resultante no período em estas máquinas de rega se alinham com algumas das linhas de água da rede de drenagem natural da bacia.

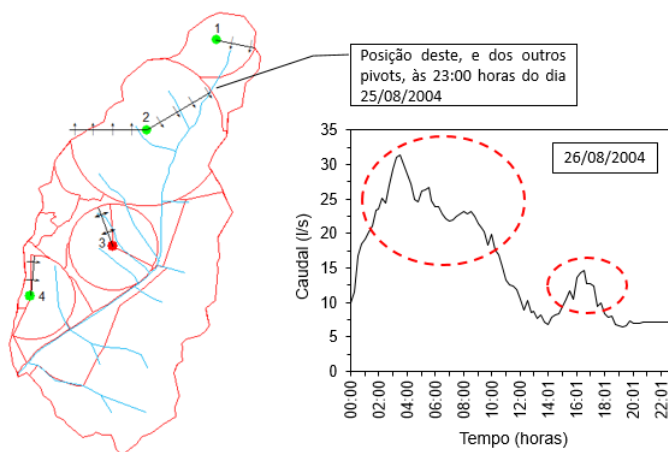


Figura 15 – Posição dos *pivots* na bacia de estudo (●-regando; ●-não regando) às 23:00 horas do dia 25/08/2004, e hidrograma resultante do escoamento gerado pela proximidade às linhas de água da rede de drenagem natural da bacia (Duarte, 2006).

3.1. Produção e arrastamento de azoto

A importância relativa dos processos de transporte deste contaminante fundamenta-se numa complexa relação entre as fontes e transformações do azoto, os processos hidrológicos superficiais e subsuperficiais, as variáveis climáticas e a forma de uso dos solos agrícolas (Sauer *et al*, 2001). As figuras que se seguem (Figuras 16 e 17) respeitam à concentração de nitratos e azoto amoniacal nos fluxos de retorno da bacia hidrográfica experimental deste estudo, nas campanhas de rega de 2004 e 2005. As fertilizações azotadas são as que implicam o uso de quantidades mais elevadas de adubos, podendo este contaminante ser proveniente de outras origens como por exemplo a degradação de vários compostos orgânicos. Nas formas mais oxidadas, o azoto é muito solúvel e móvel, apresentando-se como uma das substâncias mais problemáticas na poluição da água (Hatch *et al*, 2002). Os valores elevados de concentração de nitratos registados entre final de Julho e meio de Agosto em ambas as campanhas de rega, deveram-se a fertilizações azotadas que se efetuaram neste período, e que em algumas datas se refletiram em picos de salinidade. Na campanha de rega de 2005, apesar de que a evolução relativa da concentração de nitratos no canal de rega e nos fluxos de retorno tenha sido semelhante, importa registar algumas diferenças. A partir do início de Agosto, é clara a ocorrência de valores mais elevados de concentração de nitratos relativamente à campanha de rega de 2004, por efeito da concentração deste contaminante em fluxos de retorno menores. Refira-se que o *coeficiente de intensificação cultural* baixou de 0,81 na campanha de 2004 para 0,39 na campanha de 2005, com uma redução mais que proporcional do volume de fluxos de retorno (68001 m³ em 2004 e 10420 m³ em 2005). Importa ainda destacar que a diferença entre os valores de concentração de nitratos, verificados no canal de rega e nos fluxos de retorno, vai sendo menor à medida que se avança na campanha de rega, por diminuição das fertilizações azotadas nas fases mais avançadas do ciclo das culturas.

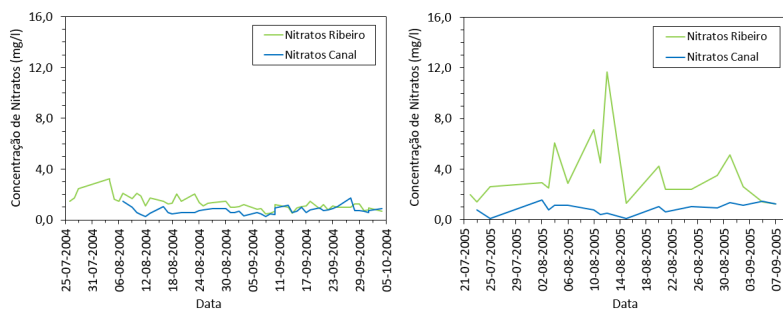


Figura 16 - Evolução da qualidade da água (concentração de nitratos) num canal de rega e nos fluxos de retorno (ribeiro) de uma bacia hidrográfica de regadio nas campanhas de rega de 2004 e 2005, no Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha.

O azoto sob a forma amoniacal, menos oxidada que a forma nítrica, ocorre mais frequentemente na água como catião, ou na forma não ionizada (NH_3) característica de meios aquáticos com pH elevado (Mendes e Oliveira, 2004). O azoto amoniacal tem origem nas fertilizações feitas à sementeira das culturas, como adubação de fundo, ou na degradação de materiais orgânicos de origem animal ou vegetal. Este contaminante apresenta uma solubilidade e mobilidade mais baixa que o nitrato, e portanto é arrastado preferencialmente com as partículas coloidais do solo, dada a natureza da sua carga elétrica (Owens, 1994; Sparks, 1995). Os gráficos da Figura 17 apresentam duas zonas bastante diferentes, uma que vai até início de Agosto (campanha de 2004) ou até um pouco mais tarde (campanha de 2005), na qual se registam valores relativamente elevados de concentração deste contaminante nos fluxos de retorno, sem correspondência nos valores da água do canal, e outra no resto das campanhas de rega, em que se registam valores semelhantes nos dois sítios de avaliação deste contaminante. Nos períodos de concentrações mais elevadas, não se tendo verificado fertilizações de azoto amoniacal nem volumes de escoamento significativos que pudessem arrastar algum daquele azoto das culturas anteriores, tal ocorrência pode estar relacionada com algum evento de poluição localizada de origem animal, cujos efluentes são ricos em compostos azotados na forma amoniacal.

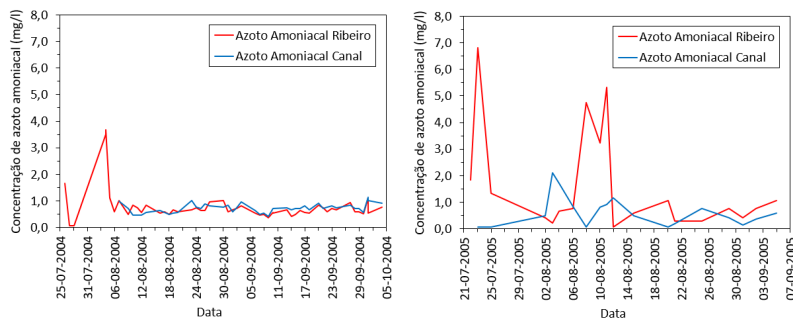


Figura 17 - Evolução da qualidade da água (concentração de azoto amoniacal) num canal de rega e nos fluxos de retorno (ribeiro) de uma bacia hidrográfica de regadio nas campanhas de rega de 2004 e 2005, no Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha.

Relativamente à carga contaminante diária e acumulada de nitratos, atendendo aos gráficos da Figura 18 e da Figura 19, podemos constatar uma tendência de evolução similar entre a curva da carga de nitratos e a curva de escoamento em ambas as campanhas de rega. Em relação ao azoto amoniacal esta dependência do volume de escoamento não é tão clara, sobretudo na campanha de rega de 2005, na qual o volume de água de rega foi reduzido substancialmente e por consequência a redução do volume dos fluxos de retorno. A redução do volume de escoamento, conjugada com a menor solubilidade do azoto amoniacal, determinou que a curva da carga contaminante acumulada permanecesse quase constante a partir de meio de Agosto. Infere-se também da leitura dos gráficos, tal como já foi referido, que na campanha de rega de 2005 não se verificou uma relação proporcional entre a redução da área de rega (51,9%) e os fluxos de retorno originados (84,7%), mantendo-se as mesmas práticas de rega que se usaram na campanha de rega de 2004. Uma conclusão óbvia é que a área que não se regou na campanha de 2005 contribuía decisivamente para o escoamento gerado na bacia hidrográfica, respeitante sobretudo ao maior *pivot* da área de estudo (cerca de 50 ha de área regada) que gera escoamento elevado nos lanços com maior pluviometria. A redução do escoamento na segunda campanha em análise provocou uma redução de 80,0% das perdas de azoto amoniacal, e de 61,1% de azoto nítrico. A perda deste contaminante manteve-se quase proporcional à redução da área de rega, devido sobretudo ao aumento da concentração média nos fluxos de retorno, que aumentou de 1,44 mg/l na campanha de 2004 para 3,65 mg/l na campanha de 2005. Estes valores estão em conformidade com o que foi referido anteriormente a propósito das características de solubilidade e mobilidade dos nitratos na água, e portanto com a sua dinâmica na bacia sob diferentes condições de rega.

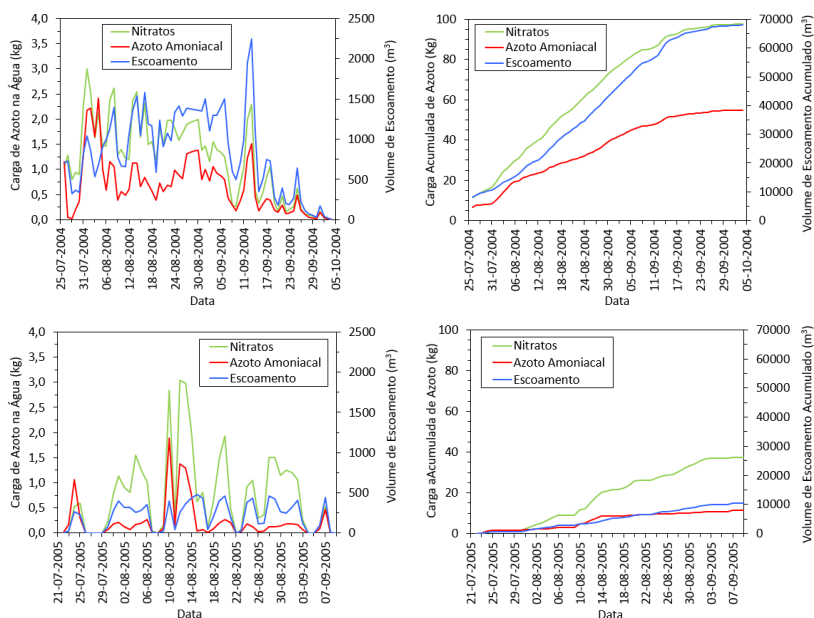


Figura 18 - Carga contaminante diária de azoto (não acumulada e acumulada) nos fluxos de retorno (escoamento) de uma bacia hidrográfica de regadio nas campanhas de rega de 2004 e 2005, no Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha.

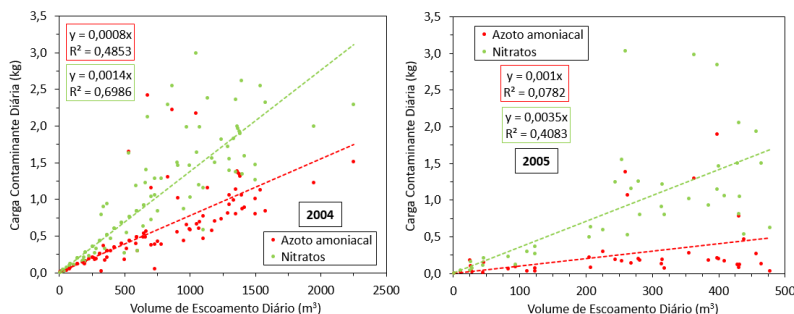


Figura 19 – Relação entre o volume de escoamento e a carga contaminante diária de azoto nas campanhas de rega de 2004 e 2005, numa bacia hidrográfica de regadio no Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha.

3.2. Produção e arrastamento de sais

Os fluxos de retorno das zonas de regadio, no que respeita à salinidade, evidenciam uma degradação da qualidade relativamente à água captada e derivada para aquelas zonas. O estado qualitativo da água lançada novamente no meio hídrico, depende do nível de intensificação da atividade agrícola e da sua qualidade antes de ser derivada para as zonas de regadio (Ayers e Westcot, 1985). Antes da análise dos resultados referentes à produção e arrastamento de sais, importa esclarecer que ao longo do documento são utilizados como correspondendo à mesma carga de sais, os termos sólidos dissolvidos totais, condutividade elétrica e sais, por razões de uma abordagem prática da questão e das condições de boa qualidade da água derivada para as zonas de regadio e dos fluxos de retorno (Causapé *et al*, 2004). A Figura 20 refere-se a resultados observados na bacia hidrográfica experimental de estudo, relativamente à evolução da qualidade da água (condutividade elétrica) num canal de rega. Uma análise global das figuras seguintes, respeitantes às campanhas de rega de 2004 e 2005, permite fazer duas considerações mais imediatas. Por um lado, a baixa mineralização da água de rega derivada de um canal de distribuição, cuja qualidade remete para uma categoria de excelente, e a pequena variação ao longo da campanha de rega, raramente ultrapassando o limite de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Por outro lado, a água drenada desta bacia hidrográfica apresenta igualmente uma boa qualidade relativamente a este parâmetro, não comprometendo o seu uso a jusante. Refira-se que, de acordo com Aragués e Cerdá (1998), no que respeita à salinidade da água, os riscos da sua utilização são nulos até um valor de condutividade elétrica de 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A maioria dos pontos dos gráficos da Figura 20, relativos à qualidade dos fluxos de retorno de toda a bacia (67%), fica incluída no intervalo 200–300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ contribuindo mais para aquele valor os valores da campanha de rega de 2005. Alguns dos picos de salinidade verificados nas campanhas de rega em análise, como por exemplo o ocorrido no final de Julho de 2005 (563 $\mu\text{S}/\text{cm}$), resultam de intensas fertilizações, sobretudo azotadas, nas culturas do milho e tabaco, podendo potenciar-se este efeito de concentração de sais na água por fluxos de retorno relativamente baixos. Nos períodos fora dos picos de fertilizações, a salinidade da água é sobretudo influenciada pelo processo de lixiviação dos sais presentes no solo, cuja intensidade depende do regime hídrico do solo e do efeito do maior ou menor volume de fluxos de retorno na diluição dos sais (Sophocleous, 2002).

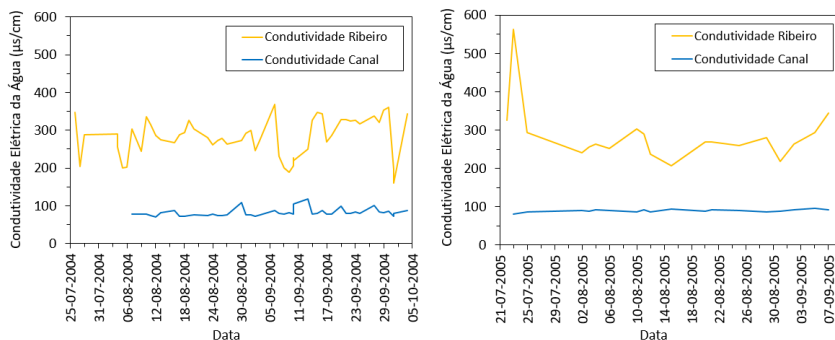
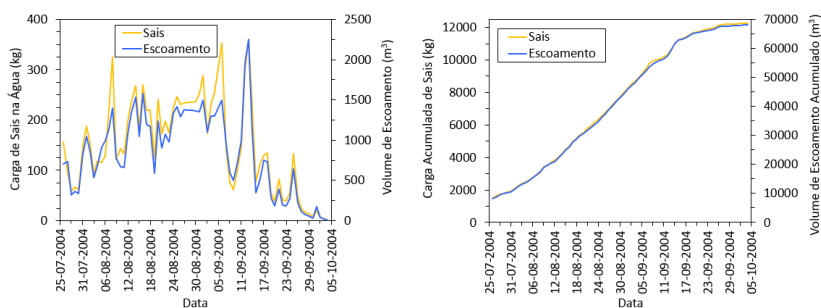


Figura 20 - Evolução da qualidade da água (condutividade elétrica) num canal de rega e nos fluxos de retorno (ribeiro) de uma bacia hidrográfica de regadio, no Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha.

A informação dos gráficos das Figuras 21 e 22 mostram uma elevada dependência da carga contaminante diária e acumulada de sólidos dissolvidos totais (sais) do volume de escoamento drenado da bacia hidrográfica de estudo em ambas as campanhas de rega monitorizadas, facto que também foi observado por outros autores (Tedechi *et al*, 2001). Dada a sua natureza solúvel, os sais são arrastados indistintamente com o escoamento superficial ou o escoamento de base, podendo este processo ser ampliado se previamente ocorrer dissolução de sais no perfil do solo (Ghassemi *et al*, 1995). Assim, o impacto da redução da área de rega na campanha de 2005 relativamente à campanha de 2004, na redução do escoamento (84,7%) revelou-se muito parecida com a redução da carga contaminante de sais nos fluxos de retorno (85,7%). Para além do alcance que pode ter no processo de poluição da água, a solubilidade dos sais assume uma grande importância do ponto de vista agronómico, já que regula a máxima concentração na solução do solo podendo afetar as culturas pela sua toxicidade e pela influência da pressão osmótica no potencial total da água do solo. Os sais mais solúveis são os nitratos e os cloretos, ainda que tenham uma influência diferente na condutividade elétrica da água (Evangelou, 1998).



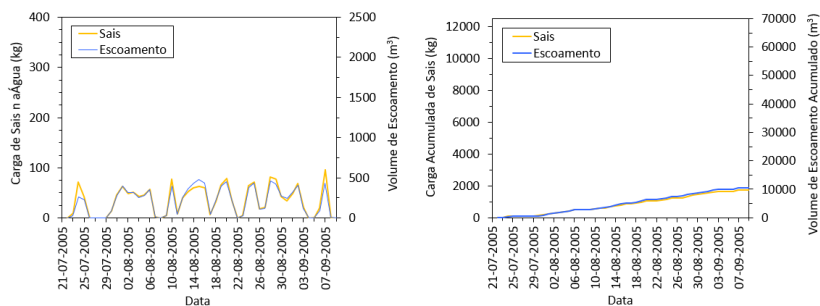


Figura 21 - Carga contaminante diária de sais (não acumulada e acumulada) nos fluxos de retorno (escoamento) de uma bacia hidrográfica de regadio nas campanhas de rega de 2004 e 2005, no Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha.

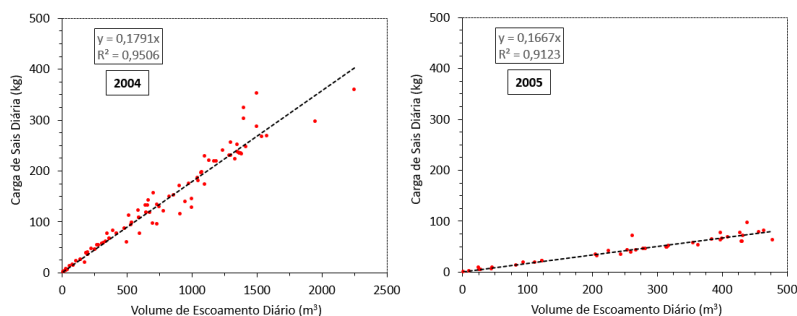


Figura 22 – Relação entre o volume de escoamento e a carga diária de sais nas campanhas de rega de 2004 e 2005, numa bacia hidrográfica de regadio no Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A realização deste estudo deixa claro que a cabal compreensão do processo de poluição dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos com origem agrícola, é indissociável do conhecimento da dinâmica dos contaminantes ao nível da unidade territorial de estudo, no caso a bacia hidrográfica, e do comportamento hidrológico da mesma. Sendo o regadio uma prática incontornável na atividade agrícola sob condições de clima mediterrânico, torna-se imperativo a salvaguarda da qualidade da água dos ecossistemas confinantes, para que a médio prazo não sejamos confrontados com uma realidade ambientalmente insustentável. Decorrentes dos objetivos formulados, registamos a seguir as conclusões que foi possível apurar neste estudo.

A água que abastece o *Aproveitamento Hidroagrícola da Campina da Idanha*, captada na Barragem de Idanha-a-Nova, é de muito boa qualidade relativamente aos parâmetros estudados, em grande medida devido a praticamente não existirem fontes de poluição na respetiva bacia hidrográfica. A qualidade dos fluxos de retorno, ainda que ligeiramente diminuída, fica longe de comprometer o seu uso a jusante, deixando perceber que se a água

derivada para a atividade agrícola for de boa qualidade, esta não é significativamente degradada quando usada e lançada novamente no meio hídrico. A evolução da carga contaminante diária de nitratos depende do volume de escoamento e da disponibilidade deste nutriente no solo; dada a sua mobilidade no solo e solubilidade na água, são arrastados indiferentemente no escoamento superficial e de base. O azoto amoniacal revela uma dinâmica diferente, já que tendo uma menor solubilidade e formando um ião positivo, é preferencialmente arrastado com os sedimentos e em situações hidrológicas relacionadas com caudais mais elevados. Relativamente à carga contaminante de sais, foi possível constatar a sua clara dependência do volume de escoamento durante todo o período das campanhas de rega estudadas. Os resultados obtidos não permitem apurar se o arrastamento de sais é mais elevado quando predomina o escoamento superficial ou de base, havendo estudos que apontam para uma maior eficiência do processo quando a água se move no perfil do solo, alimentando posteriormente a rede de drenagem natural como escoamento de base. Apesar das melhorias que se têm verificado nos últimos tempos relativamente à eficiência na absorção dos adubos, ainda se verificam excedentes consideráveis de adubos aplicados nos solos, contribuindo a curto e médio prazo para a degradação da qualidade do solo e dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos.

BIBLIOGRAFIA

- APA. 2019a. *Solo e Biodiversidade – Balanço de Nutrientes (Azoto e Fósforo)*. Agência Portuguesa do Ambiente. Acedido em 25 de Fevereiro de 2019 em <https://rea.apambiente.pt/content/balanço-de-nutrientes-azoto-e-fósforo>
- APA. 2019b. *Nitratos de origem agrícola em águas superficiais e subterrâneas*. Agência Portuguesa do Ambiente. Acedido em 25 de Fevereiro de 2019 em <https://rea.apambiente.pt/content/nitratos-de-origem-agricola-em-águas-superficiais-e-subterrâneas>.
- APA, DGADR. 2016. *Poluição provocada por nitratos de origem agrícola - Relatório 2012-2015*. Agência Portuguesa do Ambiente, Direção Geral da Agricultura e do Desenvolvimento Rural, Lisboa.
- APHA, AWWA, WPCF. 1976. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14th Edition*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, Washington, DC.
- Aragués, R., K. K. Tanji. 2003. *Water quality of irrigation return flows*. In: *Encyclopedia of Water Science*, Trimble, S. W., B. A. Stewart, T. A. Howell, Eds., Marcel Dekker Inc., pp. 502-506.
- Aragués, R., A. C. Cerdá. 1998. *Salinidad de aguas y suelos en la agricultura de regadío*. *Agricultura Sostenible*, Jiménez Díaz, R. M., J. L. Espinosa, Coordinadores, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Aragués, R. 1995. *Estabilidad estructural de suelos afectados por Sales: revisión bibliográfica. VIII Curso Internacional de Riego y Drenaje*, Centro Nacional de Tecnología de Regadíos, IRYDA, MAPA, Madrid.
- Ayers, R. S., D. W. Westcot. 1985. *Water quality for agriculture*. *FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev. 1*, Rome.
- Bos, M. G., J. A. Replogle, A. J. Clemmens. 1991. *Flow measuring flumes for open channel systems*. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI.
- Branquinho, C., A. Nunes, M. Kobel, A. Príncipe, P. Pinho. 2017. *Melhorar o sucesso das florestações em zonas semiáridas: adaptação ao cenário de alterações climáticas*. *REDE – Revista Eletrónica do PRODEMA*, V.11, n.1, p. 46-56.

Causapé, J., D. Quílez, R. Aragués. 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 (2004) 211-228.

Conselho da Europa. 1991. *Directiva Nitratos Diretiva 91/676/CEE - Poluição provocada por nitratos de origem agrícola*. Conselho da Europa, 12 de Dezembro de 1991, Estrasburgo.

Cronshey, R. G., F. G. Theurer. 1998. *AnnAGNPS-Non Point Pollutant Loading Model*. In Proceedings First Federal Interagency Hydrologic Modelling Conference, 19-23 April 1998, Las Vegas, NV.

Delgado, J. A. 2002. *Quantifying the loss mechanisms of nitrogen*. *Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 57 – Number 6:389-398.

Duarte, A. C., L. Mateos, E. Fereres. 2007. Agricultura de regadio e qualidade da água, à escala da bacia hidrográfica. Actas do II Congresso Nacional de Rega e Drenagem, 26-28 de Junho, Fundão.

Duarte, A. C., 2006. *Contaminación difusa originada por la actividad agrícola de riego, a la escala de la cuenca hidrográfica*. Tesis Doctoral, Universidad de Córdoba, España.

Evangelou, V. P. 1998. *Environmental Soil and Water Chemistry: Principles and Applications*. John Wiley and Sons, Chichester.

Evans, A., J. Mateo-Sagasta, M. Qadir, E. Boelee, A. Ippolito. 2019. *Agricultural water pollution: key knowledge gaps and research needs*. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Volume 36, Pages 20-27.

FAO. 1997. *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*. E. D. Ongley. *Estudios FAO: Riego y Drenaje No. 55*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma.

FAO. 1985. *Water quality for agriculture*. R. S. Ayers and D. W. Westcot. *FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Follet, R. F. 2001. *Nitrogen Transformation and Transport Processes*. In: *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management*, Follet, R. F., J. L. Hatfield, Ed., Elsevier Science B. V., Amsterdam.

Ghassemi, F., A. J. Jakeman, H. A. Nix. 1995. *Salinisation of Land and Water Resources – Human causes, extent, management and cases studies*. Centre for Resources and Environmental Studies, The Australian National University, CABI International, Wallingford.

Harrison, S., C. McAree, W. Mulville, T. Sullivan. 2019. *The problem of agricultural 'diffuse' pollution: Getting to the point*. *Science of The Total Environment*, Volume 677, Pages 700-717.

Hatch, D. J., K. W. T. Goulding, D. V. Murphy. 2002. *Nitrogen as a pollutant from agriculture in surface and groundwater*. In: *Agriculture, Hydrology and Water Quality*, Haygarth, P. M., S. C. Jarvis, Eds., CABI Publishing, Wallingford, pp 7-27.

Hillel, D. 2000. *Salinity Management for Sustainable Irrigation – Integrating Science, Environment and Economics*. The International Bank for Reconstruction and Development, World Bank, Washington.

INAG. 2007. *Boletim de precipitação anual – Estação do Ladoeiro-14N/02U*. Serviço Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH), Retrieved January 25, 2007, from the W.W.W: http://snirh.inag.pt/snirhwww.php?main_id=18item=4.3.

INAG. 2002. *Plano Nacional da Água*. Instituto da Água, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa.

In-Situ Inc. 2009. *Multi-Parameter TROLL 9500 OPERATOR'S MANUAL*. In-Situ Inc., Fort Collins, USA.

Jansson, P.E. 1991. *SOIL: simulation model for soil water movement and heat conditions*. Report 165, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Department of Soil Science, 73 pp.

Kite, G. W., P. Droogers. 2000. *Integrated Basin Modelling. Research Report 43*, International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.

- Knisel, W. G., F. M. Davis. 1999. *GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems, Version 3.0, Users Manual*. USDA-Agricultural Research Service, Southeast Watershed Research Laboratory, Tifton, GA.
- Lefebvre, G., L. Redmond, C. Germain, E. Palazzi, S. Terzagio, L. Willm, B. Poulin. 2019. *Predicting the vulnerability of seasonally-flooded wetlands to climate change across the Mediterranean Basin. Science of The Total Environment*, Volume 692, 2019, Pages 546-555.
- Lemunyon, J. L., T. C. Daniel. 2002. *Quantifying phosphorus losses from the agricultural system. Journal of Soil and Water Conservation*. Volume 57 – Number 6:399-401.
- Li, C., Y. Wang, C. Ye, W. Wei, B. Zheng, B. Xu. 2019. *A proposed delineation method for lake buffer zones in watersheds dominated by non-point source pollution. Science of The Total Environment*, Volume 660, Pages 32-39.
- Lin, C., R. Ma, J. Xiong. 2018. *Can the watershed non-point phosphorus pollution be interpreted by critical soil properties? A new insight of different soil P states. Science of The Total Environment*, Volumes 628-629, Pages 870-881.
- Liu, R., P. Zhang, X. Wang, Y. Chen, Z. Shen. 2013. *Assessment of effects of best management practices on agricultural non-point source pollution in Xiangxi River watershed. Agricultural Water Management*, Volume 117, Pages 9-18.
- Logan, T. J. 1995. *Water Quality*. In: *Environmental Hydrology*, Ward, A. D., W. Elliot. Ed., Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Lorite, I. J., L. Mateos, E. Fereres. 2004. *Evaluating irrigation performance in a Mediterranean environment. I. Model and general assessment of an irrigation scheme. Irrigation Science* (2004) 23: 77-84.
- Lorite, I. J. 2002. *Evaluación del riego de la zona regable del Genil-Cabra (Santaella-Córdoba): índices de calidad de riego*. Tesis Doctoral, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y Montes, Universidad de Córdoba, España.
- Mañas, F. M. S. O. 2001. *Agricultura y desertificación*. Universidad de Castilla-la-Mancha y Instituto de Desarrollo Regional, Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- MAPA. 1996. *Prácticas agrarias compatibles con el medio natural – El agua*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid.
- Mateos, L. 2003. *Irrigation management and fertilizer/pesticide leaching*. In: *Encyclopedia of Water Science*, Trimble, S. W., B. A. Stewart, T. A. Howell, Eds., Marcel Dekker Inc., pp.282-284.
- Mateos, L., I. López-Cortijo, J. A. Sagardoy. 2002. *SIMIS: the FAO decision support system for irrigation scheme management. Agricultural Water Management* 56 (2002) 193-206.
- Mateos, L., C. A. Young, W. W. Wallender, H. L. Carlson. 2000. *Simulating Spatially Distributed Water and Salt Balances. Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 126 (5) 288-295.
- Mendes, B., J. Oliveira. 2004. *Qualidade da água para consumo humano*. LIDEL, Edições Técnicas, Lda.
- Ministério do Ambiente. 1999. *Decreto-Lei nº68/99Diário da República n.º 59/1999, Série I-A de 1999-03-11*, Lisboa.
- Ministério do Ambiente. 1997. *Decreto-Lei nº235/97. Diário da República n.º 203/1997, Série I-A de 1997-09-03*, Lisboa.
- Novotny, V. 2003. *Water Quality – Diffuse Pollution and Watershed Management, Second Edition*. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Owens, L. B. 1994. *Impacts of Soil N Management on the Quality of Surface and Subsurface Water*. In: *Soil Processes and Water quality*, CRC Press, Boca Raton.
- Pereira, L. S. 2005. *Water and agriculture: Facing environment and scarcity challenges. Agr. Engng. Intern*. Vol. VII (www.cigr-ejournal.tamu.edu).

- Raposo, J. R. 1996. *A Rega – Dos primitivos regadios às modernas técnicas de rega*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
- Ritter, W. F., Bergstrom, L. 2001. *Nitrogen and Water Quality*. In: *Agricultural Nonpoint Source Pollution: Watershed Management and Hydrology*, Ritter, W. F., A. Shirmohammadi, Ed., Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Sameen, I., S. Waseem, A. Kazi, M. Azooz, P. Ahmad. 2016. *Chapter 1 – Aluminum Toxicity in Plants: An Overview*, Editor(s): Parvaiz Ahmad, *Plant Metal Interaction*, Elsevier, Pages 1-20.
- Sauer, T. J., R. B. Alexander, J. V. Brahana, R. A. Smith. 2001. *The Importance and Role of Watersheds in the Transport of Nitrogen*. In: *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems and Management*, Follet, R. F., J. L. Hatfield, Ed., Elsevier Science B. V., Amsterdam.
- Sharpley, A. N. 1995. *Dependence of runoff phosphorus on soil phosphorus content*. *Journal of Environmental Quality*, 24(5): 920-926.
- Shepard, R. 2005. *Nutrient management planning: Is the answer to better management?* *Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 60, Number 4, 171-176.
- Sophocleous, M. 2002. *Interactions between groundwater and surface water: the state of the science*. *Hydrogeology Journal* (2002) 10: 52-67.
- Sparks, D. L. 1995. *Environmental Soil Chemistry*. Academic Press, London.
- Stone, K. C., P. G. Hunt, J. M. Novak, M. H. Johnson, D. W. Watts, F. J. Humenik. 2004. Stream nitrogen changes in an eastern Coastal Plain watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, Volume 59, Number 2, 66-72.
- Sun, S., J. Liu, M. Zhang, S. He. 2019. *Simultaneous improving nitrogen removal and decreasing greenhouse gas emission with biofilm carriers addition in ecological floating bed*. *Bioresource Technology*, Volume 292, 121944.
- Tabacchi, E., L. Lambs, H. Guillo, A. Planty-Tabacchi, E. Muller, H. Décamps. 2000. *Impacts of riparian vegetation on hydrological processes*. *Hydrological Processes*, 14 (2000) 2959- 2976.
- Tedeschi, A., A. Beltrán, R. Aragués. 2001. *Irrigation management and hydrosalinity balance in a semi-arid area of the middle Ebro river basin (Spain)*. *Agricultural Water Management* 49 (2001) 31-50.
- Thornton, J. A, W. Rast, M. M. Holland, G. Jolankai, S. O. Ryding. 1999. *Assessment and control of nonpoint source pollution of aquatic ecosystems – a practical approach*. Man and the Biosphere Series, UNESCO, Paris.
- Umali, D. L. 1993. *Irrigation-Induced Salinity – A Growing Problem for Development and the Environment*. *World Bank Technical Paper Number 215*. The International Bank for Reconstruction and Development, World Bank, Washington.
- União Europeia. 2000. *Directiva Quadro da Água 2000/60/EC - estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da Política da Água*. *Jornal Oficial da Comunidade Europeia*, L327, 22 de Dezembro de 2000, Bruxelas.
- Wang, Y., J. Liang, J. Yang, X. Ma, X. Li, J. Wu, G. Yang, G. Ren, Y. Feng. 2019. *Analysis of the environmental behavior of farmers for non-point source pollution control and management: An integration of the theory of planned behavior and the protection motivation theory*. *Journal of Environmental Management*, Volume 237, Pages 15-23.
- Whitaker, F. D., H. G. Heinemann, R. E. Burwell. 1978. *Fertilizing corn adequately with less nitrogen*. *Journal of Soil and Water Conservation*, 33, 28.
- Williams, J.R., P.T. Dyke and C.A. Jones. 1983. *EPIC: a model for assessing the effects of erosion on soil productivity*. In: *Analysis of Ecological Systems: State-of-the-Art in Ecological Modelling*, Laurenroth, W. K. *et al.*, Eds., Elsevier, Amsterdam, pp553-572.