

Recebido em 23 de Junho de 2003

Gestão do jacinto-aquático (*Eichhornia crassipes*) na Lezíria Grande de Vila Franca de Xira

ANA MONTEIRO ⁽¹⁾

ILIDIO MOREIRA ⁽¹⁾

ANA CRISTINA SANTOS ⁽²⁾

P.M. SERRASQUEIRO ⁽³⁾

RESUMO

O impacto ambiental da aplicação de herbicidas (glifosato – sal de isopropilamónio e sal de sódio) foi revisto, conduzindo à decisão da sua utilização no controlo do jacinto-aquático [*Eichhornia crassipes* (C. F. Mart) Solms], efectuada desde 2000 nos canais da Lezíria Grande de Vila Franca de Xira, na bacia do rio Tejo.

Os custos da remoção mecânica do jacinto-aquático nestes canais bem como da aplicação de herbicidas, durante o período 1999/2002, foram estimados. Uma redução substancial nos custos, de cerca de 74%, verificou-se com a introdução da luta química.

O nível de infestação do jacinto-aquático e do caniço foi avaliado durante a Primavera de 2003.

ABSTRACT

Management of the water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in the Lezíria Grande de Vila Franca de Xira

The environmental impact of herbicide application (glyphosate – isopropylammonium salt and sodium salt) was reviewed, supporting the decision of its use on the water-hyacinth [*Eichhornia crassipes* (C. F. Mart) Solms] control, since 2000 in the channels of “Lezíria Grande de Vila Franca de Xira” (low valley of the Tagus river).

⁽¹⁾ Departamento de Protecção das Plantas e de Fitoecologia, Secção de Fitoecologia e Herbologia, Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal; anamonteiro@isa.utl.pt.

⁽²⁾ AGROQUISA – Agroquímicos, SA., Rua dos Navegantes, 53 – 2º Esq. 1070-070 Lisboa.

⁽³⁾ Associação de Beneficiários da Lezíria Grande de Vila Franca de Xira, Estrada do Camarão, Vila Franca de Xira.

The costs of mechanic removal of the water-hyacinth in these channels as well as the herbicide application, during de period 1999/2002, were estimated. A substantial reduction, of about 74%, of the referred costs has occurred after the chemical control introduction.

The infestation level by water-hyacinth and common reed was surveyed during the Spring of 2003.

1. Introdução

Em situação equilibrada as plantas aquáticas desempenham um papel importante como produtores primários para além de funcionarem como acumuladores de nutrientes e de serem fonte alimentar para herbívoros e habitat para outras plantas e animais. A expansão da actividade humana implica o uso intensivo da água, o que provoca com frequência grandes alterações nos ecossistemas naturais. O crescimento incontrolado de espécies invasoras causado pelo enriquecimento em nutrientes das águas de albufeiras, canais de rega ou drenagem, em geral associado a culturas agrícolas intensivas de regadio, resulta, por vezes, na ruptura do ecossistema original. Os crescimentos vegetais exagerados, ao interferirem com os múltiplos usos da água, obrigam a uma gestão cuidadosa das infestantes aquáticas, apresentada em diversos trabalhos, de que se relembram os de Moreira *et al.* (1998, 1999a) e de Catarino *et al.* (2001). As espécies aquáticas que no nosso país causam perturbações dos ecossistemas dulçaquícolas foram anotadas e caracterizadas em numerosos trabalhos de que se mencionam o pioneiro de Vasconcellos (1970) e os recentes divulgados por Moreira *et al.* (2002a, 2002b); Aguiar *et al.* (1996) relatam a percepção dos gestores dos recursos hídricos para os problemas resultantes da vegetação infestante.

Relativamente à situação das infestantes aquáticas na Lezíria Grande de Vila Franca de Xira (LGVFX) e possíveis processos de combate, foram efectuados diversos estudos de que se destacam, por ordem cronológica, Fonseca (1984), Duarte *et al.* (1984), Figueiredo *et al.* (1984), Duarte & Agusti (1985), Moreira *et al.* (1989) e Catarino *et al.* (1995) além de outros adiante referidos.

O principal problema que se colocava nos últimos anos nesta área, como em muitos outros sistemas agrícolas, especialmente com o jacinto-aquático, é o das obstruções, em geral combatidas pela remoção periódica do material vegetal, mecânica ou manual, com custos económicos e ecológicos elevados e ainda, nalguns casos, com o alargamento das valas. Uma síntese de estudos de biologia e combate destas infestante no nosso país foi apresentada por Moreira *et al.* (1999c).

Os efeitos ecológicos das medidas de combate às infestantes aquáticas têm características específicas para cada local, obrigando à identificação do impacto causado pelos diferentes métodos de gestão no ecossistema em causa. Haverá sempre uma reacção do meio aquático seja qual for o método de controlo utilizado,

mas nem sempre se visualiza o efeito provocado. Frequentemente é bem aceite a limpeza mecânica como método de remoção das massas vegetais porque é tradicional e as comunidades naturais parecem recuperar. Contudo, a remoção dos sedimentos perturba a vida aquática, tendo Duarte & Agusti (1985), na Lezíria, medido aumentos drásticos da condutividade eléctrica da água das valas acabadas de limpar, e como método de gestão, geralmente, mostra-se muito oneroso.

Processo alternativo ou complementar de controlo do jacinto-aquático poderá consistir na luta biológica por recurso a insectos e fungos, já bastante divulgado nos EUA e noutros países, mas com custos iniciais de introdução elevados, a que acrescem, especialmente, os receios manifestados por técnicos de instituições oficiais responsáveis pelo Ambiente em Portugal, inerentes à introdução de insectos e fungos não existentes na Europa. Houve lugar, todavia, a um projecto de experimentação, em quarentena, no nosso país com o coleóptero *Neochetina bruchi* para combater jacinto-aquático mas os resultados não foram conclusivos. De facto, os insectos adultos importados de Fort Lauderdale dos EUA, primeiramente mantidos na Estação de Quarentena do Centro Nacional de Protecção das Plantas, em Oeiras, foram transferidos para a Estação de Piscicultura da Azambuja, onde se verificou que as ninfas não evoluíram. Não foi possível tirar conclusões se tal se deveu à não adaptação às condições climáticas ou antes a falta de fertilidade dos ovos por serem provenientes de insectos idosos ou infectados por *Micosporidium* sp.

Contudo considera-se que estes estudos deviam ser retomados, pelo menos para precaver uma eventual proibição do uso de herbicidas na água, o que, como apontou Rocha (1998), já acontece noutros países europeus.

A utilização de peixes para controlo das infestantes aquáticas, e particularmente na Lezíria, tem sido avaliada, por exemplo, por Agusti *et al.* (1983) com a carpa espelhada e por Catarino & Ferreira (1994) e Catarino *et al.* (1997) com a carpa herbívora, cuja introdução parece mais defensável para sistemas mais fechados, como os de canais revestidos a cimento de muitos dos nossos regadios (Franco *et al.*, 2002a, 2002b; Pinheiro *et al.*, 2002). As condições da água na LGVFX, condicionantes à sobrevivência de peixes, chegaram mesmo a ser avaliadas em Monteiro *et al.* (1999a).

Outra alternativa para o combate do jacinto-aquático consiste no uso de herbicidas, eventualmente em combinação com os outros métodos de gestão, em particular a remoção mecânica e a utilização de redes nas principais entradas de água.

A colocação de redes na desembocadura de valas secundárias para as principais, bem como a remoção de grandes quantidades de jacinto-aquático destas últimas valas por variação pronunciada do fluxo da água, pela abertura de comportas para o Tejo, já foi praticada no passado (Figueiredo *et al.*, 1984), complementando os programas de limpeza mecânica com retroscavadoras.

Recentemente a Associação de Beneficiários da LGVFX reforçou a prevenção das infestações com as redes e iniciou um programa de combate químico, com glifosato.

Sendo a aplicação de herbicidas em meio aquático muitas vezes criticada pelos possíveis impactos ambientais, apresenta-se, seguidamente, uma revisão bibliográfica sumária desta temática e faz-se uma análise comparativa dos custos de gestão do jacinto-aquático na LGVFX antes e após a implementação da luta química com herbicidas com base em glifosato, substância activa sugerida à Associação de Beneficiários pelos seus menores riscos ambientais.

Finalmente apresentam-se os resultados duma prospecção das infestações das principais valas, na Primavera de 2003, por jacinto-aquático e caniço [*Phragmites australis* (Cav.) Steudel].

2. Impacto ambiental do glifosato aplicado em valas de drenagem

2.1. Aspectos gerais

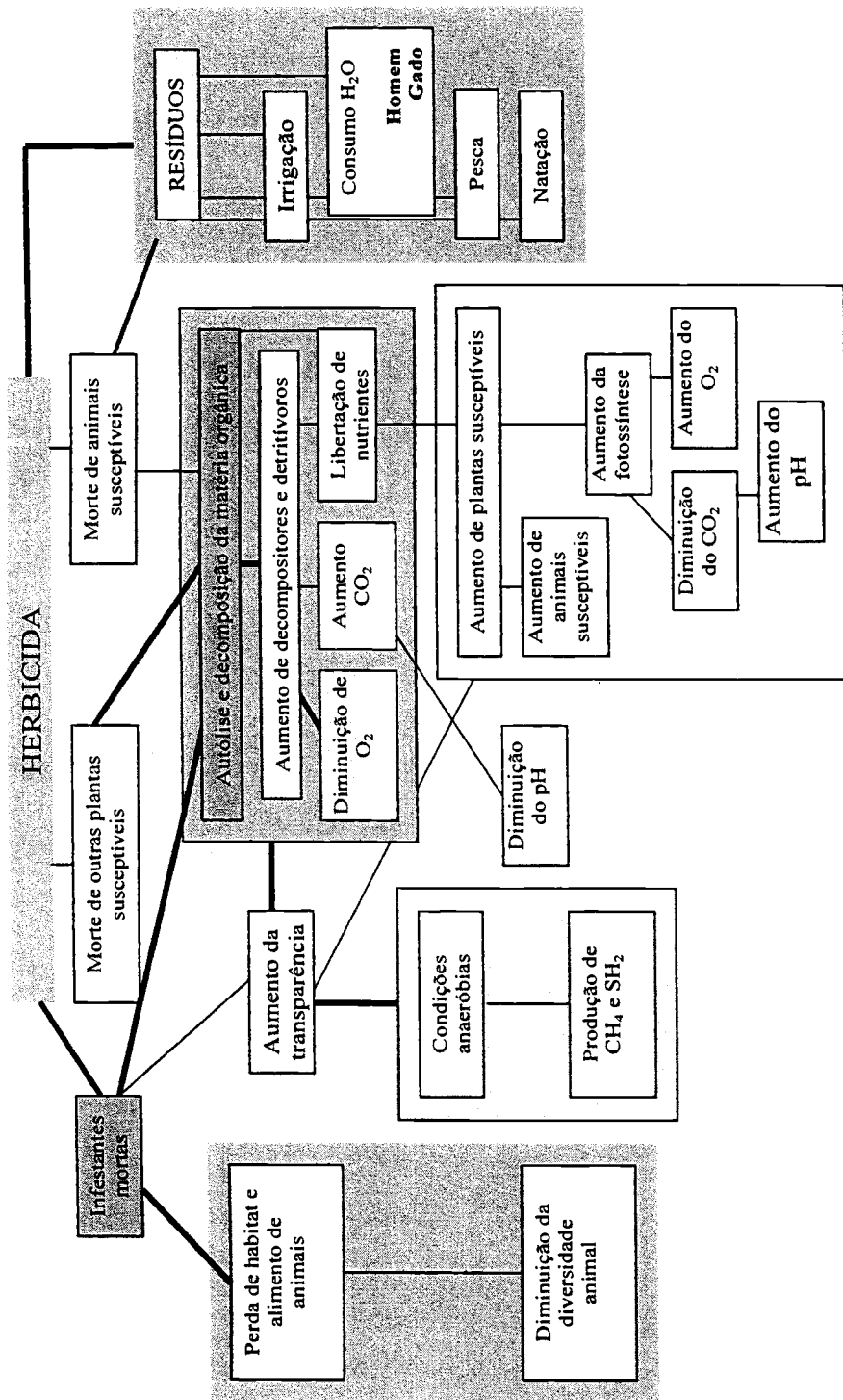
Presentemente, os herbicidas autorizados para o meio aquático são em número reduzido, o que poderá permanecer no futuro pelos difíceis e dispendiosos requisitos para a sua homologação, em particular devido à crescente exigência de comprovação de baixos riscos ecológicos.

Na Figura 1, apresenta-se um esquema sobre as possíveis consequências ecológicas e interações da aplicação de herbicidas na água, em que algumas das suas componentes foram apresentadas por Mitchell (1986).

Entre as consequências primárias é provável que a morte *in situ* das infestantes tenha, pelo menos a curto prazo, um impacto mais marcado mas está dependente da quantidade de biomassa vegetal que entra em decomposição. Quando grandes massas vegetais entram em decomposição, o efeito que normalmente assume maior relevo é o aumento da carência de oxigénio. Em geral o oxigénio dissolvido na água já é baixo com a presença das infestantes, mas o seu teor pode diminuir drasticamente alguns dias após a aplicação do herbicida (Monteiro, 1989), devido ao aumento da actividade microbiana a qual conduz rapidamente à total ou quase anaerobiose. As condições de redução, associadas ao desenvolvimento da anaerobiose, podem provocar uma diminuição do pH, o que afecta o equilíbrio químico da água (Mitchell, 1986; Reddy & Sacco, 1981) e pode induzir efeitos ecológicos profundos.

Todavia a opinião pública dá mais ênfase aos efeitos toxicológicos provocados pelos herbicidas e sua persistência. Por razões óbvias, a *persistência dum herbicida* é um importante factor no que concerne ao impacto ecológico e está dependente, entre outros, da *frequência e forma de aplicação*. A dispersão e a degradação do

Possíveis efeitos de um herbicida num ecossistema aquático. (Baseado em Mitchell, 1986)



herbicida são bastante complexas e dependem quer do método de aplicação quer dos processos hidrodinâmicos que ocorrem no sistema aquático no momento do tratamento. Apesar da contaminação da água poder ocorrer em duas fases e por processos diferentes, os efeitos secundários podem ser semelhantes. A primeira fase verifica-se durante a pulverização das infestantes emersas, em que uma parte do herbicida é interceptada pela folhagem e absorvida pelas plantas, caindo na superfície da água apenas uma fracção da calda, condicionada pelo recobrimento e forma de aplicação. A segunda fase ocorrerá quando as plantas pulverizadas morrem e, conseqüentemente, acabam por se decompor dentro de água. Os herbicidas poderão então ser libertados na água durante os processos de emurchecimento e decomposição das plantas, o que está dependente das características metabólicas e degradativas do herbicida e solubilidade da água.

Em Portugal, encontram-se homologados para canais e valas os herbicidas com base em diclobenil, diquato e glifosato (sal de isopropilamónio e sal de sódio). Na escolha do herbicida, além das características toxicológicas para o aplicador, consumo humano e animal, peixes e outras formas de vida no meio aquático, há que ter em conta o intervalo de segurança para utilização da água na rega de culturas agrícolas.

Nos Quadros 1 e 2 apresentam-se algumas características relevantes para cada um destes herbicidas. Ressalta que o diquato é dos herbicidas com maior toxicidade aguda, enquanto que o diclobenil é a substância com maior persistência na água. Após a aplicação do diclobenil a água tratada não deve ser utilizada para rega, o que é autorizado com o diquato, cumprido o intervalo de segurança para a utilização da água para rega de 10 dias. As aplicações de glifosato não apresentam restrições à utilização da água de rega, sendo o intervalo de segurança de 0 dias (DGPC, 2003).

Os efeitos colaterais provocados pelos níveis residuais, em particular nos organismos não directamente visados, por exemplo organismos aquáticos e culturas regadas, são determinados pelo volume de água, fluxo, dose de aplicação, taxa de degradação. A inactivação do herbicida, na dependência de diversos factores, tais como a adsorção, irreversível ou não, a partículas em suspensão, pode desempenhar um papel crucial na limitação dos efeitos residuais, como é o caso do herbicida glifosato.

Alguns ensaios de herbicidas em meio aquático têm sido realizados no nosso país desde a década de 70 (Fernandes *et al.*, 1978; Fernandes & Moreira, 1985; Monteiro, 1989). Os resultados da eficácia obtidos, conjugados com a vantagem do intervalo de segurança nulo, permitiram a eleição do glifosato para a situação concreta da LGVFX.

Quadro 1

Limite máximo de resíduos permitidos em água potável, tempo médio de semi-vida na água, toxicidade aguda (LD_{50} – ratos) e toxicidade para peixes, dos herbicidas diclobenil, diquato e glifosato

Herbicida	Resíduos (max.) H ₂ O potável ($\mu\text{g/l}$) ⁽⁴⁾	Dose (kg/ha s.a.) ⁽¹⁾	Tempo semi-vida (dias)	LD_{50} oral – ratos (mg/kg)	Toxicidade Peixes (mg/l)
Diclobenil	0,1	2,7-10,125	60-90 ⁽⁵⁾	4 460 ⁽⁵⁾	6-120 ⁽³⁾
Diquato	0,1	1,5-2,0		230	91-410(24h)
Glifosato (sal de isopropilamônio)	0,1	0,54-3,60	4-28 ⁽²⁾	>5 000	não tóxico
Glifosato (sal de sódio)	0,1	0,84-3,57	4-28 ⁽²⁾	>5 000	não tóxico

Fonte: ⁽¹⁾ (DGPC, 2003); ⁽²⁾ Rodrigues & Almeida (1998); ⁽³⁾ Wiersma-Roem (1978); ⁽⁴⁾ Em Portugal, no que respeita ao limite máximo de resíduos em água potável, segue-se a Directiva 80/778 da CEE, na qual está estipulado que a concentração máxima de resíduos englobando todos os pesticidas é de 0,5 $\mu\text{g/l}$ e, quando se considera um herbicida isoladamente, de 0,1 $\mu\text{g/l}$; ⁽⁵⁾ Jong (1995).

Quadro 2

Intervalo de segurança (dias) para rega, consumo pelo homem e animais, pesca e natação

Herbicida	Irrigação ⁽¹⁾	Consumo ⁽²⁾		Pesca ^(2 e 3)	Natação ^(2, 3)
		Homem	Gado		
Diclobenil	não utilizar a água	—	—	sem restrição	sem restrição
Diquato	10	14	14	sem restrição	sem restrição
Glifosato (sal de isopropilamônio))	sem restrições no uso de água				
Glifosato (sal de sódio)	sem restrições no uso de água				

Fonte: ⁽¹⁾ DGPC (2003); ⁽²⁾ Joyce & Ramey (1986); ⁽³⁾ Jong (1995).

A aplicação extensiva dos herbicidas impõe i) o estudo da sua permanência na água, sedimentos, plantas e animais e ii) o impacto ecológico de vastas massas vegetais em decomposição. O glifosato tem a particularidade de actuar lentamente, minorando os problemas de desoxigenação que ocorrem com a morte rápida de grandes massas (Reddy & Sacco, 1981; Monteiro *et al.*, 1987; Monteiro *et al.*,

1988). O seu modo de acção torna-o ideal para controlo aquático, pois uma vez absorvido pelas folhas é facilmente translocado a todas as partes da planta (Sprankle *et al.*, 1975a). A lista de espécies susceptíveis é relativamente vasta (Grossbard & Atkinson, 1985). O glifosato é rapidamente degradado na água (Sacher, 1978), *não sendo requerido intervalo de segurança entre aplicações em infestantes aquáticas e rega de culturas agrícolas, natação ou consumo de água pelo homem ou animais* (Quadro 2). Embora a taxa de degradação dependa do pH, temperatura e presença de microrganismos, parece que muitos meios aquáticos apresentam boas condições para a degradação. Por isso, é improvável que o glifosato afecte organismos aquáticos nas concentrações encontradas após aplicação das doses recomendadas. É também improvável que os resíduos se acumulem em peixes (Grossbard & Atkinson, 1985).

Admite-se, todavia, que o diquato, ou eventualmente outros herbicidas, possam ser utilizados noutros regadios ou mesmo na Lezíria, em épocas diferentes de maior intensificação cultural.

2.2. Degradação do glifosato em solo e água

De seguida tecem-se algumas considerações, com base na bibliografia pesquisada, sobre a degradação do glifosato em solo e água. Na presença de um solo rico em microflora o glifosato é degradado, tanto em condições aeróbias como anaeróbias (Rueppel *et al.*, 1977).

A inactividade do glifosato no solo é primeiramente devida à adsorção (Sprankle *et al.*, 1975b). A parte fosfórica da molécula compete com o fósforo inorgânico, sendo rapidamente adsorvido. A adsorção está relacionada com a percentagem de argila, a capacidade de troca catiónica e a fixação de fósforo inorgânico. Devido ao facto de ser uma forma de fósforo orgânico não absorvida pelas raízes, no solo não tem actividade fitotóxica (Barry *et al.*, 1989).

Os resíduos não decrescem em água esterilizada mas a degradação ocorre rapidamente em águas naturais com uma elevada população microbiana (Brønstad & Friestad, 1985). O glifosato é fotodegradado pela luz ultravioleta mas não pela radiação de grande comprimento de onda (Friestad & Luond-Hoie, 1986). A via metabólica nos sedimentos é similar à encontrada no solo. Em ensaios de campo o teor de resíduos em águas paradas decresce rapidamente devido fundamentalmente à adsorção às partículas orgânicas (Sacher, 1978). Em água corrente, a taxa de eliminação depende da velocidade da água. As condições de campo podem levar a que o glifosato permaneça em solução ou adsorvido às partículas orgânicas em suspensão até longa distância do ponto de aplicação (Comes *et al.*, 1976).

2.3. Fitotoxicidade residual do glifosato aplicado em água e solo

No que concerne à fitotoxicidade residual do glifosato sobre eventuais prejuízos em culturas regadas com água contaminada por este herbicida não foram encontradas referências na pesquisa efectuada. Possivelmente, tal é devido aos diversos estudos sobre a degradação do herbicida apontarem para uma rápida inactivação do glifosato em águas naturais, resultante da adsorção a partículas sólidas em suspensão na água e aos sedimentos, bem como da degradação microbiana ou resultante da luz ultravioleta.

Num programa sobre o estudo da fitotoxicidade do glifosato nas condições da LGVFX, foram desenvolvidos ensaios biológicos laboratoriais, com água da vala de Mar de Cães cujas amostras foram recolhidas uma hora após a aplicação de $2,60 \text{ kg ha}^{-1}$ de glifosato em jacinto-aquático. Não se observaram diferenças significativas na germinação de sementes de melão 'Valenciano Amarelo' e tomate 'CAL Y' relativamente à testemunha (Monteiro, 1984).

No que respeita à fitotoxicidade do glifosato aplicado no solo, as referências bibliográficas são contraditórias. O glifosato é um herbicida normalmente utilizado em aplicações folheares para controlar infestantes antes da cultura ser instalada ou em culturas perenes em aplicações localizadas.

Muitos estudos indicam que as culturas semeadas após a aplicação do herbicida não sofrem com o efeito residual do produto. A ausência ou baixa actividade residual tem sido atribuída à rápida adsorção aos constituintes do solo, que será tanto mais elevada quanto maior for a capacidade do solo para adsorver fosfatos e o teor de matéria orgânica e quanto menor for o pH do solo. Como consequência desta ligação às partículas do solo a mobilidade do glifosato no solo é muito baixa (Sprankle *et al.*, 1975c).

Moshier *et al.* (1976, 1978) referem que $17,9 \text{ kg ha}^{-1}$ de glifosato, aplicados antes da sementeira e incorporados ao solo, não causaram redução significativa no crescimento (altura) de *Poa pratensis* L., *Agrostis stolonifera* L. e *Festuca rubra* L. Os mesmos autores verificaram, ainda, que 8 kg ha^{-1} de glifosato não afectaram a espécie *Medicago sativa* L. Sprankle *et al.* (1975b) também afirmaram que 56 kg ha^{-1} de glifosato não reduziram o peso seco de trigo (*Triticum aestivum* L.), cultivado em solo argiloso ou orgânico. Nos ensaios biológicos laboratoriais acima referidos de Monteiro (1984), também não se encontraram sintomas de fitotoxicidade em plantas de melão 'Valenciano Amarelo' regadas com 2,4, 4,7 e $9,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de glifosato.

Afirmações contrárias foram expressas por Salazar & Appleby (1982) ao verificarem que $3,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de glifosato aplicado directamente à superfície do solo húmido antes da emergência de *Agrostis tenuis* Sibth 'Highland' reduziram o crescimento desta espécie. Do mesmo modo, a germinação e o crescimento de *Medicago sativa* L. 'Vernal' e *Trifolium pratense* L. 'Kenstar' foram afectados quando as sementes eram distribuídas na superfície do solo 24 horas após a aplicação do glifosato. Noutro ensaio, Rodrigues *et al.* (1982) verificaram que o

glifosato, após aplicação folhear em trigo, era exsudado através das raízes para o solo causando posteriormente inibição radicular e fitotoxicidade em folhas de plântulas de milho (*Zea mays* L.). Contudo, estes autores não referem o tipo de solo nem a sua capacidade para adsorver fosfatos.

O conjunto das referências bibliográficas obtidas apontam para a segurança do glifosato - traduzida aliás no facto de estar homologado no nosso país, e noutros, para aplicação no meio aquático sem imposição de intervalo de segurança -. Contudo, devem ser aplicadas as doses recomendadas de modo que a substância activa fique em baixa concentração na água e seja facilmente adsorvida a quaisquer partículas em suspensão na água.

No caso particular da LGVFX os riscos inerentes ao controlo de jacinto-aquático parecem ser mínimos, mesmo que a água da vala esteja a ser imediatamente utilizada, uma vez que se recomenda que o herbicida seja aplicado após a limpeza mecânica, nos focos da infestante que vão surgindo, antes das populações de jacinto-aquático se expandirem, portanto que a área a tratar seja geralmente bastante reduzida.

3. Luta química *versus* luta mecânica na LGVFX – Análise de custos no período de 1999 a 2002

A LGVFX distribui-se por uma área com cerca de 13 800 ha, cortada por uma rede de valas de rega e drenagem que atinge cerca de 470 km de extensão.

Num passado recente, antes do início das aplicações de herbicida, em 2001, a infestação das valas e dos canais com jacinto-aquático ocupava a sua quase totalidade. O seu controlo pela limpeza mecânica, já de si oneroso e bastante moroso, tinha ainda o inconveniente de estar sujeito a autorização dos proprietários dos terrenos contíguos à vala que se pretendia limpar. Era solicitado que os agricultores deixassem em pousio uma faixa de aproximadamente 10 m ao longo da vala, para permitir a circulação das máquinas envolvidas na limpeza e o espalhamento das massas de infestantes, o que nem sempre era bem aceite pelos agricultores. Outro factor que influencia a limpeza mecânica é a altura do ano, ou melhor do estado fenológico das infestantes em que deve ser feita a operação. A limpeza mecânica é apenas praticável com as infestantes bem desenvolvidas, o que ocorre no fim da Primavera ou início do Verão, ocasião em que estão já instaladas as culturas de Primavera/Verão. Por outro lado, poderá também obrigar à prévia limpeza do talude, que não raras vezes se encontra bloqueado com caniço ou ocupado pelas culturas. Uma faixa de pelo menos 2 a 3 metros de largura deveria ser mantida com gramíneas permanentes, segundo o Código de Boas Práticas Agrícolas (MADRP, 1997), mas é frequentemente mobilizada.

As infestantes aquáticas e o jacinto-aquático em particular têm, desde há vários anos, sido responsáveis por parte importante das despesas da Associação de Beneficiários da LGVFX. Têm sido regularmente efectuados, por sectores, trabalhos de gestão da infestação das valas principais. Este controlo era feito preferencialmente nos meses anteriores à campanha de rega, devido a facilidades de acesso às valas, altura em que a maioria das infestantes se encontrava no início do seu desenvolvimento. No entanto, a época não era a ideal, devido ao fraco desenvolvimento que o jacinto-aquático apresenta no início da Primavera.

A limpeza mecânica tem sido efectuada com maquinaria pesada, causando erosão do solo, destruição da vegetação ribeirinha e dos taludes pelas próprias máquinas, o que contribui para o assoreamento das valas. A remoção dos sedimentos, por aumento da turbidez, afectava todo o ecossistema aquático.

Com base em elementos laboriosamente compilados pela Direcção da Associação de Beneficiários (ABLGVFX, 1999, 2000, 2001a, 2001b), foi possível estimar os custos e eficácia da gestão das infestantes aquáticas desde 1999 a 2002.

No ano 2000, reforçaram-se medidas preventivas contra as infestantes aquáticas, através da colocação de redes nas entradas de água, diminuindo assim a dispersão de órgãos de propagação vegetativa da infestante. A partir da Primavera de 2001 foi implementada a luta química.

Foram contabilizados os custos com equipamentos, sua manutenção e respectiva amortização¹ (parâmetros já incluídos no custo horário das máquinas), mão-de-obra e produtos a utilizar (herbicida). Os cálculos foram efectuados a preços constantes de 2001, para facilitar a análise entre os vários anos. Foi elaborada a comparação ano a ano e entre os custos totais de 2001 e 1999, também a preços constantes de 2001². A avaliação da eficácia e dos respectivos custos reveste-se de especial importância, na medida em que se pretende o controlo mais eficaz, mas a menor custo, das infestantes aquáticas.

No período em estudo, 1999-2002, verificou-se uma redução dos custos (Quadro 3).

A produtividade das operações de controlo tem que ser analisada, não só relativamente à área de limpeza mas também à da espessura da infestação de jacinto-aquático. Esta espécie, quando não tem área de crescimento horizontal, cresce na vertical, alongando os pecíolos. Quando a limpeza não é feita atempadamente, podem encontrar-se zonas de valas com camadas de plantas sobrepostas, o que implica limpezas mecânicas mais demoradas para a mesma área tratada, situação verificada em 2001.

¹ O valor considerado não representa exactamente um custo de amortização, visto os equipamentos terem sido adquiridos com subsídios a fundo perdido. Assim, e só para este caso concreto, deve entender-se amortização como capital de reposição do equipamento.

² Utilizaram-se preços constantes de 2001 e não de 1999, contrariamente à prática corrente em estudos económicos, devido aos valores de 2001 serem mais representativos das condições reais da LGVFX.

No ano 2000, ocorreu um ligeiro acréscimo dos custos totais, por várias causas possíveis como focos de reinfestação devidos a fragmentos dos rizomas e estolhos deixados na água pelas próprias máquinas de remoção ou um ligeiro aumento da espessura da camada de jacinto-aquático devido a um possível atraso na tomada de medidas de gestão desta infestante.

No ano 2001 foram gastos menos 38% de euros, relativamente a 1999. A redução observada resultou, em grande parte, da diminuição do número de horas de trabalho, que foi de 36%, em face das de 1999. As alterações nas metodologias de gestão da infestante e diversos factores justificam a redução dos custos em 2001, a saber:

- i) reforço da colocação de redes nas portas de entrada, no ano 2000;
- ii) redução do inóculo de reinfestação, devido a uma limpeza mais eficiente e completa em 2000, do que nos anos anteriores (justificação para o aumento do número de horas ocorrido neste ano);
- iii) redução de fertilizantes utilizados pelos agricultores e que atingem as valas por drenagem subsuperficial, fornecendo os nutrientes necessários à proliferação do jacinto-aquático;
- iv) aplicações de glifosato em potenciais focos de infestação.

Quadro 3

Evolução dos custos (Euros) de controlo de infestantes aquáticas na LGVFX no período 1999-2002

Custos	1999	2000	2001	2002
Limpeza mecânica	158 876	167 319	91 946	15 012
Aplicação de herbicida	—	—	6 580	11 043
Total	158 876	167 319	98 526	26 055
<i>Variação do custo total relativamente ao ano anterior</i>	—	+ 8 443	- 68 793	-72 471

Em 2002, o grau de infestação foi manifestamente inferior ao registado nos anos anteriores, tendo-se traduzido numa redução substancial dos custos de limpeza das infestantes aquáticas (Quadro 3). Este facto dever-se-á a um aumento de eficácia dos meios de gestão das infestantes aquáticas implementados na LGVFX, nomeadamente ao incremento da aplicação de herbicida e à colocação de redes na junção das valas.

Verifica-se, então, no ano de 2002, uma redução de cerca de 74% nos custos totais na gestão de jacinto-aquático, em face dos valores verificados em 2001, e uma notável redução de 84% relativamente a 1999. A aplicação de herbicida sofreu um acréscimo de cerca de 68%, respeitante a 2001.

4. Monitorização, na Primavera de 2003, de jacinto-aquático e de caniço na LGVFX

Em Março de 2003, após ter sido efectuada uma amostragem representativa das valas da LGVFX, efectuou-se o levantamento da infestação de jacinto-aquático e de caniço, em cerca de 82 km, dos 470 km de valas existentes na Lezíria, aproximadamente 17%.

O jacinto-aquático, outrora confinado à Lezíria Norte devido à existência de melhores condições para a sua proliferação, nomeadamente ao facto de a água ser menos salina, estende-se agora à Lezíria Sul e, apesar de não afectar um grande número de valas, onde existe tem uma presença importante se não for combatido.

Verifica-se que o número de valas afectado pelo jacinto-aquático, tal como a intensidade de infestação, sofreram uma importante redução, sendo já pequeno o número de valas em que o jacinto-aquático cobre todo o leito da vala. As valas que se encontram em piores condições são, tendencialmente, as que se situam no interior das propriedades privadas, onde a sua gestão é da responsabilidade dos proprietários. Existem também casos de valas em que apenas se notam alguns focos de jacinto-aquático. No entanto, essas valas, dado a infestante dispor de condições para proliferar livremente, deverão ser vigiadas de perto, ou mesmo tratadas precocemente, para assim evitar reinfestações, com todos os prejuízos que lhes são inerentes.

Já o caso caniço, cuja presença se faz notar na quase totalidade das valas em diversos graus de cobertura (Quadro 4), tem de ser encarado de modo diferente pois pode ter a vantagem de alguma protecção dos taludes; todavia encontra-se, por vezes, a invadir o leito das valas, como se verificou em duas das monitorizadas. Aparentemente, o melhor controlo do jacinto-aquático facilitou, nalguns troços de valas, o crescimento do caniço para dentro das valas.

Dos cerca de 82 km amostrados, aproximadamente 95% revelam a presença de caniço, o que significa (considerando que a amostra é representativa da realidade da LGVFX) que as valas da LGVFX se encontram infestadas com caniço em cerca de 95%.

Quadro 4

Identificação das valas monitorizadas na LGVFX, respectivo comprimento, extensão da infestação por caniço no talude e percentagem de infestação relativamente ao comprimento total, em Março de 2003

Vala	Comprimento (m)	Presença de caniço no talude (m)	% de infestação	Leito
Lezíria Norte				
Vala do Infante	2 550	1 850	72,5	♣
Vala do Furadouro	1 600	950	59,4	
Vala das Galinheiras	1 200	900	75,0	
Canal Principal (incluindo a parte Sul)	25 200	25 000	99,2	
Ligação ao Esteiro do Ruivo	1 200	450	37,5	
Vala Boca da Ribeira	2 300	400	17,4	
Vala Figueirinha	1 900	1 900	100,0	
Vala do Lezirão	1 300	1 300	100,0	
Ponto 1703	775	500	64,5	
Vala Arcaus	1 210	400	33,1	
Vala da Marqueira	2 200	1 250	56,8	
Vala da Condessa	2 150	2 150	100,0	
Vala do Barão	2 120	2 120	100,0	♣
Vala do Canto do Salto	2 050	2 000	97,6	
Lezíria Sul				
Vala da Queima	1 518	1 518	100,0	
Vala do Juncal do Sul	nd	Tabúas	♦	♣
Vala da Ermida	4 300	4 300	100,0	
Vala do Tejinho	7 500	7 500	100,0	
Esteiro do Vinagre	3 700	2 000	54,1	
Vala da Rabicha	4 200	4 000	95,2	
Vala do Diamante	1 900	1 800	94,7	
Vala Juncal Tapado	1 650	1 650	100,0	
Vala Senhora do Alcamé	1 100	1 000	90,9	
Percentagem média de infestação			95,0	

♣ - caniço penetrando no leito

nd - não disponível

♦ - caniço cortado recentemente

5. Considerações finais

A recente implementação da luta química na LGVFX contra o jacinto-aquático trouxe, até agora, significativas vantagens económicas para a Associação de Beneficiários, e provavelmente ambientais, na medida em que se reduziram as

limpezas mecânicas, que não são tão inócuas para o ecossistema aquático como por vezes se admite, e se tem utilizado um herbicida com baixos efeitos nocivos.

Todavia, a eventual futura proibição da aplicação de herbicidas nas águas aconselha a incentivar, no nosso país, a investigação da luta biológica contra o jacinto-aquático com insectos, sobre a qual recentemente foi apresentado um trabalho de doutoramento (Rebelo, 2002).

Com a diminuição drástica da infestação do jacinto-aquático, atenção também deve ser dada a possível recrudescimento de outras infestantes, em particular da pinheirinha-de-água [*Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc.], que já teve expressão significativa na Lezíria, mas que se mostrou menos competitiva do que o jacinto-aquático, e cuja bioecologia e combate foram reunidos no trabalho de Moreira *et al.* (1999b). O seu combate químico na água parece mais difícil do que contra o jacinto-aquático, embora em ensaios de Machado & Rocha (1998) se tenha alcançado eficácia em pulverizações após secagem dos canais.

A expansão do caniço para o interior das valas, e mesmo no talude se houver vantagem na sua limpeza para facilitar a boa funcionalidade e manutenção de drenos, pode surgir com alguma acuidade e até nalguns troços ser resultado da eliminação do jacinto-aquático. A conjugação da limpeza mecânica com a aplicação de herbicidas, que já foi estudada recentemente por Monteiro *et al.* (1999b) e Moreira *et al.* (1999d), pode, também, ser uma solução a adoptar pela Associação de Beneficiários e agricultores, para o que se desenvolvem estudos de adaptação de material de aplicação mais adequado às condições das valas da Lezíria (Moreira, 2002), em projecto que se encontra em curso.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho integra-se no Projecto nº 113 (“Gestão integrada do solo e da água na Lezíria Grande de Vila Franca de Xira”) do Programa AGRO.

À Direcção da Associação de Beneficiários da Lezíria Grande de Vila Franca de Xira, agradecem-se todas as facilidades para a execução da prospecção das infestantes e esclarecimentos recebidos.

BIBLIOGRAFIA

- ABLGVFX (Associação de Beneficiários da Lezíria Grande de Vila Franca de Xira) (1999) — *Plano de Actividades para 1999*.
- ABLGVFX (2000) — *Plano de Actividades para 2000*.

- ABLGVFX (2001a) — *Plano de Actividades para 2001*.
- ABLGVFX (2001b) — *Relatório de Contas de 2001*.
- AGUIAR, F.; MOREIRA, I.; FERREIRA, M.T. (1996) — A percepção da vegetação infestante em ecossistemas dulçaquícolas pelas entidades gestoras dos recursos hídricos. *Rev. Ciências Agrárias*, 19 (4): 35-56.
- AGUSTI, S.; DUARTE, C.; GUIMARÃES, T. (1983) — Influência da carpa espelhada (*Cyprinus carpio* L., f. *specularis* Lac.) no desenvolvimento das infestantes aquáticas em valas de drenagem. *II Sem. Aquacultura*: 378-402.
- BARRY, G.; KISHORE, G.; MALIK, J. (1989) — The herbicide glyphosate. *Biofactors*, 2: 17-25.
- BRØNSTAD, J.O.; FRIESTAD, H.O. (1985) — Behaviour of glyphosate in the aquatic environment. In E. Grossbard & D. Atkinson, (eds.) (1985). *The herbicide glyphosate*. London.
- CATARINO, L.; FERREIRA, M.T. (1994) — Potencialidades de utilização de carpa herbívora contra infestantes aquáticas. Ictiofauna das valas da Lezíria Grande de Vila Franca de Xira. *Rev. Florestal*, 7: 47-52.
- CATARINO, L.; FERREIRA, T.; MOREIRA, I. (1995) — Vegetação aquática e ribeirinha em sistemas semi-naturais. O caso da Lezíria Grande de Vila Franca de Xira. *Cong. Nac. Conservação da Natureza. Ecossistemas ribeirinhos*: 65-70. ICN. Lisboa.
- CATARINO, L.; FERREIRA, M.T.; MOREIRA, I. (1997) — Preferences of grass carp for macrophytes in iberian drainage channels. *J. Aquat. Plant Manage.*, 36: 79-83.
- CATARINO, L.; MOREIRA, I.; FERREIRA, T.; DUARTE, M.C. (2001) — *Plantas aquáticas infestantes de valas e canais*. ISA Press. Lisboa. 161 p.
- COMES, R.D.; BURNS, V.F.; KELLEY, A.D. (1976) — Residues and persistence of glyphosate in irrigation water. *Weed Sci.*, 24: 47-50.
- DGPC (2003) — *Guia dos produtos fitofarmacêuticos. Herbicidas – Culturas e outras finalidades*. <http://www.dgpc.minagricultura.pt/fitofarmaceuticos/Guia/herbicidas/canaisval.htm>.
- DUARTE C.; AGUSTI, S. (1985) — *Ecologia de la invasion de canales de irrigacion por macrofitos*. Centro Bot Aplic. Agric. Univ. Técn. Lisboa. H-7/85. 31 p.
- DUARTE C.; AGUSTI, S.; MOREIRA, I. (1984) — Water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms] and water milfoil [*Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc.] in Portugal. *Proc. EWRS 3rd Symp. Weed Problems in the Mediterranean Area*, 3: 667-674.
- FERNANDES, E.; MOREIRA, I. (1985) — *Ensaio de luta química para o controle de infestantes aquáticas*. DGPPA e CBAA. 12pp.
- FERNANDES, J.D.; GUERREIRO, A.R.; VASCONCELOS, T.; MOREIRA, I. (1978) — Essais de lutte contre les plantes aquatiques au Portugal. *Proc. I Cong. Port. Fitopatologia*, 4: 173-180.

- FIGUEIREDO, J.; DUARTE, C.; MOREIRA, I.; AGUSTI, S. (1984) — As infestantes aquáticas no sistema de irrigação e drenagem do Ribatejo. *Recursos Hídricos*, 5: 5-14.
- FONSECA, P.C. (1984) — *Estudo ecológico de valas da Lezíria Grande de Vila Franca de Xira*. Rel. Estágio Fac. Ciências Lisboa. 93 p.
- FRANCO, A.; FERREIRA, T.; CATARINO, L.; MOREIRA, I.; LEÃO-DE-SOUSA, P. (2002a) — Structure and functioning of aquatic plant assemblages on Iberian irrigation channels. *Proc. 11th EWRS Int. Symp. Aquatic Weeds*, Moliets et Maâ: 351-354.
- FRANCO, A.; FERREIRA, T.; CATARINO, L.; PINHEIRO, P.; MOREIRA, I.; LEÃO-DE-SOUSA, P. (2002b) — Control of aquatic weeds on Iberian irrigation channels. *Proc. 11th EWRS Int. Symp. Aquatic Weeds*, Moliets et Maâ: 131-134.
- FRIESTAD, H.O.; LUOND-HOIE (1986) — Photodegradation of the herbicide glyphosate in water. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 36: 723-729.
- GROSSBARD, E. & ATKINSON, D. (eds.) (1985) — *The herbicide glyphosate*. London.
- JONG, A.P.M. (1995) — *Managing aquatic weeds with CASORON*. Solvay Duphar B.V., The Netherlands. D.U-W45B.001
- JOYCE, J.C.; RAMEY, V. (1986) — *Aquatic herbicide residue. Literature review*. Center Aquatic Weeds. Univ. Florida.
- MACHADO, C.; ROCHA, F. (1998) — Control of *Myriophyllum aquaticum* in drainage and irrigated channels of the Mondego river valley, Portugal. In A. Monteiro, T. Vasconcelos & L. Catarino (eds.) *Management and ecology of aquatic weeds. 10th EWRS Int. Symp. Aquatic Weeds*: 373-375. European Weed Research Society. Associação Portuguesa de Recursos Hídricos.
- MADRP (Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas) (1997) — *Código de Boas Práticas Agrícolas para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola*. Editado por Auditor de Ambiente do Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas
- MITCHELL, D. S. (1986) — The impacts of aquatic weed control on aquatic ecosystems. *Proc. EWRS/AAB 7th Symp on Aquatic Weeds*: 213-219.
- MONTEIRO, A. (1984) — *Fitotoxicidade do glifosato aplicado contra infestantes aquáticas*. Centro Bot. Aplic. Agric. H-4/84. 5 p.
- MONTEIRO, A. (1989) — *Infestantes aquáticas. Luta química e impacte ambiental*. Dissertação de Mestrado em Produção Vegetal. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.
- MONTEIRO, A.; FERREIRA, T.; MOREIRA, I. (1987) — Infestantes aquáticas e degradação da qualidade da água no vale do Sorraia: dois casos de estudo. *Seminário sobre Aquacultura. ICBAS/APRH*, Porto, 5: 23-31.
- MONTEIRO, A.; FERREIRA, T.; MOREIRA, I. (1988) — Evolução das características físico-químicas de uma vala infestada por *Myriophyllum aquaticum* após aplicação de herbicida. *1^a Conf. Nac. sobre a Qualidade do Ambiente*, 1: 198-205.

- MONTEIRO, A.; ALCOBIA, L.; MOREIRA, I. (1999a) — Qualidade da água para rega e peixes nas valas de drenagem da Lezíria Grande de Vila Franca de Xira. *IV SILUSBA – IV Simp. Hidráulica e Recursos hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa. Comunicações*. APRH (Disco compacto). 15 p.
- MONTEIRO, A.; MOREIRA, I.; SOUSA, E. (1999b) — Effect of prior common reed (*Phragmites australis*) cutting in herbicide efficacy. *Hydrobiologia*, 415: 305-308.
- MOREIRA, I.; FERREIRA, T.; MONTEIRO, A. (1989) — Aquatic weed bioecology and control in Portugal. A review. In *Cooperação Luso-Alemã entre Universidades no domínio da Investigação agrícola aplicada. Resultados dos projectos de investigação agrícola*: 71-106. Vila Real.
- MOREIRA, I.; CATARINO, L.; MONTEIRO, A.; FERREIRA, T. (1998) — Gestão de infestantes aquáticas. *Estudos e Documentos de Trabalho*, nº 4. Instituto da Água. 60 p.
- MOREIRA, I.; FERREIRA, M. T.; MONTEIRO, A.; CATARINO, L.; VASCONCELOS, T. (1999a) — Aquatic weeds and their management in Portugal: insights and the international context. *Hydrobiologia*, 415: 229-234.
- MOREIRA, I.; MONTEIRO, A.; FERREIRA, T. (1999b) — Biology and control of parrotfeather [*Myriophyllum aquaticum* (Vell) Verdc.] in Portugal. *Ecology, Environment and Conservation*, 5(3): 171-179.
- MOREIRA, I.; MONTEIRO, A.; FERREIRA, T.; CATARINO, L.; FRANCO, J.C.; REBELO, T. (1999c) — Estudos sobre a biologia e combate do jacinto-aquático [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub.] em Portugal. *Garcia de Orta, Sér. Bot.*, 14 (2): 299-304.
- MOREIRA, I.; MONTEIRO, A.; SOUSA, E. (1999d) — Chemical control of common reed (*Phragmites australis*) by foliar herbicides under different spray conditions. *Hydrobiologia*, 415: 229-304.
- MOREIRA, I.; FERREIRA, M. T.; AGUIAR, F.; DUARTE, M.C. (2002a) — Plantas infestantes e invasoras de ecossistemas dulçaquícolas. In I. Moreira, M.T. Ferreira, R. Cortes, P. Pinto & P.R. Almeida (eds.) *Ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Ecologia, Gestão e Conservação*: 4.3 – 4.17. Instituto da Água.
- MOREIRA, I.; FRANCO, A.; CATARINO, L.; FERREIRA, M.T.; DUARTE, M.C.; LEÃO-DE-SOUSA, P. L. (2002b) — Infestantes aquáticas em canais revestidos de aproveitamentos hidroagrícolas. *6º Cong. Água*, Porto. CD ROM. 14 p.
- MOREIRA, J.F. (2002) — *Controlo mecânico e químico das infestantes de taludes das valas*. Relatório de Progresso. Nov. 2001-Junho 2002. Direcção-Geral de Protecção da Produção das Culturas.
- MOSHIER, L.; TURGEON, A.Y.; PENNER, D. (1976) — Effects of glyphosate and siduron on turfgrass establishment. *Weed Sci.*, 24: 445-448.
- MOSHIER, L.; TURGEON, A.Y.; PENNER, D. (1978) — Use of glyphosate in sod seeding alfalfa (*Medicago sativa*) establishment. *Weed Sci.*, 26: 163-166.

- PINHEIRO, P.; FRANCO, A.; LOPES L.; FERREIRA, T.; MOREIRA, I. (2002) — Utilização da carpa herbívora (*Ctenopharyngodon idella*) em canais de irrigação para controle de infestantes aquáticas. 6º Cong. Água, Porto. CD ROM. 10 p.
- REBELO, M.T. (2002) — *Mechanisms underlying the water hyacinth (Eichhornia crassipes) – weevils (Neochetina bruchi and N. eichhorniae) – microsporidia (Microsporidium sp.) association: its importance on integrated pest management strategies*. Diss. Doutorado. Fac. Ciências Lisboa.
- REDDY, K.R.; SACCO, P.D. (1981) — Decomposition of water hyacinth in agricultural drainage water. *J. Envir. Qual.*, 10: 36-94.
- ROCHA, F. (1998) — Chemical control of aquatic weeds in the countries of the European Union. In A. Monteiro, T. Vasconcelos & L. Catarino (eds.) *Management and ecology of aquatic weeds. Proc. 10th EWRS Int. Symp. Aquatic Weeds*: 17-19. European Weed Research Society. Associação Portuguesa de Recursos Hídricos.
- RODRIGUES, B.N.; ALMEIDA, F.S. (1998) — *Guia de Herbicidas*. 4ª Edição, Londrina, PR, Brasil.
- RODRIGUES, Y.Y.V.; WORSHAM, A.D.; CORBIN, F.T. (1982) — Exudation of glyphosate from wheat (*Triticum aestivum*) plants and its effects on interplanted corn (*Zea mays*) and soybeans (*Glycine max*). *Weed Sci.*, 30: 316-320.
- RUEPPEL, M.L.; BRIGHTWELL, B.; SCHAEFER, Y.; MARVEL, Y.T. (1977) — Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water. *J. Agricultural and Food Chemistry*, 25: 517-528.
- SACHER, R.M. (1978) — Safety of Roundup in aquatic environment. *Proc. EWRS 5th Symp. Aquatics Weeds*: 315-322.
- SALAZAR, L.C.; APPLEBY, A.P. (1982) — Herbicidal activity of glyphosate in soil. *Weed Sci.*, 30: 463-466.
- SPRANKLE, P.; MEGGIT, W.F.; PENNER, D. (1975a) — Adsorption, action and translocation of glyphosate. *Weed Sci.*, 23: 235-240.
- SPRANKLE, P.; MEGGIT, W.F.; PENNER, D. (1975b) — Adsorption, mobility and microbial degradation of glyphosate in the soil. *Weed Sci.*, 23: 229-234.
- SPRANKLE, P.; MEGGIT, W.F.; PENNER, D. (1975c) — Rapid inactivation of glyphosate in the soil. *Weed Sci.*, 23: 224-228.
- VASCONCELLOS, J.C. (1970) — *Plantas (Angiospérmicas) aquáticas, anfíbias e ribeirinhas*. Estudos e Divulgação Técnica. Direcção-Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas. 253 p.
- WIERSMA-ROEM, W.J. (1978) — Sub-acute toxicity of the herbicide dichlobenil (2,6-dichlorobenzonitrile) in rainbow trout (*Salmo gairdnerii*). *Proc. EWRS 5th Symp. Aquatic Weeds*: 267-268.