

# **Gestão de Conflitos Agro-Ambientais na Protecção dos Recursos Hídricos Subterrâneos**

**Universidade dos Açores, Departamento de Ciências Agrárias**

Silva, V. ([vrms76@gmail.com](mailto:vrms76@gmail.com)); Calado, L. ([luisacalado@gmail.com](mailto:luisacalado@gmail.com)); Dentinho, T. ([tomaz.dentinho@mail.angra.uac.pt](mailto:tomaz.dentinho@mail.angra.uac.pt))

Cada paradigma científico tem o seu próprio sistema de valoração. Os técnicos de recursos hídricos definem zonas de protecção das águas subterrâneas, normalmente associadas a nascentes e furos, assumindo que estas áreas demonstram a relevância para a manutenção da qualidade e da quantidade da água. Os cientistas socio-económicos também valorizam as coisas de acordo com o seu papel para a sociedade, ao longo do espaço e do tempo. Os economistas têm preferência pela análise custo - benefício, onde tudo pode ser traduzido para valor monetário. Logo a questão que se põe por detrás de todas estas filosofias e métodos de avaliação, é como tratar todos estes valores num sistema de apoio à decisão consistente.

Este trabalho pretende apresentar uma metodologia que permite usar diferentes filosofias e metodologias de valoração no mesmo sistema de apoio à decisão, possibilitando uma tomada de decisão mais informada, não descartando logo de início uma ou mais perspectivas. Assume-se uma perspectiva de complementaridade entre os valores económicos, ambientais e culturais, e que estas valorações podem ser afectadas espacialmente, permitindo a determinação de uma Taxa de Câmbio entre as diferentes escalas de valor.

## **1. Introdução**

Para cada paradigma científico o mesmo objecto tem um valor e um sistema de valoração diferente. Para os gestores de recursos hídricos o valor do solo tem a ver com a capacidade de gerar água com qualidade e quantidade, mesmo que isso implique perda de rendimento para os proprietários da terra. Por outro lado, na perspectiva do uso privado do solo, o objectivo é maximizar a renda da terra através da escolha das actividades mais lucrativas que são viáveis para cada local, mesmo que tal envolva uma redução da quantidade e qualidade da água que, passando por esses terrenos, vai reduzir o desempenho de nascentes e aquíferos a jusante.

A forma mais usual de tratar este conflito de interesses é afectar a um dos lados os direitos de propriedade. O mais comum é admitir que os direitos de propriedade à água com qualidade e com quantidade prevalecem sobre os direitos de propriedade ao uso do solo. Segue esta visão o Decreto-Lei n.º 382/99, de 22 de Setembro, que tem por destino *prevenir, reduzir e controlar a poluição de águas subterrâneas*, e que está a tentar ser aplicado nos Açores, pela Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos. O projecto “Protecção das Origens de Água” enquadra-se nesta tentativa de implementação da legislação, e tem por intuito delimitar os perímetros de protecção das captações de água subterrânea da região. A descrição das metodologias usadas neste projecto foi apresentada por Mendes *et al.* (2006), e baseia-se principalmente no estudo hidrogeológico da ilha de São Miguel, efectuado pelo Centro de Geologia Ambiental do Departamento de Geociências da Universidade dos Açores.

No entanto, quando há dificuldade implementar a protecção das nascentes porque existem direitos consuetudinários de uso do solo, então tende-se a minimizar a protecção das nascentes ao que parece ser realizável em termos de ordenamento do território. Muitas vezes assume-se que o direito ao uso do solo é atribuído aos agricultores independentemente dos efeitos que esses usos têm na qualidade e quantidade da água nas nascentes e nos aquíferos. E é assim que os recursos hídricos dos Açores se encontram actualmente sob ameaça do sistema produtivo da agropecuária açoriana que, de acordo com CEAS Consultants (Wye) Ltd; Centre for European Agricultural Studies *et al.* (2000), é classificado com um sistema de produção intensivo em pastagem, que afecta os recursos hídricos da região, nomeadamente em termos de qualidade. Também DROTRH (2001) refere que “As actividades agropecuárias são a principal fonte de poluição difusa sobre extensões significativas dos terrenos, na medida em que se traduzem em contaminações das águas superficiais e subterrâneas”.

O objectivo deste trabalho é promover o uso sustentável do território tendo em atenção não só os critérios ambientais mas também os critérios económicos. O princípio assumido é que os trade-offs devem ser semelhantes entre os valores económicos privados, resultantes do uso do solo para a agricultura, e os valores ambientais públicos, traduzidos nos padrões de qualidade e quantidade de água. Dito de outra forma a taxa de câmbio entre as diferentes valorações do mesmo território deve ser a mesma ao longo

do território. Este trabalho complementa o trabalho já desenvolvido de delimitação da protecção das nascentes com dados hidrogeológicos, ajustando essa delimitação através de uma metodologia desenvolvida por Dentinho *et al.* (2005), *Taxa de Câmbio entre Valorações Disciplinares*.

No ponto 2 apresenta-se o conceito de taxas de câmbio entre valorações disciplinares exemplificando para o caso do uso do solo e da qualidade da água associado a esse uso. No ponto 3 expõe-se a metodologia que relaciona as taxas de câmbio com o preço sombra da restrição sobre qualidade de água das nascentes, num modelo de programação linear sobre o uso do solo das bacias hidrográficas das nascentes. No ponto 4 apresentam-se e discutem-se os resultados do modelo para duas bacias da Ilha de São Miguel. Finalmente, em 5, explicitam-se as conclusões e os trabalhos futuros.

## **2. Taxas de câmbio entre valorações disciplinares.**

### ***2.1 Valoração do meio ambiente***

A valoração económica do meio ambiente, subjacente à análise custo - benefício, está já bem estruturada em compêndios e é utilizada por instituições importantes como o Banco Mundial, as Nações Unidas e a União Europeia. As principais hipóteses da valoração económica são as seguintes: i) o bem-estar social é a soma do bem-estar dos indivíduos; ii) o bem-estar individual pode ser medido; iii) os indivíduos maximizam o bem-estar pela escolha da melhor combinação de bens e serviços que resulta no maior benefício líquido. Nesta perspectiva a legitimidade das políticas é garantida sempre que a soma interpessoal dos benefícios excede os custos (Randall, 1987). Assim, desde ponto de vista, o problema da decisão pública resume-se a estimar o valor que os potenciais beneficiários estão disposto a pagar e avaliar os custos que os prejudicados estão disposto a aceitar para implementar políticas e actos.

Há muitos métodos para estimar o valor associado a alterações do meio ambiente que resultam da implementação de políticas ou da ocorrência de cenários: custo de oportunidade, custo de viagem, métodos hedónicos, custo de reposição, métodos de dose - resposta e avaliação contingente John Dixon (1997). No entanto a maior parte dos valores ambientais são valores de não - uso, pelo que a avaliação contingente acaba por ser o método mais indicado para aferir o valor económico total associado a cada política e ou cenário. No entanto a avaliação contingente conduz a valores muito

diferentes e muitos dos estudos são mal definidos. Como nos refere Paulo Nunes *et al.* (2001) alguns estudos analisam o valor das espécies, outros referem os bens e serviços ambientais e outros abordam o valor da biodiversidade em si mesmo. Na mesma linha de pensamento de Farber & *et al.* (2002) sublinha a falta de sistematização de um número crescente de publicações sobre valoração ambiental e, em conjunto com outros autores (Limburg *et al.*, 2002), identifica três grandes tipos de valoração associada ao ambiente: a) valoração ecológica relacionada com a sustentabilidade das funções do ecossistema; b) valoração sócio-cultural associada à sustentabilidade da sociedade (Norton, 1987); e c) valoração económica que envolve valoração dos mercados directos e indirectos.

O que parece ocorrer é que cada paradigma científico tenta definir o seu próprio sistema de valoração. Os cientistas do ambiente desenham cartas de valoração ambiental assumindo a relevância para a sustentabilidade do ecossistema, e tendo em vista a definição de zonas de protecção da água, de formações geológicas, de espécies, de habitats ou de ecossistemas. Os cientistas sociais atribuem valores às coisas de acordo com o seu papel para a sociedade ao longo do tempo, como historiadores, ou ao longo do espaço, mais como geógrafos. Finalmente os economistas preferem transformar tudo em valor monetário mas dificilmente conseguem abarcar todo o valor. E a questão permanece de como combinar as diferentes perspectivas disciplinares num sistema de apoio à decisão consistente?

## ***2.2 Taxas de câmbio entre valorações disciplinares***

Para responder a esta questão propõe-se a metodologia da taxa de câmbio que combina as diferentes formas de valoração de uma forma consistente. A metodologia é baseada em três pressupostos.

Primeiro, o pressuposto de que as diferentes valorações se complementam e completam. Sendo assim é possível adicionar os valores económicos de cada uso com os valores ecológicos e com os valores sócio-culturais. Mesmo que esses diferentes valores não forem expressos em termos monetários é possível adicionar os diferentes valores se for definida uma função de taxa de câmbio entre as diferentes escalas de valor.

O segundo pressuposto admite que as diferentes valorações podem ser relacionadas com o mesmo referencial em que as políticas são expressas. Assim, se as políticas forem expressas numa fronteira de ordenamento numa carta assume-se que é possível

conhecer os valores económicos, sócio-culturais e ambientais que resultam de ter o não ter esse ordenamento. Num outro exemplo, se a política for um padrão de qualidade da água num ponto admite-se que é possível estimar o impacto nas diferentes valorações da alteração desse padrão.

Finalmente é assumido que as decisões públicas são ou, pelo menos, devem ser consistentes, de tal forma que os trade-offs entre valores similares devem ser os mesmos ao longo de todas as decisões. Sendo assim, em cada ponto da fronteira (f) de decisão que define políticas alternativas o valor total de uma alternativa (a) designado por (Vfa) deve ser exactamente igual ao valor total da alternativa (b) designado por (Vfb).

$$(1) \quad Vfa = Vfb$$

No entanto cada valor total (Vfa, Vfb) resulta da adição dos valores económicos (Vfea,Vfeb), ambientais (Vfba,Vfbb) e sócio-culturais (Vfca,Vfcb) cada um deles multiplicado pela respectiva função de taxa de câmbio. A função de taxa de câmbio ( $\alpha$ ) que relaciona o valor económico com o valor ecológico. E o valor da taxa de câmbio ( $\beta$ ) que relaciona o valor económico com o valor sócio-cultural.

$$(2) \quad Vfa = Vfea + Vfba \times \alpha + Vfca \times \beta$$

$$(3) \quad Vfb = Vfeb + Vfbb \times \alpha + Vfcb \times \beta$$

Como na fronteira o valor da alternativa (a) e (b) devem ser iguais então:

$$(4) \quad (Vfea - Vfeb) = (Vfba - Vfbb) \times \alpha + (Vfca - Vfcb) \times \beta$$

De notar que quando, por exemplo, não há diferença de valores sócio-culturais para as diferentes alterantivas, então (Vfca-Vfcb)= 0 e:

$$(5) \quad \alpha = (Vfea - Vfeb) / (Vfba - Vfbb)$$

É possível utilizar esta metodologia de duas formas que se complementam. Ou conhecemos vários pontos da fronteira e estimamos as funções ( $\alpha$ ) e ( $\beta$ ) e tomamo-los como taxas de câmbio reveladas pelas decisões públicas. Ou assumimos à partida as taxas de câmbio ( $\alpha$ ) e ( $\beta$ ) entre as diferentes valorações e desenhamos políticas consistentes com essas valorações de tal forma, na fronteira, os valores totais das alternativas sejam iguais:

$$(6) \quad Vfa = Vfea + Vfba \times \alpha + Vfca \times \beta = Vfeb + Vfbb \times \alpha + Vfcb \times \beta = Vfb$$

Combinando as duas utilizações podemos, primeiro, aproximarmo-nos dos valores das taxas de câmbio estimando ( $\square$ ) e ( $\square$ ) reveladas pelas decisões públicas e, depois, utilizar esses valores para propor decisões públicas consistentes. Finalmente podemos fazer a análise de sensibilidade modificando as taxas de câmbio entre valorações disciplinares.

### 2.3 Taxas de câmbio e programação linear

Suponhamos um problema simples de programação linear em que o decisor tem de escolher o valor das variáveis de decisão ( $x_i$ ) atendendo aos benefícios líquidos associados a cada uma delas ( $p_i$ ) e tendo em conta ( $m$ ) restrições internas ( $b_j$ ) e ( $q$ ) restrições de natureza ambiental ( $d_k$ ). O problema vem representado pelas expressões (7,8 e 9)

$$(7) \quad \text{Max } Z = \sum_i p_i \cdot x_i$$

$$(8) \quad \sum_i a_{ij} \cdot x_i \leq b_j \quad j=1 \dots m$$

$$(9) \quad \sum_i e_{ik} \cdot x_i \leq d_k \quad k=1 \dots q$$

Neste pequeno problema as taxas de câmbio ambientais  $\square_k$  não são mais do que os preços sombra associados às diversas restrições  $d_k$ , e de alguma forma revelados pelas decisões que impuseram essas restrições. Neste caso as taxas de câmbio são estimadas pela resolução do problema de programação linear.

O problema acima pode ser transformado integrando o conjunto de restrições ambientais na função objectivo, em que as variáveis  $y_k$  são as variáveis ambientais.

$$(10) \quad \text{Max } Z = \sum_i p_i \cdot x_i - \sum_k \square_k y_k$$

$$(11) \quad \sum_i a_{ij} \cdot x_i \leq b_j \quad j=1 \dots m$$

$$(12) \quad \sum_i e_{ik} \cdot x_i - y_k \leq 0 \quad k=1 \dots q$$

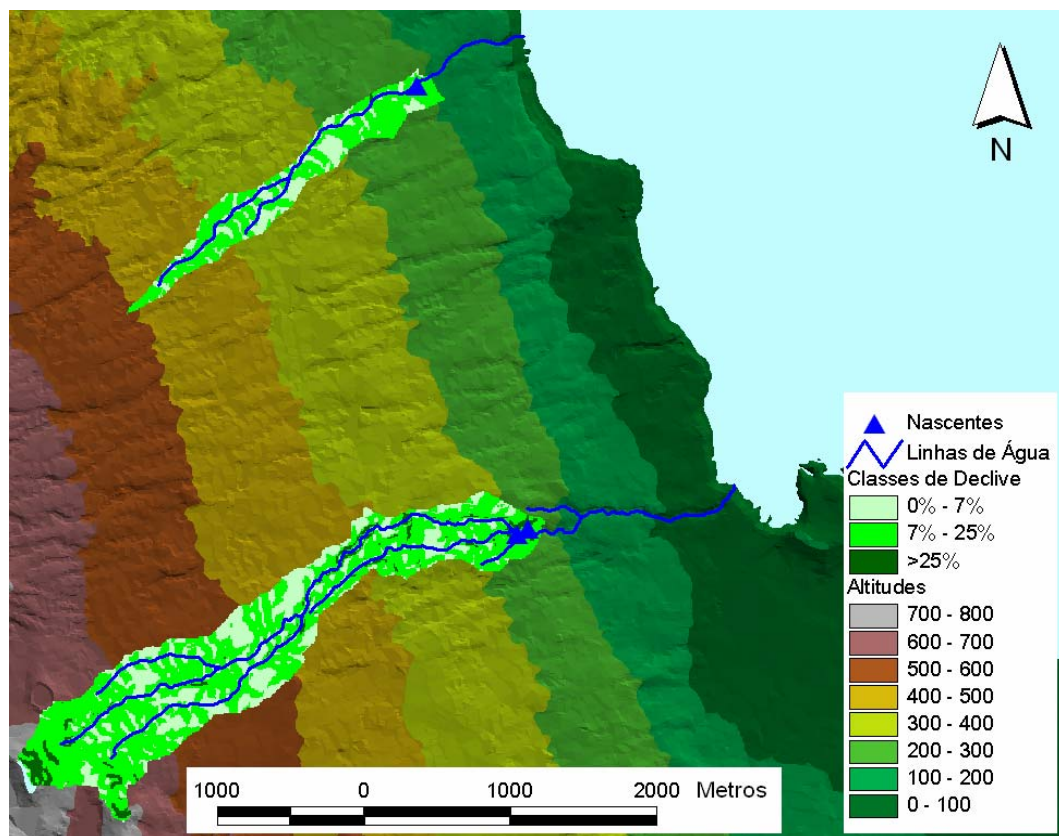
Neste caso as taxas de câmbio são pré-definidas e determina-se a solução óptima tendo em atenção as valorações económicas ( $p_i$ ), as valorações ambientais ( $e_{ik}$ ) e as taxas de câmbio entre as valorações económicas e ambientais ( $\square_k$ ).

### 3. Modelo de programação linear com explicitação da taxa de câmbio.

#### 3.1. Modelo de programação linear

Para determinar o zonamento de protecção das nascentes de duas bacias hidrográficas na Ilha de São Miguel (Figura 1) utilizou-se o modelo de programação linear desenvolvido para as explorações agro-pecuárias dos Açores por Silva (2001), adaptado por Dentinho & Calado (2003) para vários tipos de solos e maneios com base nos dados tratados por Reis (2002) e nas emissões de fósforo e azoto calibrados por Fontes (2001). Agora acrescenta-se ao modelo de Dentinho e Calado (2003) as emissões de coliformes fecais por diferentes zonas da bacia hidrográfica de acordo com o tipo e uso de solo e tendo ainda em atenção a distância à nascente.

Figura 1 - Bacias Hidrográficas da área de estudo.



#### 3.2. Determinação da qualidade da água

O parâmetro de qualidade seleccionado para determinar o potencial poluidor da implantação de pastagens nas zonas de recarga foi a concentração de *Escherichia coli*, em Unidades Formadoras de Colónias (UFC) na água.

A transmissão de enteropatogénios através da água é bem conhecida (Lima *et al.*, 2002), tendo alguns estudos relacionado o pastoreio, e o espalhamento de estrumes, com a contaminação de águas subterrâneas e superficiais (Faust, 1982; Patni, 1991 e Rudolph *et al.*, 1998).

Neste trabalho admitiu-se um potencial poluidor por animal baseado nas emissões de *Escherichia coli*, por animal, em Unidades Formadoras de Colónias (UFC) por grama de fezes, valores obtidos de Lima *et al.* (2002), o que associado à quantidade de fezes produzidas por animal (Van Horn *et al.*, 1994), dá indicação do potencial poluidor de cada animal.

Admitindo uma diluição dos microrganismos na água disponível para infiltração, calculada através do balanço hídrico, e aplicando a Lei de Chick's (1), em que  $C_o$  é a concentração inicial de *Escherichia coli*, em UFC/ 100 ml,  $C_f$  a concentração final,  $k$  é o coeficiente de decrescimento do número de microrganismos, obtido de Lima *et al.* (2002), e  $t$  o tempo que passa entre  $C_o$  e  $C_f$  (1), é possível obter o contributo de cada área para a qualidade das águas subterrâneas, quando conhece-se o encabeçamento por unidade de área.

$$(13) \quad C_t = C_o \cdot e^{-k \cdot t}$$

O tempo  $t$  utilizado na equação (13), é relacionado com a distância à nascente através da utilização do valor de transmissividade do aquífero, obtido dos dados Plano Regional da Água (2001), sendo a transmissividade das escoadas lávicas considerada duas vezes superior à dos depósitos piroclásticos.

### **3.3. Determinação da quantidade de água**

Os diversos dados climáticos, incluindo a precipitação, foram obtidos através do modelo de Azevedo (1996), CIELO (“Clima Insular à Escala Local”), que recorre às condições de fronteira espacial definidas por um modelo tridimensional do terreno sobre o qual se impõem os mecanismos advectivos resultantes da simulação da circulação do ar sobre o território, determinando para células de um hectare os valores mensais dos diversos parâmetros climáticos.

A determinação da evapotranspiração, foi efectuada através do método de Thorntwaite, que determina a Evapotranspiração Potencial, que no nosso caso considerou-se como



equivalente à corresponde à real, quando existe disponibilidade de água para o processo desenvolver-se. A razão para a selecção deste método, prende-se com a facilidade com que este se adapta aos dados climáticos disponíveis.

Outra componente importante para o balanço hídrico das zonas em estudo, é o escoamento superficial, para tal aplicaram-se duas metodologias. A primeira metodologia seleccionada foi a do número de curva do *Soil Conservation Service*, como descrita em Neitsch *et al.*(2001). Este é um modelo empírico, que se baseia nas relações entre precipitação - escoamento superficial, permitindo estimar a quantidade de escoamento superficial para diferentes tipos de usos e de solos. O número de curva do SCS (*Soil Conservation Service*) é função da permeabilidade do solo, do uso do solo e das condições de humidade deste. Após a aplicação desta metodologia às nossas áreas de estudo, admitindo uma cobertura de pastagem, sendo esta de diferentes níveis de qualidade, concluiu-se de acordo com este método, que o escoamento superficial era negligenciável.

Como a aplicação metodologia do SCS conclui-se que o escoamento superficial não era significativo, aplicou-se uma metodologia alternativa para confirmar esta conclusão. Neste caso seleccionou-se a metodologia de Azevedo *et. Al*, como apresentada por Rodrigues (2002). Confirmou-se a conclusão obtida pela aplicação da primeira metodologia, que vem de encontro às conclusões do artigo de Fontes (2004), que refere que a percentagem de escoamento superficial em pastagem é inferior a 1%, quando esta já se encontra implantada.

## 4. Resultados.

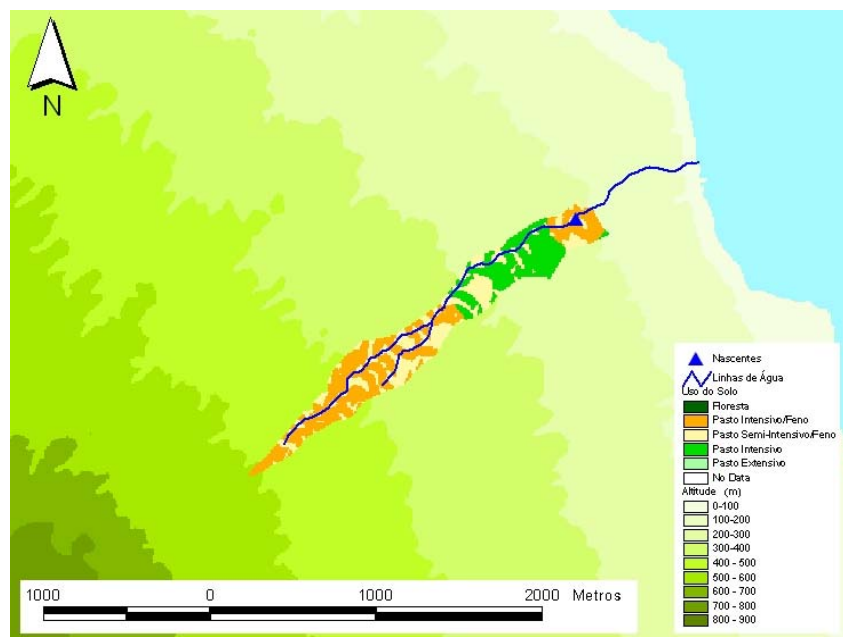
### 4.1. *Bacia Hidrográfica da Nascente do Couto*

A Bacia Hidrográfica da Nascente do Couto na Freguesia de S<sup>ta</sup>. Barbara tem 57 hectares, situa-se na parte norte da Ilha de São Miguel, com uma precipitação média anual de 1123 mm por ano e é maioritariamente constituída por depósitos piroclásticos. O Quadro 1 e a Figura 2 traduzem a ocupação actual do solo que corresponde à simulação do modelo quando a Taxa de Câmbio entre a Economia e o Ambiente é zero.

**Quadro 1: Cenário sem restrições (Taxa de câmbio = 0).**

Distância	Altitude	Solo	Área Total	Pasto Directo			Pasto com Feno			Pasto com Silagem			Floresta
				PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	F
< 180	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	4,4						4,4				
		V [0-7%]	1,9					1,9					
180 -450	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	7,4			7,4							
		V [0-7%]	0,9					0,9					
450 - 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	6,3			3,9			2,4				
		V [0-7%]	5					5					
> 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	20,6						20,6				
		V [0-7%]	10,7					10,7					
<b>Rendimento</b>		11360											
<b>Emprego</b>		1,8	<b>Taxa de câmbio</b>		<b>0</b>								
<b>População</b>		4	<b>UFC/ 100 ml</b>		<b>348</b>								

**Figura 2 - Ocupação do Solo para a Bacia da nascente do Couto e para o Cenário sem restrições.**

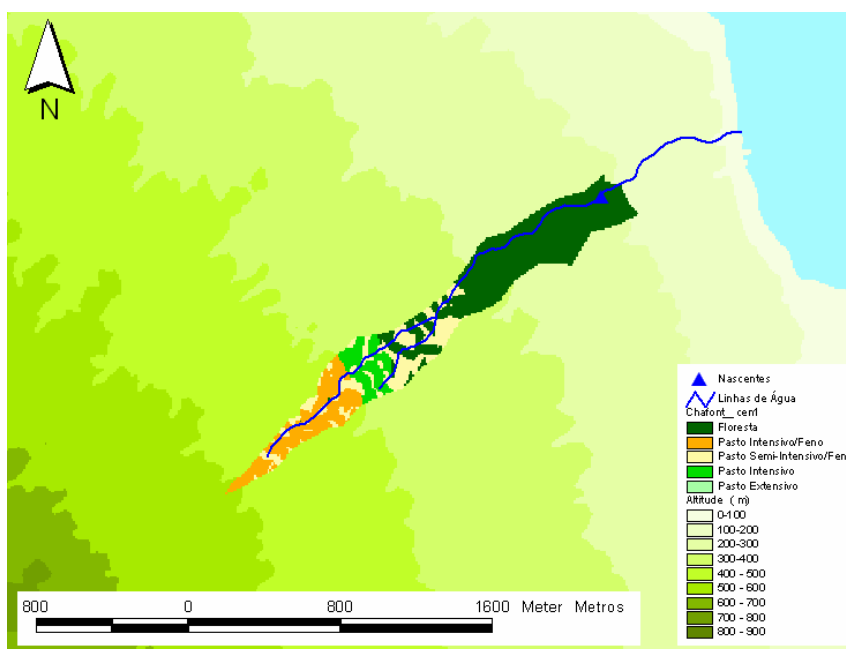


O Quadro 2 e a Figura 3 traduzem a ocupação actual do solo que corresponde à simulação do modelo quando a Taxa de Câmbio entre a Economia e o Ambiente é 73. Face à situação de referência verifica-se uma redução de 27% da margem bruta e 32% no emprego.

**Quadro 2: Cenário para 50 UFC/ 100 ml (Taxa de câmbio = 73).**

Distância	Altitude	Solo	Area Total	Pasto Directo			Pasto com Feno			Pasto com Silagem			Floresta
				PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	F
< 180	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	4,4										4,4
		V [0-7%]	1,9										1,9
180 -450	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	7,4										7,4
		V [0-7%]	9										0,9
450 - 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	6,3										6,3
		V [0-7%]	5										5
> 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0										
		VI [7-25%]	20,6			5			10				5,6
		V [0-7%]	10,7					10,7					
<b>Rendimento</b>		1388											
<b>Emprego</b>		0,8	<b>Taxa de câmbio</b>			73							
<b>População</b>		1,9	<b>UFC/ 100 ml</b>			50							

**Figura 3 - Ocupação do Solo para a Bacia da nascente do Couto para o Cenário com 50 UFC/ 100 ml (Taxa de câmbio = 73).**



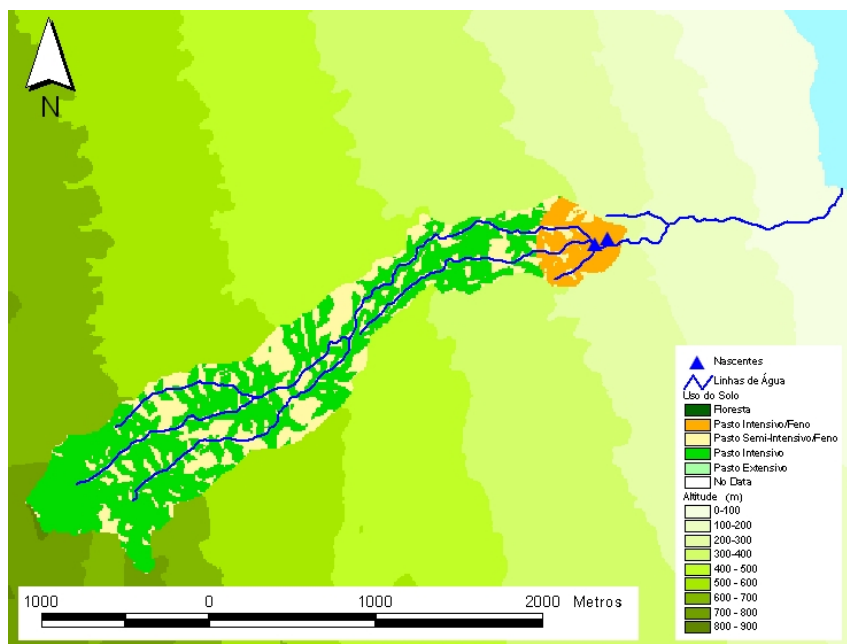
#### 4.2. Bacia Hidrográfica 2

A Bacia Hidrográfica da Chã das Fontes, na Freguesia de Capelas tem 201 hectares, situa-se na parte norte da Ilha de São Miguel, com uma precipitação média anual de 2007 mm por ano e é maioritariamente constituída por depósitos piroclásticos. O Quadro 3 e a Figura 4 traduzem a ocupação actual do solo que corresponde à simulação do modelo quando a Taxa de Câmbio entre a Economia e o Ambiente é zero.

**Quadro 3: Cenário para a Bacia 2 sem restrições (Taxa de câmbio = 0).**

Distância	Altitude	Solo	Area Total	Pasto Directo			Pasto com Feno			Pasto com Silagem			Floresta
				PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	F
< 180	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	1,5			1,5							
		VI [7-25%]	15,6			0,2			15,4				
		V [0-7%]	2,5					2,5					
180 -450	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0,87			0,87							
		VI [7-25%]	14,8			14,8							
		V [0-7%]	7,2					7,2					
450 - 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	1,9			1,9							
		VI [7-25%]	21,3			21,3							
		V [0-7%]	15,1					15,1					
> 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	5,6					5,6					
		VI [7-25%]	79,2					79,2					
		V [0-7%]	35,8					35,8					
<b>Rendimento</b>		39839											
<b>Emprego</b>		6,1	<b>Taxa de câmbio</b>		<b>0</b>								
<b>População</b>		14,1	<b>UFC/ 100 ml</b>		<b>1713</b>								

**Figura 4 - Ocupação do Solo para a bacia da nascente da Chã das Fontes sem restrições.**

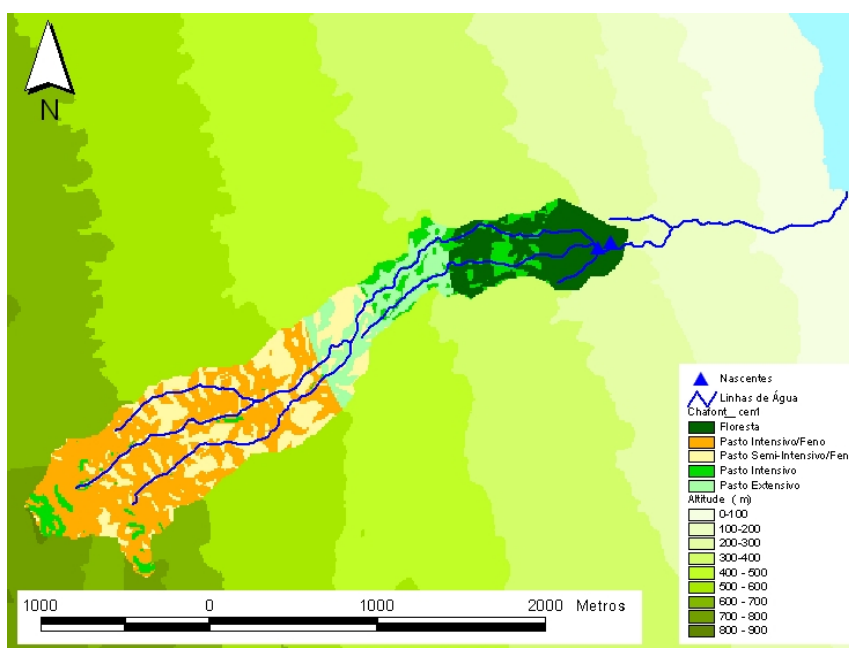


O Quadro 4 e a Figura 5 traduzem a ocupação do solo na Bacia da nascente do Chã das Fontes que corresponde à simulação do modelo quando a Taxa de Câmbio entre a Economia e o Ambiente é 9556. Face à situação de referência verifica-se uma redução de 16% da margem bruta e 20% no emprego.

**Quadro 4: Cenário para 50 UFC/ 100 ml (Taxa de câmbio =187).**

Distância	Altitude	Solo	Area Total	Pasto Directo			Pasto com Feno			Pasto com Silagem			Floresta
				PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	PE	PSE	PI	
< 180	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	1,5										1,5
		VI [7-25%]	15,6										15,6
		V [0-7%]	2,5										2,5
180 -450	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	0,9										0,9
		VI [7-25%]	14,8										14,8
		V [0-7%]	7,2			7,2							7,2
450 - 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	1,9	1,9									
		VI [7-25%]	21,3	21,3									
		V [0-7%]	15,1		6,4			8,7					
> 900	250-500	VIII LAVAS	0										
		VII [> 25%]	5,6			5,6							
		VI [7-25%]	79,2						79,2				
		V [0-7%]	35,8					35,8					
<b>Rendimento</b>		15870											
<b>Emprego</b>		3,6	<b>Taxa de câmbio</b>		187								
<b>População</b>		8,4	<b>UFC/ 100 ml</b>		50								

**Figura 5 - Ocupação do Solo para a Bacia da nascente da Chã das Fontes e para o Cenário com 50 UFC/ 100 ml (Taxa de câmbio = 187).**



## **5. Conclusões.**

Neste trabalho apresentou-se uma metodologia que compatibiliza as diferentes valorações disciplinares sobre o território, estabeleceu-se a ligação dessa metodologia com a programação linear, formularam-se e calibraram-se modelos de programação linear para as Bacias da nascente do Couto e Chã das Fontes e definiram-se políticas de ordenamento consistentes face a objectivos alternativos da qualidade da água. A metodologia utilizada permitiu igualmente chegar a um valor de compensação dos agricultores pela perda de rendimento que resulta da protecção das nascentes.

No futuro há vários desenvolvimentos possíveis do modelo utilizado. Em primeiro lugar explicitar a emissão de fósforo e de azoto de forma a poder definir as taxas de câmbio compatíveis com os padrões de qualidade da água das nascentes. Em segundo lugar alargar o modelo a outro tipo de maneios como seja a pastagem com feno ou silagem mas sem pastoreio directo, o que reduziria imediatamente a emissão de coliformes. Em terceiro lugar aplicar o modelo a todas as bacias hidrográficas com nascentes. Finalmente alargar o modelo à existência de várias nascentes o que permite a diluição dos poluentes e, conseqüentemente, o estabelecimento de taxas de câmbio para todo o sistema e um ordenamento mais eficiente.

## Referências bibliográficas

- ARNOLD, J.G., NEITSCH, S.L. *et al.* (2001). "Equations: Surface Runoff", *Soil and Water Assessment Tool User's Manual*, Grassland, Soil and Water Research Laboratory.
- AZEVEDO, E.B., PEREIRA, L.S. *et al.* (1999). "Modelling the local climate in island environments: water balance applications", *Agricultural Water Management*, 40, pp. 393-403.
- BARRY, D.A.J., GOSS, M.J. & RUDOLPH, D.L. (1998). "Contamination in Ontario farmstead domestic
- CALADO, L. & DENTINHO, T. (2005). *Relatório Classificação das Lagoas dos Açores e Gestão das Bacias Hidrográficas*, Universidade dos Açores.
- CEAS Consultants (Wye) Ltd; Centre for European Agricultural Studies; The European Forum on Nature Conservation and Pastoralism (2000). *The Environmental Impact of Dairy Production in the EU..*
- CRUZ, V. & Brito, A.G. (2002). *Planeamento de Recursos Hídricos Subterrâneos no Arquipélago dos Açores (Portugal) e o Impacto da Directiva-Quadro da Água.*
- DENTINHO, T. & CALADO, L. (2003). *A Rentabilidade da Beterraba Sacarina versus a Agro-pecuária nos Açores*, Estudo realizado para a SINAGA. (não publicado).
- DENTINHO, T.P, VIZINHO, S. *et al.* (2005). "Exchange rate between scientific currencies", *MARBEF Newsletter n.º 3*.
- DIXON, John, & *et al.* (1997). *Economic Analysis of Environmental Impacts*. Earthscan Edition, London.
- DROTRH (2001). *Relatório Técnico do Plano Regional da Água, Versão para Consulta Pública*, Secretaria Regional do Ambiente.
- FARBER, S., COSTANZA, R. e WILSON, M. (2002). "Economic and ecological concepts of valuing ecosystem services", *Ecological Economics*, 41, pp 375-392.
- FAUST, M.A. (1976). "Coliform bacteria from diffuse source as a factor in estuarine pollution", *Water*
- FONTES, J.C., PEREIRA, L.S. & SMITH, R.E. (2004) "Runoff and erosion in volcanic soils of Azores: simulation with OPUS" *Catena*, 56, pp.199-212.

GRIFFITHS, M. Norton (1994). *Biodiversity Conservation in Kenya*. Dissertation submitted to University College London, UK.

HUBBARD, R. K., HILL, G. M. & NEWTON, G. L. (2003). "Water quality and the grazing animal", *ADSA-ASAS-AMPA meeting - "Impact of Animal Feeding Operations on the Environment*.

*Journal of Contamination Hydrology*, 32, pp. 295-311.

LIMBURG, K.E., O'NEIL, R.V. et al. (2002). "Complex systems and valuation", *Ecological Economics*, 41, pp 409-420.

MENDES, Sandra C., PACHECO *et al.* (2006). "O SIG na Implementação de Medidas de Protecção das Águas Subterrâneas na Região Autónoma dos Açores", 8.º *Congresso da Água – Água, Sede de Sustentabilidade*.

NAGELS, John W., WILCOCK, Robert J. *et al.* (1999). "Water quality of a lowland stream in a New Zealand dairy farming catchment", *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 33, pp. 683-696.

*National Workshop on land application of animal manure*, Ottawa, Canada, pp. 7-17.

NUNES, P. e BERGH, J.C.J.M. Van den (2001). "Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense?", *Ecological Economics*, 39, pp 203-222.

PATNI, N.K. (1991). "Overview of land application of animal manure in Canada", *Proceedings of the*

Ponta Delgada.

RANDALL, Alan (1987). "Economic Theory, Total Economic Value as a Basis for Policy", *Transactions of the American Fisheries Society*, 116, pp 325-335.

Regional do Ambiente, Direcção Regional do Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos,

REIS, J. M. F. C. dos (2002). *Contributo para A Modelação do Potencial Agrícola ao Território – Uma Rede Neuronal Aplicada às Explorações Leiteiras da Ilha Terceira*, Relatório Final de Tese de Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza, Universidade dos Açores.



*Research*, 10, pp. 619-627.

SILVA, Emiliana Leonilde Dinis da (2001). *Análisis Multicriterio de la Eficiencia Económica de Las Explotaciones Agropecuarias de las Azores*, Universidade de Córdoba [s.n.], Tese de Doutoramento apresentada à Universidade dos Açores.

VAN HORN, H. H., WILKIE, A.C. *et al.* (1994). "Components of Dairy Manure Management Systems", *Journal of Dairy Sciences*, 77, pp. 2008-2030.