CARATERIZAÇÃO E MONITORIZAÇÃO AMBIENTAL DOS SOLOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DA LAGOA DAS FURNAS – ILHA DE S. MIGUEL

RELATÓRIO FINAL

Entidade Promotora:
Secretaria Regional dos Recursos Naturais – Direção Regional do Ambiente

Entidade Executora:
Universidade dos Açores - Departamento de Ciências Agrárias - Secção de Solos

Angra do Heroísmo, 30 de Setembro de 2016

CARATERIZAÇÃO E MONITORIZAÇÃO AMBIENTAL DOS SOLOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DA LAGOA DAS FURNAS – ILHA DE S. MIGUEL

RELATÓRIO FINAL

Autores:

Jorge Ferraz Pinheiro
José Carlos Fontes
João da Silva Madruga
João Forjaz Sampaio
Maria de Lourdes Matos

Colaboradores:

João Filipe Fernandes
Cristian Ortiz García
Fernando Melo
Reinaldo Pimentel

Agradecimentos:

Ao Diretor Regional do Ambiente do Governo Regional dos Açores, Dr. Hernani Jorge, pelo financiamento do projeto. À Diretora de Serviços de Recursos Hídricos e Ordenamento do Território, Dra. Dina Medeiros e demais técnicos dos Serviços, pelo inestimável apoio e colaboração prestados de forma sempre muito empenhada. Ao Eng. Miguel Ferreira e à Eng. Sílvia Jorge responsáveis, anterior e atual, pelo Laboratório de Paisagem das Furnas, pelo apoio prestado e disponibilização de informação relevante.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO 1

2. OBJETIVOS DO PROJETO 3

3. RESULTADOS 4

3.1. Caracterização da paisagem e apreciação do risco de erosão 4

3.1.1. Introdução 4
3.1.2. Metodologia 4
3.1.3. Geomorfologia e Uso do Solo 4
3.1.4. Risco de erosão 6

3.2. Características dos solos 13

3.2.1. Introdução 13
3.2.2 Metodologias 13
3.2.3 Caracterização dos solos 14

3.3. Caracterização do fósforo do solo 18

3.3.1. Critério de amostragem e metodologias 18
3.3.2. Fósforo solúvel (método de Olsen) 18
3.3.3. Grau de saturação de fósforo (GSP) 21

3.4. Definição espacial do Índice de Fósforo (IP) 24

3.4.1. Enquadramento 24
3.4.2. Aplicação do método 25
3.4.3. Definição das *áreas críticas* da bacia hidrográfica das Furnas 26

3.5. Estudo hidrológico 30

3.5.1. Introdução 30
3.5.2. Caracterização climática 32
3.5.3. Balanço hidrológico e transporte de nutrientes 33
3.5.4. Nota final 37

4. SUMÁRIO E CONCLUSÕES 38

5. BIBLIOGRAFIA 42

ANEXO 45

1. INTRODUÇÃO

A manutenção do equilíbrio paisagístico e ambiental da bacia hidrográfica das Furnas na ilha de S. Miguel passa pela harmonização de uma atividade agrícola de caráter extensivo, seletiva e sustentável que permita a conservação ecológica deste espaço o qual faz parte integrante do Parque Natural da Ilha de São Miguel (DLR n.º 19/2008/A) e está definida como zona vulnerável (Portaria nº 1100/2004).

Apesar dos diversos estudos e medidas legislativas até agora implementados (Planos de Ordenamento das bacias hidrográficas e Programas de Ação para salvaguarda das zonas vulneráveis da RAA) subsistem significativas lacunas de conhecimento sobre a natureza e dinâmica dos processos que, de um modo geral, têm conduzido à degradação das lagoas dos Açores, cujo aprofundamento pode contribuir para a implementação de medidas de gestão do espaço que conduzam à reversão efetiva dos fenómenos de degradação em curso.

O nutriente fósforo é o elemento que acarreta maior risco de deterioração da qualidade das massas de água, particularmente em bacias hidrográficas sujeitas a atividade agrícola, sendo o elemento-chave no processo de eutrofização e funcionando como fator limitante da produtividade biológica, pelo que o seu controlo é de importância primordial.

A contaminação difusa de uma massa de água por efeito do fósforo (P) de origem agrícola associada aos processos do escoamento hídrico do solo numa bacia hidrográfica é de difícil quantificação. O risco ambiental de eutrofização da massa de água está intimamente associado à adição ao solo de fertilizantes e de estrumes em sistemas de produção animal, podendo ainda ser agravado em resultado de processos erosivos. Em pastagens permanentes, os fertilizantes são aplicados sem incorporação mecânica, promovendo portanto a acumulação de P na camada superficial do solo de onde pode ser facilmente solubilizado e transferido para a lagoa. Embora de mobilidade tendencialmente reduzida no solo, o fósforo pode ser arrastado em condições de relativo enriquecimento sendo a quantidade de P transportada para a massa de água afetada por um conjunto de fatores dos quais se destacam os processos hidrológicos e as características da paisagem em interação com a tipologia e o uso do solo.

Após a aplicação, o fosfato tende a ser absorvido pela vegetação ou imobilizado no solo por reações de precipitação ou de adsorção. No entanto podem também ocorrer fenómenos de transporte do P dissolvido no escoamento superficial ou na forma particulada. Está atualmente bem estabelecido que a maior parte do fósforo que é

transferido para a massa de água numa bacia hidrográfica tem origem no escoamento gerado a partir de uma pequena proporção da área total da bacia. Estas áreas, onde ocorrem simultaneamente níveis altos de P no solo e que estão sujeitas a mecanismos de transporte hidrológico particularmente ativos, são definidas como *áreas críticas* da bacia hidrográfica às quais está associado um risco elevado de mobilização e transferência de P do solo para a massa de água (Daniel et al. 1994; Gburek et al. 2000; Heathewaite et al. 2000; Pionke et al. 2000; Sharpley et al. 1994; Srinivasan et al. 2002; Yang and Weersink 2004; Walter et al. 2000).

Deste modo, uma estratégia baseada na identificação das *áreas críticas* de uma bacia hidrográfica contribui para uma gestão agroambiental orientada e seletiva, tornando as medidas de redução e remediação da exportação do P mais económicas e efetivas se direcionadas para essas áreas específicas, não havendo necessidade de se considerar a generalização de um único programa de medidas restritivas a toda a área da bacia hidrográfica.

2. OBJETIVOS DO PROJETO

Este projeto teve como principal objetivo a identificação das áreas críticas de transferência de fósforo dos solos da bacia hidrográfica das Furnas com base num critério de indexação do P designado por "P Index" (Índice de Fósforo – IP) a partir da definição e hierarquização espacial do risco de transporte de P de origem agrícola.

O método "P index" foi desenvolvido nos Estados Unidos para determinar o risco de perda de P por escoamento superficial em bacias hidrográficas. Tendo sido inicialmente proposto por Lemunyon & Gilbert (1993), diversas versões deste índice foram depois desenvolvidas com base nas condições locais e outros fatores de influência no movimento de fósforo do solo para a água (Sharpley et al., 2001).

Pretende-se com este estudo criar uma base de informação que possa servir de de apoio a uma gestão mais direcionada e efetiva das áreas da bacia que suscitem um maior risco ambiental associado ao processo de eutrofização. Nesta perspetiva, foram definidos os seguintes objetivos complementares específicos:

a) Caracterização da paisagem e avaliação do risco de erosão;

b) Caracterização pedológica;

c) Caracterização e distribuição do P do solo;

d) Definição espacial do Índice - P (em base SIG);

e) Estudo hidrológico e quantificação da carga nutritiva.

3. RESULTADOS

3.1. CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM E APRECIAÇÃO DO RISCO DE EROSÃO

3.1.1. Introdução

A existência de áreas que apresentam risco elevado de transferência de P resulta predominantemente da ação combinada de aspetos fisiográficos da paisagem e do uso e maneio do solo particularmente em termos das fertilizações e da carga animal. A definição das unidades de paisagem da bacia hidrográfica das Furnas teve por base a conjugação do uso atual do solo e do relevo que são os dois parâmetros que permitem assinalar de forma mais significativa o comportamento hidrológico na perspetiva do risco de transporte do P do solo.

3.1.2. Metodologia

O delineamento das unidades paisagísticas do uso atual do solo foi realizado a partir da análise da base aerofotogramética da bacia hidrográfica (ortofotomapas) complementada com a consulta da cartografia existente e com inclusão de manchas florestais mais recentes que foram cartografadas no decurso dos trabalhos de campo. Foram definidas três categorias do uso atual do solo: pastagem, floresta cultivada, com predominância de criptoméria japónica, e zonas de mato e vegetação espontânea correspondendo estas em geral a áreas de declive intenso ou ravinosas sem uso agrícola ou florestal.

A definição das classes de declive foi feita com base numa carta criada a partir do modelo tridimensional do terreno em SIG. Adicionalmente, através da análise da fotografia aérea e por observação direta no terreno, foi feita a identificação das zonas e locais onde se assinalam processos de erosão ativa assinalando-se ainda perturbações do solo suscetíveis de poderem criar fenómenos erosivos.

3.1.3. Geomorfologia e Uso do Solo

Em termos geomorfológicos consideraram-se no essencial três zonas distintas na área da bacia hidrográfica já anteriormente definidas no Plano de Ordenamento da Bacia Hidrográfica das Furnas (DROTRH/SRAM, 2004): uma zona planáltica que se localiza a N e NW da massa de água, caracterizada por um relevo ondulado suave recortado por linhas de água profundamente escavadas do terreno, as *grotas*, que definem esta área

como de intensa atividade hidrológica. Está ocupada por pastagens permanentes na sua quase totalidade, exceptuando-se os cones vulcânicos, ou "picos", que se encontram cobertos com espécies florestais ou com vegetação natural ou invasora onde domina a "conteira" (*Hedychium gardnerianum).* A zona depressionária da Chã do Chão de declive suave a moderado, a Sul, acompanhando o percurso final da Ribeira do Rosal, constitui uma zona de receção e de deposição de materiais de diverso tipo, sendo influenciada também pela atividade eruptiva do pico da Areia, é dominada por solos muito incipientes de materiais grosseiros arenosos e cascalhentos. A zona de transição entre a zona planáltica de pastagens e esta zona depressionária a Sul engloba a maior parte da área da bacia de alimentação da Ribeira do Rosal que apresenta um relevo muito acidentado, formado por depósitos espessos de materiais pomíticos entrecortados por linhas de água profundamente cavadas numa paisagem muito declivosa a qual se encontra coberta na totalidade por um povoamento de criptomérias.

Na Fig.1.1 apresenta-se a distribuição espacial dos tipos de uso do solo definidos na área da bacia hidrográfica. Destes, destacam-se três manchas de pastagem sobre as quais incidiu concretamente o estudo de base analítica levado a cabo para caracterização do P no solo e do risco associado de mobilização e transporte para a massa de água.

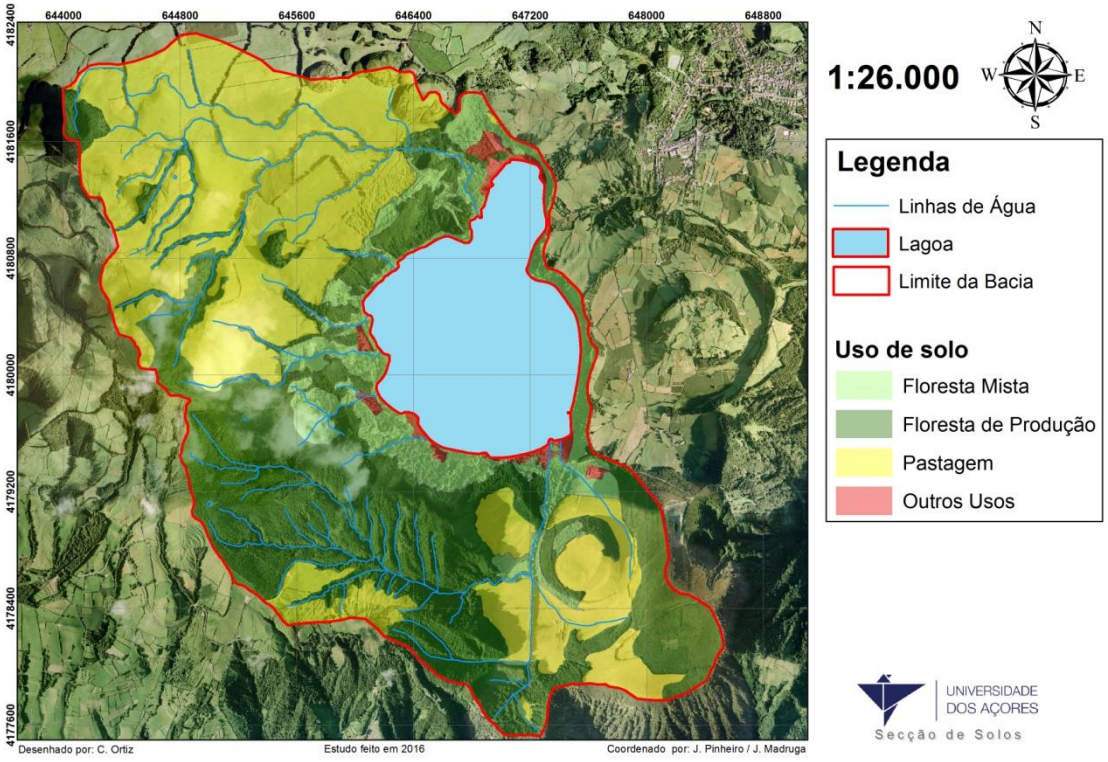

Figura 1.1: Principais tipos de uso do solo da bacia hidrográfica das Furnas.

Importa destacar que o uso agrícola das pastagens da bacia hidrográfica das Furnas tem vindo a ser alterado em anos recentes, através da eliminação das práticas de pastoreio direto e de fertilizações anteriormente levadas a cabo. Deste modo, com base numa política de aquisição progressiva de terrenos e mais recentemente de permutas de uso agrícola para salvaguarda dos espaços mais vulneráveis que tem sido levada a cabo pelo Governo Regional, para uma parte significativa da área de pastagens da bacia hidrográfica, tem sido adotada uma prática agrícola conservacionista onde o pastoreio e as adubações deixaram de ser praticadas em absoluto, sendo presentemente exploradas apenas para o corte mecânico da erva a qual é depois retirada do local e vendida como forragem conservada em rolos plastificados (Ferreira et al., 2014). Na Fig. 1.2 apresenta-se o delineamento cartográfico destas áreas de uso agrícola diferenciado (adaptado de Azorina S.A., 2016), verificando-se que da área total de pastagens da bacia hidrográfica, que é de aproximadamente 473 ha, são atualmente exploradas em regime de pastoreio direto cerca de 44%.

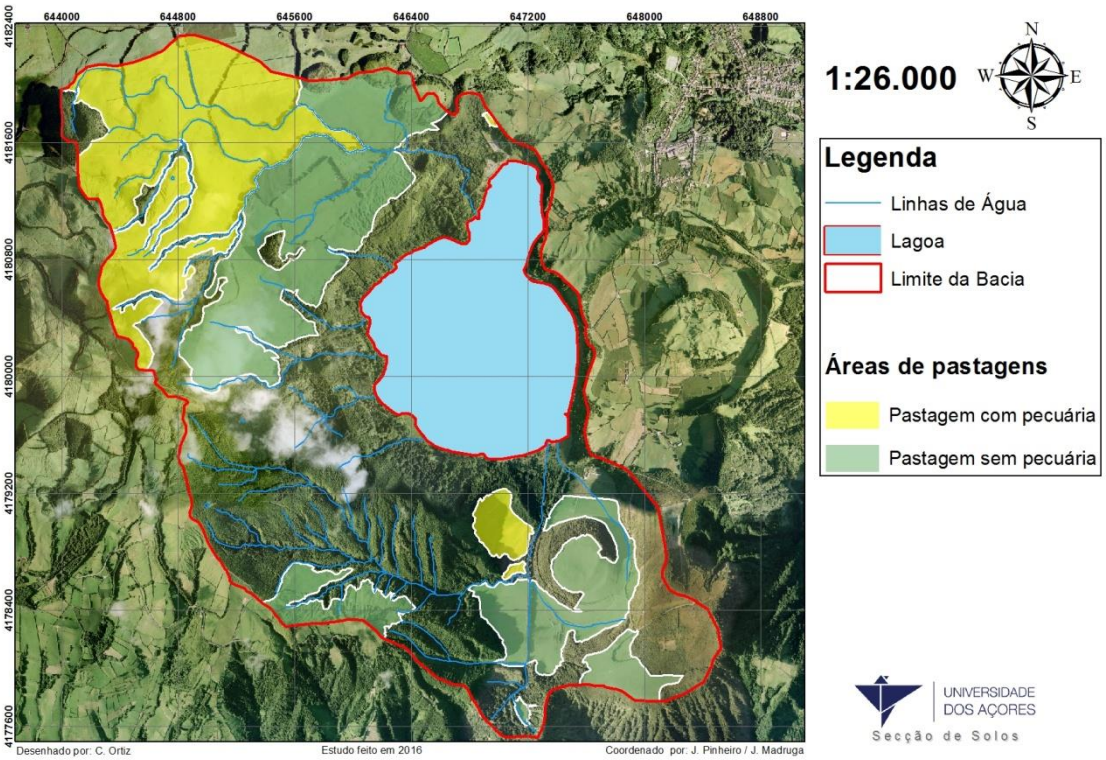

Figura 1.2: Áreas de pastagem da bacia hidrográfica exploradas com e sem carga animal.

3.1.4. Risco de erosão

A erosão, enquanto fenómeno de perda de solo e consequente degradação da sua capacidade produtiva, resulta da ação combinada diversos fatores dos quais se destacam

o clima, o coberto vegetal, o declive e o uso do solo. O seu estudo e previsão são em geral desenvolvidos a partir da integração destas variáveis em modelos matemáticos baseados na USLE - Universal Soil Loss Equation (Wischmeier and Smith, 1965, 1978) ou suas adaptações.

As características dos solos da bacia hidrográfica das Furnas e a sua geomorfologia, conferem-lhes condições de instabilidade que importa considerar quando se pretendem equacionar estratégias de uso e de ordenamento. Esta área, constituída por massas de cinzas e pedra-pomes, que apresentam declives íngremes e gargantas profundas, associadas a eventos vulcânicos muito recentes à escala geológica e de grande magnitude, são hoje em dia o resultado de um equilíbrio, em muitos casos ténue e instável, entre a geomorfologia e as condições ambientais, nomeadamente o clima e a vegetação.

As propriedades físico-químicas influenciam decididamente a erodibilidade do solo na medida em que afetam as suas características de "coesão", a qual resulta da interação de múltiplas características do solo, tais como textura, mineralogia e teor de constituintes hidroxilados de ferro e de alumínio, matéria orgânica, pH e catiões dominantes, porosidade, dimensão e estabilidade dos agregados, etc. A maior ou menor expressão destas propriedades está no entanto associada à idade geológica dos materiais originários, uma vez que elas resultam de processos geoquímicos e pedogenéticos os quais são marcados por uma evolução lenta e gradual.

Os solos das Furnas, são predominantemente vítricos, de textura franco-arenosa e abundância de fragmentos pomíticos, com uma fração coloidal em geral reduzida, transitando gradualmente mas a pouca profundidade, para um substrato fragmentário, cujas condições de coesão, sendo em geral pouco expressivas, podem ainda assim apresentar variações tanto em profundidade como de local para local em função da idade relativa dos diferentes estratos e de especificidades litológicas. Não é pois de estranhar que esta condição pouco estável se rompa facilmente, sobretudo quando ocorrem eventos pluviométricos de intensidade e/ou duração anormais e da qual têm resultado fenómenos de transporte de sedimentos e de assoreamento visíveis de forma mais evidente na foz da ribeira do Rosal em que é frequente a necessidade de remoção mecânica de materiais sólidos.

Os fenómenos mais evidentes de erosão que se identificam, os quais foram em anos ainda recentes intensificados e amplificados por trabalhos de arroteia e terraplanagens para instalação de pastagens em áreas naturais de microrelevo em geral acentuado, são sobretudo de tipo ravinar e apresentam-se em parte controlados

pela ação do revestimento vegetativo o qual tende a instalar-se de modo espontâneo e com alguma facilidade face às condições climáticas prevalecentes. De salientar que algumas destas espécies que se apresentam fortemente invasoras, têm sido objeto de medidas específicas de combate no âmbito de uma diversificada ação integrada de gestão e controlo por parte do Laboratório de Paisagem das Furnas. De igual modo, têm sido criados nalgumas das ravinas de erosão "dissipadores de energia", descritas como estruturas de engenharia natural que reduzem a velocidade da água no interior das linhas de erosão (Ferreira et al., 2014).

Existem no entanto diversos pontos da paisagem onde se identificam processos de erosão ativa, ainda sem medidas de controlo efetivo e de que é exemplo a imagem da Fig. 1.3. Na Fig. 1.4 apresentam-se duas imagens de foto aérea referentes aos anos de 2006 e 2013 que permitem apreciar a evolução de um processo de ravinamento em curso cuja taxa foi estimada, a partir das imagens, num valor médio de 9,3 e 3,3 metros por ano para cada um dos locais assinalados, respetivamente.

Figura 1.3: Exemplo de linha de erosão ativa.

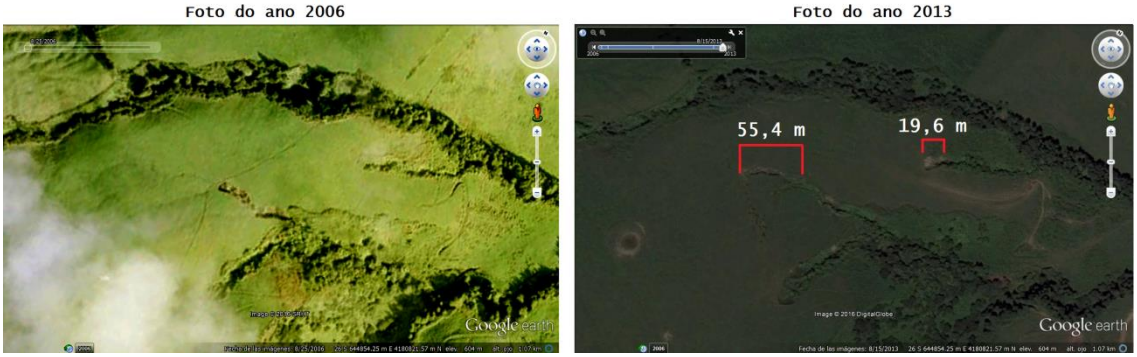

Figura 1.4: Evolução de um processo de erosão ativa (2006 a 2013).

Na Fig. 1.5 apresenta-se a localização dos pontos de erosão ativa na bacia das Furnas, assinalando-se igualmente outros tipos de perturbação do solo superficial que podem constituir fatores de risco de erosão nos locais onde ocorrem, nomeadamente caminhos e locais de ordenha. Indicam-se ainda as ravinas que se encontram parcialmente estabilizadas, revestidas por vegetação espontânea.

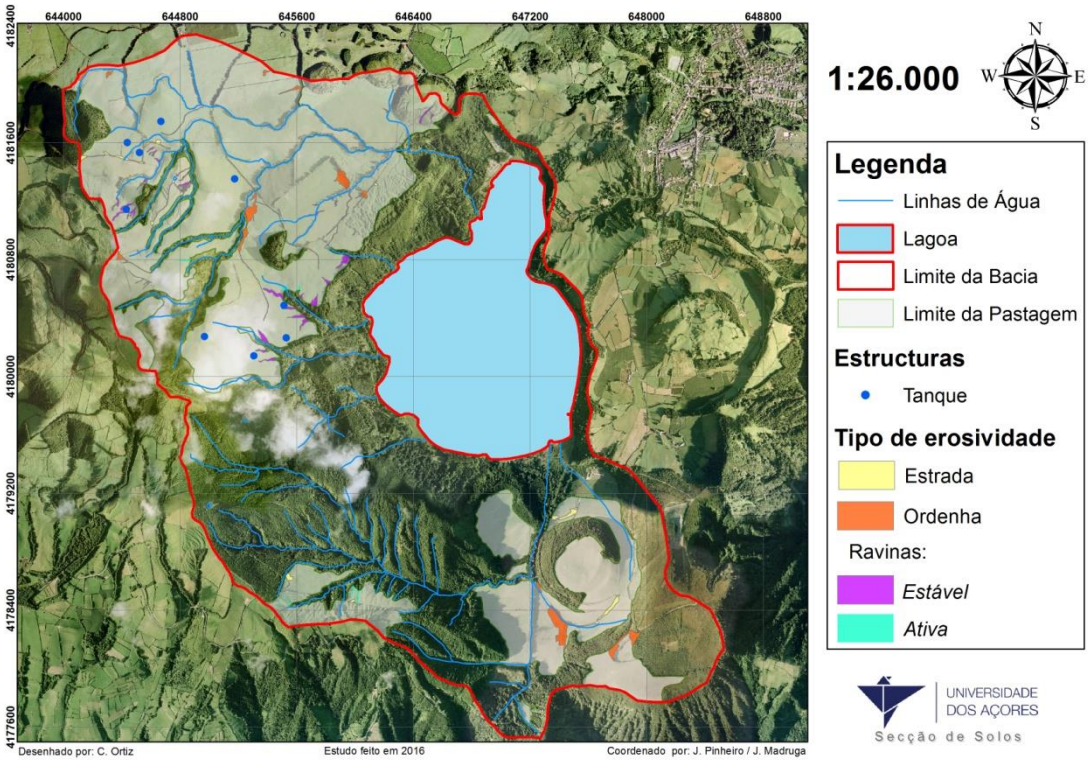

Figura 1.5: Localização dos pontos de risco de erosão e de erosão ativa na bacia hidrográfica das Furnas.

Na bacia hidrográfica das Furnas o regime climático é tido como relativamente semelhante em toda a sua área a qual é da ordem dos 3150 ha. De igual modo, os solos não apresentam diferenças significativas no que concerne às propriedades que mais

diretamente condicionam o risco de erosão, tais como textura, estrutura, teor de matéria orgânica e composição mineralógica. A maior vulnerabilidade à erosão das áreas de pastagem em relação aos solos sob coberto florestal poderá ser atribuída por um lado ao efeito atenuador da vegetação arbórea no impacto direto da chuva e na velocidade do escoamento hidrológico enquanto que, contrariamente, o pisoteio animal poderá promover a perturbação da superfície do solo, podendo assim dar início ao desenvolvimento de processos erosivos.

O declive destaca-se como fator de primordial importância na dinâmica dos processos geomorfológicos e na diferenciação da paisagem, afetando o escoamento e drenagem superficial bem como os processos e riscos de erosão, uma vez que os restantes parâmetros baseados na USLE, em geral considerados para a avaliação dos fenómenos erosivos, apresentam uma variabilidade pouco significativa e muito aleatória sendo como tal difíceis de identificar e de cartografar na bacia das Furnas.

Para o presente estudo, o relevo foi analisado a partir do modelo tridimensional do terreno e foram identificadas 5 classes de declive tidas como as que melhor definem o compromisso entre risco de escoamento hídrico de superfície e limitações ao uso e maneio da pastagem. Deste modo, enquanto que a velocidade do escoamento hidrológico aumenta com o declive e favorece o risco de erosão, as operações mecânicas de maneio da pastagem vão sendo mais dificultadas, de tal modo que a partir dos 15% de inclinação as operações com maquinaria agrícola, nomeadamente o corte de erva para conservação, já enfrentam limitações.

Os intervalos do declive, selecionados tendo como referência o critério das classes de capacidade de uso agrícola do solo, foram os seguintes: <3%; 3-10%; 11-20%; 21-30%; >30%.

Na Fig. 1.6 apresenta-se a carta de declives da bacia hidrográfica a qual reflete as características geomorfológicas referidas atrás.

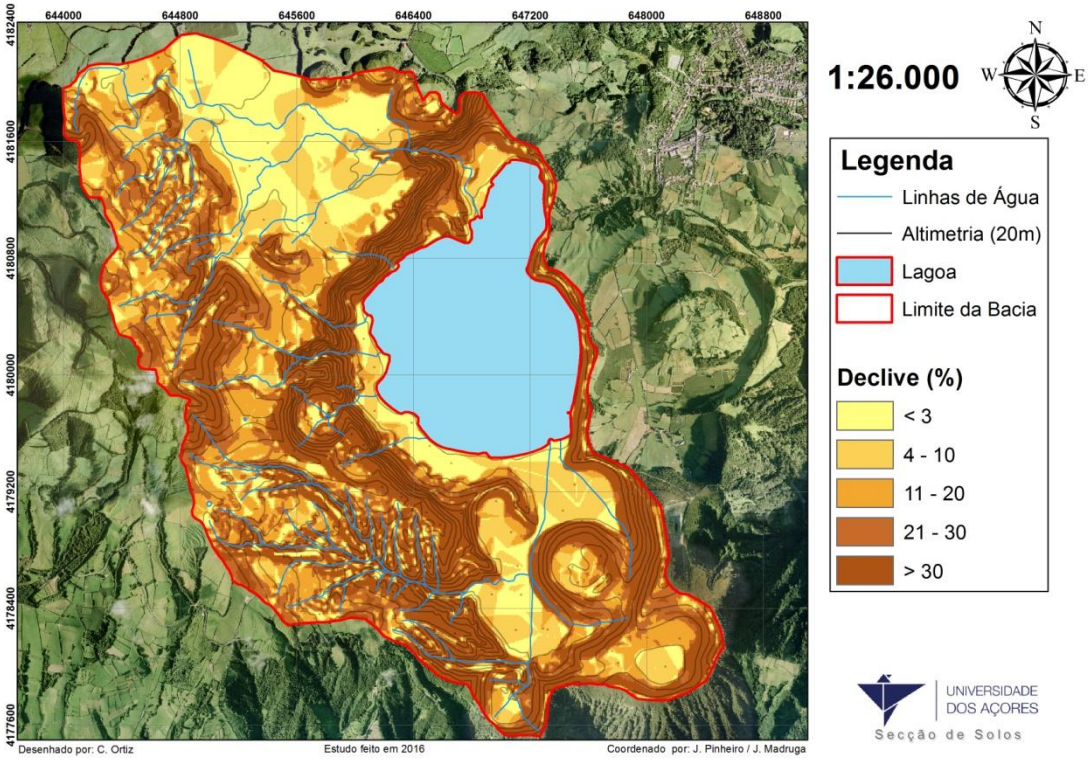

Figura 1.6: Carta de declives da bacia hidrográfica das Furnas.

As áreas de pastagem, apresentadas separadamente na Fig. 1.7, correspondem às zonas da bacia onde o relevo geral é menos declivoso. Assim, no conjunto destas três áreas, 56% apresenta declives inferiores a 10%, 23,4% situa-se entre 10 e 20% de declive e 20,6% da área tem declives superiores a 20% (Quadro 1).

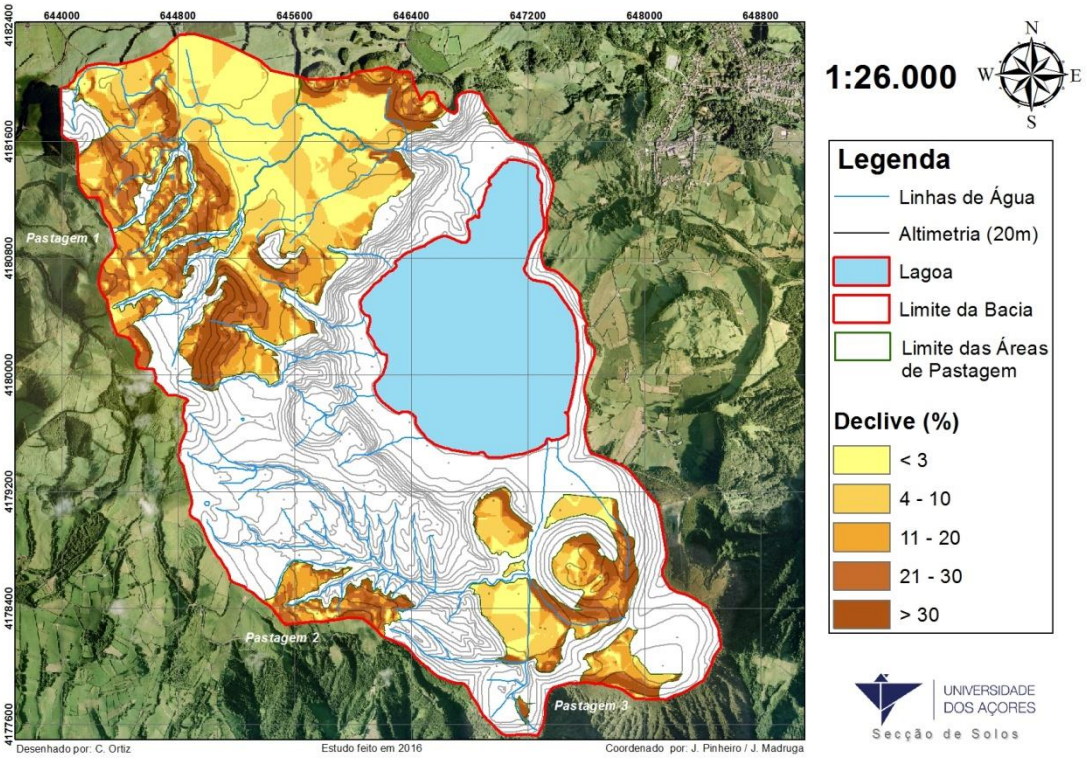

Figura 1.7: Carta de declives das áreas de pastagem da bacia hidrográfica das Furnas.

Quadro 1: Classes de declive das áreas de pastagem da bacia hidrográfica das Furnas.

Declive	**Área 1**		**Área 2**		**Área 3**		**Total**	
%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
< 3	106	34,8	0,2	3,0	16,1	16,9	122,3	30,0
3 - 10	77,3	25,3	0,4	5,1	28,5	30,1	106,2	26,0
10 - 20	74,1	24,3	4,7	57,4	16,7	17,6	95,5	23,4
20 - 30	1,3	0,4	1,9	23,7	12,5	13,2	15,7	3,9
> 30	46,3	15,2	0,9	10,8	21,0	22,2	68,2	16,7

3.2. CARACTERÍSTICAS DOS SOLOS

3.2.1. Introdução

O solo, na sua qualidade de variável biofísica natural intimamente ligada à geologia, ao clima e ao relevo, é caracterizado através de uma série de parâmetros químicos, físicos e biológicos que permitem avaliar as suas propriedades, as quais determinam e condicionam o seu papel, tanto na perspetiva de suporte dos ecossistemas de produção (agrícolas e florestais), como de interface ambiental de atenuação e regulação de processos de transferência no ambiente.

A caracterização pedológica bem como a avaliação dos riscos de erosão do território é pois fundamental uma vez que constitui base de referência indispensável tanto na avaliação como na decisão quanto à tipologia e à intensidade dos usos, nomeadamente os agroflorestais, bem como das medidas de atenuação e/ou de remediação face a processos de degradação em curso. A informação gerada é igualmente relevante para a parametrização de modelos dinâmicos de estudo.

3.2.2 Metodologias

A caracterização pedológica foi realizada com base no estudo morfológico e analítico de 6 perfis de solo localizados na área da bacia hidrográfica das Furnas (Fig. 2.1), cujas características físicas e químicas se apresentam na Tabela 1 do Anexo.

A descrição morfológica dos perfis bem como a designação dos horizontes foi feita seguindo os procedimentos FAO (2006).

A massa volúmica aparente e a retenção de água foram determinadas em amostras não disturbadas colhidas com sonda apropriada (100 cm^3). As determinações químicas foram efetuadas em terra fina (< 2mm). O C foi determinado por calcinação e o pH potenciometricamente em H_2O. A retenção de fosfato foi determinada pelo método de Blakemore et al. (1987). O P solúvel foi determinado pelo método de Olsen et al. (1954). O grau de saturação de fósforo (GSP) foi calculado com base nas determinações de P, Al e Fe extraídos com oxalato de amónio a pH 3.

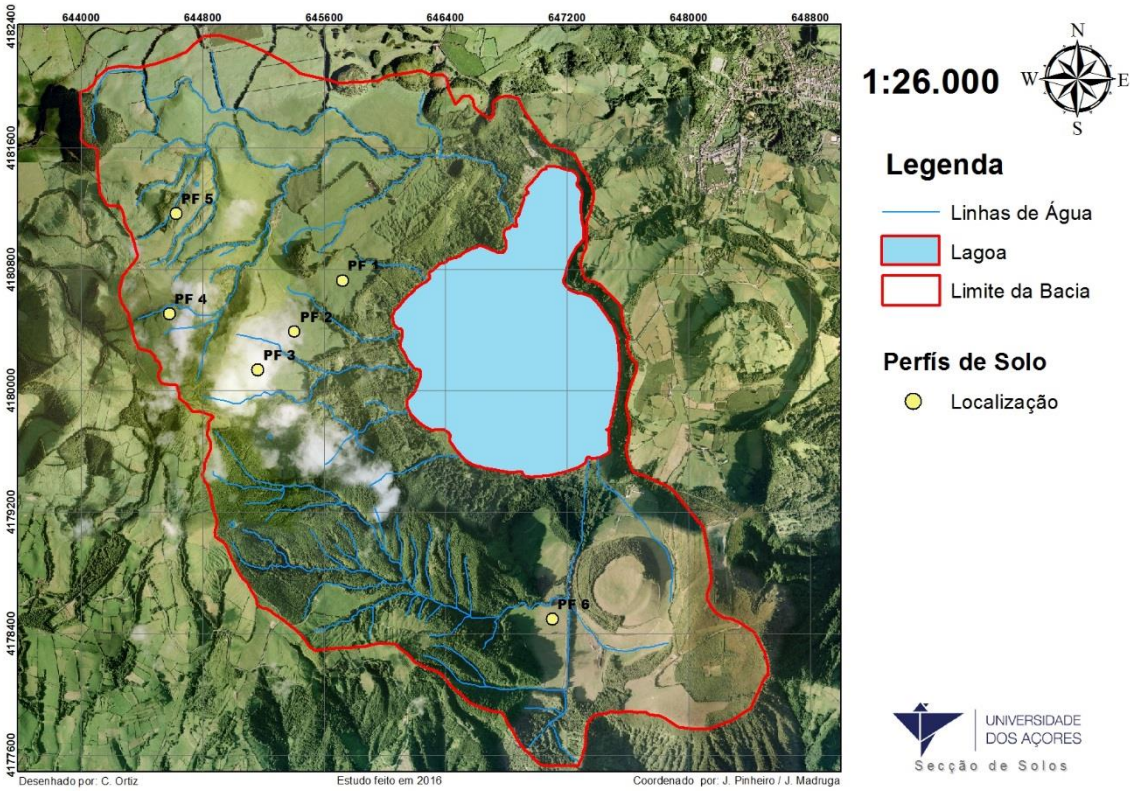

Fig. 2.1: Localização dos perfis de solo estudados na bacia hidrográfica das Furnas.

3.2.3 Caracterização dos solos

Do ponto de vista litológico, os solos da bacia apresentam-se dominados por materiais piroclásticos de natureza riolítica, constituídos por cinzas finas (Fig. 2.2) cuja textura de campo varia do arenoso (areia fina) ao arenoso-franco e apresentando teores variáveis de elementos grosseiros de pedra pomes, quase sempre em depósitos de grande espessura. O grau de evolução pedogenética destes materiais é em geral fraco ou mesmo incipiente.

PF1

PF2

Figura 2.2: Aspeto de alguns perfis de solo característicos da bacia hidrográfica (PF1; PF2).

Assim, os perfis PF1, PF2 e PF3 localizados em pastagens ao longo da arriba NW da lagoa (Fig 2.3) e que, no seu conjunto, definem uma vasta área de elevada atividade hidrológica, embora apresentem em superfície uma delgada camada com cerca de 12 cm rica em matéria orgânica (teores entre 7,8 a 12,1 %), são dominados por cinzas fracamente evoluídas, conforme indicado pelos valores em geral baixos tanto do Al e Fe ativos (Al_{ox} e Fe_{ox}) bem como da retenção de fosfato. De igual modo, a massa volúmica ou densidade aparente (Dap) assinala esse fraco grau de evolução apresentando, nos horizontes subsuperficiais com baixos teores de M.O., valores bastante acima do limite de 0,90 que é admitido para os Andossolos segundo os principais sistemas internacionais de classificação taxonómica de solos.

Figura 2.3: Área de pastagens onde foram estudados os perfis P1, P2 e P3.

Os teores de retenção de humidade equivalente à capacidade de campo são elevados nos horizontes superficiais mais ricos em M.O., onde podem ultrapassar os 100%, baixando para metade nas camadas de cinza situadas a seguir (da ordem dos 50%). Estes teores de retenção de humidade, ainda assim apreciáveis, são característicos de alguns tipos de materia vítricos, mormente os de natureza riolítica/pomítica, que apresentam um elevado grau de vacuolização, conforme tem sido possível observar através de técnicas de microscopia eletrónica em outros estudos (Pinheiro, 1990).

De assinalar ainda a presença de manchas de ferruginização, características de fenómenos oxi-redox que identificam condições de deficiente drenagem interna a limitadora da infiltração hídrica do solo favorecendo o aumento dos caudais de escoamento superficial o qual, conjugado com o fraco poder sortivo para o fósforo que estes solos apresentam, determina a ocorrência de condições particularmente favoráveis à mobilização e transporte de fosfatos na área da bacia hidrográfica, em particular os que têm origem nas adubações.

Os valores analíticos do perfil PF4 permitem identificar um solo que embora apresentando um carácter marcadamente vítrico revela contudo um maior grau de evolução das suas propriedades ândicas. Parece pois que este perfil caracteriza uma área mais declivosa localizada na zona conhecida por Castelo Branco, que terá sido menos afetada pelos fenómenos de recobrimento por cinzas juvenis que dominam nos 3 primeiros. O perfil PF5, menos representativo, foi observado numa zona de declive acentuado num povoamento de criptoméria. As suas características morfológicas evidenciam coluviação que terá levado a um aumento da espessura ao nível dos horizontes BC. No entanto os valores analíticos obtidos permitem incluir este solo na categoria dos Andossolos Vítricos, à semelhança dos restantes perfis observados.

Finalmente o perfil PF6, representativo da zona aplanada de pastagens situada a Sul na área de influência da ribeira do Rosal, é dominado por materiais que apresentam uma evolução ainda mais incipiente do que os restantes, sendo basicamente constituído por camadas de materiais de textura grosseira, com proporções significativas de areia grossa, saibro e cascalho, rijos e de muito baixa coesão que indiciam uma baixa capacidade de retenção de humidade (não determinada) e drenagem interna excessiva, particularmente favorável à lixiviação, que poderá afetar concretamente o movimento interno de fosfatos.

Em síntese, os solos da bacia hidrográfica das Furnas enquadram-se de um modo geral na categoria dos Andossolos Vítricos (*Vitric Hapludands*) podendo ser

genericamente caracterizados como solos fracamente evoluídos sobre depósitos muito espessos de materiais piroclásticos constituídos por camadas intermitentes de cinzas de granulometria fina e/ou pedra pomes, os quais se apresentam em geral porosos, sendo no entanto a sua drenagem interna por vezes condicionada em áreas aplanadas e de maior acumulação do escoamento pluvial, onde ocorrem zonas de encharcamento temporário. A fraca coesão dos materiais vítricos pouco evoluídos que constituem estes solos, associada a teores relativamente baixos de matéria orgânica, torna-os particularmente vulneráveis aos fenómenos erosivos que nalgumas áreas da paisagem assumem proporções de certa gravidade marcada por um ravinamento tendencialmente progressivo, de difícil controlo e estabilização.

3.3. CARACTERIZAÇÃO DO FÓSFORO DO SOLO

3.3.1. Critério de amostragem e metodologias

O estudo analítico que serviu de base à caracterização e distribuição do P no solo foi desenvolvido a partir de uma amostragem sistemática das três áreas de pastagem definidas na bacia hidrográfica das Furnas com base numa malha rígida quadrangular (200 m). Assim, em cada vértice da quadrícula definida foi colhida uma amostra composta (25-30 subamostras) num raio de cerca de 2 m até aos 5-6 cm de profundidade, uma vez que tem sido comprovado que as águas de escoamento superficial apenas interagem com uma delgada camada superficial de poucos centímetros de solo. Deste modo, a profundidade da amostragem de índole ambiental deve ser inferior àquela que se destina a fins agrícolas.

Foram colhidas 119 amostras compostas com sondas de perfil cónico específicas para este tipo de amostragem do solo. As amostras foram analisadas pelo método de Olsen para o P solúvel, tendo o grau de saturação de fósforo (GSP) sido calculado a partir dos valores de P, Al e Fe extraídos com acetato de amónio a pH 3.

3.3.2. Fósforo solúvel (método de Olsen)

O fósforo é em geral tido como o elemento-chave do processo de eutrofização em massas de água-doce, constituindo o fator limitante da produtividade biológica, sendo o seu controlo de importância primordial na redução da taxa de eutrofização. A perda a partir do solo de menos de 1 kg P ha^{-1}, tipicamente não mais do que 3 a 4% do que é removido em média por uma cultura, pode elevar a concentração no escoamento superficial para valores excessivos do ponto de vista ambiental (Sharpley et al., 2013).

A eficácia do controlo ambiental do fósforo do solo está em grande medida dependente da capacidade de avaliação do seu potencial de transporte nas águas de escoamento. As análises de fertilidade dos solos, embora baseadas em métodos concebidos e calibrados para a avaliação das necessidades nutritivas em termos agrícolas, constituem um elemento valioso e imprescindível de diagnóstico desde que devidamente integradas no processo de avaliação do risco ambiental, no caso do fósforo.

Para o fósforo, este valor limite tem vindo a adquirir um importante significado ambiental, podendo ser tomado como *nível crítico* ou valor máximo a não ultrapassar no solo, constituindo deste modo um critério de diagnóstico adequado para fazer parte de

um programa/plano de monitorização ambiental em zonas vulneráveis, tendo em conta a sua facilidade de determinação e fiabilidade analítica. Com base em resultados de um estudo experimental recentemente realizado em que foram testados 50 tipos de solos agrícolas dos Açores com diferentes níveis de fósforo extraível, verificou-se que o valor de 25 mg L^{-1} de P pode ser tomado como o *nível crítico* do fósforo no solo extraível pelo método analítico de Olsen, o qual apresentou os melhores resultados de calibração por comparação com outros métodos (Coutinho e Pinheiro, 2012).

Na Fig. 3.1 apresentam-se os valores referentes a P extraível (Olsen) no conjunto das 3 áreas de pastagem identificadas na bacia hidrográfica das Furnas com base na malha estabelecida para a colheita de amostras.

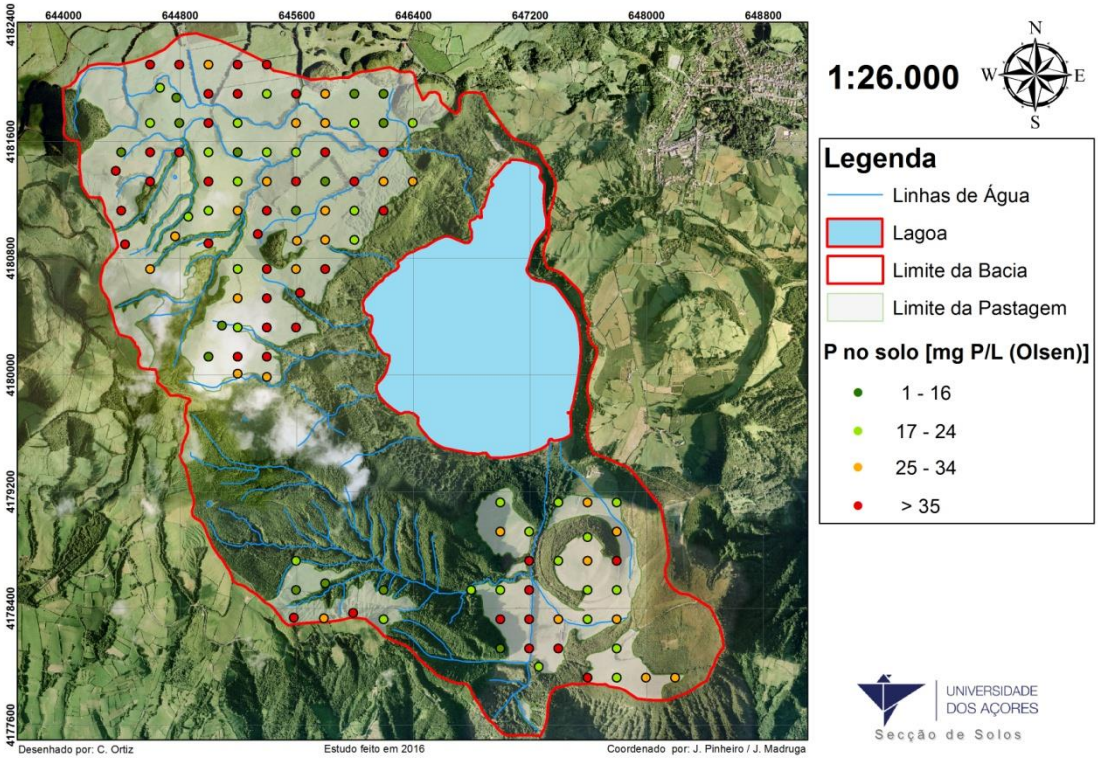

Figura 3.1: Distribuição de P Olsen nas áreas de pastagem em função dos pontos de amostragem.

Os dados indicam teores de fósforo no solo altos e muito altos situando-se muitos deles acima de 25 mg L^{-1} (Fig. 3.2), valor a partir do qual probabilidade de resposta agronómica é tendencialmente nula, conforme referido (dados analíticos em Tabela 2 - Anexo).

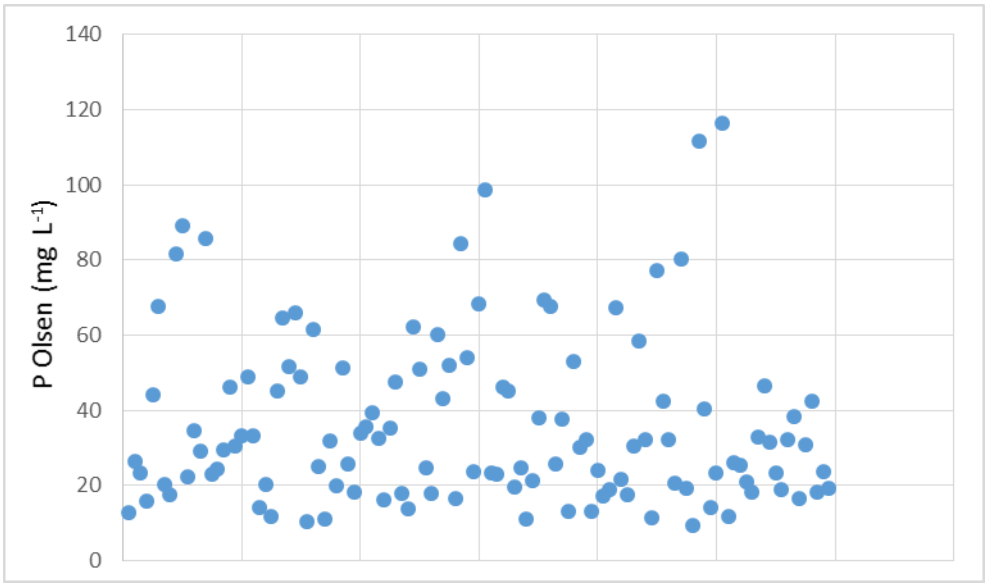

Figura 3.2: Valores de P (Olsen) na bacia hidrográfica das Furnas.

Deste modo, embora este valor analítico seja um parâmetro essencialmente agronómico e possa não refletir de forma direta as perdas de P no escoamento, a sua utilização como referência ambiental revela-se igualmente importante. Em alguns dos pontos amostrados os valores são tidos mesmo como francamente excessivos, acima de 35 mg L^{-1} pelo que, embora não seja possível identificar um valor concreto para ser tomado como limite ambiental é espectável que quanto maior for a concentração de P no solo maior será o risco associado.

A gama de valores de P-Olsen encontrados indicia pois que as adubações fosfatadas foram a principal causa do processo de eutrofização da lagoa, agravada certamente por *inputs* orgânicos associados ao regime de pastoreio com níveis de encabeçamento e carga animal elevados que se verificavam nalguns períodos do ano. Os locais de ordenha, constituem pontos de elevada acumulação orgânica, altamente vulnerável ao transporte no escoamento superficial.

Sendo estes solos naturalmente pobres em fósforo, as concentrações elevadas que se encontram presentemente na sua camada superficial resultam necessariamente de um processo continuado de adição originado pela atividade agropecuária. Contudo, face à reconversão do uso do solo presentemente em curso tanto nos terrenos adquiridos no âmbito do Plano de Ordenamento da Bacia Hidrográfica da Lagoa das Furnas (POBHLF), como nas áreas de particulares que foram objeto de plantação florestal em anos recentes, a carga de P no solo terá tendência a diminuir ao longo do tempo com a concomitante redução do risco de mobilização e transporte para a massa de água.

No entanto, tem sido demonstrado em diversos estudos internacionais que a redução do transporte a partir do solo enriquecido em P é em geral um processo lento de atenuação da carga de P, o qual pode ainda perdurar por vários anos mesmo após a cessação das fertilizações ou outras adições fosfatadas, tais como estumes.

Para além dos valores do P Olsen obtidos para as amostras superficiais, foi possível desenvolver algumas apreciações quanto ao movimento do P em profundidade relativamente aos 6 perfis estudados. Assim, nos perfis PF1, PF2 e PF3 em que os teores de P-Olsen apresentam um valor médio elevado da ordem dos 53 mg L^{-1} os seus teores a profundidades de 10-12 cm são em média de apenas 8,6 mg L^{-1} de P-Olsen o que atesta uma mobilidade interna reduzida do fósforo nestes solos apesar da sua natureza vítrica a qual pressupõe uma capacidade sorptiva para os fosfatos limitada. Contrariamente, os valores de P obtidos para o perfil PF6 denotam uma elevada mobilidade deste elemento em profundidade. Neste caso, não só o teor de P no horizonte superficial (10 cm) do solo apresentou um valor exorbitante da ordem dos 160 mg P L^{-1}, como o perfil revela um grau de alteração particularmente incipiente associado a uma textura constituída por materiais arenosos com uma elevada percentagem de saibro e cascalho (cerca dos 40% em média) praticamente desde a sua superfície, excluídos os 10 cm superficiais onde se verifica já alguma acumulação de matéria orgânica de cerca de 6% (média dos 10 cm). Estas condições físicas do solo aliadas a uma muito reduzida capacidade sortiva para o fosfato conforme identificado para este perfil, são representativas da área de pastagens localizada a sul da lagoa.

3.3.3. Grau de saturação de fósforo (GSP)

O anião fosfato reage ativamente com múltiplos compostos do solo, os quais definem a sua capacidade de "fixação". O "poder fixador" do solo em relação ao P é pois um ponto central na avaliação do risco de transporte no escoamento. No caso particular dos solos fertilizados, a sua capacidade de fixação dependerá não somente da magnitude da fase fixadora mas também do grau de saturação desse complexo fixador, num dado momento.

Diversos estudos, inicialmente desenvolvidos na Holanda (Van der Zee et al., 1987) têm demonstrado que as concentrações de P na solução do solo podem atingir um nível crítico muito antes da completa saturação do solo em P. Estes autores desenvolveram uma metodologia analítica referida como *grau de saturação de fósforo* (GSP) cuja aplicação ambiental tem vindo a ser utilizada (Sharpley, 2001) como critério de diagnóstico e indicador para regular as aplicações fosfatadas nos solos agrícolas.

O GSP, cujo conjunto de valores se apresenta na Fig.3.3, foi calculado para as amostras com valores de P Olsen mais elevados, acima dos 25 mg P L^{-1}. Para tal foram determinados os valores de P, Al e Fe extraíveis com acetato de amónio de acordo com a metodologia proposta, sendo os valores de ISP calculados pela fórmula:

$$ISP = P_{ox} / 0{,}5(Al_{ox}+Fe_{ox})$$

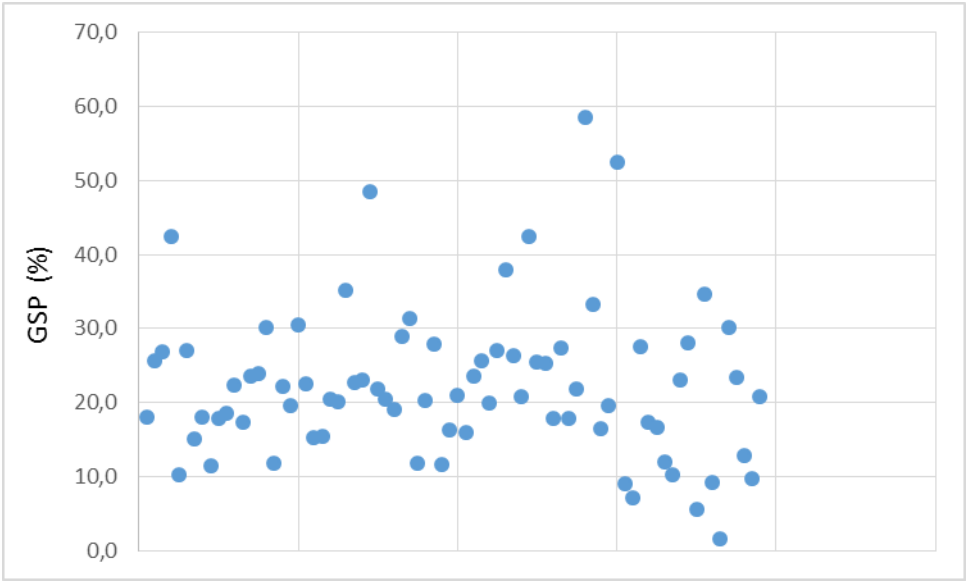

Figura 3.3: Valores de GSP em amostras de solo da bacia hidrográfica das Furnas.

Os valores do grau de saturação de fósforo apresentam-se razoavelmente correlacionados (R^2= 0,49) com os de P obtidos pelo método de Olsen. No entanto esta comparação revela uma certa dispersão, conforme se pode observar na Figura 3.4, a qual é explicável pela relativa variabilidade da capacidade fixadora do solo determinada a partir dos valores de Alox e Feox obtidos para cada ponto de amostragem (Tabela 3 - Anexo).

A equação de regressão que relaciona os valores de P Olsen com os correspondentes valores do GSP permitir-nos-ia estimar um valor da ordem dos 48 ppm de P Olsen como o teor de P no solo equivalente ao limite crítico de GSP de 25% conforme definido pelos autores dos estudos iniciais para solos arenosos não calcários da Holanda (Breeuwsma e Silva, 1992). Contudo, no caso presente a assunção deste valor carece de consistência face às diferenças entre a tipologia dos solos da bacia das Furnas e aqueles em que foi conduzida a experimentação referenciada de origem holandesa a qual foi conduzida em solos arenosos não calcários. Deste modo, a adoção do GSP como critério ambiental carece de validação experimental para os Andossolos dos Açores.

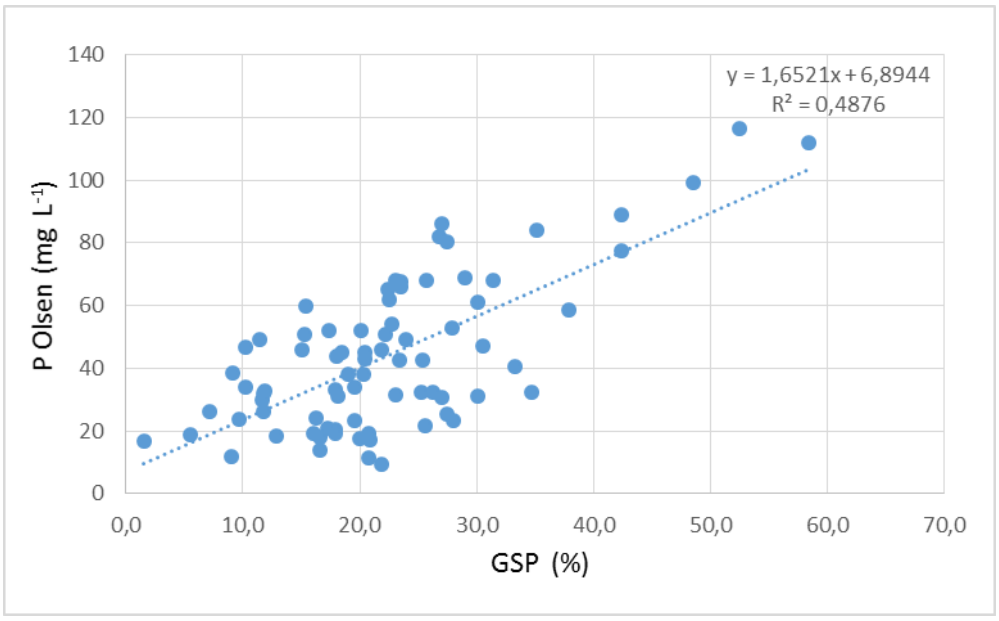

Figura 3.4: Correlação entre valores de P Olsen e de ISP em amostras de solo da bacia hidrográfica das Furnas.

3.4. DEFINIÇÃO ESPACIAL DO ÍNDICE DE FÓSFORO (IP)

3.4.1. Enquadramento

Os níveis de fósforo no solo constituem a fonte originária do seu escoamento e transporte para as massas de água. Estas áreas de *origem* são variáveis no tempo, sofrendo de forma rápida expansão ou redução ao longo de um evento pluviométrico em função da sua intensidade e duração, bem como do estado de humidade do solo e do nível da água subterrânea, da topografia e da tipologia do solo. Sendo o escoamento superficial o mecanismo primordial através do qual o P nas formas solúvel e particulada são mobilizados, os fatores que governam os processos de transporte são igualmente relevantes na medida em que é através da dinâmica hidrológica que as perdas potenciais de P são transformadas em perdas efetivas, as quais podem ser agravadas pela impossibilidade de infiltração da precipitação em áreas onde os solos se encontram já saturados devido a condições topográficas que dificultam a drenagem externa.

Diversos estudos de campo reportados na literatura têm demonstrado que o escoamento superficial tem origem em áreas situadas na proximidade das linhas da rede hidrográfica até um limite em geral inferior a 200 metros o qual é no entanto variável com a intensidade e a duração do evento pluviométrico e com o declive e fisiografia do terreno envolvente. Deste modo, a questão crucial do maneio do P agrícola passa pela identificação das áreas críticas da paisagem, as quais resultam da intersecção dos fatores de origem (níveis e reatividade do P no solo) com fatores de transporte (condições espaciais e fisiográficas do escoamento e transporte).

De entre as estratégias que têm sido adotadas para a avaliação do risco de mobilização de fosfatos em zonas vulneráveis, O método “P index” (Índice de Fósforo – IP) é tido como uma metodologia de aplicação prática simples e fiável, em que são consideradas simultaneamente as componentes de *origem* e de *transporte* envolvidas na mobilização de P do solo através do escoamento hidrológico. Trata-se de uma ferramenta de análise multicritério, em que são atribuídos pesos aos critérios selecionados em função das suas prioridades e importância relativa, utilizando depois uma relação matemática para fazer a integração dos critérios e suas ponderações num valor único de avaliação, a qual no caso presente traduz uma interpretação essencialmente qualitativa do risco relativo de transporte de P para as águas de superfície.

O Índice de Fósforo (IP) foi desenvolvido nos Estados Unidos para determinar o risco de perda de P por escoamento superficial e auxiliar no planeamento de bacias

hidrográficas. O IP foi proposto, de início, por Lemunyon & Gilbert (1993) e, desde então, diversas versões deste índice foram desenvolvidas com base nas condições locais e outros fatores de influência no movimento de fósforo do solo para a água (Sharpley et al., 2001). De modo geral, a maioria das versões do IP considera a erosão do solo, o escoamento superficial, o teor de P no solo e o método e a quantidade de P aplicado, como sendo os principais fatores para a estimativa de perda de P. As principais diferenças entre as versões são: a forma de se calcular o IP e a inclusão de outros fatores que também influenciam na perda de P do solo para a água. Vários estados norte-americanos possuem versões do IP adaptadas às suas condições locais (Sharpley et al., 2003). O IP Original (Lemunyon & Gilbert, 1993) apresenta uma estrutura de cálculo aditiva visto que os fatores de influência e seus respetivos pesos são somados para chegar ao índice final. Modificações foram feitas no IP original incluindo-se outros fatores e pesos ainda dentro da estrutura de cálculo aditiva (NRCS, 2001; Flynn et al., 2000). Modificações na estrutura de cálculo também foram efetuadas gerando versões multiplicativas, ou seja, para chegar ao índice final multiplicam-se os valores dos fatores com seus pesos (Weld et al., 2003).

A partir destes conceitos e metodologias procurámos então adaptar o critério de indexação do fósforo - IP - para aplicação à bacia hidrográfica das Furnas, tendo por objetivo a caracterização e hierarquização espacial do risco de transporte de P de origem agrícola na área da bacia.

3.4.2. Aplicação do método

Para a adaptação do método do Índice de Fósforo (IP) e definição das áreas críticas da bacia das Furnas foi considerado como fator de *origem* o teor de P no solo, combinado com o declive e a distância à linha de água mais próxima, tomados estes como os fatores de *transporte* mais relevantes para a definição das zonas hidrologicamente ativas da paisagem, as quais condicionam o movimento do P no escoamento superficial. Assim, para cada ponto da malha que serviu de base à amostragem dos solos, foram determinados os valores referentes aos três parâmetros considerados afetados das respetivas ponderações, conforme especificado no Quadro 2, os quais foram depois inseridos na fórmula de cálculo do Índice de P que adaptámos de Gburek et al. (2000) numa versão multiplicativa mas algo mais simplificada já que este autor considerou alguns outros parâmetros que para o caso das Furnas se revelaram de menor aplicabilidade.

Deste modo, a partir da multiplicação dos valores numéricos atribuídos aos três fatores por nós considerados, obtém-se a definição de um valor de IP para cada um dos pontos de amostragem, cujo nível de risco é depois definido em intervalos numéricos, classificado em 4 categorias de intensidade crescente (baixo, médio, alto e muito alto).

Quadro 2: Índice de Fósforo (IP): metodologia do cálculo e critério de classificação (o valor de ponderação para cada um dos fatores é apresentada entre parêntesis).

Factor **P** Nível P (mg/L)	(1) 1-16	(2) 17-24	(4) 25-34	(8) >35	
Factor **e** Declive (%)	(0,6) <3	(0,7) 3-10	(0,8) 11-20	(0,9) 21-30	(1,0) >30
Factor **d** Distância (m)	(0,6) >200	(0,7) 200-150	(0,8) 100-150	(0,9) 50-100	(1,0) <50

Fórmula de cálculo: **IP** = **P** x **e** x **d**
Método de cálculo: com base no valor ponderal atribuído a cada um dos fatores

A classificação do nível de risco é apresentada a partir do ensaio de dois cenários alternativos referidos no Quadro 3, sendo o primeiro deles mais conservador do que o segundo na medida em que estabelece um critério de classificação de risco de perda de P para intervalos menores do valor de IP.

Quadro 3: Classificação do nível de risco a partir do índice de Fósforo (IP) considerando-se dois cenários.*

IP cenário 1	IP cenário 2	Risco de perda de P
<1	<2	Baixo
2-3	2-4	Médio
3-4	4-6	Alto
>4	>6	Muito Alto

*Adaptado a partir do critério proposto por Gburek et al. 2000

3.4.3. Definição das *áreas críticas* da bacia hidrográfica das Furnas

Com base na parametrização assim desenvolvida, foi então criada uma base em SIG a partir da interpolação dos valores de IP obtidos para cada uma das três áreas de pastagem. Deste modo, nas Fig. 4.1 e 4.2. apresenta-se o resultado da aplicação desta metodologia à bacia hidrográfica das Furnas sendo a classificação do risco de perda de P representada cartograficamente em função do valor de IP para cada um dos cenários considerados.

As estimativas das áreas de risco apresentadas nos Quadros 4 e 5 relativas aos dois cenários propostos, permitem verificar que: no cenário 1 cerca de 35% das áreas de pastagem apresentam um nível de risco alto e 29% muito alto; no cenário 2 a área de risco alto desce para cerca de 20% e a área de risco muito alto incide apenas em cerca de 10% do total da área de pastagem. A localização das diferentes áreas pode ser identificada mais detalhadamente através da cartografia em SIG que faz parte deste estudo.

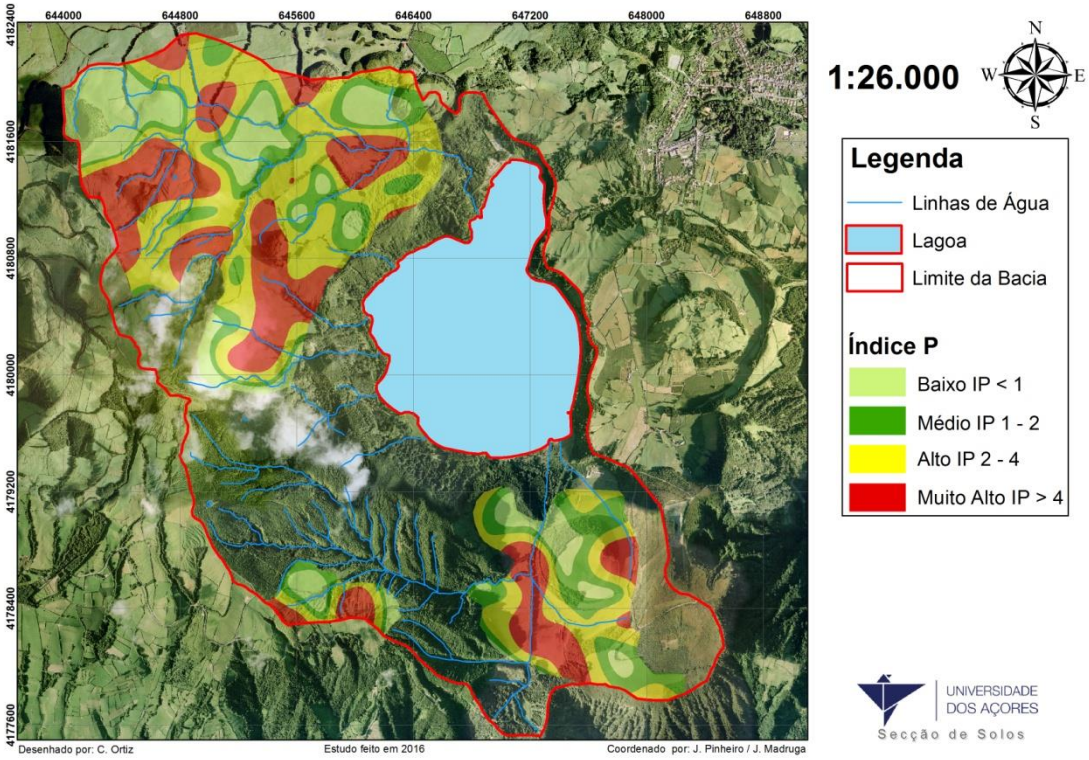

Figura 4.1. Definição das áreas críticas (cenário 1- IP4)

Quadro 4: Estimativa das áreas de risco relativas ao cenário IP(1).

Risco	IP	Área 1		Área 2		Área 3		Total	
		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Baixo	< 1	73,0	19,3	7,3	27,5	16,9	13,0	97,2	18,2
Médio	1 - 2	56,3	14,9	5,6	21,2	38,6	29,7	100,5	18,8
Alto	2 - 4	134,6	35,7	6,2	23,4	42,7	32,8	183,5	34,4
Muito Alto	> 4	113,6	30,1	7,4	27,8	31,9	24,5	152,9	28,6

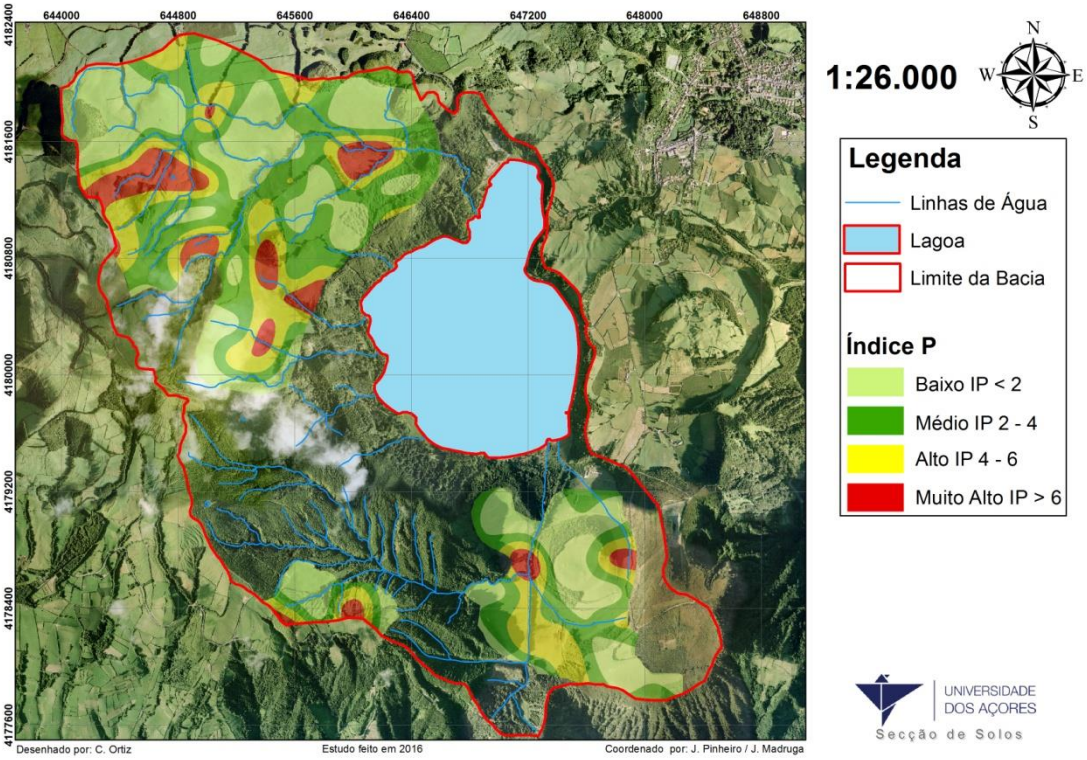

Figura 4.2 Áreas críticas (cenário 2 – IP6)

Quadro 5: Estimativa das áreas de risco relativas ao cenário IP(2).

Risco	IP	Área 1		Área 2		Área 3		Total	
		ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Baixo	< 2	128,6	34,1	12,9	48,7	55,5	42,7	197,1	36,9
Médio	2 - 4	134,6	35,7	6,2	23,4	42,7	32,8	183,5	34,4
Alto	4 - 6	73,2	19,4	4,9	18,5	26,3	20,2	104,4	19,6
Muito Alto	> 6	40,5	10,7	2,5	9,3	5,6	4,3	48,5	9,1

Em síntese, poderá dizer-se que o método de definição do Índice P é de aplicação relativamente expedita embora apenas permita definir um risco relativo de natureza qualitativa e não a expressão da carga de P em termos quantitativos. Mesmo assim, o IP é tido como uma metodologia fiável enquanto ferramenta de identificação das áreas da paisagem que, de forma prioritária, suscitem medidas de controlo mais efetivas de atenuação e controlo do risco de transferência ao fósforo de origem agrícola com vista à melhoria da qualidade das águas de uma bacia hidrográfica.

Importa contudo referir que a validação numa base quantitativa do Índice de Fósforo, enquanto ferramenta de análise multicritério, requer uma parametrização mais detalhada do escoamento e transporte de P com medições de campo em áreas específicas da bacia e por períodos de tempo continuados, que possam contribuir para a confirmação da relação entre os valores de IP e as perdas anuais de P em áreas individualizadas (microbacias) as quais poderão depois ser extrapoladas para a área geral da bacia. O estudo hidrológico desenvolvido no âmbito do presente trabalho que é apresentado no ponto 3.5 deste relatório, embora tenha apenas um carácter preliminar, identifica a metodologia e a instrumentação que pode ser utilizada com vista à colheita de dados por um período de tempo mais alargado os quais podem depois contribuir de forma consistente para um processo continuado de monitorização ambiental ao nível da qualidade do escoamento em linhas de água afluentes a uma massa de água recetora. Tais dados são igualmente de grande utilidade quando se pretenda proceder a simulações com base em modelos hidrológicos, cuja validação só pode ser assegurada a partir de uma adequada parametrização, devidamente apoiada em resultados experimentais, de preferência obtidos com base em estudos de campo.

3.5. ESTUDO HIDROLÓGICO

3.5.1. Introdução

A caracterização climática temporal e espacial é um elemento importante num estudo hidrológico regional, em que se pretende quantificar o escoamento superficial e o transporte de material a ele associado. Na bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas existe uma estação meteorológica junto à lagoa onde são medidas a temperatura máxima e mínima do ar, radiação solar, humidade relativa do ar, direção e velocidade do vento e precipitação, localizada a 37º 45´ 43´´ N; 25º 19´ 45´´ O e 280 m de altitude e no Salto da Inglesa, existe uma estação hidrométrica localizada a 37º 46´ 11´´ N; 25º 20´ 21´´ O e 500 m de altitude. No Fojo, muito próximo do limite da bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, existe uma estação udométrica, localizada a 37º 46´ 39´´ N; 25º 19´ 50´´ O e 480 m de altitude. (Fig. 5.1). Todas estas estações fazem parte da rede hidrometeorológica dos Açores da Secretaria Regional do Ambiente e do Mar, sendo totalmente automatizadas com registos diários.

Na linha de água do Salto da Inglesa foi instalado um amostrador automático de recolha de amostras de água para análise laboratorial da marca Teledyne ISCO, modelo 6712, alimentado com bateria e painel solar (Fig. 5.2). Este amostrador permite a recolha de amostras compostas ao longo do tempo, tendo sido programado para a recolha de uma amostra com 150 ml de 8 em 8 horas, correspondendo a uma amostra composta de 2 em 2 dias de 900 ml. As amostras de água foram analisadas no laboratório de solos do Departamento de Ciências Agrárias da Universidade dos Açores. Os parâmetros determinados foram o pH por potenciometria, a condutividade elétrica por condutimetria, o potássio, cálcio e magnésio por absorção atómica e o fósforo solúvel pelo método descrito por Kovar e Pierzynski (Kovar e Pierzynski, 2009).

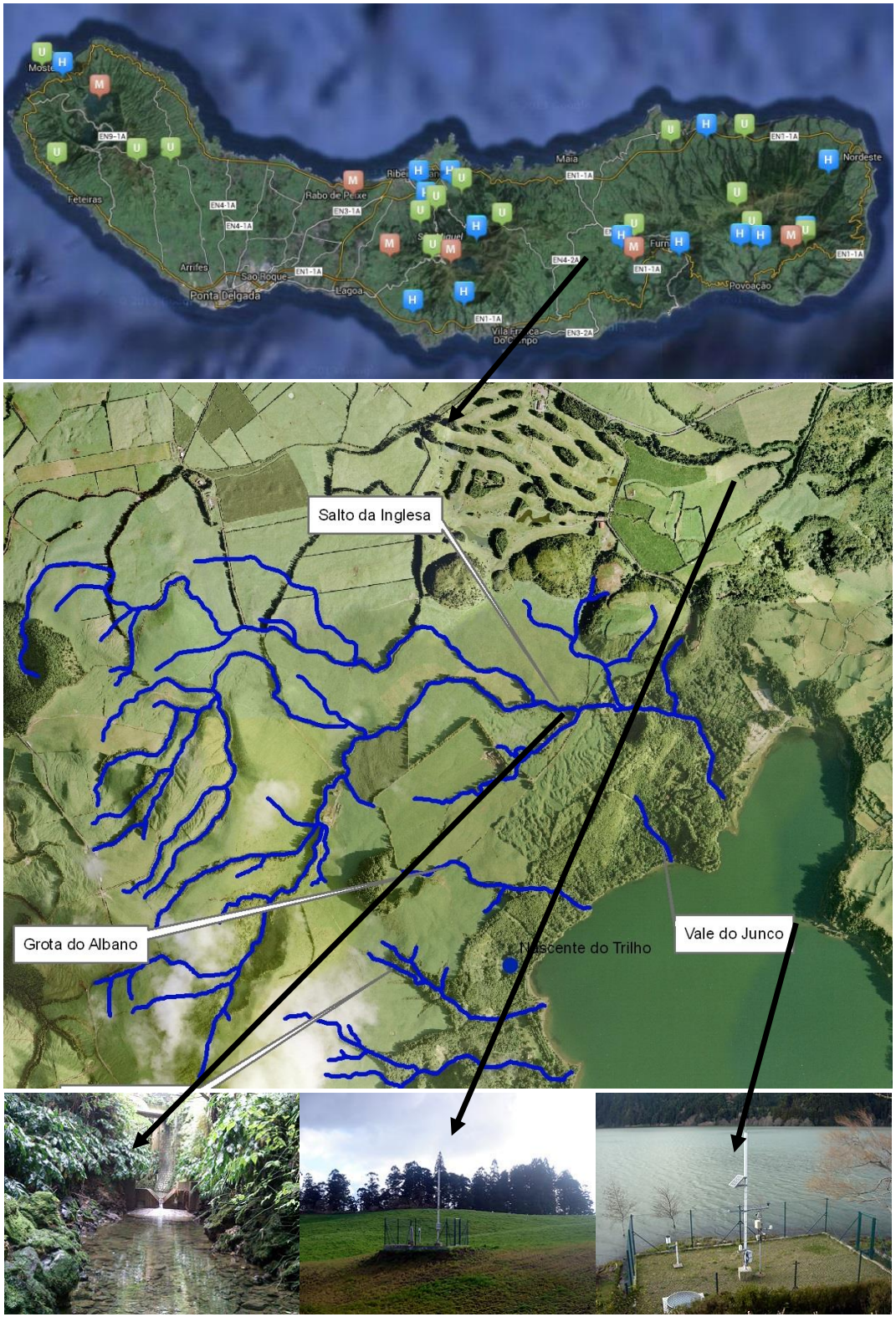

Figura 5.1: Bacia hidrográfica da lagoa das Furnas com a localização das estações hidrográfica do salto da Inglesa (inferior esquerda), meteorológica do Fojo (inferior centro) e da lagoa das Furnas (inferior direita).

Figura 5.2: Amostrador automático de recolha de amostras de água da marca Teledyne ISCO, modelo 6712, alimentado com bateria e painel solar, instalado na bacia hidrográfica da lagoa das Furnas junto ao salto da Inglesa.

3.5.2. Caracterização climática

Numa primeira análise estudamos a sub-bacia hidrográfica do Salto da Inglesa, com uma área de 310 ha, que representa 30 % da área total da bacia hidrográfica da lagoa das Furnas e uma cota que varia entre os 495 m e os 707 m de altitude.

A precipitação total na sub-bacia, foi calculada a partir da relação encontrada entre a quantidade de precipitação registada na estação da lagoa das Furnas a uma cota de 280 m e a quantidade de precipitação registada na estação do Fojo a 480 m de altitude para os anos hidrológicos de 2011/12 a 2014/15, que mostra uma dependência entre aquelas variáveis como já foi referido por Bettencourt (1977). A relação foi de 12,5 % por cada 100 m de variação de altitude. A quantidade de escoamento superficial foi o registado na estação hidrométrica do Salto da Inglesa para os anos hidrológicos de 2011/12 a 2014/15 (Fig. 5.3). Para este período o coeficiente de escoamento médio foi de 0,18. De salientar que o ano hidrológico de 2014/15 foi o ano mais seco dos registos de 1976/77 a 2014/15.

A evapotranspiração de referência (ETo) foi calculada pelo método de Penman-Monteith FAO (Allen *et al*., 1998), a partir dos dados registados na estação meteorológica da lagoa das Furnas situada a uma cota de 280 m de altitude (Fig. 5.4). Os valores da ETo para a sub-bacia foram estimados a partir da relação encontrada para estações localizadas a cotas entre os 280 m e os 770 m.

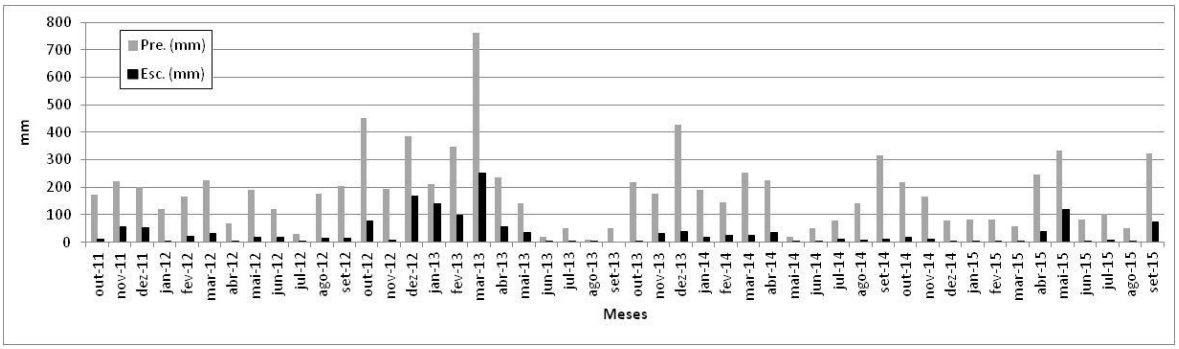

Figura 5.3. Precipitação ponderada para a sub-bacia do salto da Inglesa e escoamento superficial registado na estação hidrométrica do salto da Inglesa para os anos hidrológicos de 2011/12 a 2014/15.

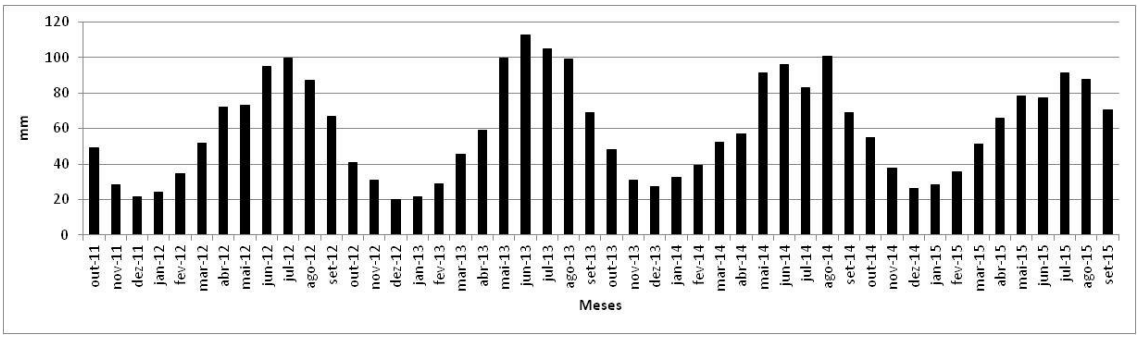

Figura 5.4. Evapotranspiração de referência calculada pelo método de Penman-Monteith FAO (Allen et al., 1998), a partir dos dados registados na estação meteorológica da lagoa das Furnas situada a uma cota de 280 m de altitude.

3.5.3. Balanço hidrológico e transporte de nutrientes

O balanço hídrico para a sub-bacia do salto da Inglesa com 310 ha, inserida na bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, para a média de 4 anos hidrológicos de 2011/12 a 2014/15, está representado na Fig. 5.5. A precipitação direta média anual foi de 2210 mm, evapotranspiração 575 mm, infiltração 1241 mm e escoamento superficial 394 mm.

O amostrador automático de recolha de amostras foi instalado em maio de 2015, na linha de água junto ao Salto da Inglesa, sendo colhidas amostras em dois períodos distintos. Um durante a época de menor precipitação anual (maio a julho de 2015) e outro durante a época mais chuvosa (novembro de 2015 a março 2016).

Os valores do pH e da condutividade elétrica, analisados na água de escoamento superficial, estão representados na Fig. 5.6. O valor médio do pH foi de 7,0, verificando-se no início do período chuvoso valores mais baixos, na ordem de 6,3. A condutividade elétrica registou a mesma tendência, com valores mais baixos nesse período de 59 µS cm^{-1} e, um valor médio no período total se 170 µS cm^{-1}.

As concentrações de fósforo solúvel e potássio determinados na água de escoamento superficial estão representadas na Fig. 5.7. A concentração de fósforo variou entre 0,02 e 0,19 mg L^{-1}, correspondendo a um valor médio anual de 87 kg lixiviados da sub-bacia do Salto da Inglesa. Considerando as caraterísticas de solos, cobertura e maneio do solo desta sub-bacia representativas de toda a bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas, a quantidade média anual estimada de fósforo arrastado para a Lagoa é de 287 kg. A concentração de potássio variou entre 2,6 e 12,5 mg L^{-1}, correspondendo a um valor anual de 10172 kg lixiviados da sub-bacia do Salto da Inglesa, sendo de 33908 kg a quantidade média anual de potássio arrastado para a Lagoa.

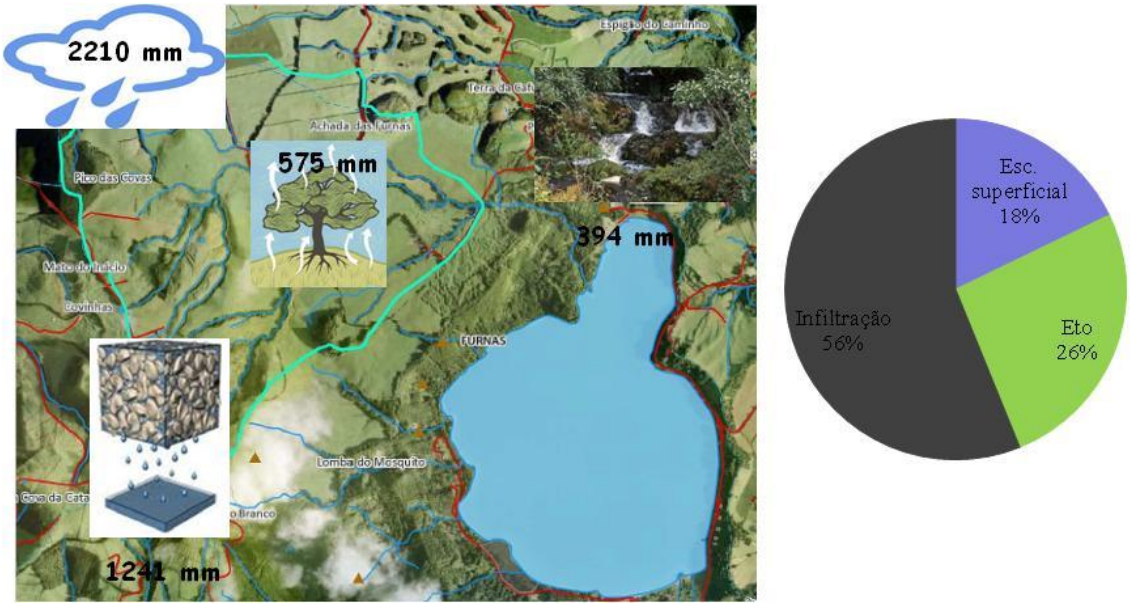

Figura 5.5. Balanço hídrico da sub-bacia do Salto da Inglesa com 310 ha, inserida na bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, média de 4 anos hidrológicos de 2011/12 a 2014/15.

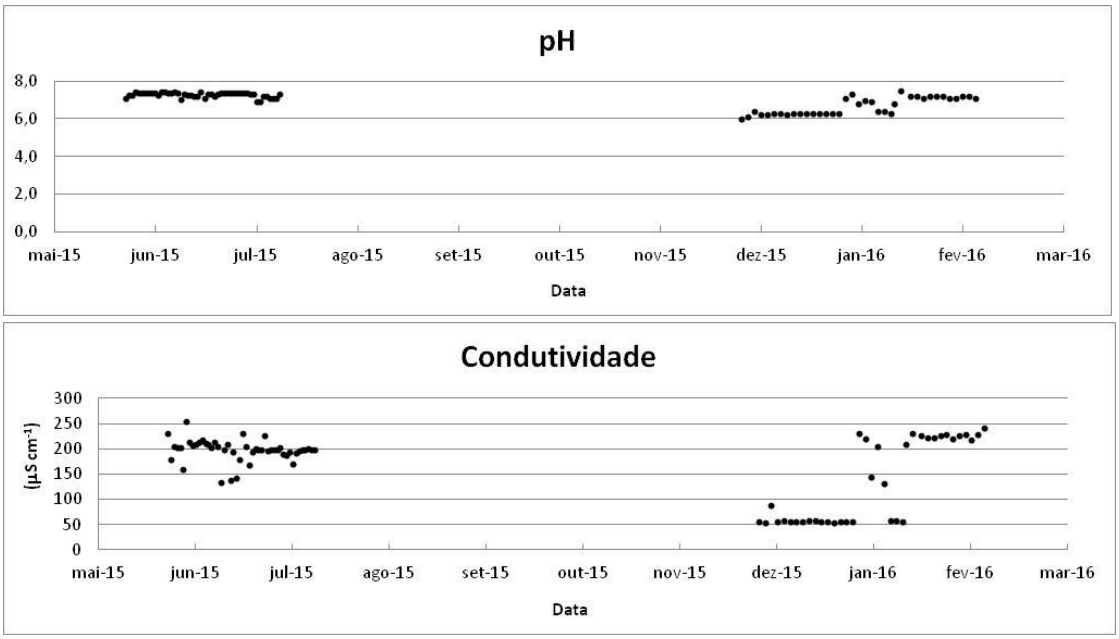

Figura 5.6. Valores de pH e condutividade elétrica determinada na água de escoamento superficial colhida no Salta da Inglesa, bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, S. Miguel.

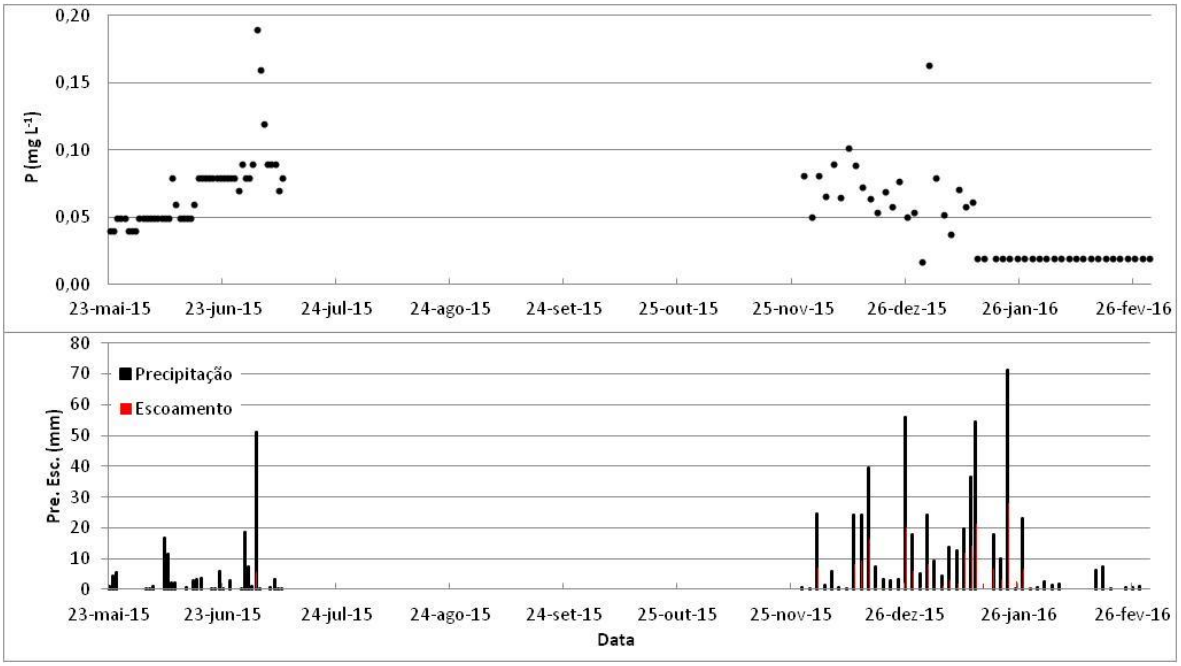

Figura 5.7. Variação temporal do fósforo solúvel determinada na água de escoamento superficial e variação temporal da precipitação/escoamento superficial no Salta da Inglesa, bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, S. Miguel.

A concentração de nitrato determinada na água de escoamento superficial variou entre 2,95 e 12,41 mg L^{-1}, com um valor médio de 6,56 mg L^{-1} (Fig. 5.8). A quantidade média anual lixiviada da sub-bacia do Salto da Inglesa foi de 8868 kg, o que corresponde

a um valor anual estimado para toda a bacia de 29561 kg, considerando-se as mesmas caraterísticas físicas, cobertura e maneio do solo.

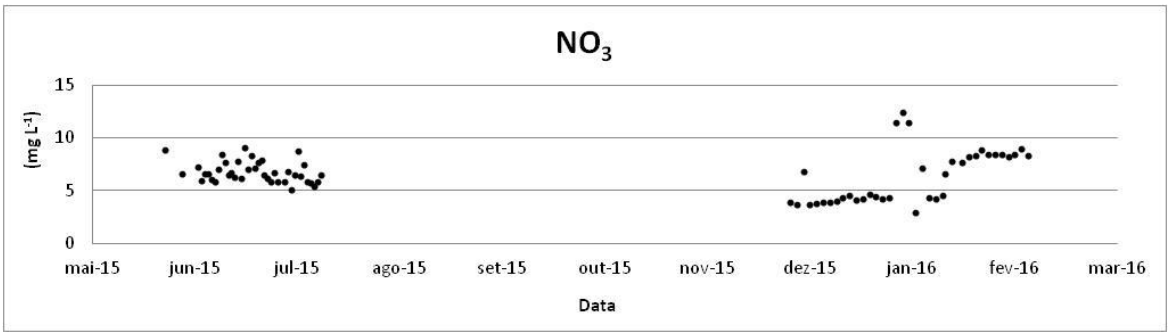

Figura 5.8. Concentração de nitrato determinada na água de escoamento superficial colhida no Salta da Inglesa, bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, S. Miguel.

As concentrações de potássio, cálcio e magnésio analisadas na água de escoamento superficial estão representadas na Fig. 5.9. A concentração de potássio variou entre 2,6 e 12,5 mg L^{-1}, correspondendo a um valor anual de 10.172 kg lixiviados da sub-bacia do Salto da Inglesa, sendo de 33.908 kg a quantidade média anual estimada arrastado para a Lagoa. A concentração de cálcio variou entre 1,2 e 3,9 mg L^{-1}, enquanto o magnésio variou entre 0,4 e 2,0 mg L^{-1}. As quantidades médias anuais lixiviadas da sub-bacia do Salto da Inglesa de cálcio e magnésio são estimadas em 2502 kg e 1385 kg, respetivamente. A quantidade anual simulada para toda a bacia é de 8389 kg para o cálcio e de 4616 kg para o magnésio.

Na água de escoamento superficial não foram feitas análises de sedimento transportado, no entanto, no Plano de Ordenamento das bacias hidrográficas das Lagoas do Fogo, do Congro, de S. Brás e da Serra Devassa na Ilha de S. Miguel, foram feitas simulações pela MUSLE (Williams *et al*. 1984; Sharpley e Williams, 1990). Para zonas de vegetação arbórea o sedimento transportado foi de 1 a 2 kg ha^{-1}, podendo atingir valores de 300 kg ha^{-1} em zonas de pastoreio direto (Fontes, 2012).

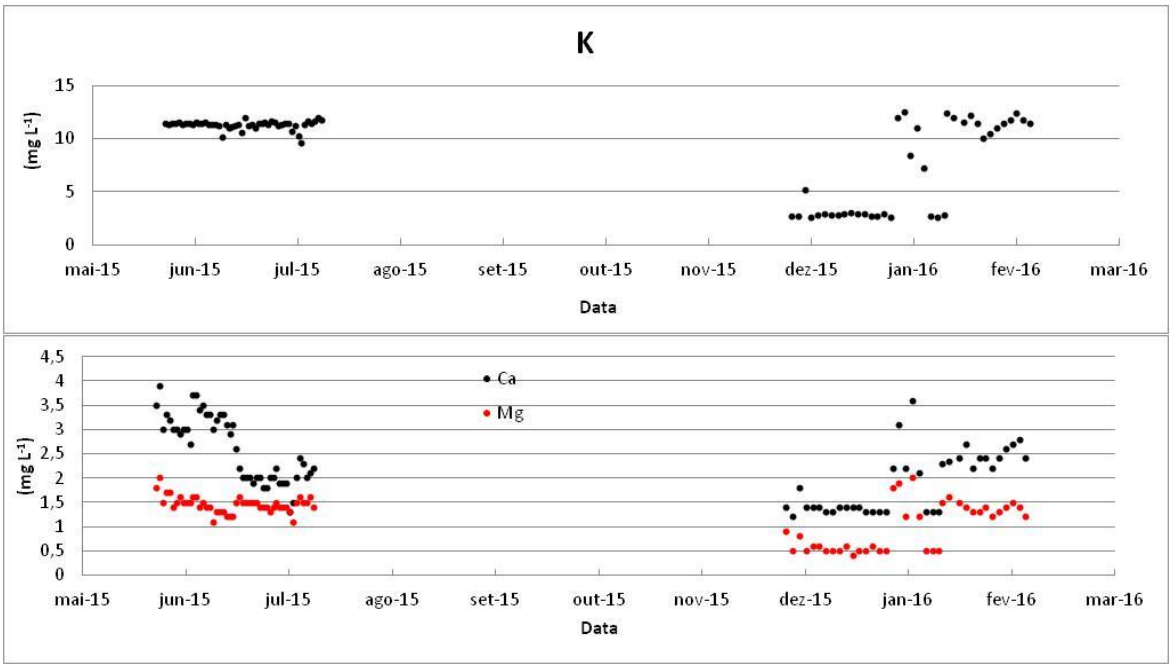

Figura 5.9 – Concentração de potássio, cálcio e magnésio determinada na água de escoamento superficial colhida no Salta da Inglesa, bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, S. Miguel.

3.5.4. Nota final

O estudo hidrológico e a estimativa do transporte de nutrientes levados a cabo têm por base um número restrito de dados analíticos obtidos a partir de apenas 4 fases de colheita de amostras das águas do escoamento superficial da sub-bacia do Salto da Inglesa. Se do conjunto dos resultados analíticos obtidos considerarmos apenas o fósforo solúvel por ser o parâmetro de maior importância para os objetivos do estudo, verificamos que os valores médios de cada uma das quatro amostragens variam consideravelmente entre si, conforme se pode observar no correspondente gráfico da Fig. 5.7. Por outro lado, se tivermos em conta a variabilidade a que estão sujeitos os resultados deste tipo de amostragens de águas de escoamento cuja concentração em nutrientes está dependente das características específicas de cada um dos eventos pluviométricos geradores do escoamento nomeadamente a quantidade e a intensidade das chuvadas, somos levados a admitir que o valor médio obtido para o P solúvel exportado durante o período de estudo correspondente a cerca de 1 ano subdividido em duas épocas o qual foi de 87 kg de P para a área da sub-bacia do Salto da Inglesa, necessita de ser sujeito a um período de monitorização analítica mais alargado no tempo que permita consolidar e robustecer a informação preliminar agora produzida.

4. SUMÁRIO E CONCLUSÕES

1. Os solos da bacia hidrográfica das Furnas apresentam-se em geral fracamente evoluídos sobre depósitos muito espessos de materiais piroclásticos constituídos por camadas intermitentes de cinzas de granulometria fina e/ou pedra pomes, e enquadram-se na categoria taxonómica dos Andossolos Vítricos (Vitric Hapludands). São solos que, devido ao seu fraco desenvolvimento, apresentam uma reatividade baixa a qual se traduz numa capacidade sortiva para o fósforo bastante limitada quando comparada com a de outros Andossolos mais evoluídos, o que favorece a mobilidade e o transporte de P.

2. A fraca coesão dos materiais vítricos de textura grosseira que constituem estes solos associada a teores relativamente baixos de matéria orgânica, torna-os particularmente vulneráveis aos fenómenos erosivos que nalgumas áreas da paisagem assumem proporções de certa gravidade marcada por um ravinamento tendencialmente progressivo, de difícil controlo e reversão.

3. Os resultados analíticos obtidos, nomeadamente os valores de P-Olsen, revelam que nas áreas de pastagem da bacia hidrográfica das Furnas os teores de P no solo se encontram, em muitos dos pontos amostrados, em níveis altos e por vezes excessivos, superiores ao valor acima do qual a probabilidade de resposta produtiva da pastagem é tendencialmente nula. Deste modo, embora este parâmetro tenha um enquadramento agronómico e possa não refletir de forma direta as perdas de P no escoamento, a sua utilização como referência ambiental faz sentido, pelo que o valor de 25 mg L^{-1} de P (Olsen) deverá ser considerado como valor limite para o teor de fósforo no solo.

4. Sendo estes solos naturalmente pobres em fósforo, as concentrações elevadas que se encontram presentemente na sua camada superficial resultam necessariamente de um processo continuado de adições associadas à atividade agropecuária, em quantidades que têm excedido largamente as necessidades de manutenção da fertilidade agronómica do solo e que, na prática, têm representado perda económica e prejuízo ambiental.

5. Os valores do grau de saturação de fósforo apresentam-se razoavelmente correlacionados (R^2= 0,49) com os de P Olsen, embora revelando uma certa dispersão que pode ser atribuída à relativa variabilidade da capacidade fixadora dos solos. A equação de regressão que relaciona os valores de P Olsen com os correspondentes valores do GSP permitir-nos-ia estimar um valor da ordem dos 48 ppm de P Olsen como o teor de P no solo equivalente ao limite crítico de 25% para o GSP conforme foi estabelecido para solos arenosos não calcários da Holanda. No entanto este valor

aparenta ser excessivo e a adoção do GSP como critério ambiental carece de validação experimental para os Andossolos.

6. Apenas uma pequena fração do fósforo aplicado ao solo é imediatamente assimilável pelas plantas sendo a sua maior parte objeto de reações de adsorção que poderão levar a uma redução da sua mobilidade no solo. No entanto este processo é reversível, podendo ocorrer reações de desorção quando o teor de P na solução do solo sofre redução devido à assimilação pela vegetação ou ao transporte no escoamento superficial. Por outro lado, a natureza vítrica dos solos das Furnas limita a sua capacidade sortiva a qual é muito inferior àquela que é característica dos Andossolos típicos, mais evoluídos.

7. As condições que influenciam a erosão tais como declive, práticas de mobilização e coberto vegetal podem igualmente ser responsáveis por processos de mobilização e transporte de P na forma particulada. As áreas de solos saturados, onde a capacidade de infiltração se encontra limitada, podem ser potenciadoras de grandes volumes de escoamento superficial.

8. A maior parte do fósforo que é transferido para a massa de água numa bacia hidrográfica tem origem no escoamento gerado a partir de uma pequena proporção da área total da bacia, admitindo-se que em média 75-80% do P transportado tem origem em cerca de 20-25% da área da bacia, ocorrendo apenas quando têm lugar eventos pluviométricos de grande magnitude. Estas áreas com níveis altos de P no solo e que estão simultaneamente sujeitas a mecanismos de transporte hidrológico particularmente ativos, são definidas como *áreas críticas* da bacia hidrográfica às quais está associado um risco elevado de mobilização e transferência de P do solo para a massa de água.

9. A partir do conceito de *áreas críticas* adaptámos o critério de indexação do fósforo (IP) para aplicação à bacia hidrográfica das Furnas, tendo por objetivo a hierarquização espacial do risco de transporte de P de origem agrícola na área da bacia. A partir da definição do Índice de Fósforo identificam-se as *áreas críticas* que numa bacia hidrográfica necessitem de medidas seletivas de controlo e maneio. Deste modo, a eficiência da gestão agroambiental pode ser melhorada pela aplicação desta metodologia a qual tem sido adotada pela maioria dos estados e agências ambientais nos EUA, bem como em outros países.

10. Os resultados da aplicação desta metodologia ensaiada com base em dois cenários alternativos, permitiram verificar que no cenário 1 cerca de 35% do conjunto das áreas de pastagem da bacia hidrográfica das Furnas apresentam um nível de risco alto e 29% muito alto, enquanto que no cenário 2 a área de risco alto desce para cerca de 20%

e a área de risco muito alto ocorre apenas em cerca de 10% da área. A localização das diferentes áreas de risco pode ser identificada mais detalhadamente sobre a cartografia em SIG que faz parte deste estudo.

11. O método de definição do Índice P é de aplicação relativamente expedita embora apenas permita definir um risco relativo de natureza qualitativa, permitindo identificar as *áreas críticas* da paisagem que, de forma prioritária, suscitem medidas específicas de controlo e gestão ambiental em termos do risco de mobilidade do P de origem agrícola. No entanto, a validação quantitativa do Índice de Fósforo, requer uma parametrização mais circunstanciada do escoamento e transporte de P com medições de campo em áreas específicas da bacia e por períodos de tempo continuados.

12. Foi instalado um amostrador automático para recolha de amostras de água destinadas ao estudo hidrológico e à estimativa do transporte de nutrientes que tiveram por base um número restrito de dados analíticos das águas do escoamento superficial da sub-bacia do Salto da Inglesa. Verificou-se que os valores médios de cada uma das quatro amostragens realizadas variaram consideravelmente entre si, apresentando o P solúvel um valor médio de 87 kg durante o período de estudo (cerca de 1 ano). Deste modo, considera-se que seria necessário desenvolver a monitorização analítica por um período mais alargado no tempo, de modo a consolidar e robustecer a informação preliminar agora produzida.

13. A redução da carga de P que aflui à massa de água é sem dúvida a principal estratégia de recuperação de uma massa de água, a qual no caso da bacia hidrográfica das Furnas tem vindo a ser implementada através de várias medidas de ordenamento, tais como florestação de novas áreas e eliminação do pastoreio direto e de fertilizações em mais de 50% da área de pastagens, estando também em curso a construção de um canal que irá permitir o desvio de uma parte significativa das águas de escoamento provenientes da área ainda sujeita a exploração agropecuária.

14. No entanto para além das medidas de controlo da carga de P proveniente dos solos da bacia há que considerar que uma parte significativa dessa mesma carga está associada aos sedimentos da própria lagoa, constituindo um reservatório de grandes dimensões cuja dinâmica está sujeita a interações complexas de retenção e de desorção com a fase sólida (sedimentos) as quais são largamente reguladas pelas condições redox do meio hídrico, variáveis ao longo do ano por influência de fatores hidrodinâmicos e ambientais diversos.

15. Assim, apesar da efetiva implementação de medidas para a redução da carga afluente de P à massa de água que tem sido levada a cabo, os níveis de P na lagoa e a

evolução do seu estado trófico poderá ainda ser lenta, até que a carga interna de P diminua para níveis capazes de limitar o crescimento do fitoplankton, sendo esta evolução dependente de uma complexidade de variáveis inerentes à própria lagoa, incluindo o tempo médio de residência da água.

16. O estudo de caracterização e monitorização ambiental dos solos da bacia hidrográfica das Furnas que agora se conclui, pretende dar um contributo específico para o conhecimento de uma temática cujo alcance global é muito mais vasto e complexo e cujo esforço de análise deve ser continuado.

5. BIBLIOGRAFIA

Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D.; Smith, M. (1998) - Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56, Rome.

Bettencourt, M.L. (1977) - O clima dos Açores como recurso natural na aplicação especialmente em agricultura e indústria do turismo. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica. Lisboa.

Blakemore, L. C., Searle, P. L., and Daly, B. K. (1981) Methods for Chemical Analysis of Soils. New Zealand Soil Bureau Scientific Report 10A. Department of Scientific and Industrial Research, New Zealand.

Breeuwsma, A., Silva, S., 1992. Phosphorus fertilisation and environmental effects in the Netherlands and the Po Region (Italy). The Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil, and Water Res. Rep. 57. The Winand Staring Centre, Wageningen, TheNetherlands.

Coutinho, J. e Pinheiro, J. 2012. Comunicação pessoal.

Daniel, T.C., Sharpley, A.N., Edwards, D.R., Wedepohl, R., Lemunyon, J.L., 1994. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. J. Soil Water Cons. 49:30–38.

DROTRH/SRAM, 2004. Plano de Ordenamento da Bacia Hidrográfica da Lagoa das Furnas. Ponta Delgada.

FAO. 2006. Guidelines for Soil Profile Description (4th edition). Soil Resources Development ans Conservation Service, Land and Water Development Division. FAO, Rome.

Ferreira, M.C., Pietrzak, M. e Teixeira, F. Laboratório de Paisagem das Furnas. Projeto de Recuperação Ecológica e Paisagística da Bacia Hidrográfica da Lagoa das Furnas. Governo Regional dos Açores, 2014.47 p.

Flynn, R.; Sporcic, M.; Scheffe, L. Phosphorus assessment tool for New Mexico. U.S. Albuquerque: Department of Agriculture- Natural Resources Conservation Service (NRCS). Publications Distribution Center, NRCS, 2000. 4p. Technical Note Agronomy-57.

Fontes, J.C. 2012. Plano de ordenamento das bacias hidrográficas das Lagoas do Fogo, do Congro, de S. Brás e da Serra Devassa na Ilha de S. Miguel. Direção Regional de Ordenamento do Território e dos Recursos Hídricos – Secretaria Regional do Ambiente e do Mar da Região Autónoma dos Açores.

Gburek, W.J., Sharpley, A.N., Heathwaite, L., Folmar, G.J., 2000. Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index. J. Environ. Qual. 29, 130–144.

Heathewaite, A.L., A.N Sharpley, and W.J Gburek. 2000. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. J. Environ. Qual. 29:159–166.

Kovar, J.L and Pierzynski, G.M. (2009) *Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters* Revised Edition.

Lemunyon, J.L., and R.G. Gilbert. 1993. Concept and need for a phosphorus assessment tool. Journal of Production Agriculture 6: 483-486.

NRCS – Natural Resources Conservation Service. Phosphorus index for Alabama: A planning tool to assess and manage P movement. Auburn: U.S. Department of Agriculture – Natural Resources Conservation Service. 2001. 5p. Agronomy Technical Note AL-72.

Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. United States Department of Agriculture Circular No. 939. United States Government Print Office, Washington, DC, USA.

Pinheiro, J., 1990. Estudo dos principais tipos de solos da ilha Terceira (Açores). Tese de doutoramento, Universidade dos Açores, Portugal.

Pionke, H.B., W.J. Gburek, and A.N. Sharpley. 2000. Critical source area controls on water quality in na agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. Ecol. Eng. 14:325–335.

Sharpley, A. N.; Halvorson, A. D. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. In: Lal, R; Stewart, B. A. (ed.). Soil processes and water quality. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994. 84 p.

Sharpley, A.N., J.L. Weld, D.B. Beegle, P.J. Kleinman, W. J. Gburek, P.A. Moore, Jr. and G. Mullins. 2003. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. Journal of Soil and Water Conservation 58: 137-152.

Sharpley, A.N., R.W. McDowell, J.L. Weld, and P.J.A. Kleinman. 2001. Assessing site vulnerability to phosphorus loss in an agricultural watershed. J. Environ. Qual. 30:2026–2036.

Sharpley, A.N.; Williams, J.R. 1990. EPIC: Erosion / productivity impact calculator: 1. Model documentation. U.S. Department of Agriculture Technical Bulletin Nº 1768.

Sharpley, A.; Jarvie, H.P.; Buda, A.; May, L.; Spears, B.; Kleinman, P. 2013. Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. Journal of Environmental Quality 42: 1308-1326.

Srinivasan, M.S., Gburek, W.J., Hamlett, J.M., 2002. Dynamics of stormflow generation – a hillslope-scale field study in east-central Pennsylvania, USA. Hydrol. Proc. 16, 649–665.

Van der Zee, S.E.A.T.M., Fokkink, L.G.J., Van Riemsdijk,W.H., 1987. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. Soil Sci. Soc. Am. J. 51, 599–604.

Walter, M.T., Walter, M.F., Brooks, E.S., Steenhuis, T.S., Boll, J., Weiler, K., 2000. Hydrologically sensitive areas: variable sourcearea hydrology implications for water quality risk assessment. J. Soil Water Conserv. 55, 277–284.

Weld, J. L., D. B. Beegle, W. J. Gburek, P. J. A. Kleinman, and A.N. Sharpley. 2003.The Pennsylvania Phosphorus Index: Version 1. University Park, Pa.: Pennsylvania State University,College of Agriculture.

Williams, J.R.; Jones, C.A.; Dyke, P.T. (1984) - A modelling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 27: 129 - 144.

Wischmeier, W.C., Smith, D.D., 1965. Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. Agricultural Handbook No. 282. US Dept Agric., Washington, DC.

Wischmeier, W.C., Smith, D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. Agricultural Handbook No. 537. US Dept Agric., Washington, DC.

Yang, W, and A, Weersink. 2004. Cost Effective Targeting of Riparian Buffers. Canadian Journal of Agricultural Economics. 52(1): 17-34.

ANEXO

Tabela 1. Características físicas e químicas dos perfis de solo estudados.

Pedon/ Horiz.	Amostra nº	Prof. (cm)	El. Gross. (%)	Dap (g cm-3)	Cap. Campo (% humid.)	Mat. Org. (%)	pH (H2O)	Alox	Feox	Alox+1/2Feox	Pox	I SP	P ret.ção	P Olsen (ppm)
								.....(%).....						
PF 1														
Ah	1	0—12	11,8	0,68	101,1	12,1	5,5	0,86	0,43	1,08	0,97	16	69,1	38
AC	2	12—22	6,8	0,8	77,3	3,3	5,8	0,95	0,44	1,17	0,27	14	74,1	6
A(b)		22—30	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
BCs	3	30—47	35,4	1	52,9	3,1	6,1	1,25	0,54	1,52	0,27	3	82,3	4
C	4	47—92	5,6	nd	nd	0,6	6,7	0,21	0,2	0,31	0,15	9	19,9	4
2C	5	92—100	43	nd	nd	1,4	6,8	0,34	0,51	0,6	0,15	5	28,2	4
3C	6	100—110	13,7	nd	nd	1,3	6,8	0,18	0,5	0,43	0,19	8	23,1	4
4C		110—133	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
5C		133—150	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PF 2														
Ah	1	0—5	17,3	0,8	75,6	7,8	5,2	0,39	0,3	0,55	0,81	26	32,5	59
C1	2	5—30	8,3	1	56,4	1,4	6,3	0,34	0,25	0,47	0,28	11	22,8	11
C2	3	30—116	6,2	1,11	47,7	0,5	6,8	0,09	0,11	0,15	0,13	16	8	5
2C		116—137	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
3C		137—140	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
4C		140—170	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PF 3														
Ah	1	0—8	13,9	0,62	116,4	9,7	5,8	0,55	0,46	0,78	1,08	24	46	63
C(A)	2	8—13	21,5	0,99	53,2	1,8	5,8	0,38	0,32	0,54	0,25	8	31,8	9
C	3	13—57	3,8	1,12	46,2	0,9	6,2	0,16	0,14	0,23	0,15	11	19,2	4
2C		57—80	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
3BwC	4	80—160	23,7	nd	nd	2,7	6,6	1,5	0,88	1,94	0,3	3	67	4

nd: não determinado

Tabela 1. Continuação.

Pedon/ Horiz.	Amostra nº	Prof. (cm)	El. Gross. (%)	Dap (g cm-3)	Cap. Campo (% humid.)	Mat. Org. (%)	pH (H2O)	Alox	Feox	Alox+1/2Feox	Pox	I SP	P ret.ção	P Olsen (ppm)
								.....(%).....						
PF 4														
Ah	1	0—4	13,9	nd	nd	13	5,7	1,34	0,76	1,72	0,75	8	76,1	17
Bw	2	4—45	17,7	0,72	94,7	4,7	6,1	2,39	0,98	2,88	0,45	3	91,8	3
BC	3	45—80	29,5	nd	nd	1	6,3	1,64	0,83	2,06	0,36	3	68,5	5
2C	4	80—150	12,7	0,96	63,2	0,5	6,9	0,15	0,15	0,23	0,19	15	19,4	5
PF 5														
O/A		8—12	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Ah	1	12—20	15,8	0,6	120,1	11,6	6	0,8	0,51	1,06	0,36	6	61,9	7
BC1	2	20—30	15,5	0,8	76,2	4	6,2	0,88	0,57	1,17	0,27	4	64,5	3
BC2	3	30—80	11	0,63	101,2	3,7	6,5	0,73	0,48	0,97	0,31	6	59,6	3
2C	4	80—120	20,8	nd	nd	2,7	6,5	0,79	0,52	1,05	0,26	4	59,2	3
3C		120—140	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
PF 6														
Ah	1a	0—10	12,6	nd	nd	7,7	5,5	0,59	0,44	0,81	1,96	42	33,8	161
"	1b		43,7	nd	nd	5,5	5,3	0,55	0,35	0,73	1,22	28	36,4	142
C	2a	10—33	44,9	nd	nd	2,6	5,5	0,37	0,34	0,54	0,59	19	29,8	72
"	2b		40,9	nd	nd	2,4	5,8	0,57	0,31	0,73	0,47	11	33	26
2C	3	33—150	34,7	nd	nd	1,2	6	0,24	0,41	0,45	0,63	25	18,9	40

nd: não determinado

Tabela 2. Resultados analíticos das amostras de solos.

Nº Lab	grid	pH (H_2O)	C (g Kg^{-1})	P (mg L^{-1})	K (mg L^{-1})	Ca (mg L^{-1})	Mg (mg L^{-1})
55052	C11	5,1	76,1	13	144	95	40
5505	D9	5,0	100,3	26	182	82	37
55054	D12	5,5	57,8	23	167	206	64
55055	E2	5,6	36,0	16	111	205	42
55056	E3	5,1	77,0	44	93	128	47
55057	E4	5,0	106,3	68	96	173	65
55058	E5	5,5	60,4	20	103	330	56
55059	E8	5,4	47,0	18	88	191	42
55060	F3	5,2	72,8	82	98	175	53
55061	F5	5,5	59,3	89	136	536	93
55062	F6	5,6	52,4	22	68	398	57
55063	F7	5,4	63,0	34	62	159	38
55064	F11	5,6	52,2	29	150	146	53
55065	G2	5,2	77,0	86	101	128	43
55066	G4	5,6	55,2	23	134	424	70
55067	G5	5,7	53,6	24	112	445	62
55068	G6	5,6	44,4	29	114	310	48
55069	H2	5,5	49,5	46	97	184	39
55070	H4	5,6	61,7	31	164	409	68
55071	I3	5,4	48,7	33	144	151	37
55072	82	5,5	47,8	49	134	234	57
55073	C9	5,1	75,3	33	90	73	32
55074	C10	5,3	63,6	14	130	118	38
55075	D10	5,2	58,2	20	113	99	41
55076	D11	5,2	72,3	12	141	99	41
55077	E9	5,2	58,0	45	136	151	55
55078	E9	5,6	93,4	65	239	327	100
55079	E11	5,6	84,8	52	202	309	94
55080	F2	5,1	91,8	66	122	173	58
55081	F8	5,4	42,6	49	115	229	56
55082	F9	5,3	23,5	10	142	125	49
55083	F10	5,5	60,3	61	211	360	116
55084	F12	5,4	82,6	25	205	170	78
55085	G8	5,4	37,3	11	281	212	70
55086	G9	5,4	73,4	32	275	244	80
55087	G10	5,5	68,0	20	165	97	40
55088	G11	5,7	77,7	51	235	595	174
55089	H9	5,3	56,0	26	126	217	51
55090	H10	5,4	64,7	18	128	212	59
55091	I8	5,5	67,9	34	111	372	56
55092	B3	5,3	50,7	36	169	218	50

Tabela 2. Continuação.

Nº Lab	grid	pH (H_2O)	C (g Kg^{-1})	P (mg L^{-1})	K (mg L^{-1})	Ca (mg L^{-1})	Mg (mg L^{-1})
55093	B4	5,8	46,1	39	143	470	69
55094	B5	5,2	79,5	33	93	217	40
55095	C4	5,6	60,1	16	77	246	39
55096	G5	5,2	67,9	35	74	197	28
55097	C6	5,3	72,7	47	84	116	33
55098	D3	5,4	65,9	18	67	167	35
55099	D4	5,8	45,4	14	134	419	67
55100	D	5,2	75,4	62	128	169	45
55101	G7	5,5	36,1	51	223	401	66
55102	H8	5,3	74,9	25	171	166	56
55103	I6	5,7	49,5	18	144	306	82
55104	I7	5,6	59,4	60	95	418	72
55105	J20	5,8	52,8	43	79	374	59
55106	J21	5,4	49,8	52	57	294	42
55107	K19	5,6	57,2	17	141	194	51
55108	K20	5,5	66,8	84	148	485	68
55109	L20	5,4	52,7	54	100	384	60
55110	49	5,7	51,1	24	145	319	52
55111	B6	5,3	95,9	68	129	118	44
55112	B7	5,4	49,7	99	108	204	42
55113	C3	5,5	55,4	23	153	271	50
55114	C7	5,5	75,2	23	96	129	39
55115	C8	5,4	63,6	46	121	184	52
55116	D5	5,6	39,5	45	159	308	69
55117	D6	5,5	34,9	20	88	53	26
55118	D8	5,3	98,3	25	100	86	48
55119	E6	5,4	52,4	11	96	74	31
55120	E7	5,2	103,9	21	123	78	45
55121	H5	5,6	39,7	38	182	259	58
55122	H7	5,5	51,8	69	167	367	61
55123	I9	5,5	49,2	68	150	344	53
55124	J19	5,6	69,9	26	143	383	69
55125	L19	5,7	52,3	38	232	306	77
55126	K18	5,9	45,2	13	212	347	114
55127	K21	5,5	73,0	53	142	426	82
55128	M19	5,4	50,1	30	167	190	59
55129	M20	5,4	46,2	32	145	400	65
55130	L18	5,7	55,9	13	205	297	90
56572	D5	5,0	40,0	24	122	338	92
56573	G2	5,3	24,9	17	91	345	75
56574	F6	5,3	22,0	19	55	250	64

Tabela 2. Continuação.

Nº Lab	grid	pH (H_2O)	C (g Kg^{-1})	P (mg L^{-1})	K (mg L^{-1})	Ca (mg L^{-1})	Mg (mg L^{-1})
56575	F3	5,3	41,2	67	90	361	73
56576	E4	5,5	49,9	22	118	520	109
56577	M5	5,3	52,8	18	203	161	88
56578	F4	4,7	27,3	31	98	120	52
56579	O4	4,8	27,8	58	190	123	49
56580	C2	5,6	32,5	32	112	604	119
56581	O5	5,1	29,6	11	152	178	52
56582	M4	5,1	29,6	77	122	140	64
56583	E2	5,5	31,9	42	75	436	87
56584	H7	5,1	29,6	32	169	208	82
56585	O6	5,2	30,2	21	170	252	71
56586	G6	5,2	30,2	80	279	466	91
56587	H5	5,1	29,6	19	127	159	49
56588	H3	5,2	30,2	9	163	220	70
56589	G3	5,1	29,6	112	71	434	66
56590	H4	5,3	30,7	40	190	313	90
56591	L5	5,2	30,2	14	171	162	65
56592	G7	5,1	29,6	23	195	220	70
56593	G4	5,1	29,6	117	123	325	70
56594	N5	5,3	30,7	12	142	179	48
56595a	E8	5,3	30,7	26	48	134	19
56595b	E6	5,3	30,7	25	33	457	38
56596	D3	5,1	29,6	21	108	193	123
56597	D2	5,5	31,9	18	128	428	115
56598	D4	5,4	31,3	33	155	734	132
56599	G5	4,7	27,3	47	108	159	57
56600	B2	5,3	30,7	32	112	462	90
56601	E7	5,0	29,0	23	69	338	68
56602	F8	4,9	28,4	19	85	123	31
56603	D7	5,1	29,6	32	86	254	59
56604	D6	5,3	30,7	38	141	370	69
56605	D8	5,1	29,6	17	154	159	29
56606	N4	4,9	28,4	31	226	205	69
56607	E5	5,4	31,3	42	128	395	76
56608	L4	5,0	29,0	18	227	158	63
56609	I5	5,4	31,3	24	328	311	97
56610	H8	5,1	29,6	19	241	234	81

Tabela 3. Parâmetros analíticos referentes à determinação do grau de saturação de fósforo (GSP).

Ident	grid	P_{ox} (mmol Kg^{-1})	Al_{ox} (mmol/Kg)	Fe_{ox} (mmol/Kg)	CSP (%)	GSP (%)
55056	E3	93,1	905,8	111,3	508,5	18,0
55057	E4	135,5	933,4	120,2	526,8	25,7
55060	F3	142,8	921,7	145,2	533,5	26,8
55061	F5	156,0	652,3	83,6	367,9	42,4
55063	F7	54,4	907,0	151,8	529,4	10,2
55065	G2	143,3	921,8	141,0	531,4	27,0
55069	H2	74,6	841,0	145,8	493,4	15,1
55070	H4	76,1	709,5	131,9	420,7	18,1
55072	82	76,3	1154,4	187,8	671,1	11,4
55073	C9	73,8	714,9	110,6	412,7	17,9
55077	E9	87,5	819,2	128,3	473,8	18,5
55078	E9	128,1	971,7	173,3	572,5	22,4
55079	E11	106,9	1056,7	175,3	616,0	17,4
55080	F2	114,2	842,0	130,0	486,0	23,5
55081	F8	77,7	561,1	86,5	323,8	24,0
55083	F10	106,3	571,0	135,2	353,1	30,1
55086	G9	48,3	690,2	131,4	410,8	11,8
55088	G11	100,7	740,3	166,6	453,4	22,2
55091	I8	88,5	742,5	158,7	450,6	19,6
55097	C6	108,3	593,9	117,1	355,5	30,5
55100	D	112,5	882,0	116,0	499,0	22,5
55101	G7	89,8	971,2	201,7	586,4	15,3
55104	I7	84,1	915,9	176,6	546,3	15,4
55105	J20	77,3	629,6	127,8	378,7	20,4
55106	J21	72,1	593,3	125,2	359,2	20,1
55108	K20	140,8	665,3	133,0	399,2	35,2
55109	L20	79,1	558,6	138,1	348,4	22,7
55111	B6	108,1	759,9	175,9	467,9	23,1
55112	B7	173,4	594,7	120,7	357,7	48,5
55115	C8	96,3	743,2	135,3	439,2	21,9
55116	D5	95,1	763,8	167,9	465,9	20,4
55121	H5	85,7	744,8	156,5	450,6	19,0
55122	H7	125,7	724,4	142,9	433,7	29,0
55123	I9	121,5	637,1	136,0	386,6	31,4
55124	J19	58,2	817,9	167,4	492,7	11,8
55125	L19	95,6	756,7	187,4	472,0	20,3
55127	K21	118,5	703,5	144,5	424,0	27,9

Tabela 3. (continuação).

Ident	grid	P_{ox} (mmol/Kg)	Al_{ox} (mmol/Kg)	Fe_{ox} (mmol/Kg)	CSP (%)	ISP (%)
55128	M19	49,7	710,9	137,7	424,3	11,7
56572	D5	21,6	164,6	102,3	133,4	16,2
56573	G2	63,7	499,4	110,7	305,1	20,9
56574	F6	39,1	334,3	128,9	31,6	16,0
56575	F3	78,1	555,6	107,0	331,3	23,6
56576	E4	70,7	427,4	124,7	276,1	25,6
56577	M5	69,2	595,4	97,4	346,4	20,0
56578	F4	48,6	191,1	163,7	77,4	27,0
56579	O4	140,3	625,9	114,3	370,1	37,9
56580	C2	85,4	509,1	141,0	325,0	26,3
56581	O5	78,9	658,6	101,3	379,9	20,8
56582	M4	198,8	815,2	121,9	468,6	42,4
56583	E2	80,2	503,6	127,7	315,6	25,4
56584	H7	82,0	575,5	72,8	324,1	25,3
56585	O6	79,3	754,3	132,0	443,1	17,9
56586	G6	170,7	1023,4	221,5	622,5	27,4
56587	H5	103,3	954,3	198,3	576,3	17,9
56588	H3	35,1	244,8	76,2	160,5	21,9
56589	G3	160,2	440,3	107,6	273,9	58,5
56590	H4	101,1	496,0	110,8	303,4	33,3
56591	L5	34,2	350,0	63,2	206,6	16,5
56592	G7	44,8	389,7	67,8	228,8	19,6
56593	G4	274,7	860,1	187,1	523,6	52,5
56594	N5	31,8	627,2	75,4	351,3	9,1
56595a	E8	39,4	976,7	119,4	548,0	7,2
56595b	E6	22,5	59,8	103,8	81,8	27,5
56596	D3	34,8	252,1	150,9	201,5	17,3
56597	D2	47,2	418,8	150,1	284,5	16,6
56598	D4	19,1	205,3	115,9	160,6	11,9
56599	G5	41,7	626,6	189,5	408,0	10,2
56600	B2	71,1	433,4	181,9	307,7	23,1
56601	E7	14,0	126,3	40,4	33,4	28,0
56602	F8	28,7	881,8	153,9	517,8	5,5
56603	D7	52,3	198,5	102,6	150,5	34,7
56604	D6	24,8	354,8	186,2	270,5	9,2
56605	D8	9,5	1052,6	192,2	622,4	1,5
56606	N4	94,2	519,5	106,9	313,2	30,1
56607	E5	45,1	199,4	187,2	193,3	23,4
56608	L4	40,2	447,9	174,9	311,4	12,9
56609	I5	20,6	277,4	147,8	212,6	9,7
56610	H8	43,1	336,9	78,6	207,7	20,8