

CARATERIZAÇÃO E MONITORIZAÇÃO AMBIENTAL DOS SOLOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DAS LAGOAS DAS FURNAS E DAS SETE CIDADES – ILHA DE S. MIGUEL



Entidade Promotora:

**Secretaria Regional do Ambiente e
Alterações Climáticas** – Direção Regional do
Ambiente.

Entidade Executora:

Universidade dos Açores
Instituto de Investigação e Tecnologias Agrárias e
do Ambiente – Secção de Solos

Entidade Gestora:

Fundação Gaspar Frutuoso

Angra do Heroísmo, 25 de outubro de 2021

CARATERIZAÇÃO E MONITORIZAÇÃO AMBIENTAL DOS SOLOS DAS BACIAS HIDROGRÁFICA DAS LAGOAS DAS FURNAS E DAS SETE CIDADES – ILHA DE S. MIGUEL

**Autores:**

Jorge Ferraz Pinheiro
José Carlos Fontes
João da Silva Madruga
João Forjaz Sampaio
Vanda Lopes
João Filipe Fernandes
Cristian Ortiz García

Agradecimentos:

À Direção Regional do Ambiente do Governo Regional dos Açores e ao Dr. Hernâni Jorge, que à data desempenhava o cargo de Diretor Regional, pelo financiamento do projeto. À Diretora de Serviços de Recursos Hídricos e Ordenamento do Território, Dra. Dina Medeiros e demais técnicos, pelo inestimável apoio e colaboração prestados e à Dra. Andreia Malcata, Diretora do Laboratório de Análises de Água e seus técnicos pela realização das análises de águas constantes do presente relatório

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO	6
2. OBJECTIVOS DO PROJECTO.....	11
3. RESULTADOS	13
3.1. LAGOA DAS FURNAS (ÁREA TERRESTRE).....	13
3.1.1. Definição de uma rede de estações permanentes de amostragem do solo	13
3.1.1.1. Introdução	13
3.1.1.2. Definição espacial da rede	13
3.2. LAGOA DAS SETE CIDADES (ÁREA TERRESTRE)	18
3.2.1. Paisagem e risco de erosão	18
3.2.1.1. Introdução	18
3.2.1.2. Geomorfologia e Uso do Solo	18
3.2.1.3. Risco de erosão.....	22
3.2.2. Características dos Solos	27
3.2.2.1. Introdução	27
3.2.2.2. Metodologias.....	27
3.2.2.3. Caracterização dos solos	28
3.2.3. Caracterização do fósforo do solo	32
3.2.3.1. Critério de amostragem e metodologias	32
3.2.3.2. Fósforo solúvel (Método de Olsen)	33
3.2.3.3. Grau de saturação de fósforo (GSP)	35
3.2.4. Definição espacial do “índice de fósforo” (IP)	38
3.2.4.1. Enquadramento	38
3.2.4.2. Aplicação do método	39
3.2.4.3. Definição das áreas críticas da bacia hidrográfica das Sete Cidades.....	40
3.3. ESTUDO HIDROLÓGICO.....	43
3.3.1. Caraterização hidrológica - Introdução	43
3.3.2. Caraterização climática	45
3.3.3. Balanço hidrológico e transporte de agroquímicos	47
3.3.3.1. Bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas.....	47
3.3.3.2. Bacia hidrográfica da Lagoa das Sete Cidades.....	51
4. SUMÁRIO E CONCLUSÕES.....	54
5. BIBLIOGRAFIA	59

ANEXO

1. INTRODUÇÃO

O problema da eutrofização das massas de água resultante da intensificação da atividade agropecuária desenvolvida ao longo dos anos nas bacias hidrográficas das *Lagoas das Furnas* e das *Sete Cidades*, tem constituído um grave processo de degradação da qualidade bio-físico-química da água destes importantes ecossistemas lacustres da ilha de S. Miguel.

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

Os solos, em ambas as bacias hidrográficas, são originários de materiais piroclásticos de natureza riolítica, muito recentes, com granulometrias variadas, do tipo cinzas por vezes finas até dimensões mais grosseiras, características da pedra-pomes. Tratando-se de solos pouco evoluídos, a sua fertilidade é em geral limitada e de forma mais acentuada em relação ao nutriente fósforo, pelo que as adubações fosfatadas vieram a tornar-se prática habitual e tendencialmente excessiva ao longo dos anos face às necessidades nutritivas da erva. Deste modo, o excesso de fosfatos aplicados ao solo através da adubação é tido como o fator primordial dos fenómenos de eutrofização desencadeados nas bacias hidrográficas de *Furnas* e de *Sete Cidades* e, de modo semelhante, em outras áreas vulneráveis em S. Miguel e em outras ilhas arquipélago.

A redução da carga de nutrientes, sobretudo o fósforo, provenientes da atividade agrícola numa bacia hidrográfica é sem dúvida a principal estratégia para a recuperação da massa de água, tendo por base a adoção de boas práticas de uso do solo.

No caso da bacia das *Furnas* esta política tem vindo a ser ativamente 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, complementado mais recentemente com a construção de um canal que permite o desvio de uma parte significativa das águas de escoamento provenientes da área ainda sujeita a exploração agropecuária. Quanto à bacia das *Sete Cidades*, tem-se verificado que embora enquadrada, há já mais de 15 anos, por medidas específicas estabelecidas e regulamentadas através do plano de ordenamento respetivo, a produção leiteira com base em pastoreio direto constitui ainda agora a atividade agrícola dominante, sem que se tenham verificado alterações significativas

tanto nas áreas de pastagem como no modelo de gestão e de exploração da atividade agropecuária, sendo mesmo salientada uma “tendência negativa” quanto à evolução da área ocupada por pastagens na bacia hidrográfica da lagoa das *Sete Cidades*, que “segundo dados da então DRADR, tem aumentado de percentagem ao longo dos anos, e o número de cabeças de gado na referida bacia hidrográfica” (DRAA, 2013).

Deste modo, o pastoreio rotacional é em geral conduzido de forma continuada ao longo do ano nos terrenos mais baixos enquanto nas pastagens situadas a cotas mais altas (cerca de 35% da área de pastagem) esta prática é restringida a cerca de 8 meses do ano. Importa contudo assinalar que, em consequência da implementação de uma das medidas preconizadas no plano de ordenamento, uma parte importante das águas do escoamento superficial das áreas de pastagem passou a ser desviada da lagoa a partir da *Vala das Sete Cidades* construída ao longo de um percurso de intersecção do escoamento de uma vasta área de pastagens que ocupam praticamente todo a área Sudoeste da bacia incluindo o flanco Oeste da *Caldeira Seca* e abrangendo também as áreas em torno da *Caldeira do Alferes*. Assim, todo o escoamento destas áreas que no seu conjunto correspondem a mais de 50% da área total de pastagens, passou a ser conduzida para o exterior da bacia hidrográfica através de um coletor que promove o escoamento da *Vala das Sete Cidades* e que está instalado ao longo do túnel de descarga da lagoa, atravessando a escarpa Norte.

Por outro lado, é importante que o efeito das alterações de uso dos solos na evolução das condições tróficas da massa de água seja devidamente monitorizado através da obtenção de dados relativos ao transporte de nutrientes e de sedimentos que permitam um acompanhamento, consistente e por um prazo de tempo alargado, da evolução das suas características. A monitorização de uma bacia hidrográfica pretende, portanto, fazer não só a avaliação da qualidade da água, mas providenciar igualmente informação mais abrangente, incluindo o solo e a sua carga nutritiva, no sentido de ajudar ao estabelecimento de relações causa-efeito. No entanto, a transferência de nutrientes, e do fósforo em particular, a partir de áreas agrícolas para as massas de água está sujeita a uma considerável variabilidade durante e entre os eventos de escoamento, variando igualmente de local para local, por isso, a recolha de dados, durante períodos tão alargados quanto possível, é particularmente útil e necessária para a perceção dessa variabilidade. Uma estimativa fiável das cargas nutritivas que são transferidas para a massa de água requer obrigatoriamente o conhecimento de dois parâmetros essenciais: caudais de escoamento e amostras de água para análise, colhidas com critérios de representatividade desse mesmo escoamento.

Perante a complexidade da temática da eutrofização aqui abordada, cujos resultados no terreno se têm pautado por uma evolução aparentemente lenta e nem sempre satisfatória e animadora apesar do esforço das instituições envolvidas e do volume de meios que têm vindo a ser empenhados no âmbito dos planos de ordenamento em curso, apresentam-se a seguir os pontos que considerámos mais relevantes e elucidativos para a compreensão mais alargada desta problemática, com base na revisão da literatura que levámos a cabo para o presente estudo.

O fósforo tem sido tradicionalmente considerado o nutriente limitante mais significativo da produção primária, devido à elevada capacidade dos sedimentos de águas doces para reter e sequestrar o P (Blomqvist *et al.*, 2004) e à baixa solubilidade que, em geral, o P apresenta em comparação com o N nos sistemas terrestres. Embora por vezes alguma importância tenha também sido atribuída ao N (Conley *et al.*, 2009; Paerl *et al.*, 2019), a redução da concentração do P nas massas de água mantém-se o ponto central em numerosas ações de remediação levadas a cabo (Søndergaard *et al.*, 2013; Jilbert *et al.*, 2020).

De forma idêntica, Schindler (2012) no seu artigo de revisão faz notar que as reduções de fitoplâncton geralmente acompanham o declínio das concentrações de fósforo, mas refere que não é claro que as reduções em azoto tenham um efeito adicional e conclui que não existe evidência de que a eutrofização possa ser reduzida através do controlo do N, mas que, em contraste, múltiplas evidências existem de que o controlo do P tem um efeito mitigador da eutrofização através de uma gestão à escala de bacia.

A resposta das massas de água à recuperação em bacias hidrográficas eutrofizadas tem sido muitas vezes pouco evidente e muito mais lenta do que o previsto, mesmo nos casos onde foram implementadas medidas de conservação por longos períodos de tempo (20 ou 30 anos) para reduzir o escoamento de P de origem agrícola (Dale *et al.*, 2010; Jarvie *et al.*, 2013; Meals *et al.*, 2010; Mulla *et al.*, 2008; Reckhow *et al.*, 2011; Sharpley *et al.*, 2012; USEPA, 2010; USEPA, 2011). Na literatura recente tem vindo a surgir um novo conceito: o de “herança de P” (*P legacy*), também designado por “carga interna de P”, associado a um excesso de P nos solos e sua posterior mobilização para as massas de água cujos sedimentos foram sendo progressivamente enriquecidos por acumulações de P ao longo dos anos (Kleinman *et al.*, 2011a; Sharpley *et al.*, 2011). Deste modo, o efeito das medidas de recuperação das águas é fortemente perturbado uma vez que parte do P depositado junto com o sedimento tende a ser remobilizado para participar nos ciclos biogeoquímicos da coluna de água, podendo assim atrasar a recuperação das massas de água por períodos temporais tendencialmente longos, que poderão ser de dezenas de anos (Søndergaard *et al.*, 2013; Katsev *et al.*, 2006).

Sharpley *et al.* (2013), fizeram uma análise sobre o conjunto de fatores que controlam, à escala de bacia, o transporte físico e os processos biogeoquímicos de absorção-adsorção-desorção do P ao longo do percurso de mobilização que vai desde os solos até às massas de água e concluíram que devido ao desfasamento entre a implementação das boas práticas e a melhoria da qualidade da água, as estratégias de remediação devem ter em conta o tempo necessário para o reequilíbrio das massas de água, onde as reservas de nutrientes acumulados nos sedimentos se podem transformar em fontes de libertação de P em consequência de pequenas alterações que possam ocorrer no manejo da bacia hidrográfica e da resposta hidrológica.

O aumento da carga de P na massa de água pode ocorrer devido à dissolução em meio redutor (por défice de oxigénio) de formas precipitadas ou simplesmente devido à ressuspensão física de P particulado. Esta reativação do P no meio hídrico, levando ao aumento da produção primária e a anoxia (Vahtera *et al.*, 2007), amplifica a carga interna de P na massa de água dificultando e atrasando significativamente a sua recuperação. Em muitos casos, estes fenómenos decorrentes da “herança de P” têm levado a que as entidades de gestão de bacia sejam questionadas e chamadas a responder por aparentes falhas na resposta da qualidade da água após vultuosas iniciativas de investimento económico.

Perante a persistência da “carga interna de P” em muitos dos casos analisados, Søndergaard *et al.* (2013) destacam a necessidade de melhoria do conhecimento relativo ao teor permanente de P no sedimento e à sua dinâmica biogeoquímica na zona de interface água-sedimento em lagos eutróficos com vista a uma melhor definição das suas trajetórias de recuperação. Do estudo realizado, estes investigadores admitem ainda a possibilidade de que os processos de diagénese que ocorram na coluna de sedimento possam ter impacto na remobilização do P até aos 60 cm de profundidade (Jilbert *et al.*, 2020).

No entanto, apesar do desfasamento temporal, amplamente comprovado, entre a aplicação de medidas e o seu efeito na qualidade das águas (Jeppesen *et al.* 2005; Schindler, 2012) existem muitas evidências na literatura que deixam claro que a redução da transferência do P é o critério mais eficaz no controlo e reversão da eutrofização (Withers, 2014), embora os tempos de resposta possam ser muito longos e variáveis. Tem sido também verificado que o declínio dos picos de eclosão de fitoplâncton (*algal blooms*) só ocorre a partir de valores de PT (fósforo total) abaixo de um determinado limite, em geral próximo dos 50 µg/L (Faster *et al.*, 2015), verificando-se então uma diminuição da clorofila e da turbidez das águas. Muitos dos maiores lagos europeus têm sido recuperados da eutrofização através da redução rigorosa da carga de P de origem externa (Schindler, 2012).

Nos lagos eutróficos onde existem baixos teores em ferro, 90% do acréscimo de P bioativo que ocorre no verão pode ser de origem interna, podendo os sedimentos manter-se como fonte originária de P por vários anos após a carga de origem externa ter sido reduzida e ir diminuindo a sua importância (Jilbert, 2020).

Importa ainda referir que em muitos casos em que o decréscimo da carga externa de P se mostra aparentemente ineficaz, a monitorização pode não ter decorrido de forma suficientemente duradoura de modo a permitir a deteção adequada dos indicadores da recuperação. A resposta dos ecossistemas em geral e dos ambientes hídricos em particular, inclui muitas alterações que ocorrem a longo prazo e sucessão de espécies que não podem ser avaliadas em períodos de tempo curtos e em escala reduzida. Assim, a eutrofização deve ser encarada como uma problemática de longo prazo cuja recuperação depende, em última análise, da efetiva capacidade de controlo do fator limitante.

2. OBJECTIVOS DO PROJECTO

O presente projeto tem por objetivo contribuir para a caracterização dos processos que têm sido responsáveis pelos fenómenos de eutrofização das bacias hidrográficas de *Furnas* e de *Sete Cidades*, a partir da monitorização tanto em relação aos níveis de nutrientes no solo enquanto fonte emissora para as massas de água, como nas águas de escoamento superficial que atingem as lagoas a partir da ribeira mais significativa para cada uma das bacias, com recurso a amostradores automáticos. Este estudo desenvolve-se no seguimento de um outro que 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 a partir da definição e hierarquização espacial do risco de transporte de P de origem agrícola.

Assim, e de acordo com a proposta apresentada à DRA, os objetivos específicos do projeto para a bacia hidrográfica das *Furnas* são os seguintes:

a) Avaliar a transferência de fosfato para a lagoa a partir da caracterização analítica e quantitativa do escoamento hídrico da sub-bacia do *Salto da Inglesa* com recurso ao dispositivo de colheita automática instalado.

b) Definir uma rede de estações permanentes de amostragem de solos na bacia hidrográfica para a monitorização da evolução dos teores de fósforo e de outros parâmetros de fertilidade do solo contribuindo para o estabelecimento de relações causa-efeito, tendo como referência a amostragem realizada no estudo anterior.

Os objetivos específicos para a bacia hidrográfica das *Sete Cidades* são os seguintes:

a) Estudo hidrológico da sub-bacia da *Grota do Inferno*, como contributo para a quantificação da carga nutritiva que é transferida dos solos para a massa de água durante os eventos pluviométricos, com a instalação e exploração de um amostrador automático de águas e de um caudalímetro por ultra-sons o qual será ligado por GSM à Rede Hidrometeorológica dos Açores, da Direção Regional do Ambiente – Direção de Serviços de Recursos Hídricos e Ordenamento do Território.

b) Determinar a carga nutritiva nos solos de pastagem da bacia hidrográfica e avaliar o risco de transferência de fosfato e de outros nutrientes para a lagoa das *Sete Cidades*, pretendendo-se simultaneamente criar uma base de informação que possa servir 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 definidas as seguintes componentes de estudo:

- Caracterização da paisagem e apreciação do risco de erosão;

- Caracterização pedológica;
- Caracterização e distribuição do P do solo;
- Definição espacial do Índice - P (em base SIG).

3. RESULTADOS

3.1. LAGOA DAS FURNAS (ÁREA TERRESTRE)

3.1.1. Definição de uma rede de estações permanentes de amostragem do solo

3.1.1.1. Introdução

O controlo ambiental do fósforo do solo é favorecido pela capacidade de avaliação da sua carga nos solos agrícolas e do potencial de transporte nas águas de escoamento para as lagoas.

As análises de fertilidade dos solos, embora baseadas em métodos concebidos e calibrados para a avaliação das necessidades nutritivas em termos agrícolas, podem ser um elemento de diagnóstico valioso no processo de avaliação do risco de eutrofização, no caso do fósforo, podendo ser tomado como *nível crítico* ou valor máximo a não ultrapassar no solo, constituindo deste modo um critério adequado para fazer parte de um programa/plano de monitorização ambiental em áreas vulneráveis, tendo em conta a sua facilidade de determinação e fiabilidade analítica. Os resultados de um estudo experimental englobando 50 tipos de solos agrícolas dos Açores com diferentes níveis de fósforo, mostraram 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).

No seguimento do estudo anterior, levado a cabo com o objetivo principal da definição cartográfica das *áreas críticas* dos solos em relação a uma fração de fósforo solúvel a partir do solo (P *Olsen*) da bacia das Furnas, foi proposta a definição de uma rede de pontos de referência que pudessem permitir uma monitorização continuada da evolução do P no solo bem como de outros parâmetros de fertilidade do solo, nomeadamente K, Ca e Mg que fazem parte do conjunto dos macronutrientes essenciais à produção agrícola.

3.1.1.2. Definição espacial da rede

Esta rede é composta por 42 pontos que foram definidos a partir da amostragem inicialmente realizada em 2014 tendo a segunda recolha de amostras sido levada a cabo em 2019, cerca de cinco anos depois, portanto. Em cada ponto selecionado, correspondente a um vértice da quadrícula inicialmente definida, foi colhida uma amostra composta (25-30 subamostras) num raio de cerca de 2 m até aos 5-6 cm de profundidade. Os pontos apresentam-se representados nos mapas da *Fig. 1.1.* em função de intervalos do teor de P (*Olsen*) no solo de acordo com o critério descrito anteriormente. Estas amostras embora destinadas à monitorização da evolução do fósforo foram também analisadas para outros parâmetros de

fertilidade do solo os quais se apresentam listados conjuntamente na *Tabela 2* do Anexo, embora não tenham sido objeto de apreciação no presente texto.

Os intervalos dos valores de P (*Olsen*) assinalados nos dois mapas permitem apreciar a evolução comparativa entre as duas amostragens as quais foram mediadas de um período temporal de cinco anos. Embora não seja possível excluir a variabilidade intrínseca do P no solo associado à colheita de amostras compostas em duas épocas distintas conforme verificado, admite-se que a diferença entre os valores para cada um dos pontos seja tendencialmente resultante de uma evolução dos valores no solo em consequência da alteração em anos recentes do uso agrícola de cerca de 44% da área de pastagem através da eliminação das práticas de pastoreio direto e de fertilizações que eram praticadas, conforme descrito no estudo anterior (Pinheiro *et al*, 2016).

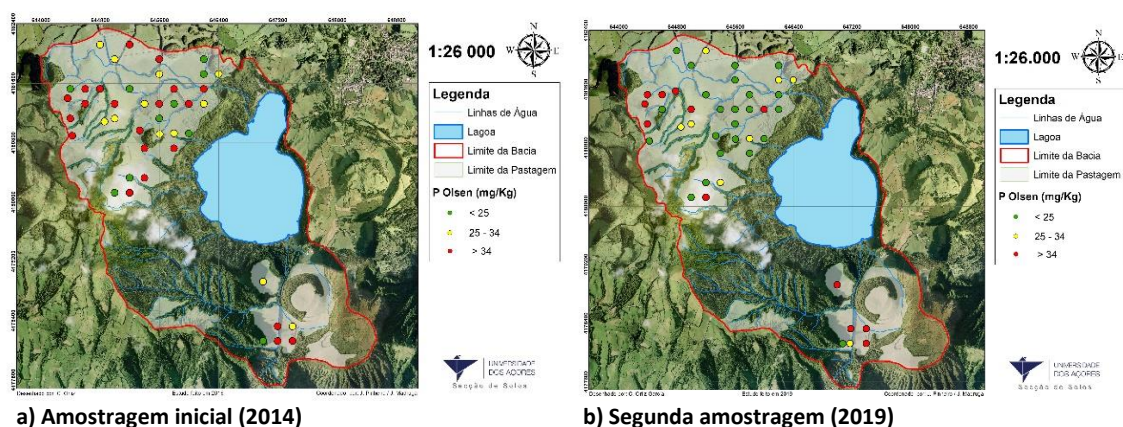


Figura 1.1: Rede de monitorização de pontos representados em intervalos de P Olsen. a) Valores iniciais b) Valores da segunda amostragem.

Os teores no solo decresceram pois de um valor médio de 44,5 para 26,3 ppm de P (*Olsen*), embora com uma variabilidade elevada conforme se pode concluir dos dados estatísticos apresentados no Quadro 1.

Quadro 1. Valores da média, desvio padrão (DP), máxima (Máx.) e mínima (Min.) de P (Olsen) dos pontos da rede de monitorização em relação às duas amostragens de solos levadas a cabo na bacia hidrográfica das Furnas.

	Média*	DP	Máx.	Min.
1ª amostr. (2014)	44,5	28,1	117	11
2ª amostr. (2019)	26,3	16,9	70	5

* Valores de P Olsen expressos em mg L⁻¹

No gráfico da *Fig. 1.2.* apresenta-se a comparação dos valores de *P Olsen* (mg L^{-1}) obtidos para cada ponto nas duas amostragens (2014 e 2019).

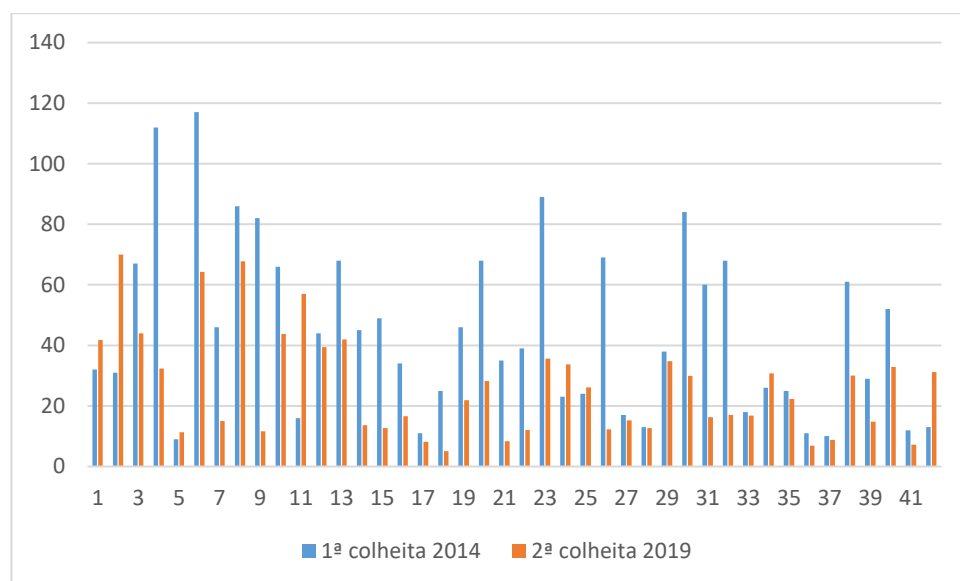


Figura 1.2: Comparação dos valores de P Olsen (mg L^{-1}) obtidos nas duas amostragens (2014 e 2019).

No entanto, a evolução favorável que poderá estar a verificar-se quanto à diminuição geral da carga de P no solo, é menos evidente em relação a alguns pontos localizados na zona alta da bacia hidrográfica situada a Noroeste (*Castelo Branco*) e igualmente na zona baixa do extremo Sudeste (*Fig. 1.1.*), provavelmente associados a um menor controlo das adubações fosfatadas, cuja prática deverá ser melhor acompanhada no futuro. Assim, a verificar-se esta tendência evolutiva ocorrerá naturalmente uma redução progressiva do P no solo e consequentemente do seu risco de transferência para a lagoa, embora não seja de esperar uma resposta a curto prazo no comportamento da massa de água cuja dinâmica de resposta é tendencialmente retardada, sofrendo um efeito de histerese, conforme assinalado na revisão da literatura apresentada na Introdução. Com efeito, há que considerar que uma parte significativa dessa mesma carga nutritiva 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.

Assim, para além da necessidade de implementação de medidas para a redução da carga afluente de P à massa de água, os níveis de P na lagoa e a evolução do seu estado trófico poderão

ainda ser lentos, até que a carga interna de P diminua para níveis capazes de limitar o crescimento do *fitoplâncton*, sendo esta evolução dependente de uma complexidade de variáveis inerentes à própria lagoa incluindo o tempo médio de residência das águas.

Aplicando às amostras colhidas em 2019 o critério de avaliação do risco ambiental baseado no grau de saturação do P (GSP) do solo proposto por Van der Zee *et al* (1988) a partir dos valores de P, Al e Fe extraíveis com acetato de amônio, obtém-se o gráfico apresentado na *Fig. 1.3*. cujo valor médio é da ordem dos 28% o qual, embora com um elevado grau de dispersão, se situa, um pouco acima do valor crítico considerado que é de 25%, a partir do qual o risco de desorção do P no solo é tido como elevado. Por outro lado, na *Fig. 1.4*. pode observar-se a existência de correlação positiva entre os valores de GSP e de P *Olsen* cujo valor de R^2 é de 0,6.

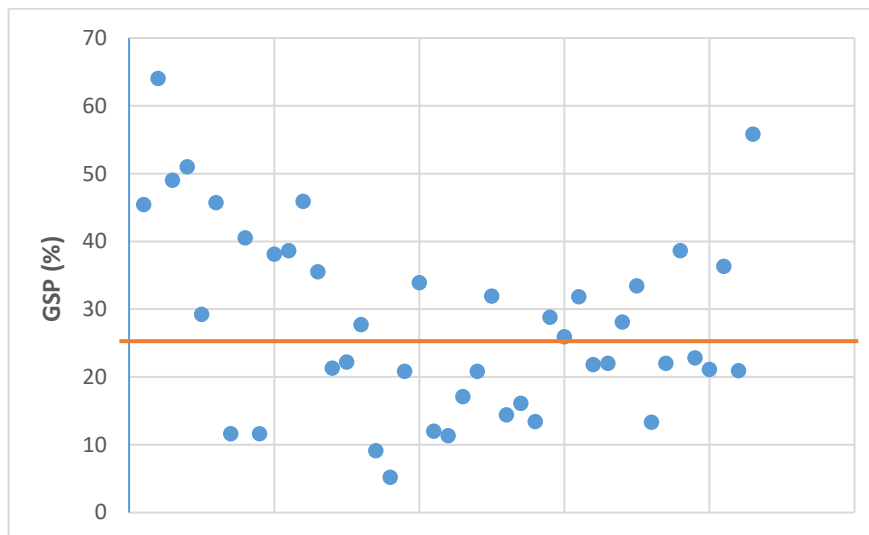


Figura 1.3: Valores de GSP em amostras de solo da bacia hidrográfica das Furnas colhidas em 2019.

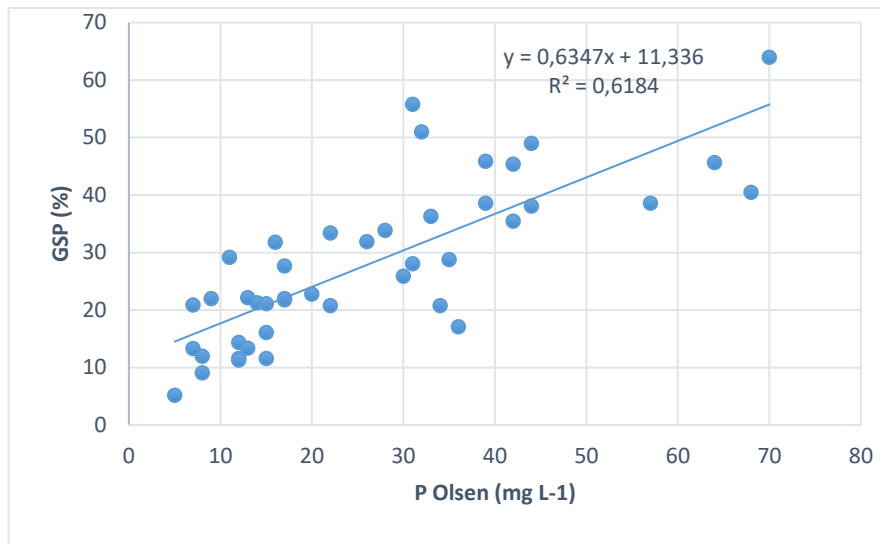


Figura 1.4: Correlação entre valores de P Olsen e de GSP em amostras de solo da bacia hidrográfica das Sete Cidades (2019).

3.2. LAGOA DAS SETE CIDADES (ÁREA TERRESTRE)

3.2.1. Paisagem e risco de erosão

3.2.1.1. Introdução

A existência de áreas que apresentam risco elevado de erosão do solo e de transferência de nutrientes resulta predominantemente da ação combinada de aspetos fisiográficos da paisagem e do uso e manejo do solo particularmente em termos das fertilizações e da carga animal. A definição das unidades de paisagem da bacia hidrográfica das *Sete Cidades* teve por base a conjugação do uso atual do solo com as características do relevo, nomeadamente o declive, que são os dois parâmetros que permitem assinalar de forma mais significativa o comportamento hidrológico na perspetiva do risco de erosão e também do transporte do P do solo, tanto na forma solúvel como particulada.

O delineamento das unidades paisagísticas do uso atual do solo foi realizado a partir da base aerofotogramétrica da bacia hidrográfica (ortofotomapas) complementada com a consulta de outra cartografia existente e da apreciação e registo de observações efetuadas no decurso dos trabalhos de campo. Dado o elevado número de documentos de detalhe que têm sido publicados sobre os usos do solo, em particular a *planta atual* do POBHSC, aos quais nada poderíamos acrescentar de novo, definimos apenas os principais tipos de uso atual com destaque para a pastagem, cuja gestão agrícola é determinante face aos objetivos do presente estudo.

A carta de classes de declive cujos intervalos foram definidos numa perspetiva de risco de erosão face ao uso agrícola de acordo com o critério adotado para a classificação da capacidade de uso dos solos dos Açores (Pinheiro *et al.*, 1986-91) foi criada a partir do modelo tridimensional do terreno em SIG.

3.2.1.2. Geomorfologia e Uso do Solo

A morfologia do maciço das Sete Cidades reflete o somatório de inúmeros fenómenos vulcânicos e tectónicos, aliados a uma significativa atividade erosiva. Junto à base da caldeira é frequente a acumulação de espessos depósitos de vertente. No seu interior identificam-se diversos cones de pedra pomes (e.g. *Alferes* e *Lagoa Seca*), *maars* (e.g. *Lagoas de Santiago* e *Rasa*) e *domos*. Estes aparelhos, edificadas numa fase posterior à formação da caldeira, condicionam a fisiografia do território e imprimem à paisagem um carácter complexo e movimentado (Queiroz, 1997).

Ao nível das vertentes do vulcão central, a erosão tem proporcionado o desenvolvimento de linhas de água profundamente encaixadas nas zonas de cota mais elevada, onde as espessuras de materiais piroclásticos, relativamente soltos e de fácil remobilização, são mais significativas. Deste modo, os flancos do maciço encontram-se entalhados por linhas de água que se dispõem de forma radial em torno da caldeira ou evidenciam percursos condicionados por fraturas e/ou por estruturas vulcânicas.

A drenagem das duas lagoas principais que comunicam entre si processa-se através de um pequeno túnel artificial construído em 1965, com 1,3 km de comprimento, que atravessa o bordo N da caldeira fazendo a descarga na ribeira instalada na base da escarpa de falha da *Lomba dos Homens*.

Em termos morfológicos consideraram-se no essencial as seguintes zonas distintas na área da bacia hidrográfica, conforme anteriormente definidas no Plano de Ordenamento da Bacia Hidrográfica das Sete Cidades (DROTRH/SRAM, 2005):

- Região Sudeste. Sector de maior altitude, marcado pela *Grota do Inferno* e pelo desenvolvimento abrupto das paredes internas da caldeira. Esta linha de água está profundamente encaixada na vertente Oeste do cone da *Lagoa da Caldeira*, nomeadamente no troço de cabeceira junto ao *Miradouro da Lagoa do Canário*;

- Flanco Norte do *Cone da Lagoa de Santiago*. Encosta caracterizada pelo perfil moderado a acentuado, que se estende desde o rebordo da cratera da *Lagoa de Santiago* até à margem da *Lagoa Azul*. Inclui os locais conhecidos por *Tufo*, *Chã do Morgado* e *Cerrado das Freiras*. Apresenta sinais evidentes de ravinamento, devido às inúmeras linhas de água que facilmente se instalaram nos materiais desagregáveis dominantes neste sector;

- Região Oeste. Nesta unidade destaca-se a plataforma aluvionar onde se edifica o núcleo urbano da freguesia. É caracterizada pela baixa altitude média, pelos declives suaves e pela grande acessibilidade ao plano de água;

- *Caldeira Seca*. Cone com vertentes acentuadas (> 25 %) e rasgadas por pequenas linhas de água que se dispõem de forma radial à depressão que ocupa o centro do aparelho. Estas vertentes declivosas assumem maior expressão no flanco que se estende sobre a freguesia, local ocupado pelos quintais das moradias do *Caminho das Ruas*;

- *Caldeira do Alferes*. Cone com declives moderados, embora com altitude média ligeiramente superior à *Caldeira Seca*. Inclui-se nesta unidade a *Seara*, pequena bacia de receção com uma configuração endorreica. Devido à concavidade das vertentes, observa-se no período

invernal a ocorrência de encharcamento temporário de parte significativa das pastagens deste local.

Na Fig.2.1. apresenta-se a distribuição espacial dos principais tipos de uso do solo definidos na área da bacia hidrográfica. Destes, destacam-se as 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.

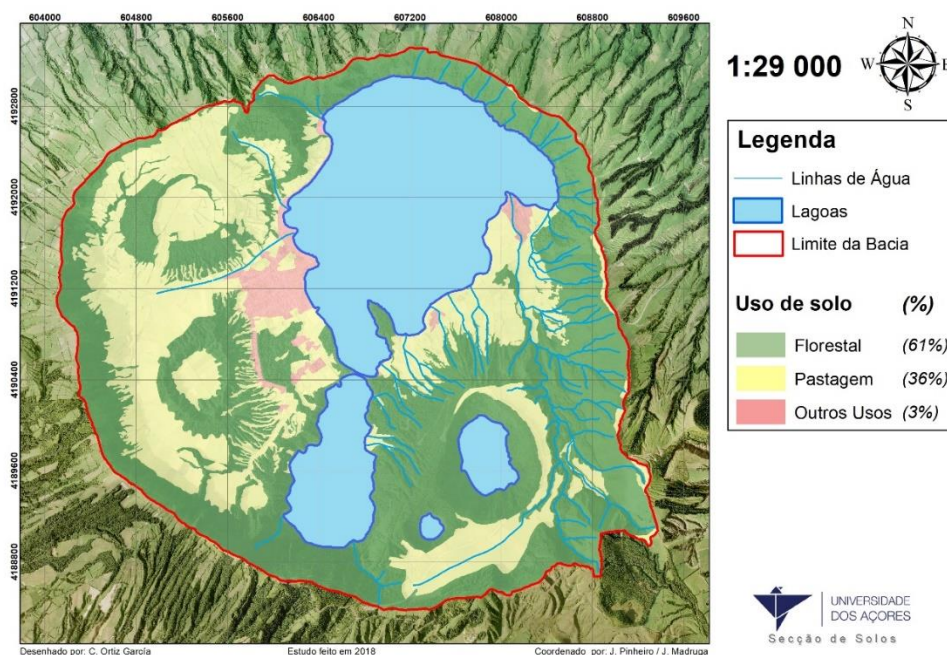


Figura 2.1: Principais tipos de uso do solo da bacia hidrográfica de Sete Cidades.

Na Fig. 2.2. apresentam-se imagens de algumas das principais áreas de pastagem da bacia hidrográfica: a) *Criações*, área mais elevada de pastagens da bacia hidrográfica cuja drenagem para a lagoa se faz através da *Grota do Inferno*; b) pastagens distribuídas ao longo do flanco Oeste da *Lagoa Seca* e *Caminho do Cemitério*; c) pastagens situadas ao longo da *Vala das Sete Cidades*.



Figura 2.2: Imagens das principais áreas de pastagem da bacia hidrográfica

Importa destacar que, ao contrário do que tem ocorrido quanto ao uso agrícola das pastagens da bacia hidrográfica das *Furnas* o qual tem vindo a ser alterado em anos recentes

através da eliminação das práticas de pastoreio direto e de fertilizações anteriormente levadas a cabo, nas *Sete Cidades* tal não se tem verificado, antes pelo contrário, conforme reportado no 2º Relatório de Avaliação do POBHSC no ponto relativo à avaliação do “grau de concretização dos objetivos” (SRAA – Divisão de Ordenamento do Território, 2013) em que é assinalada como “uma tendência negativa” a área ocupada por pastagens na bacia hidrográfica da *Lagoa das Sete Cidades*, que “segundo dados da então DRADR tem aumentado de percentagem ao longo dos anos, e o número de cabeças de gado na referida bacia hidrográfica que, segundo a mesma entidade, era de 653 em 2009 e de 1.734 em 2013”, dados estes relativamente aos quais se desconhece a existência de alguma atualização mais recente.

Importa também assinalar que, em consequência da implementação de uma das medidas do POBHSC, uma parte importante das águas do escoamento superficial passou a ser desviada a partir da *Vala das Sete Cidades*, construída ao longo de um percurso de intersecção do escoamento de uma vasta área de pastagens que ocupam praticamente todo a área Sudoeste da bacia incluindo o flanco Oeste da *Caldeira Seca* e abrangendo também as áreas em torno da *Caldeira do Alferes*. Assim, conforme está delineado na *Fig. 2.3*, todo o escoamento destas áreas que correspondem a cerca de 52% da área total de pastagens a qual é de cerca de 528 ha e ocupa 36% da bacia hidrográfica, passou a ser conduzida para o exterior da caldeira a partir da *Vala das Sete Cidades* através de um coletor instalado ao longo do túnel artificial de descarga da lagoa, que atravessa o bordo N da caldeira. Portanto, em condições normais de escoamento, apenas cerca de 48% da área de pastagens drena diretamente para a lagoa, no pressuposto de que todos os caudais que afluem à *Vala das Sete Cidades* são efetivamente canalizados para o exterior, o que poderá não se verificar em períodos de sobrecarga hidrológica devida a eventos pluviométricos mais intensos.

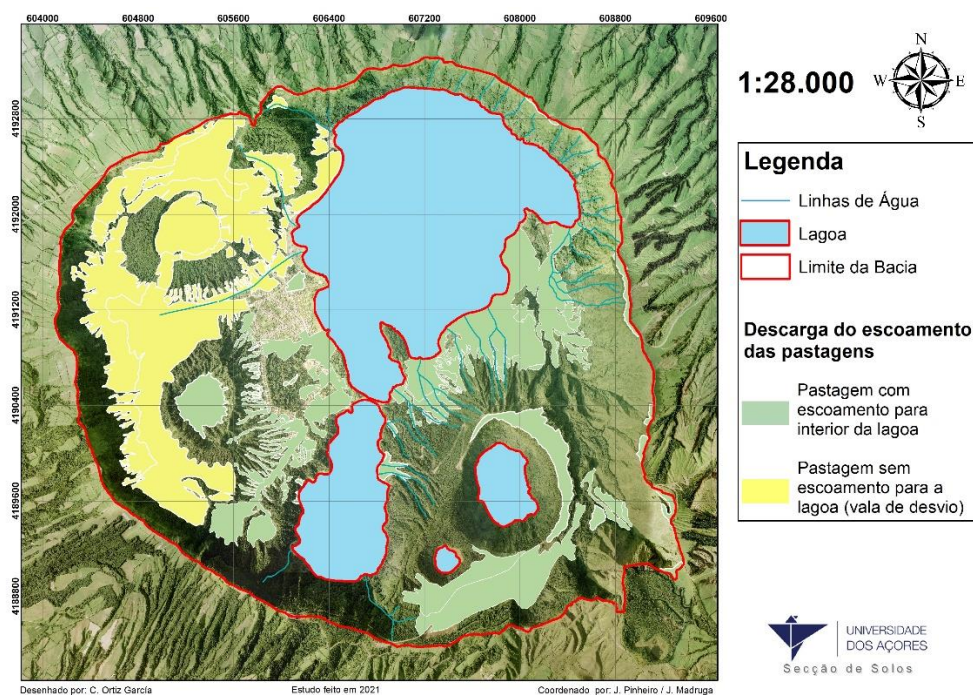


Figura 2.3: Áreas de pastagens com e sem escoamento para a lagoa

3.2.1.3. Risco de erosão

A erosão, enquanto fenómeno de perda de solo e consequente degradação da sua capacidade produtiva, resulta da ação combinada de 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.

À semelhança do que foi assinalado em relação à bacia das *Furnas*, as propriedades dos solos da *Caldeira das Sete Cidades* e a sua geomorfologia conferem-lhes condições de elevada instabilidade que condicionam as estratégias de uso e de ordenamento. Este maciço constituído por massas de cinzas e pedra-pomes, de 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 do solo influenciam decididamente a sua erodibilidade, na medida em que afetam as características de coesão da massa do solo, a qual resulta da interação das suas características, tais como textura, mineralogia e teor de oxi-hidróxidos de ferro e de alumínio, matéria orgânica, pH e catões dominantes, porosidade e estabilidade dos agregados. A maior ou menor expressão destas propriedades resulta da interação dos vários fatores pedogenéticos

em presença (material originário, clima, tempo, declive e vegetação), que em cada caso veio a ocorrer.

Os solos da *Caldeira das Sete Cidades* são vítricos, de textura franco-arenosa com predominância de fragmentos pomíticos, que nalgumas áreas desta bacia apresentam um carácter pulverulento de textura muito fina areno-limosa, 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 espaciais significativas, tanto em profundidade como de local para local. Tais variações ocorrem em função tanto da idade relativa dos diferentes estratos e outras particularidades litológicas, como das condições climáticas que lhes estão associadas. Não é, pois, de estranhar que esta condição instável se rompa facilmente, sobretudo quando ocorrem eventos pluviométricos anormais, mais ou menos agravados pela ação antrópica.

As marcas de erosão passada que se identificam na paisagem, intensificadas em anos ainda recentes por ações de arroteia para instalação de pastagens em áreas naturais de microrelevo em geral acentuado, apresentam-se atualmente estabilizadas pela ação do revestimento vegetativo. Deste modo, presentemente não se identificam fenómenos de erosão ativa, sendo certo que a limpeza frequente a que algumas das linhas de drenagem têm que ser submetidas são, mesmo assim, reveladoras de uma permanente ação de transporte de solo e de materiais pomíticos ainda que de uma forma difusa. No entanto, nem sempre assim aconteceu e ainda há poucos anos teve que ser levado a cabo um projeto de bioengenharia de remediação da erosão e reconstrução paisagística ao longo da linha de talvegue na interseção dos dois planos que definem a vasta área de pastagem conhecida por *Criações*, a qual passou pela aplicação de mantas naturais biodegradáveis no leito e taludes, criando condições para a fixação de sementes ao solo, de cuja evolução se apresentam algumas imagens na Fig. 2.4.



Figura 2.4: Aspectos do projeto de remediação do processo erosivo ao longo da linha de talvegue das pastagens de *Criações* (* imagem extraída de SRAA 2013).

De igual modo, se procedeu à reabilitação de açudes através da construção de bacias de dissipação com vista à diminuição dos desníveis topográficos do terreno e controlo das

velocidades de escoamento e dissipação da energia, conforme relatado em SRAA (2013), sendo de destacar o elevado grau de sucesso de que esta operação se revestiu, a qual permitiu a estabilização destes solos que estavam a ser atingidos por um grave processo erosivo.

De assinalar que o efeito conjunto destas operações de recuperação e estabilização terá dado lugar a um aumento da capacidade de infiltração dos leitos de drenagem o qual aparentemente contribuiu para a diminuição do volume de escoamento para a lagoa ao longo do curso da *Grota do Inferno*, pelo menos a avaliar pelo ocorrido no ano de 2020 em que não foi possível fazer qualquer colheita de água através do amostrador automático recentemente instalado, conforme descrito no Capítulo 3.3. dedicado ao estudo hidrológico, onde se assinala que não houve registo de eventos de escoamento superficial no decurso deste estudo. No entanto, este período coincidiu com um ano hidrológico em que a queda pluviométrica foi inferior à média, conforme é descrito.

O regime climático é tido como relativamente semelhante em toda a área da bacia hidrográfica em termos pluviométricos embora do ponto de vista térmico a altitude exerça alguma diferenciação que se pode refletir na duração dos períodos de crescimento da erva.

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 permanente 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, contrariamente, o pisoteio animal poderá promover a perturbação da superfície do solo, podendo assim dar início ao desenvolvimento de processos erosivos.

Deste modo, o declive destaca-se como o 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 nestes solos, embora muito aleatória o que dificulta a sua definição espacial.

Para o presente estudo, o relevo foi analisado a partir do modelo tridimensional do terreno e foram selecionadas 5 classes de declive tidas como as que melhor definem o compromisso entre risco de escoamento hídrico de superfície e limitações ao uso agrícola e manejo da pastagem. Deste modo, enquanto a velocidade do escoamento hidrológico aumenta

com o declive e favorece o risco de erosão, as operações mecânicas de manejo 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. Assim, os intervalos do declive, selecionados tendo como referência o critério das classes de capacidade de uso agrícola do solo (Pinheiro *et al.*, 1986-91) foram os seguintes: <3%; 3-10%; 11-20%; 21-30%; >30%.

Na Fig. 2.5. apresenta-se a carta de declives da bacia hidrográfica das Sete Cidades a qual reflete as características geomorfológicas referidas atrás.

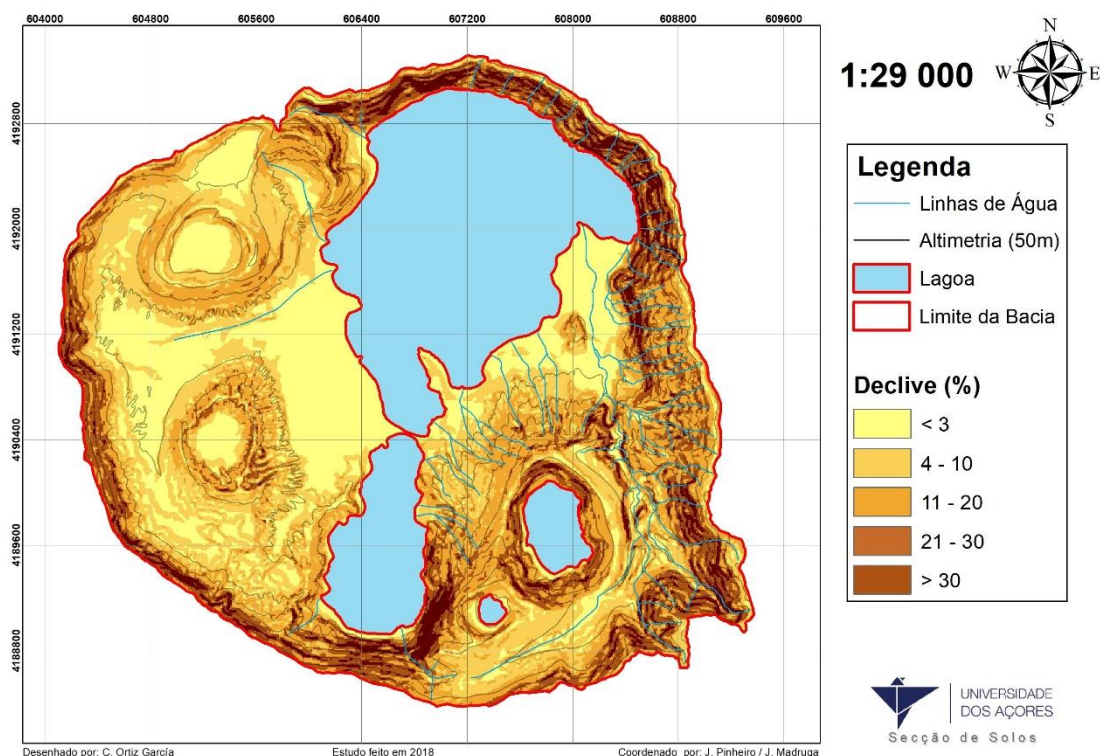


Figura 2.5: Carta de declives da bacia hidrográfica das Sete Cidades.

A fisiografia é dominada por declives intensos (> 30%) com pendores acentuados a escarpados, seguindo-se a classe com declives suaves (0-3 %). A distribuição espacial dos declives pode ser genericamente apreciada da seguinte forma:

- as áreas aplanadas ou com declives suaves (0-3 %) constituem pequenas unidades localizadas junto à foz da *Grota do Inferno* (núcleo urbano, *Seara* e no interior das *Caldeiras do Alferes* e *Seca*. Em relação à distribuição das vertentes com pendores suaves a moderados (4-10 %), observa-se que surgem também nos terrenos que envolvem o *Caminho do Cemitério* e o *Cerrado do Poço*;

- as áreas com declive moderadamente acentuado (11-20 %), encontram-se melhor representadas no *Cerrado das Freiras*, *Chã do Morgado* e *Criações*, onde se assinalam também algumas parcelas já com vertentes mais acentuadas;

- as áreas com declive acentuado a escarpado (> 30 %), distribuem-se pela generalidade da bacia hidrográfica, assumindo particular representatividade nas paredes internas da Caldeira, flancos das *Caldeiras Seca* e *Alferes* e na cratera da *Lagoa de Santiago*.

Considerando apenas as áreas de pastagem da bacia hidrográfica verificamos que elas correspondem às zonas da bacia onde o relevo geral é menos acentuado, apresentando os valores do Quadro 3 tomando em separado as duas áreas de drenagem conforme definido na Fig. 2.3.

Quadro 3. Classes de declive das duas áreas de pastagem subdivididas de acordo com a definição feita na Fig. 2.3.

Cl. Declive (%)	Sem escoam. lagoa		Com escoam. lagoa		Total	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
< 3	139,0	50,9	132,9	52,0	271,9	51,5
3-10	93,0	34,1	80,1	31,5	173,1	32,8
10-20	30,6	11,2	28,5	11,2	59,1	11,2
21-30	7,7	2,8	7,3	2,9	15,0	2,8
> 30	2,8	1,0	5,8	2,3	8,6	1,6

3.2.2. Características dos Solos

3.2.2.1. Introdução

O solo, na sua qualidade de variável biofísica natural intimamente ligada à geologia, ao clima e ao relevo, é caracterizado através de um conjunto 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 dos ciclos de nutrientes e 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 constituem bases de referência indispensáveis 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.

3.2.2.2. Metodologias

A caracterização pedológica foi realizada com base no estudo morfológico e analítico de cinco perfis representativos das principais unidades-solo identificadas na área em estudo, cujos dados se apresentam na *Tabela 1* do Anexo.

O esboço pedológico realizado numa fase anterior pela equipa e em que se relaciona a distribuição dos solos com as condições geomorfológicas e a tipologia dos materiais na caldeira das Sete Cidades, serviu de apoio e orientação à fase de prospeção do presente trabalho, cujo delineamento cartográfico se apresenta no mapa da *Fig. 2.6*. As designações das unidades de solo definidas resultam da adaptação do critério de classificação proposto por Ricardo *et al.* (1978-79) para os solos dos Açores, ao qual introduzimos as modificações que nos pareceram adequadas para uma melhor distinção das manchas de solo cartografadas, refletindo variações tanto nos processos de deposição e transporte dos materiais originários como nas suas características granulométricas.

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 perturbadas colhidas com sonda apropriada (100 cm³). As determinações químicas foram efetuadas em terra fina (< 2mm). O C foi determinado por calcinação e o pH potenciometricamente em H₂O. A retenção de fósforo 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.

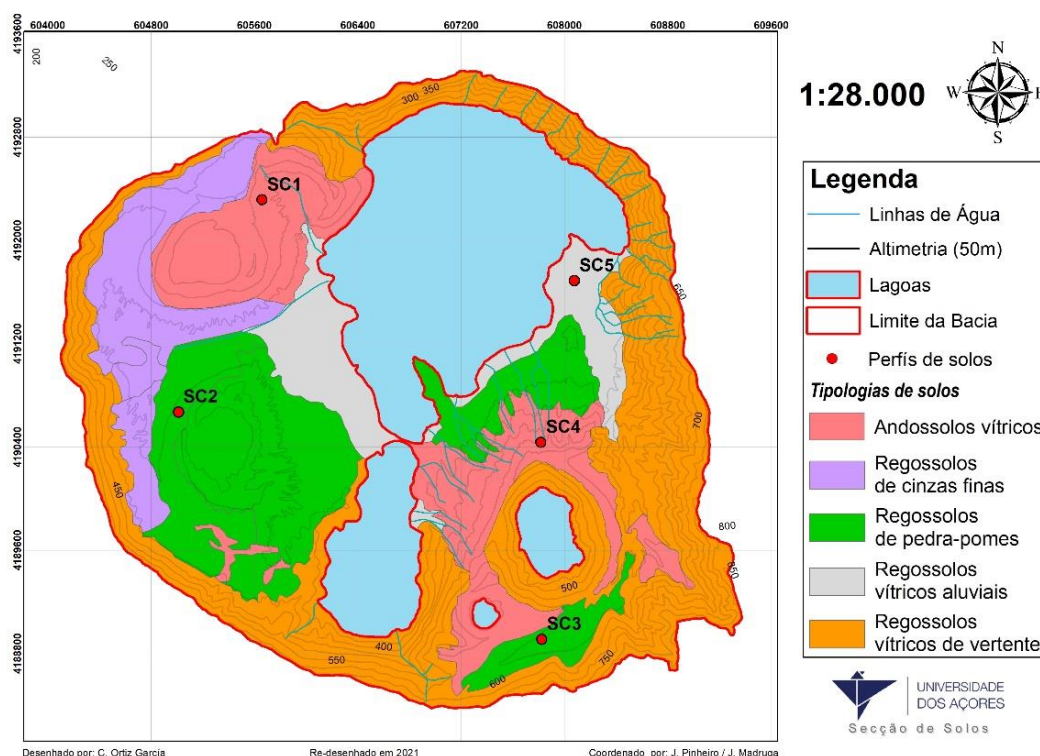


Fig 2.6: Delineamento cartográfico dos principais tipos de solos da bacia hidrográfica das Sete Cidades.

3.2.2.3. Caracterização dos solos

Os solos que se identificaram na área das Sete Cidades e que definem a bacia hidrográfica respetiva, são originários de materiais piroclásticos de natureza riolítica, muito recentes, com granulometrias variadas, do tipo cinzas por vezes muito finas até dimensões mais grosseiras, cuja textura de campo varia do arenoso (areia fina) ao arenoso-franco e apresentando teores variáveis de elementos grosseiros de pedra pomes, os quais se desenvolvem em profundidade quase sempre em depósitos de grande espessura. O grau de evolução pedogenética destes materiais é em geral fraco ou mesmo incipiente, conforme se verifica tanto pela morfologia como pelos dados laboratoriais. Excetua-se o *pedon SC1* e em menor grau o *SC4*, os quais apresentam um carácter ândico melhor definido, sobretudo o primeiro cujo balanço químico indicia a presença de pequenas quantidades de alofana ao longo do perfil. Parece, pois, que este solo define uma área localizada na zona conhecida por *Seara*, adjacente a *Caldeira do Alferes*, a qual foi menos intervencionada por arroteias que num passado ainda recente incidiram de forma generalizada nas restantes áreas de pastagem da bacia hidrográfica, promovendo uma intensa alteração do perfil do solo original. Os solos situados ao longo da área ravinosa

florestada que é atravessada pela estrada, no troço entre a *Lagoa de Santiago* e a margem da *Lagoa Verde*, apresentam também um carácter ândico mais bem definido, igualmente classificados como *Andossolos Víttricos*, sendo todos os restantes solos da bacia definidos como *Regossolos* os quais se correlacionam estreitamente com classes taxonómicas de solos incipientes, tais como os *Entisols* da classificação norte-americana (USDA *Soil Taxonomy*).

Três dos *pedons* são constituídos por um mesmo material de origem até à profundidade observada. Apenas nos perfis *SC1* e *SC5* ocorrem descontinuidades litológicas e se identificam horizontes soterrados. Os horizontes superficiais, escurecidos pela matéria orgânica, apresentam em geral texturas franco-arenosas, com estruturas grumosas medianamente estáveis. No *pedon SC1* pode observar-se um certo grau de compacidade e de endurecimento, sobretudo no horizonte (B)C, onde são visíveis manchas descontínuas de ferruginização associadas a condições de drenagem interna deficiente. Nos horizontes subsuperficiais dos restantes solos, que tendem a apresentar as cores típicas do material originário, dada a pouca evolução experimentada, predominam as texturas arenosas, conferindo ao solo uma elevada macroporosidade e condições de drenagem interna elevada ou mesmo excessiva, apresentando valores da densidade aparente à volta de 0,9, o qual constitui o limite de referência para os *Andossolos*.

A retenção de humidade a 33 kPa, determinada em amostra húmida, assume valores elevados nos horizontes ricos em matéria orgânica, ultrapassando os 100% em 4 deles e ficando pelos 89% no horizonte Ah do *pedon SC4*. Contrariamente, os horizontes vítricos menos alterados apresentam, para este parâmetro, os valores mais baixos. Os teores de humidade a 1500 kPa evoluem no mesmo sentido, embora dentro de uma gama de valores necessariamente mais elevados. A diferença entre estas constantes de humidade dá-nos uma estimativa da *capacidade utilizável* da água do solo, a qual apresenta valores significativos, mesmo nos horizontes mais vítricos onde se situa entre os 30 e os 40%, o que se explica pela elevada microporosidade natural, característica do material pomítico.

Os teores de matéria orgânica são elevados nos horizontes superficiais e ainda no horizonte Ahb do *pedon SC1*, sendo baixos ou muito baixos nos restantes horizontes. A maioria dos valores do pH (H₂O) situa-se no intervalo 5 a 7. Os valores mais baixos encontram-se nos horizontes superficiais devido ao efeito acidificante da matéria orgânica, sendo mesmo inferior a 5 no *pedon SC1*.

A retenção de fosfato (P ret.) indica, de um modo geral, uma baixa reatividade dos materiais. Os únicos dois valores que se situam por volta dos 80%, correspondem a horizontes

onde os teores de Al_o ultrapassam ligeiramente os 2%. Apenas para o pedon SC1 estes valores apresentam alguma expressão, embora quase sempre abaixo dos 2% que é o valor de referência para os *Andossolos*. No entanto, os valores do Fe_o são bastante inferiores, refletindo certamente os baixos teores em ferro do material originário. Em todos os outros pedons, caracterizados por baixos índices de alteração, os valores tanto de Al_o como de Fe_o são muito baixos. Os teores, de Al_p e de Fe_p , são igualmente muito baixos sendo os de Al_p sempre inferiores aos de Al_o o que indica a predominância de formas minerais ativas sobre as organo-minerais, ainda que a níveis reduzidos. Nos horizontes ricos em matéria orgânica, a relação Al_p/Al_o atinge os seus valores máximos, situando-se por volta dos 50%.

Característico também dos *Andossolos* e que os diferencia de outros tipos de solos, são os valores de silício extraído pelo oxalato (Si_o). A razão Al_o-Al_p/Si_o , indica aproximadamente a razão atômica Al/Si da alofana e imogolite. Com base nesta razão e no teor de Si_o , tido como sílica estrutural da alofana e imogolite, é possível estimar o conteúdo destes materiais no solo (Parfitt e Wilson, 1985). Os valores de alofana estimados de acordo com este critério, só foram calculados para o pedon SC1e para o horizonte 2Ab do pedon SC5 uma vez que, em todos os outros casos, os valores referentes às análises de dissolução seletiva, são muito reduzidos, indicando a ausência de constituintes secundários de natureza alofânica.

Quanto aos valores do fósforo e do potássio ditos “assimiláveis”, determinados no caso presente pelos métodos de Olsen e de Mehlich, respetivamente, verifica-se que o fósforo tende a apresentar teores significativos no horizonte superficial, associados a práticas agrícolas da adubação. Assim, nos pedons SC1 e SC2 o valor é muito alto no horizonte superficial, passando a teores diminutos em profundidade.

A génese dos *Andossolos* está ligada à alteração do material vulcânico rico em vidro, à síntese de alofana e imogolite e à formação de complexos organo-minerais. Os materiais de origem piroclástica, vítricos, muito porosos, dão lugar a uma rápida alteração e à formação abundante de produtos amorfos e criptocristalinos, que constituem a mineralogia típica destes solos. A rapidez dos processos de alteração determina a existência abundante de nutrientes, o que permite o desenvolvimento precoce de um coberto vegetal favorecido por condições de humidade e temperatura. Assim, nas etapas iniciais de desenvolvimento, estes solos apresentam, por vezes, um carácter húmifero em superfície sobre uma camada pouco meteorizada de tipo rególico. O excesso de bases libertadas nesta fase inicial é eliminado, num período de tempo relativamente curto, devido à humidade do clima, e vão-se formando geles siliciosos e alumínicos cuja precipitação conjunta dá origem à síntese dos compostos alofânicos e imogolite.

Em síntese, os solos da bacia hidrográfica das Sete Cidades enquadram-se na sua maioria na categoria dos *Regossolos (Entisols)* e nalguns casos na de *Andossolos Vítricos (Vitrandes)*, podendo ser genericamente caracterizados como solos fracamente evoluídos sobre depósitos muito espessos de materiais piroclásticos constituídos por camadas de cinzas de granulometria fina e/ou pedra pomes, os quais se apresentam em geral muito porosos. A fraca coesão dos materiais vítricos pouco evoluídos que constituem estes solos, associada a teores relativamente baixos de matéria orgânica, torna-os particularmente vulneráveis a processos erosivos, requerendo por isso adequadas práticas de uso e manejo.

Para a classificação dos *pedons* descritos adoptámos um critério informal referido na legenda que acompanha o delineamento cartográfico apresentado na *Fig. 2.6.* baseado na classificação inicialmente proposta por Ricardo *et al.* (1978-79) para os solos dos Açores.

3.2.3. Caracterização do fósforo do solo

3.2.3.1. Critério de amostragem e metodologias

O estudo analítico que serviu de base à caracterização e distribuição do P no solo foi desenvolvido a partir da amostragem das principais áreas de pastagem da bacia hidrográfica das Sete Cidades cujo escoamento superficial se faz para a lagoa. Uma vez que as pastagens nesta bacia hidrográfica se encontram estruturadas em parcelas definidas e exploradas com critérios de manejo (encabeçamento e fertilizações) diferenciados por agricultor, a estratégia de colheita das amostras de solo teve por base a parcela individual identificada no terreno e não uma malha rígida previamente definida como adotado no caso das *Furnas*. A amostragem levada a cabo está representada na *Fig. 3.1*, em que a cor de cada um dos pontos corresponde a um determinado intervalo de *P Olsen*, de acordo com a legenda. Assim, na área de *Criações* foram colhidas duas amostras compostas por parcela, uma na zona superior e outra na zona inferior, enquanto na área de *Curral das Freiras* foi colhida uma amostra composta por parcela. Colheram-se também algumas amostras na zona adjacente à *Vala das Sete Cidades*, embora em menor número, uma vez que a drenagem desta zona é conduzida para o exterior da bacia hidrográfica, não atingindo, portanto, a lagoa.

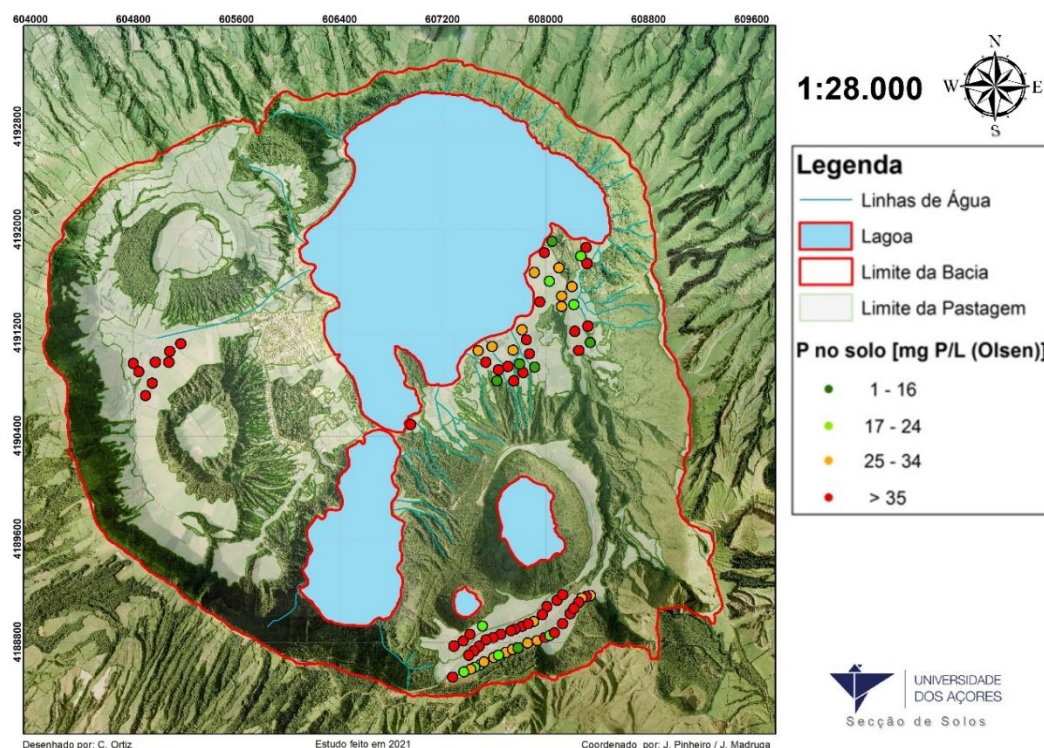


Figura 3.1: Distribuição de *P Olsen* nas áreas de pastagem em função dos pontos de amostragem.

Deste modo, cada ponto definido no terreno corresponde a uma amostra composta constituída por 25-30 subamostras colhidas 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, pelo que a profundidade da amostragem deve ser, neste caso, inferior àquela que se destina a fins agrícolas. Assim, foram colhidas 84 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, de acordo com a metodologia proposta por van der Zee *et al.* (1988, 1990).

3.2.3.2. Fósforo solúvel (Método de Olsen)

Embora a ocorrência de um fenómeno de eutrofização deva ser analisada como uma função complexa de diversos fatores influenciadores possíveis, nomeadamente: enriquecimento nutritivo, hidrodinâmica, temperatura, dióxido de carbono, atividade microbológica e biodiversidade, etc. N e P são os dois elementos presentes em menor proporção na fórmula molecular em algas ($C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$), sendo o fósforo tido como o elemento-chave do processo em massas de água doce, constituindo o fator limitante da produtividade biológica sendo, portanto, 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, 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 face ao risco de eutrofização (Sharpley *et al.*, 2013).

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

Com base em resultados de um estudo experimental 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). 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.

Os pontos de amostragem representados na *Fig. 3.1.* com indicação dos intervalos de valores referentes ao P extraível (*Olsen*) no conjunto das 3 áreas de pastagem da bacia hidrográfica das *Sete Cidades* apresentam teores de fósforo no solo altos e muito altos situando-se na sua maioria acima de 25 mg L^{-1} , conforme se pode observar na *Fig. 3.2*, sendo este o valor a partir do qual a probabilidade de resposta agronómica é tendencialmente nula (dados analíticos completos em *Tabela 2* do Anexo).

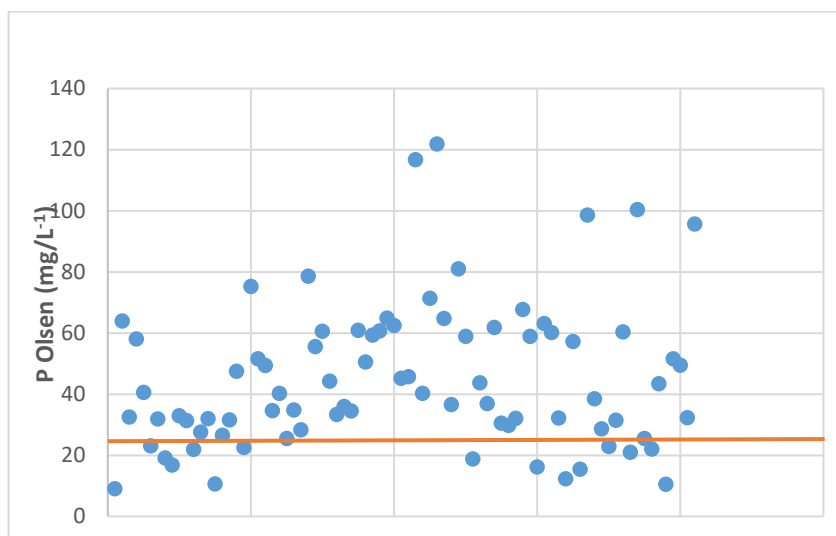


Figura 3.2: Valores de P (*Olsen*) na bacia hidrográfica das *Sete Cidades* situados acima e abaixo do valor crítico de 25 mg/L^{-1} (linha a vermelho).

Deste modo, na maioria dos pontos amostrados os valores são francamente excessivos, situando-se bastante acima do valor agronómico considerado recomendável, conforme se pode observar também no *Quadro 4* onde se apresentam os parâmetros estatísticos dos dados das amostras de solo referentes aos pontos de colheita indicados no mapa da *Fig. 3.1*.

Sendo estes solos naturalmente pobres em fósforo, as concentrações elevadas que se encontram presentemente na sua camada superficial, cujos valores médios por área agrícola se apresentam no *Quadro 4* resultam necessariamente de um processo continuado de adição originado pela atividade agropecuária a qual na bacia das *Sete Cidades* não parece que tenha vindo a diminuir, ao contrário do que tem ocorrido na bacia das *Furnas*, onde têm sido implementadas diversas medidas de redução e de atenuação que embora a prazo hão de vir a ter um reflexo positivo na resposta da massa de água aos efeitos da eutrofização. Com efeito, tem sido demonstrado em diversos estudos que a redução do transporte a partir de solos onde

se foi acumulando uma carga excessiva de P ao longo dos anos passa em geral por um processo lento de atenuação o qual tende a perdurar por longos períodos de tempo, que podem ser de dezenas de anos, mesmo após a cessação das adições fosfatadas.

Quadro 4: Valores da média, desvio padrão (DP), máxima (Máx.) e mínima (Min.) de P (Olsen) das amostras de solo de pastagens das Sete Cidades referentes aos pontos de colheita indicados no mapa da Fig. 3.1.

Zona agrícola (amostras)	Média*	DP	Máx.	Min.
<i>Criações</i> (42)	40,7	16,2	79	11
<i>Cerrado das Freiras</i> (32)	43,0	24,6	100	11
<i>Vala das Sete Cidades</i> (8)	74,0	29,6	122	37

* Valores de P Olsen expressos em mg.L^{-1}

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 5 perfis estudados. Assim, nos perfis SC1 e SC2 em que os teores de P *Olsen* apresentam um valor elevado, os seus teores sofrem redução significativa a pouca profundidade o mesmo se verificando nos restantes perfis em que os valores superficiais de P são baixos sugerindo uma mobilidade interna reduzida do fósforo nestes solos apesar da sua natureza vítrea e de meteorização incipiente que indicam uma capacidade de retenção de fosfatos limitada. Esta mesma constatação foi verificada de modo mais consistente num estudo anterior orientado por nós (Simões, 2001) em que foram selecionadas em cada uma das três principais áreas de pastagem da bacia (*Caminho do Cemitério*, *Cerrado das Freiras* e *Criações*) duas parcelas, uma com nível “alto” de P *Olsen* e outra com nível “baixo”, tendo cada um destes locais sido então objeto de uma amostragem às profundidades de: 0-3; 3-6; 6-10; 10-15; 15-25 cm, em 5 pontos de cada parcela de forma a obter-se uma amostra composta para cada profundidade, sendo que no total foram estudados 6 parcelas (150 amostras individuais das quais resultaram 30 amostras compostas) de cuja análise foi possível concluir que o P *Olsen* se concentra à superfície do solo até aos 6 cm, decrescendo drasticamente nas camadas mais profundas, refletindo assim o efeito das práticas habituais de adubação da pastagem.

3.2.3.3. 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,

essa capacidade estará também dependente do grau de saturação do solo em P, num dado contexto de uso agrícola.

Várias abordagens têm sido usadas para estimar o risco ambiental induzido pela desorção de P do solo dos quais os 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 mormente em áreas vulneráveis, onde o risco de eutrofização esteja presente.

O conjunto de valores obtidos para o GSP das amostras colhidas apresenta-se na *Fig.3.3.* verificando-se que refletem, no seu conjunto, um elevado grau de saturação de P dos solos das *Sete Cidades*. 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 GSP calculados pela fórmula: $GSP = P_{ox} / 0,5(Al_{ox} + Fe_{ox})$. A listagem de todos os parâmetros determinados para estes cálculos encontra-se na *Tabela 3* do Anexo.

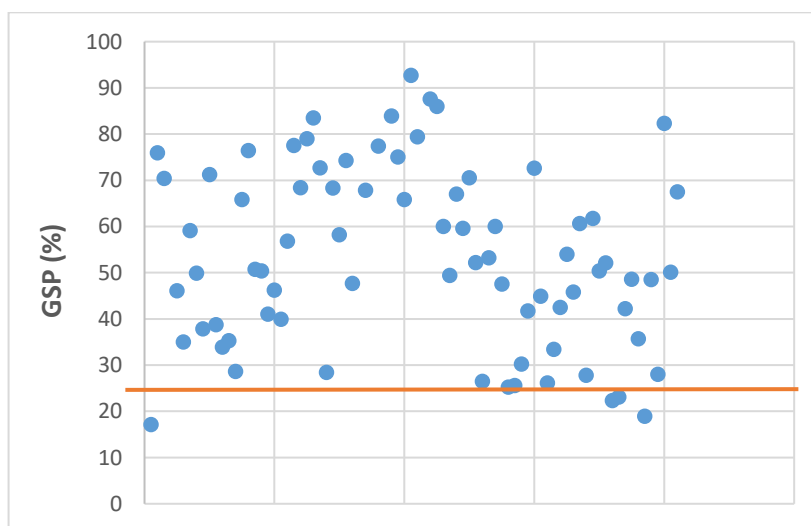


Figura 3.3.: Valores de GSP em amostras de solo da bacia hidrográfica das Sete Cidades.

Os valores do grau de saturação de fósforo (GSP) determinados não apresentaram correlação com os valores de P *Olsen*, revelando esta comparação um elevado grau de dispersão, conforme se pode observar na *Figura 3.4.*, a qual poderá estar associada a uma relativa variabilidade da capacidade fixadora do solo determinada a partir dos valores de Al_{ox} e Fe_{ox}

obtidos para cada ponto de amostragem (*Tabela 3 - Anexo*). De notar que esta capacidade fixadora do solo, dada pelo valor de CSP (*Tabela 3 do Anexo*), pretende ser a medida do potencial de adsorção de P pelos componentes matriciais do solo: complexos organo-metálicos de Al/Fe e constituintes alofânicos, os quais nestes solos se apresentam muito baixos comparativamente ao que é característico dos *Andossolos*, dada a juventude dos materiais dominantes nas Sete Cidades que se apresentam em estádios de evolução ainda muito incipiente, contribuindo assim para justificar o maior grau de saturação em P que os dados revelam nestes solos onde a carga de P é elevada em resultado das adubações.

Deste modo, não foi possível estabelecer um valor de P *Olsen* 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) pelo que, no caso presente, a assunção desta relação carece da consistência necessária para a adoção do GSP como critério ambiental face à dispersão dos resultados obtidos.

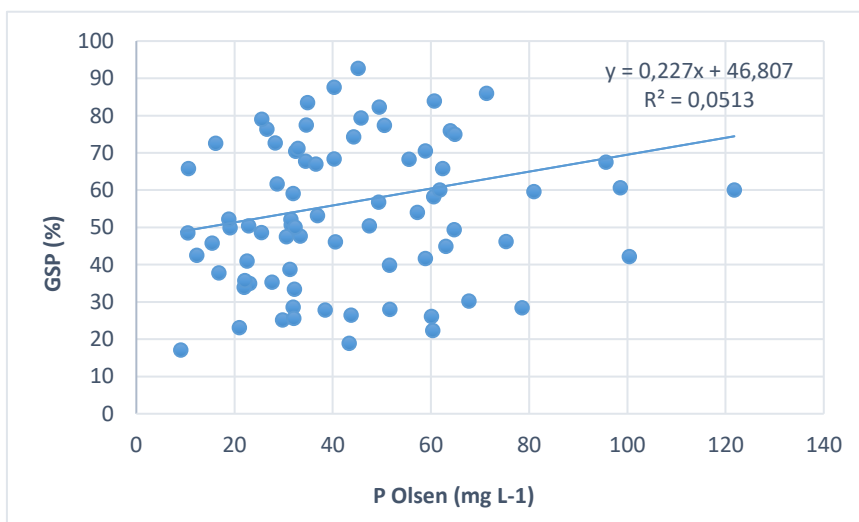


Figura 3.4: Correlação entre valores de P Olsen e de GSP em amostras de solo da bacia

3.2.4. Definição espacial do “índice de fósforo” (IP)

3.2.4.1. Enquadramento

O fósforo adicionado ao solo agrícola (fertilizantes e estrumes) e que depois fica em parte nele retido através de diversos processos de adsorção, constitui a fonte originária do escoamento e transporte para as massas de água podendo provocar a sua eutrofização, sendo essa fração referida na literatura mais recente como “herança de P” (*P heritage*) a qual pode ter um efeito por longos períodos de tempo (Kleinman *et al.*, 2011).

Estas áreas de *origem* do P no solo são variáveis no tempo, podendo sofrer 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 manejo 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), correspondendo em geral apenas a uma fração da área total da bacia hidrográfica, que em muitos casos de estudo não ultrapassou os 20%.

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 planejamento de bacias hidrográficas. O IP foi proposto, de início, por Lemunyon e 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 e Gilbert, 1993) apresenta uma estrutura de cálculo aditiva visto que os fatores de influência e seus respectivos 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 afetados dos seus valores ponderais (Weld *et al.*, 2003).

3.2.4.2. Aplicação do método

A partir dos conceitos e metodologias apresentados no ponto anterior tentámos adaptar o critério de indexação do fósforo - IP - para aplicação à bacia hidrográfica das *Sete Cidades* tal como o havíamos feito para as *Furnas* (Pinheiro *et al.* 2016), com o objetivo de caracterização e hierarquização espacial do risco de transporte de P de origem agrícola na área da bacia.

Para a adaptação do método do *Índice de Fósforo* (IP) e definição das áreas críticas da bacia das *Sete Cidades*, de acordo com o mesmo critério adotado para as *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 um dos pontos 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 tanto das *Furnas* como agora das *Sete Cidades* 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), conforme indicado no *Quadro 6*.

Quadro 5: 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	(1)	(2)	(4)	(8)	
Nível P (mg/L)	1-16	17-24	25-34	>35	
Factor e	(0,6)	(0,7)	(0,8)	(0,9)	(1,0)
Declive (%)	<3	3-10	11-20	21-30	>30
Factor d	(0,6)	(0,7)	(0,8)	(0,9)	(1,0)
Distância (m)	>200	200-150	100-150	50-100	<50

Fórmula de cálculo: $IP = P \times e \times d$

Método de cálculo: com base no valor ponderal atribuído a cada um dos fatores

*Quadro 6: Classificação do nível de risco a partir do índice de Fósforo (IP)**

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

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

3.2.4.3. Definição das áreas críticas da bacia hidrográfica das Sete Cidades

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, na *Fig. 4.1*, apresenta-se o resultado da aplicação desta metodologia à bacia hidrográfica das *Sete Cidades* sendo a classificação do risco de perda de P representada cartograficamente em função do valor de IP para o cenário considerado. Os respetivos valores em percentagem da área apresentam-se no *Quadro 7*.

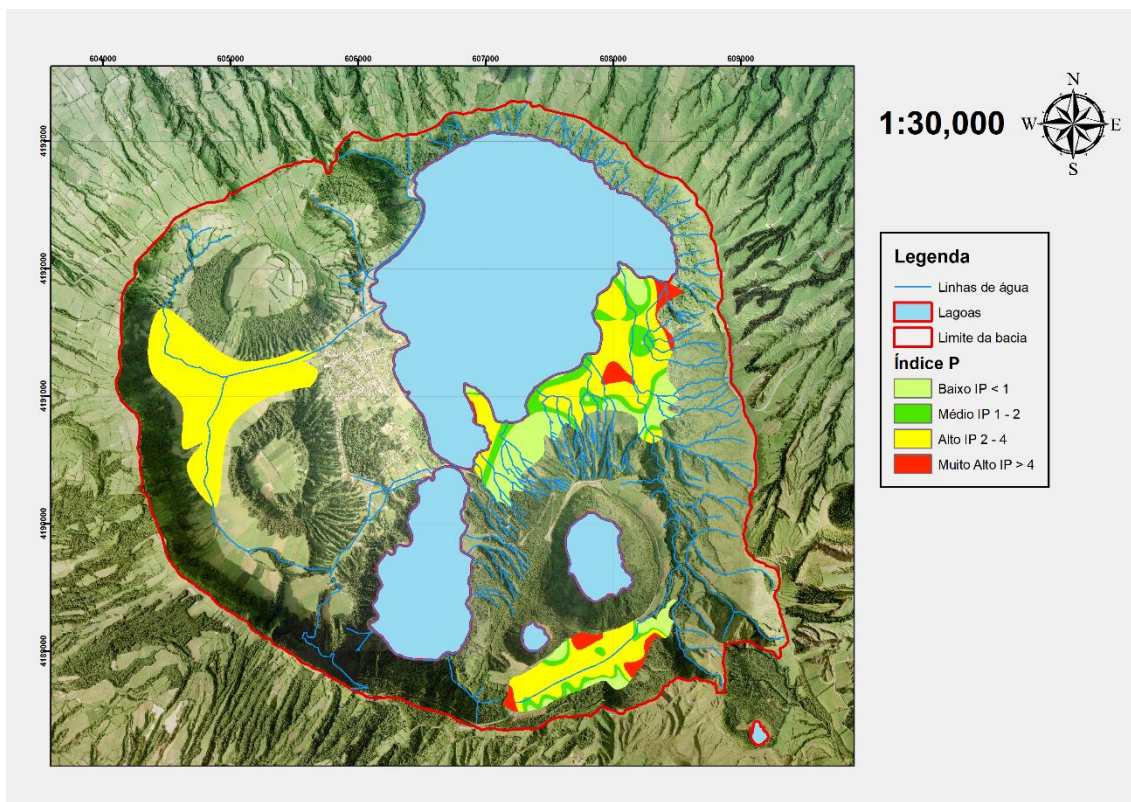


Figura 4.1. Definição das áreas críticas Quadro 6: Classificação do nível de risco a partir do índice de Fósforo (IP)

Quadro 7: Percentagem da área e nível de risco a partir do índice de Fósforo (IP)

IP	% da Área	Risco de perda de P
<1	14,6	Baixo
2-3	24,8	Médio
3-4	53,0	Alto
>4	7,6	Muito Alto

Assim, de acordo com o cenário proposto pelo critério de cálculo do IP que adotámos para a bacia das *Sete Cidades*, as pastagens que foram objeto de amostragem e análises de solos (P *Olsen*) apresentam um risco muito alto em 7,6% da área total, alto em 53%, médio em 24,8% e baixo em 14,6%, conforme o delineamento cartográfico da Fig. 4.1. Importa assinalar que o rigor da definição cartográfica das diferentes áreas de risco em função do IP está, no caso do presente estudo, de certo modo prejudicado pelo facto de o critério de amostragem dos solos não ter por base uma malha rígida pré-definida, à semelhança do que foi adotado para as *Furnas*. Tal alteração de critério deveu-se ao facto de as pastagens na bacia das *Sete Cidades* se encontrarem estruturadas em parcelas sujeitas a práticas diferenciadas por agricultor, pelo que

a amostragem dos solos teve por base a parcela individual identificada no campo e, portanto, sujeita a um certo grau de aleatoriedade.

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 tão detalhada quanto possível 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 3.3. deste relatório, 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.

3.3. ESTUDO HIDROLÓGICO

3.3.1. Caracterização hidrológica - Introdução

O comportamento hidrológico de uma zona é de extrema importância quando se pretende conhecer o estado dos recursos hídricos superficiais. Neste projeto continuamos a monitorizar o escoamento superficial na sub-bacia do *Salto da Inglesa* da bacia hidrográfica da *Lagoa das Furnas* antes e após a abertura do canal de desvio de parte do escoamento superficial da área drenada com maior carga poluente para fora da bacia e iniciamos o estudo na bacia da *Sete Cidades*, com a instalação do medidor de caudal e recolha de amostras de água para a determinação de nutrientes de origem agrícola drenados na sub-bacia da *Grota do Inferno*.

Ambas as bacias hidrográficas em estudo possuem uma estação meteorológica junto ao espelho de água, totalmente automatizadas com registos diários da temperatura máxima e mínima do ar, radiação solar, humidade relativa do ar, direção e velocidade do vento e precipitação e fazem parte da rede hidrometeorológica dos Açores da Secretaria Regional do Ambiente e das Alterações Climáticas. A da *Lagoa das Furnas*, localizada a 37º 45' 43" N; 25º 19' 45" O; 280 m de altitude (*Fig. 5.1.*) e a da *Lagoa Azul das Sete Cidades* localizada a 37º 51' 58" N; 25º 46' 20" O; 260 m de altitude (*Fig. 5.2.*).

Os amostradores automáticos de recolha de amostras de água para análise laboratorial são da marca *Teledyne ISCO*, modelo 6712, alimentados com bateria e painel solar (*Fig. 5.3.*). Este tipo de amostrador permite a recolha de amostras compostas ao longo do tempo, tendo sido programado para a recolha de uma sub-amostra com 150 ml de 12 em 12 horas, correspondendo a uma amostra composta de 3 em 3 dias de 900 ml.

As amostras de água foram analisadas no laboratório da Direção Regional do Ordenamento do Território e Recursos Hídricos. Os parâmetros analisados foram: o fósforo total solúvel, o ortofosfato, os sólidos suspensos totais e o nitrato, com início a 1 de agosto de 2019 e final a 31 de agosto de 2020 com uma interrupção entre 3 de março e 6 de junho de 2020 devido à pandemia do COVID-19.



Figura 5.1.: Estação meteorológica da Lagoa das Furnas localizada a $37^{\circ} 45' 43''$ N; $25^{\circ} 19' 45''$ O e 280 m de altitude.



Figura 5.2.: Estação meteorológica da Lagoa das Sete Cidades localizada a junto à Lagoa azul, a $37^{\circ} 51' 58''$ N; $25^{\circ} 46' 20''$ O e 260 m de altitude.



Figura 5.3.: Amostrador automático de recolha de amostras de água para análise laboratorial, marca Teledyne ISCO, modelo 6712.

Os métodos analíticos foram os seguintes: Determinação de fósforo total solúvel - filtração da amostra, digestão com persulfato e cálculo do fósforo através do método colorimétrico com ácido ascórbico; Determinação dos ortofosfatos - cálculo do fósforo através do método colorimétrico com ácido ascórbico; Determinação de Sólidos Suspensos Totais à temperatura de 103-105°C; Determinação de nitratos através do Kit da WTW com a referência 14773, em que a gama de leitura está entre os 0,2 e os 20 mg N-NO₃/L

3.3.2. Caracterização climática

A evapotranspiração de referência (ET_o), mensal e anual, foi estimada pelo método de Penman-Monteith FAO (Allen *et al.*, 1998), a partir dos dados registados nas estações meteorológicas junto aos planos de água das *Lagoas das Furnas* para os anos hidrológicos de 2011/12 a 2019/20 (Fig. 5.4.) e das *Sete Cidades* para os anos hidrológicos de 2015/16 a 2019/20 (Fig. 5.5.).

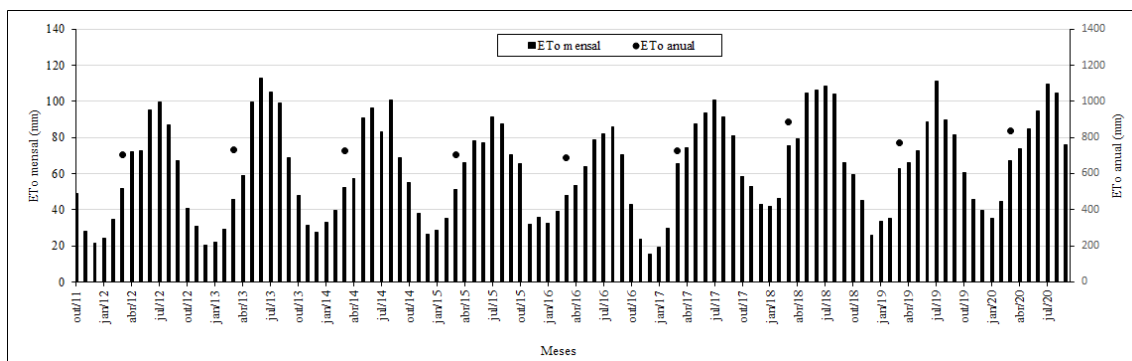


Figura 5.4.: Evapotranspiração de referência estimada pelo método de Penman-Monteith FAO (Allen *et al.*, 1998), a partir dos dados registados na estação meteorológica da lagoa das Furnas situada a uma cota de 280 m.

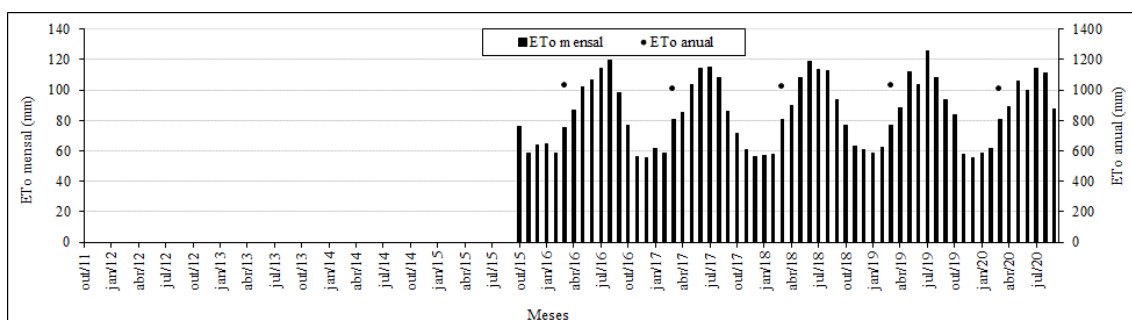


Figura 5.5.: Evapotranspiração de referência estimada pelo método de Penman-Monteith FAO (Allen *et al.*, 1998), a partir dos dados registados na estação meteorológica da lagoa das Sete Cidades situada a uma cota de 260 m.

A evapotranspiração de referência anual junto à *Lagoa das Furnas*, variou entre um máximo de 886 mm e um mínimo de 677 mm, com uma média de 752 mm. Junto à *Lagoa das*

Sete Cidades, a ETo variou entre um máximo de 1031 mm e um mínimo de 1002 mm, com uma média de 1016 mm.

Os valores ponderados da evapotranspiração sobre parte ou a totalidade da bacia hidrográfica foram estimados a partir da relação encontrada para estações localizadas a cotas entre os 280 m e os 770 m para a Ilha de S. Miguel (Pinheiro *et al.*, 2016).

A precipitação diária e anual, para os anos hidrológicos de 2015/16 a 2019/20, registada nas estações meteorológicas junto às lagoas está representada nas Fig. 5.6.e 5.7. para as *Lagoas das Furnas* e das *Sete Cidades*, respetivamente.

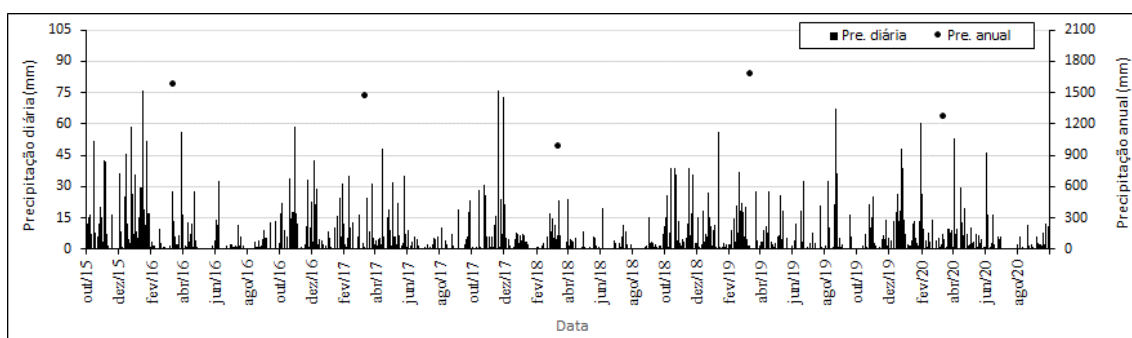


Figura 5.6.: Precipitação diária e anual registada na estação meteorológica da lagoa das Furnas situada a uma cota de 280 m.

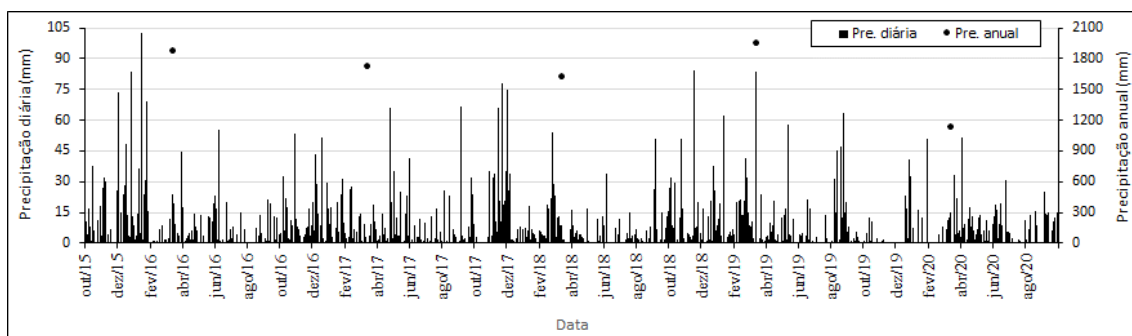


Figura 5.7.: Precipitação diária e anual registada na estação meteorológica da lagoa das Sete Cidades situada a uma cota de 260 m.

Para a *Lagoa das Furnas*, a precipitação anual variou entre um mínimo de 986 mm para o ano hidrológico de 2017/18 e um máximo de 1680 para o ano hidrológico de 2018/19, com um valor médio anual de 1394 mm para os cinco anos de registo. O valor máximo diário foi de 75,8 mm.

Para a *Lagoa das Sete Cidades*, a precipitação anual variou entre um mínimo de 1126 mm para o ano hidrológico de 2019/20 e um máximo de 1941 para o ano hidrológico de 2018/19, com um valor médio anual de 1654 mm para os cinco anos de registo. O valor máximo diário foi de 102,3 mm.

A precipitação ponderada sobre parte ou a totalidade da bacia hidrográfica foi estimada 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 1976/77 a 2013/14. Para estas duas estações, verifica-se uma dependência direta com a altitude, $r^2 = 0,80$, com um aumento de 12,5 % por cada 100 m de altitude. A relação da precipitação com a altitude também já tinha sido referida por Bettencourt (1977) para os Açores.

3.3.3. Balanço hidrológico e transporte de agroquímicos

3.3.3.1. Bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas

A área de drenagem natural da bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas tem uma área total de 1028 ha. Parte desta área é ocupada com solos de pastagem permanente com pastoreio e aplicação de fertilizantes, que origina escoamento superficial com contaminantes para a lagoa. No relatório final que apresentamos em 2016 (Pinheiro *et al.*, 2016) do projeto “Caraterização e monitorização ambiental dos solos da bacia hidrográfica da lagoa das Furnas – Ilha de S. Miguel” era esta a realidade da bacia, onde focamos o estudo na sub-bacia do salto da inglesa com uma área de drenagem de 310 ha. As conclusões do relatório (Pinheiro *et al.*, 2016) apontam para uma lixiviação média anual de 87 kg de fósforo ($0,28 \text{ kg ha}^{-1}$), 10 172 kg de potássio ($3,27 \text{ kg ha}^{-1}$), 8 868 kg de nitrato ($28,6 \text{ kg ha}^{-1}$); 2 502 kg de cálcio ($8,07 \text{ kg ha}^{-1}$) e 1 385 kg magnésio ($4,47 \text{ kg ha}^{-1}$)

Em dezembro de 2017 foi concluída a obra do canal para desvio de parte da área até então escoada pela linha de água do Salto da Inglesa, reduzindo a área total de drenagem direta para a *Lagoa das Furnas* em 221,27 ha, ficando a sub-bacia do salto da inglesa reduzida a 81,96 ha. Depois de retificadas as áreas face a esta nova situação, a área total de drenagem para a lagoa é agora de 815,73 ha, representando a sub-bacia do salto da inglesa 10% da área total, com uma cota que varia entre os 490 m e os 620 m de altitude (*Fig. 5.8.*).

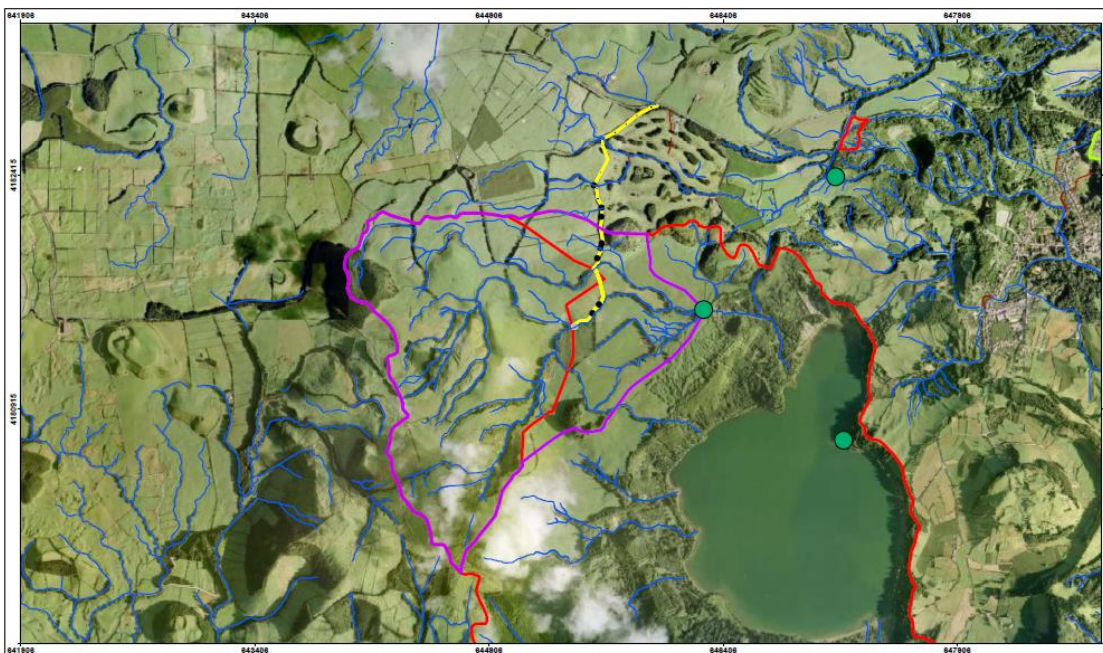


Figura 5.8.: Sub-bacia hidrográfica do Salto da Inglesa (traçado lilás), com delimitação da área de drenagem desviada (traçado laranja) e a conduta de desvio (traçado amarelo).

O escoamento superficial foi registrado na estação hidrométrica do *Salto da Inglesa*. Vamos considerar três períodos distintos: os anos hidrológicos de 2011/12 a 2014/15 referente ao anterior projeto; os anos hidrológicos 2015/16 e 2016/17 antes de abertura da vala de drenagem; os anos hidrológicos de 2017/18 a 2019/20 após a abertura da vala de drenagem.

Nestes três períodos, o coeficiente de escoamento foi de 0,18, 0,25 e 0,49, respectivamente. É de salientar o valor mais elevado no último período que pode ser justificado pelo aumento da proporção relativa de solos menos permeáveis dentro da nova configuração da bacia ou pelo controlo das comportas no canal de drenagem (Fig. 5.9.). No entanto a quantidade de escoamento gerado na sub-bacia do *Salto da Inglesa* que entrou na lagoa teve uma redução de 42%.

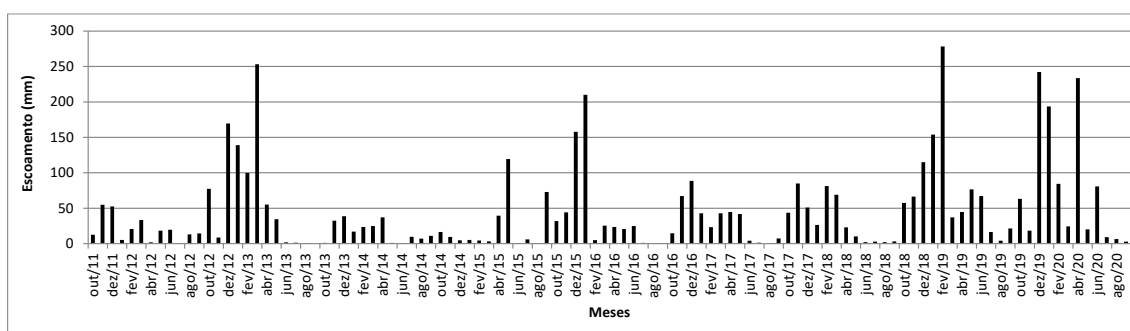


Figura 5.9.: Escoamento superficial mensal registrado na estação hidrométrica do salto da Inglesa para os anos hidrológicos de 2011/12 a 2019/20.

O balanço hídrico para a sub-bacia do *Salto da Inglesa* com 81,96 ha, após a construção da vala de drenagem, inserida na bacia hidrográfica da *Lagoa das Furnas*, média de 2 anos

hidrológicos, 2018/19 e 2019/20, está representado na figura Fig. 5.10. A precipitação direta média anual foi de 1 908 mm, evapotranspiração 572 mm, infiltração 558 mm e escoamento superficial 778 mm.

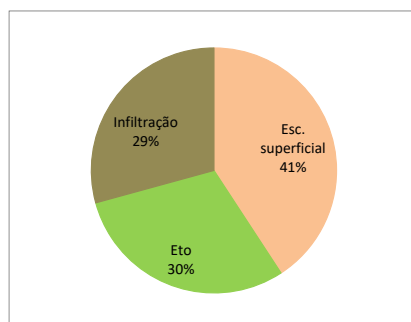


Figura 5.10.: Balanço hídrico da sub-bacia do salto da inglesa com 81,96 ha, inserida na bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, média de 2 anos hidrológicos, 2018/19 a 2019/20.

O amostrador automático de recolha de amostras, instalado em maio de 2015, na linha de água do *Salto da Inglesa*, foi reativado em agosto de 2019, tendo sido colhidas amostras de água até final de agosto de 2020 com uma interrupção entre 3 de março e 6 de junho de 2020 devido à pandemia do COVID-19.

As análises na água do escoamento superficial para o fósforo total solúvel, ortofosfato, nitrato e sólidos suspensos totais, estão nas figuras Fig. 5.11., Fig. 5.12., Fig. 5.13. e Fig. 5.14. respetivamente e no *Quadro 9*.

As médias anuais das quantidades lixiviadas da sub-bacia do *Salto da Inglesa* após a construção da vala de drenagem, foram de 68 kg de fósforo total solúvel ($0,83 \text{ kg ha}^{-1}$), 53 kg de ortofosfato ($0,65 \text{ kg ha}^{-1}$), 398 kg de nitrato ($4,80 \text{ kg ha}^{-1}$) e de 22,5 Mg de sólidos suspensos totais (274 kg ha^{-1}).

A concentração média de fósforo solúvel determinada agora na água de escoamento superficial ($0,107 \text{ mg L}^{-1}$) é maior do que a encontrada para o período de maio a junho de 2015 e novembro de 2015 a março de 2016 com $0,06 \text{ mg L}^{-1}$ referente ao projeto anterior (Pinheiro *et al.*, 2016). No entanto a concentração média de nitrato determinada agora na água de escoamento superficial ($0,619 \text{ mg L}^{-1}$) é menor do que a encontrada para o período de maio a junho de 2015 e novembro de 2015 a março de 2016 com $6,56 \text{ mg L}^{-1}$ (Pinheiro *et al.*, 2016).

Os valores dos sólidos suspensos totais estão de acordo com os valores encontrados por Fontes (2012) em situações e solos semelhantes.

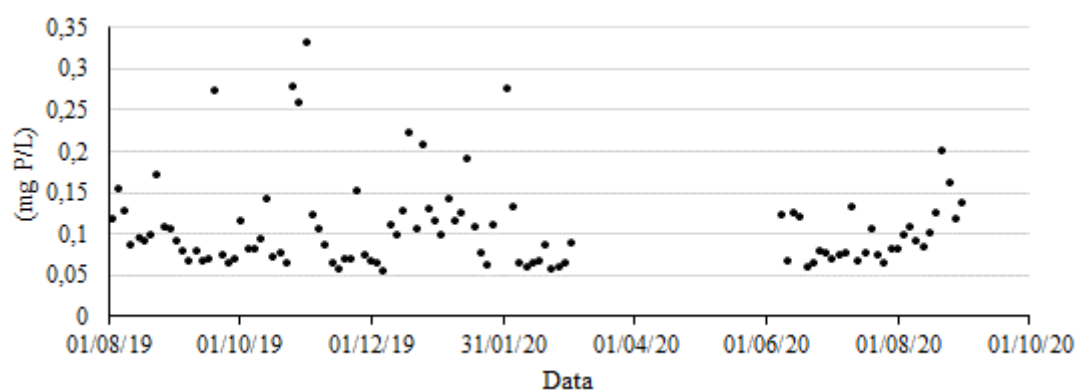


Figura 5.11.: Concentração de fósforo total solúvel determinada na água de escoamento superficial colhida no salto da inglesa, bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, S. Miguel.

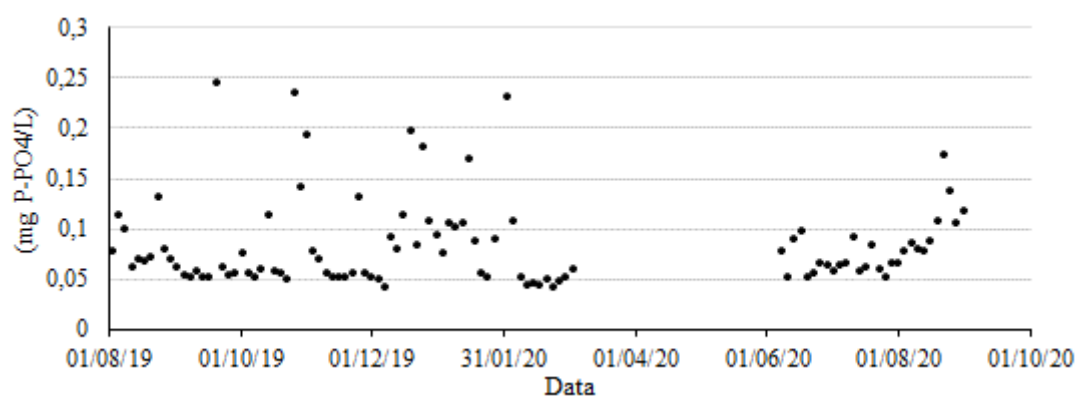


Figura 5.12.: Concentração de ortofosfato determinada na água de escoamento superficial colhida no salto da inglesa, bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, S. Miguel.

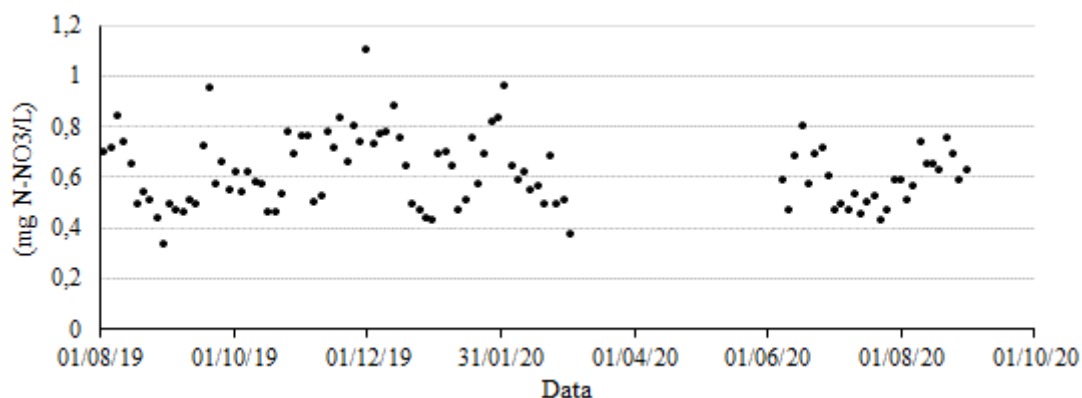


Figura 5.13.: Concentração de nitrato determinada na água de escoamento superficial colhida no salto da inglesa, bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, S. Miguel.

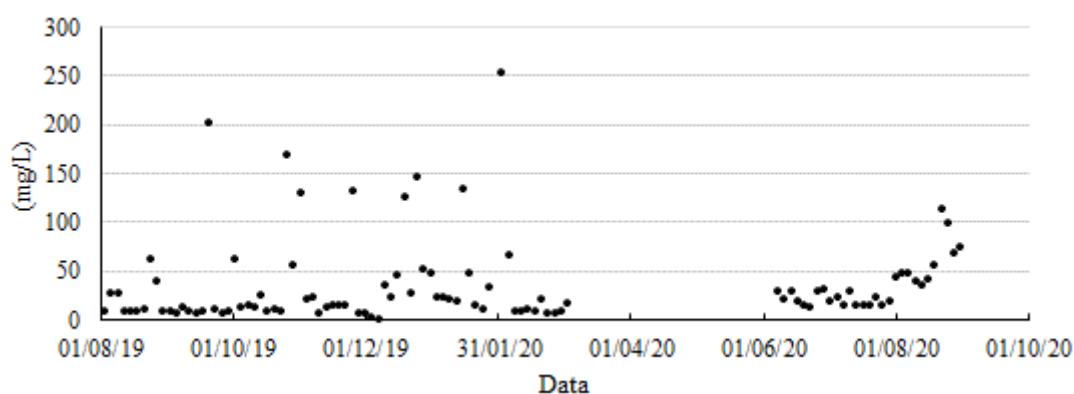


Figura 5.14.: Concentração de sólidos suspensos totais determinada na água de escoamento superficial colhida no salto da inglesa, bacia hidrográfica da lagoa das Furnas, S. Miguel.

Quadro 9: Concentração de fósforo total solúvel, ortofosfato, nitrato e sólidos suspensos totais analisados na água de escoamento superficial da linha de água junto ao salto da inglesa na bacia hidrográfica da Lagoa das Furnas.

	Mínimo	Máximo	Média	Des. Padrão
Fósforo total solúvel (mg L^{-1})	0,055	0,331	0,107	0,053
Ortofosfato (mg L^{-1})	0,041	0,245	0,083	0,043
Nitrato (mg L^{-1})	0,330	1,100	0,617	0,138
Sólidos Suspensos Totais (mg L^{-1})	1,000	253,000	35,255	43,750

3.3.3.2. Bacia hidrográfica da Lagoa das Sete Cidades

A área de drenagem natural da bacia hidrográfica da lagoa Sete Cidades (lagoa azul e lagoa verde) tem uma área total de 1237 ha (Fig. 5.15.).

Por indicação da Direção Regional dos Recursos Hídricos, foi instalado na *Grota do Inferno*, junto ao plano de água da lagoa, um medidor de caudais por ultrassons em agosto de 2019. Esta sub-bacia tem uma área de 300 ha, representando 24% da área total da bacia das *Sete Cidades*, com uma cota que varia entre os 250 m e os 860 m de altitude. Parte desta área é ocupada com solos de pastagem permanente com pastoreio e aplicação de fertilizantes, que poderá originar escoamento superficial com contaminantes para a lagoa.

No período entre a instalação do medidor de caudal e o final de 2020, não foi registado qualquer evento de escoamento superficial. Da análise aos anos hidrológicos de 2015/16 a 2019/20, o ano hidrológico de 2019/20 foi o ano com menor queda pluviométrica (Figura 5.7), com 1126 mm, que corresponde a menos 660 mm do que a média dos 4 anos antecedentes, o que equivale a uma redução de 40%. O máximo diário também foi muito inferior, com 52 mm para o ano hidrológico de 2019/20, tendo-se registado 102,7 mm para o ano hidrológico de 2015/16. Esta variação do regime hídrico, associada às obras efetuadas nas zonas de concentração de fluxos para a retenção de sedimentos e diminuição do escoamento superficial, resultaram num escoamento superficial que foi nulo. No entanto em anos normais, o regime

hídrico deverá voltar a gerar escoamento superficial que permita o registo de eventos na linha de água do *Grota do Inferno*.

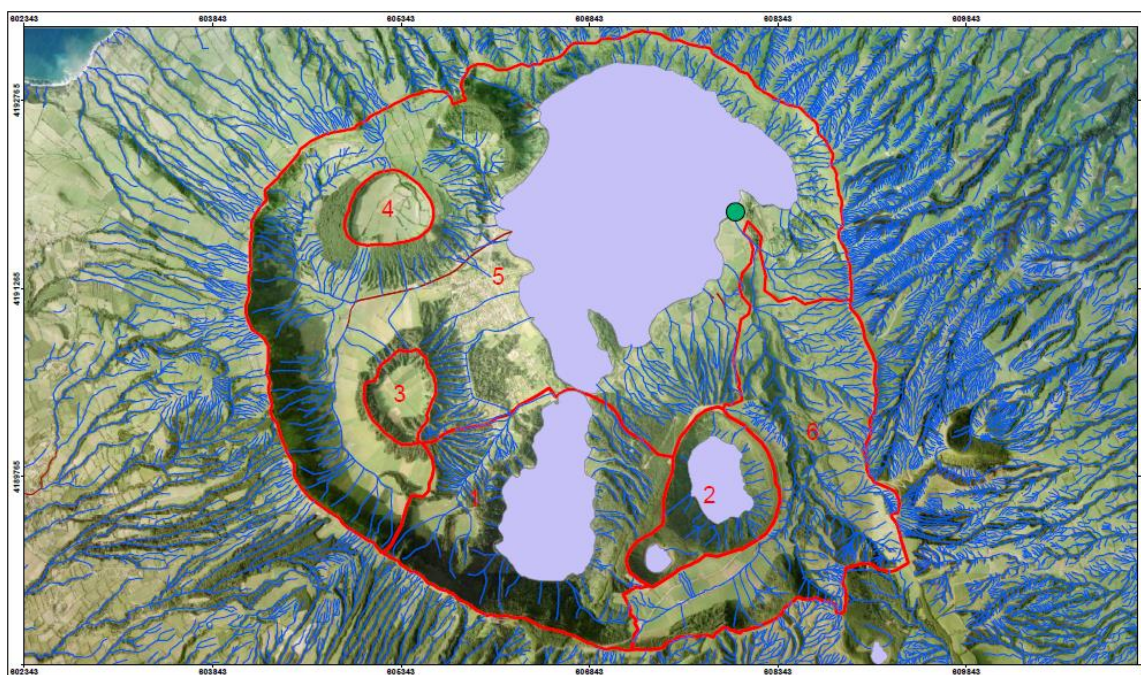


Figura 5.15.: Bacia hidrográfica da Lagoa das Sete Cidades. 1 Sub-bacia da Lagoa Verde; 2 Sub-bacia da Lagoa de S. Tiago e Rasa; 3 Sub-bacia da Caldeira Seca; 4 Sub-bacia da Caldeira do Alferes; 5 Sub-bacia da Lagoa Azul.

Do estudo hidrológico levado a cabo destacam-se os seguintes pontos:

- O transporte de nutrientes para as lagoas depende do regime hídrico e do uso e manejo do solo.

- Na bacia das Furnas o estudo incidiu na sub-bacia do *Salto da Inglesa*, em duas fases distintas, numa primeira fase com o total da área natural drenada para a lagoa, que corresponde ao período de maio de 2015 a março de 2016, e numa segunda fase, a que se refere este projeto, de agosto de 2019 a agosto de 2020, com a construção de um canal de drenagem para o desvio de 221,27 ha, de pastagem permanente com pastoreio direto e aplicação de fertilizantes. De uma fase para a outra, verifica-se uma diminuição acentuada dos nitratos lixiviados na água de escoamento superficial, de 28,6 kg ha⁻¹ para 4,8 kg ha⁻¹ e para o fósforo total um aumento, de 0,28 kg ha⁻¹ para 0,83 kg ha⁻¹. Para o coeficiente de escoamento verifica-se também um aumento de 0,20 para 0,49. No entanto a quantidade de escoamento gerado na sub-bacia do *Salto da Inglesa* que entrou na lagoa teve uma redução de 42%.

- Na sub-bacia da *Grota do Inferno*, integrada na bacia hidrográfica da Lagoa das Sete Cidades, não houve registo de eventos de escoamento superficial no decurso deste estudo. Este

período coincidiu com o ano hidrológico mais seco dos últimos 5 anos, com uma queda pluviométrica inferior à média dos 4 anos antecedentes de 660 mm. O máximo diário também foi inferior, com 30,2 mm abaixo da média dos 4 anos antecedentes. Desta oscilação do ciclo hídrico, associada às obras na zona de concentração de fluxos para a retenção de sedimentos, resultou num escoamento superficial nulo neste período. No entanto, em anos normais do regime hídrico deverá ocorrer escoamento superficial nesta sub-bacia, pelo que importa dar continuidade ao processo de amostragem abarcando um intervalo de tempo mais alargado e continuado que permita a necessária recolha de informação.

4. SUMÁRIO E CONCLUSÕES

1. Os solos das bacias hidrográficas de Furnas e Sete Cidades são originários de materiais piroclásticos de natureza riolítica, muito recentes, com granulometrias variadas, do tipo cinzas por vezes finas até dimensões mais grosseiras, características da pedra-pomes. Tratando-se de solos incipientes ou pouco evoluídos, a sua fertilidade é em geral limitada e de forma mais acentuada em relação ao nutriente fósforo, pelo que as adubações fosfatadas vieram a tornar-se prática habitual e tendencialmente excessiva ao longo dos anos face às necessidades nutritivas da erva. 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. No seguimento da definição cartográfica das *áreas críticas* dos solos da bacia das Furnas (Pinheiro *et al.* 2016), foi estabelecida uma rede composta por 42 pontos a partir da amostragem inicialmente realizada em 2014, tendo a segunda recolha de amostras sido levada a cabo em 2019, verificando-se que os teores no solo decresceram de um valor médio de 44,5 para 26,3 mg L⁻¹ de P (Olsen), embora com uma variabilidade elevada. No entanto, a evolução favorável que poderá estar a verificar-se quanto à diminuição geral da carga de P no solo, é menos evidente em relação a alguns pontos localizados na zona alta da bacia hidrográfica situada a Noroeste (Castelo Branco) e igualmente na zona baixa do extremo Sudeste, provavelmente associados a um menor controlo das adubações fosfatadas, cuja prática deverá ser melhor acompanhada no futuro.

3. Os valores do grau de saturação de fósforo apresentam-se razoavelmente correlacionados ($R^2 = 0,6$) com os de P Olsen para o conjunto de 42 pontos da rede de monitorização estabelecida nas Furnas, apresentando um valor médio de 28% o qual, embora com um elevado grau de dispersão, se situa um pouco acima do valor crítico considerado que é de 25%, acima do qual o risco de desorção do P no solo é tido como elevado. A natureza vítrica dos solos limita a sua capacidade sortiva a qual é muito inferior àquela que é característica dos Andossolos típicos, mais evoluídos.

4. Ao contrário do que tem ocorrido quanto ao uso agrícola da bacia hidrográfica das Furnas, nas Sete Cidades foi assinalada uma “tendência negativa” quanto à área ocupada por pastagens na bacia hidrográfica da lagoa das Sete Cidades, que “tem aumentado de percentagem ao longo dos anos” segundo referido em (SRAA, 2013).

5. Os solos da caldeira das Sete Cidades sendo vítricos e de textura franco-arenosa com predominância de fragmentos pomíticos são potencialmente suscetíveis a fenômenos erosivos. No entanto, presentemente não se identificam na paisagem processos de erosão ativa, sendo certo que a limpeza frequente a que algumas das linhas de drenagem têm que ser submetidas são, mesmo assim, reveladoras de uma permanente ação de transporte de solo e de materiais pomíticos ainda que de uma forma difusa.

6. Os resultados analíticos obtidos, nomeadamente os valores de *P Olsen*, revelam que nas áreas de pastagem da bacia hidrográfica das Sete Cidades 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.

7. 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.

8. Os valores do grau de saturação de fósforo (GSP) determinados nas amostras de solo de Sete Cidades não apresentaram correlação com os valores de *P Olsen*, revelando esta comparação um elevado grau de dispersão a qual poderá estar associada a uma relativa variabilidade da capacidade fixadora do solo determinada a partir dos valores de Al_{ox} e Fe_{ox} obtidos para cada ponto de amostragem. Deste modo, não foi possível estabelecer um valor de *P Olsen* equivalente ao limite crítico de GSP de 25%, pelo que, no caso presente, a assunção desta relação carece da consistência necessária para a adoção do GSP como critério ambiental face à dispersão dos resultados obtidos.

9. 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.

10. A partir do conceito de *áreas críticas* adaptámos o critério de indexação do fósforo (IP) para aplicação à bacia hidrográfica das Sete Cidades à semelhança do que foi feito anteriormente para as Furnas (Pinheiro *et al.* 2016), 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* (IP) identificam-se as *áreas críticas* que numa bacia hidrográfica necessitem de medidas seletivas de controlo e manejo. 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.

11. Os resultados da aplicação desta metodologia permitiram verificar que, no cenário ensaiado, cerca de 53% do conjunto das áreas de pastagem da bacia hidrográfica de Sete Cidades apresentam um nível de risco alto e 7% muito alto. Os níveis de risco médio e baixo abrangem 24,8% e 14,6% da área de pastagem, respetivamente.

12. 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.

13. Foi dada continuidade à exploração do amostrador automático instalado na ribeira do *Salto da Inglesa*, nas Furnas, para recolha de amostras de água destinadas ao estudo hidrológico e à estimativa do transporte de nutrientes tendo sido também instalado um novo amostrador na *Grota do Inferno*, em *Sete Cidades*.

14. Na lagoa das Furnas o estudo incidiu na sub-bacia do *Salto da Inglesa*, em duas fases distintas. Numa primeira fase com o total da área natural drenada para a lagoa, que corresponde ao período de maio de 2015 a março de 2016, e numa segunda fase, a que se refere este projeto, de agosto de 2019 a agosto de 2020, tendo ocorrido, entretanto a construção de um canal de drenagem para o desvio das águas de escoamento de 221,27 ha de pastagem permanente com pastoreio direto e aplicação de fertilizantes. De uma fase para a outra, verificou-se uma diminuição acentuada dos nitratos lixiviados na água de escoamento superficial, de 28,6 kg ha⁻¹ para 4,8 kg ha⁻¹ e para o fósforo total um aumento, de 0,28 kg ha⁻¹ para 0,83 kg ha⁻¹. Para o

coeficiente de escoamento verifica-se também um aumento de 0,20 para 0,49. No entanto a quantidade de escoamento gerado na sub-bacia do *Salto da Inglesa* que entrou na lagoa teve uma redução de 42%.

15. Na sub-bacia da *Grota do Inferno*, integrada na bacia hidrográfica da Lagoa das Sete Cidades, não houve registo de eventos de escoamento superficial no decurso deste estudo. Este período coincidiu com o ano hidrológico mais seco dos últimos 5 anos, com uma queda pluviométrica inferior à média dos 4 anos antecedentes de 660 mm. O máximo diário também foi inferior, com 30,2 mm abaixo da média dos 4 anos antecedentes. Desta oscilação do ciclo hídrico, associado às obras na zona de concentração de fluxos para a retenção de sedimentos e diminuição do escoamento superficial nesta sub-bacia, resultou num escoamento superficial nulo neste período. No entanto, em anos normais do regime hídrico deverá ocorrer escoamento superficial nesta sub-bacia, pelo que importa dar continuidade ao processo de recolha de amostras abarcando um intervalo de tempo mais alargado e continuado que permita a necessária recolha de informação.

16. A redução da carga de P 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. Contudo, essa evolução positiva não se tem vindo a verificar no caso das Sete Cidades onde não têm sido assinaladas alterações significativas tanto nas áreas de pastagem como no modelo de gestão e de exploração da atividade agropecuária.

17. 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.

18. A resposta das massas de água à recuperação em bacias hidrográficas eutrofizadas tem sido muitas vezes pouco evidente e muito mais lenta do que o previsto, mesmo nos casos onde foram implementadas medidas de conservação por longos períodos de tempo (20 ou 30 anos) para reduzir o escoamento de P de origem agrícola. Na literatura recente tem vindo a surgir um novo conceito: o de “herança de P” (*P legacy*), também designado por “carga interna de P”, associado a um excesso de P nos solos e sua posterior mobilização para as massas de água cujos sedimentos foram sendo progressivamente enriquecidos por acumulações de P ao longo dos anos. Deste modo, o efeito das medidas de recuperação das águas é fortemente perturbado

uma vez que parte do P depositado junto com o sedimento tende a ser remobilizado para participar nos ciclos biogeoquímicos da coluna de água, podendo assim atrasar a recuperação das massas de água por períodos temporais tendencialmente longos, que poderão ser de dezenas de anos.

19. As políticas a implementar para o controlo da eutrofização devem focar-se na redução das adições de fósforo (fertilizações). Embora haja muitas razões ambientais que justifiquem o controlo do N, parece não existirem evidências de que a remoção do N seja efetiva na redução da produção de biomassa de algas. No entanto, a expectativa temporal quanto aos resultados a alcançar tem que ser muito mais dilatada no tempo, devendo ser acompanhada da necessária monitorização e controlo das práticas agrícolas.

20. Deste modo tanto as fertilizações como os encabeçamentos deverão ser ajustados no sentido de anular ou de reduzir a um mínimo aceitável as transferências de P no escoamento, sendo que em relação ao N não se justificará o mesmo grau de preocupação, no que toca ao risco de eutrofização, sendo certo que a eficiência na sua gestão deve ser igualmente maximizada através de práticas de fertilização acompanhadas de apoio técnico adequado e competente. Assim, será possível salvaguardar o risco ambiental e ao mesmo tempo favorecer a sustentabilidade económica das explorações com base em critérios agroambientais especialmente desenvolvidos para zonas vulneráveis. Neste sentido Withers (2014) no seu artigo de revisão sugestivamente intitulado “Agriculture and Eutrophication: Where do we go from here?”, propõe como medida estratégica essencial a redução das adições de P e N nos sistemas agrícolas, sugerindo que os agricultores devem adotar e desenvolver o conceito de “intensificação sustentável” através de uma significativa melhoria da eficiência do uso agrícola de P e N.

21. O estudo de caracterização e monitorização ambiental dos solos das bacias hidrográficas das Furnas e das Sete Cidades que agora se conclui, no seguimento de um outro que foi específico para a bacia das Furnas (Pinheiro *et al.*, 2016), 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 nas vertentes ambientalmente interdependentes incidindo pois tanto no solo como nas massas de água. Assim, a eutrofização deve ser encarada como uma problemática de longo prazo cuja recuperação depende, em última análise, da efetiva capacidade de controlo do fator limitante.

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.

Blomqvist, S., A. Gunnars & R. Elmgren, 2004. Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: a matter of salt. *Limnology and Oceanography* 49: 2236–2241.

Conley, D. J., H. W. Paerl, R. W. Howarth, D. F. Boesch, S. P. Seitzinger, K. E. Havens, C. Lancelot & G. E. Likens. 2009. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science* 323: 1014–1015.

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

Dale, V.H., C.L. Kling, J.L. Meyer, J. Sanders, H. Stallworth, Th. Armitage, et al. 2010. Hypoxia in the northern Gulf of Mexico. *Springer Environ. Manage. Ser.* Springer Science, New York.

DROTRH/SRAM, 2005. Plano de Ordenamento da Bacia Hidrográfica da Lagoa das Sete Cidades. Ponta Delgada.

Fastner, J., Abella, S., Litt, A., Morabito, G., Matthews, D., Phillips, M. G. and Chorus, I. 2015. Combating cyanobacterial proliferation by avoiding or treating inflows with high P load experiences from eight case studies. *Aquat. Ecol.* (doi: 10.1007/s10452-015-9558-8).

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.

Grunwald, S., 2009. Multi-criteria characterization of recent digital soil mapping and modeling approaches. *Geoderma* 152, 195–207.

Hartemink, A.E., McBratney, A.B., Cattle, J.A., 2001. Developments and trends in soil science 100 volumes of *Geoderma* (1967–2001). *Geoderma* 100, 217–268.

Jarvie, H.P., A.N. Sharpley, P.J.A. Withers, J.T. Scott, B.E. Haggard, and C. Neal. 2013. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: Murky waters, inconvenient truths and 'post-normal' science. *J. Environ. Qual.* 42:295–304. (doi:10.2134/jeq2012.0085).

Jeppesen, E. *et al.* 2005. Lake responses to reduced nutrient loading: an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biol.* 50, 1747–1771. (doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x)

Jilbert, T., Jokinen, S., Saarinen, T., Mattus-Kumpunen, U. Simojoki, A. Saarni, S., Salminen, S., Niemisto, J. and Horppila, J. 2020. Impacts of a deep reactive layer on sedimentary phosphorus dynamics in a boreal lake recovering from eutrophication. *Hydrobiologia*, 847:4401–4423. (doi.org/10.1007/s10750-020-04289-9).

Katsev, S., I. Tsandev, I. L'Heureux & D. G. Rancourt, 2006. Factors controlling long-term phosphorus efflux from lake sediments: exploratory reactive-transport modeling. *Chemical Geology* 234: 127–147.

Kleinman, P.J.A., A.N. Sharpley, A.R. Buda, R.W. McDowell, and A.L. Allen. 2011. Soil controls of phosphorus in runoff: Management barriers and opportunities. *Can. J. Soil Sci.* 91:329–338. doi:10.4141/cjss09106

Meals, D.W., S.A. Dressing, and T.E. Davenport. 2010. Lag time in water quality response to best management practices: A review. *J. Environ. Qual.* 39:85– 96. doi:10.2134/jeq2009.0108

Mulla, D.J., A.S. Birr, N.R. Kitchen, and M.B. David. 2008. Limitations of evaluating the effectiveness of agricultural management practices at reducing nutrient losses to surface waters. In: G. Liang, editor, Final report: Gulf Hypoxia and Local Water Quality Concerns Workshop, Ames, IA. 26–28 Sept. 2005. Am. Soc. Agric. Biol. Eng., St Joseph, MI. p. 189–212.

Paerl, H., K. E. Havens, H. Xu, G. Zhu, M. J. McCarthy, S. Newell, J. T. Scott, N. S. Hall, T. G. Otten & B. Qin, 2019. Mitigating eutrophication and toxic cyanobacterial blooms in large lakes: the evolution of a dual nutrient (N and P) reduction paradigm. *Hydrobiologia*. (doi.org/10.1007/s10750-019-04087-y).

Pinheiro, J., Fontes, J., Madruga, J., Sampaio, J. e Matos, M. 2016. *Caraterização e monitorização ambiental dos solos da bacia hidrográfica da lagoa das Furnas – Ilha de S. Miguel*. Relatório final. Secretaria Regional dos Recursos Naturais – Direção Regional do Ambiente.

Pinheiro, J., J. Madruga & J. Sampaio, 1986-1991. Cartas de Capacidade de Uso das ilhas S. Maria, S. Miguel, Terceira, Graciosa, S. Jorge, Pico, Faial, Flores e Corvo. Gabinete de Solos, Universidade dos Açores. (Mapas e memória descritiva). Policopiado e formato digital.

Queiroz, G. (1997) - Vulcão das Sete Cidades (S. Miguel, Açores): história eruptiva e avaliação do *hazard*. Tese de doutoramento. Universidade dos Açores, 226p.

Reckhow, K.H., N.E. Norris, R.J. Budell, D.M. Di Toro, J.N. Galloway, H. Greening, et al. 2011. Achieving nutrient and sediment reduction goals in the Chesapeake Bay: An evaluation of program strategies and implementation. Natl. Acad. Press, Washington, DC.

Reitzel, K., J. Hansen, F.O. Andersen, K.S. Hansen, and H.S. Jensen. 2005. Lake restoration by dosing aluminum relative to mobile phosphorus in the sediment. Environ. Sci. Technol. 39:4134–4140. (doi:10.1021/es0485964).

Ricardo, R., Madeira, M., Medina, J. 1979. Enquadramento taxonómico dos principais tipos de solos que se admite ocorrerem no Arquipélago dos Açores. Anais do Instituto Superior de Agronomia, 39. Lisboa.

Richards, S. Herron, and D.B. Baker. 2012. Case study comparison between litigated and voluntary nutrient management strategies. J. Soil Water Conserv. 67:149–193. (doi:10.2489/jswc.67.5.442).

Sharpley, A.N. 2011. Phosphorus availability. In: P.M. Huang et al., editors, Handbook of soil science: Resource management and environmental impacts. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL. p. 11.4-11.37.

Sharpley, A., H. Jarvie, A. Buda, L. May, B. Spears, and P. Kleinman. 2013. Phosphorus Legacy: Overcoming the Effects of Past Management Practices to Mitigate Future Water Quality Impairment J. Environ. Qual. 42:1308–1326. (doi:10.2134/jeq2013.03.0098).

Schindler, D. 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes (Review). Proc. R. Soc. B 279, 4322–4333. (doi:10.1098/rspb.2012.1032).

Simões, V, 2001. Contributo para a caracterização do fósforo nos solos da bacia hidrográfica da lagoa das Sete Cidades - Açores. Avaliação do Índice de Saturação de Fósforo nos solos (ISF). Relatório de estágio. Universidade dos Açores. Departamento de Ciências Agrárias, 82p.

Søndergaard, M., R. Bjerring & E. Jeppesen, 2013. Persistent internal phosphorus loading during summer in shallow eutrophic lakes. Hydrobiologia 710: 95–107.

SRAA 2013. 2º Relatório de Avaliação do POBHSC. Divisão de Ordenamento do Território.

USEPA. 2010. Guidance for federal land management in the Chesapeake Bay watershed. Chapter 2: Agriculture. EPA841-R-10-002. USEPA, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Washington, DC. http://www.epa.gov/owow_keep/NPS/chesbay502/pdf/chesbay_chap02.pdf.

USEPA. 2011. Review of EPA's draft approaches for deriving numeric nutrient criteria for Florida's estuaries, coastal waters, and southern inland flowing waters. USEPA Scientific Advisory Board, Washington, DC. [http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/DCC3488B67473BDA852578D20058F3C9/\\$File/EPA SAB-11-010-unsigned.pdf](http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/DCC3488B67473BDA852578D20058F3C9/$File/EPA%20SAB-11-010-unsigned.pdf).

van der Zee SEATM, Nederlof, M., van Riemsdijk, W. and de Haan F. 1988. Spatial variability of phosphate adsorption parameters. *J Environ Qual* 17:682–688. (doi.org/10.2134/jeq1988.00472425001700040027x).

Vahtera, E., D. J. Conley, B. G. Gustafsson, H. Kuosa, H. Pitkanen, O. P. Savchuk, T. Tamminen, M. Viitasalo, M. Voss, N. Wasmund & F. Wulff, 2007. Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogen-fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea. *Ambio* 36: 186–194.

Withers, P. , Neal, C., Jarvie, H. and Doody, D. 2014. Agriculture and Eutrophication: Where Do We Go from Here? (Review) *Sustainability* 6, 5853-5875. ([doi:10.3390/su6095853](https://doi.org/10.3390/su6095853)).

ANEXOS

Tabela 2. Resultados analíticos das amostras de solos (Furnas e Sete Cidades)

Nº Lab.º	Nº campo	pH (H ₂ O)	MO%	P	K	Ca	Mg
				 (mg L ⁻¹)			
Furnas							
63131	F1	5,0	21,9	42	478	1030	402
63132	F2	5,0	9,9	70	139	641	126
63133	F3	5,6	13,5	44	182	889	225
63134	F4	5,3	17,6	32	347	775	244
63135	F5	5,4	14,0	11	397	901	273
63136	F6	5,4	11,9	64	234	722	158
63137	F7	5,6	4,7	15	239	461	124
63138	F8	5,8	12,9	68	407	1318	412
63139	F9	5,5	4,8	12	241	207	72
63140	F10	5,5	14,7	44	228	1174	286
63141	F11	5,8	16,7	57	519	1403	447
63142	F12	5,6	20,0	39	429	1184	369
63143	F13	5,2	19,5	42	383	1187	289
63144	F14	5,5	7,3	14	142	195	50
63145	F15	5,4	12,1	13	114	191	58
63146	F16	5,3	12,7	17	178	220	92
63147	F17	5,2	5,4	8	153	220	17
63148	F18	5,4	5,8	5	249	242	46
63149	F19	5,5	8,1	22	237	794	102
63150	F20	5,2	21,5	28	279	788	135
63151	F21	5,4	10,9	8	206	610	79
63152	F22	5,3	6,8	12	218	678	90
63153	F23	5,8	10,3	36	799	1208	249
63154	F24	5,9	12,3	34	586	1182	259
63155	F25	5,6	16,5	26	557	1220	219
63156	F26	5,5	5,3	12	144	591	105
63157	F27	5,7	17,0	15	678	939	284
63158	F28	5,9	8,4	13	620	871	230
63159	F29	5,2	12,4	35	392	582	167
63160	F30	5,9	7,3	30	707	938	195
63161	F31	5,4	13,2	16	394	981	200
63162	F32	5,7	11,0	17	620	1069	300
63163	F33	5,1	19,4	17	478	939	320
63164	F34	5,4	14,8	31	381	857	248
63165	F35	5,4	18,3	22	436	773	267
63166	F36	5,5	9,8	7	658	707	196
63167	F37	5,4	8,9	9	343	559	181
63168	F38	5,6	12,4	39	474	1032	336
63169	F39	5,5	10,6	20	283	446	195
63170	F40	5,4	11,2	15	320	454	223
63171	F41	5,1	17,9	33	231	789	265
63172	F42	5,2	10,6	7	301	342	188
63173	F43	5,1	10,0	31	157	278	107

Tabela 2. (continuação)

Nº Lab.º	Nº campo	pH (H ₂ O)	MO%	P	K	Ca	Mg
				 (mg L ⁻¹)			
Sete Cidades							
63175	1	5,8	14,8	9	1043	888	419
63176	2	5,4	10,4	64	559	998	270
63177	3	5,4	17,3	32	473	1161	316
63178	4	5,0	20,7	58	374	1601	300
63192	5	5,1	15,9	41	463	785	160
63193	6	5,0	17,0	23	454	550	163
63194	7	5,1	15,5	32	471	658	144
63195	8	5,0	14,1	19	316	626	173
63196	9	4,9	17,6	17	302	444	156
63197	10	4,9	19,5	33	471	617	199
63198	11	4,9	20,2	31	474	566	172
63199	12	4,8	19,0	22	391	465	153
63200	13	4,9	15,6	28	226	395	158
63201	14	4,8	13,0	32	236	307	125
63202	15	4,8	16,7	11	338	229	127
63203	16	5,0	4,7	27	124	167	68
63204	17	4,8	12,1	32	213	393	112
63205	18	4,8	10,8	47	233	268	96
63206	19	5,1	5,6	23	183	511	148
63207	20	5,7	12,6	75	275	1367	464
63208	21	5,1	15,0	52	291	847	228
63209	22	4,9	18,1	49	417	1121	430
63210	23	4,7	18,2	35	333	534	184
63211	24	4,8	15,4	40	218	411	157
63212	25	4,8	16,3	26	389	792	280
63213	26	5,0	14,5	35	268	925	228
63214	27	5,1	18,8	28	302	559	192
63215	28	5,1	16,5	79	701	1740	405
63216	29	5,0	13,6	56	243	1095	250
63217	30	5,1	13,5	61	682	1547	352
63218	31	4,8	13,0	44	221	623	171
63219	32	4,8	12,0	33	276	975	251
63220	33	5,1	12,8	36	270	909	247
63221	34	5,3	15,0	34	323	1042	286
63222	35	5,2	12,3	61	517	1010	304
63223	36	5,6	6,9	51	442	652	176
63224	37	4,9	15,6	59	518	875	205
63225	38	4,9	12,5	61	672	667	163
63226	39	5,0	11,5	65	489	791	201
63227	40	5,1	15,7	62	279	1414	150
63228	41	4,9	13,6	45	243	1104	152
63229	42	5,1	15,3	46	570	829	305
63230	43	5,2	4,2	117	252	450	147
63231	44	5,2	10,0	40	238	628	117
63232	45	4,9	6,3	71	268	696	132
63233	46	4,9	16,4	122	211	1148	276

Tabela 2. (continuação)

Nº Lab.º	Nº campo	pH (H ₂ O)	MO %	P	K	Ca	Mg
				 (mg L ⁻¹)			
63234	47	5,6	4,3	65	359	479	101
63235	48	5,3	2,2	37	473	965	213
63236	49	4,9	11,1	81	201	707	82
63237	50	4,9	9,3	59	383	1139	252
63238	51	5,0	22,2	19	358	1061	96
63239	52	5,0	15,9	44	730	639	109
63240	53	4,9	21,2	37	259	528	103
63241	54	4,4	10,4	62	281	426	117
63242	55	4,9	13,0	31	228	662	198
63243	56	5,0	11,6	30	167	406	75
63244	57	5,0	17,1	32	207	1600	192
63245	58	4,9	12,0	68	165	758	120
63246	59	5,1	14,7	59	223	407	56
63247	60	5,3	12,3	16	413	658	150
63248	61	5,0	11,3	63	273	901	109
63249	62	4,9	11,8	60	361	857	119
63250	63	5,0	9,9	32	270	894	180
63251	64	5,1	13,4	12	440	516	138
63252	65	4,8	18,0	57	360	282	95
63253	66	5,2	11,4	15	244	682	134
63254	67	6,0	9,4	99	1546	1451	440
63255	68	5,4	6,1	38	316	547	122
63179	69	4,9	8,4	29	221	289	52
63180	70	4,8	7,0	23	188	347	26
63181	71	5,0	13,2	32	213	863	181
63182	72	4,9	3,3	60	478	223	34
63183	73	4,9	10,7	21	336	538	139
63184	74	5,4	8,8	100	143	1026	144
63185	75	4,7	8,6	26	175	454	77
63186	76	5,4	7,8	22	356	582	136
63187	77	5,1	8,5	43	240	618	82
63188	78	5,1	9,7	11	258	583	140
63189	79	5,4	8,3	52	1093	1191	219
63190	80	5,0	6,7	50	136	487	134
63191	81	4,9	7,3	32	191	422	57
63256	82	4,7	14,9	96	169	618	126

Tabela 3. Parâmetros analíticos referentes à determinação do grau de saturação de fósforo (GSP) dos solos das Furnas e das Sete Cidades

Nº Lab.º	Nº campo	P _{ox}	Al _{ox}	Fe _{ox}	CSP	GSP
		 (mmol Kg ⁻¹)			 (%)	
Furnas						
63131	F1	38,8	130,1	40,9	85,5	45,4
63132	F2	55,1	116,9	55,4	86,2	64,0
63133	F3	48,9	146,0	53,4	99,7	49,0
63134	F4	47,0	141,7	42,4	92,1	51,0
63135	F5	16,6	76,2	37,5	56,9	29,2
63136	F6	74,9	249,6	78,4	164,0	45,7
63137	F7	28,9	399,0	100,1	249,5	11,6
63138	F8	85,3	340,2	81,1	210,7	40,5
63139	F9	21,7	303,5	68,9	186,2	11,6
63140	F10	64,7	266,8	72,5	169,6	38,1
63141	F11	77,1	319,8	79,5	199,6	38,6
63142	F12	77,7	279,9	58,7	169,3	45,9
63143	F13	75,0	332,5	90,2	211,3	35,5
63144	F14	32,3	241,5	61,9	151,7	21,3
63145	F15	44,0	321,6	75,3	198,4	22,2
63146	F16	42,2	240,7	64,3	152,5	27,7
63147	F17	25,0	441,4	106,4	273,9	9,1
63148	F18	20,8	659,5	139,7	399,6	5,2
63149	F19	40,4	295,9	92,1	194,0	20,8
63150	F20	58,3	282,3	62,3	172,3	33,9
63151	F21	41,6	551,5	139,4	345,5	12,0
63152	F22	31,8	452,9	111,6	282,3	11,3
63153	F23	48,4	454,4	111,7	283,1	17,1
63154	F24	51,4	389,5	104,3	246,9	20,8
63155	F25	50,7	250,4	67,0	158,7	31,9
63156	F26	29,9	315,7	99,9	207,8	14,4
63157	F27	33,5	327,4	89,0	208,2	16,1
63158	F28	24,1	283,4	75,5	179,4	13,4
63159	F29	52,2	279,9	82,0	181,0	28,8
63160	F30	46,7	270,3	90,9	180,6	25,9
63161	F31	43,2	198,1	73,1	135,6	31,8
63162	F32	34,9	245,7	75,4	160,5	21,8
63163	F33	40,4	273,4	94,0	183,7	22,0
63164	F34	49,6	275,4	77,5	176,5	28,1
63165	F35	62,9	304,7	71,7	188,2	33,4
63166	F36	23,2	254,3	95,8	175,0	13,3
63167	F37	16,9	109,2	44,6	76,9	22,0
63168	F38	61,1	240,5	75,7	158,1	38,6
63169	F39	44,7	313,8	79,2	196,5	22,8
63170	F40	32,0	234,2	68,0	151,1	21,1
63171	F41	82,2	353,6	99,4	226,5	36,3
63172	F42	17,9	126,7	44,5	85,6	20,9
63173	F43	46,8	118,6	49,2	83,9	55,8

Tabela 3. (continuação).

Nº Lab.º	Nº campo	P _{ox}	Al _{ox}	Fe _{ox}	CSP	GSP
		 (mmol Kg ⁻¹)			 (%)	
Sete Cidades						
63175	1	23,8	191,6	86,6	139,1	17,1
63176	2	89,2	168,5	66,4	117,5	75,9
63177	3	52,8	91,2	58,8	75,0	70,4
63178	4	95,4	115,4	61,1	88,2	108,1
63192	5	49,0	146,0	66,5	106,2	46,1
63193	6	41,3	170,2	65,4	117,8	35,0
63194	7	55,1	126,0	60,4	93,2	59,1
63195	8	46,2	129,7	55,3	92,5	49,9
63196	9	44,1	167,1	66,4	116,8	37,8
63197	10	80,5	173,6	52,5	113,1	71,2
63198	11	48,6	180,1	71,1	125,6	38,7
63199	12	56,5	250,9	83,1	167,0	33,9
63200	13	82,6	383,1	84,0	233,6	35,3
63201	14	62,8	348,5	90,9	219,7	28,6
63202	15	97,1	212,5	82,8	147,6	65,8
63203	16	75,7	133,3	64,8	99,0	76,4
63204	17	72,9	201,2	86,6	143,9	50,7
63205	18	96,4	304,2	78,1	191,2	50,4
63206	19	76,5	308,0	65,4	186,7	41,0
63207	20	80,7	279,3	70,3	174,8	46,2
63208	21	65,6	253,4	75,1	164,3	39,9
63209	22	63,7	168,3	56,1	112,2	56,8
63210	23	83,0	155,7	58,5	107,1	77,5
63211	24	87,2	192,0	62,9	127,5	68,4
63212	25	73,8	137,0	49,8	93,4	79,0
63213	26	56,0	89,8	44,3	67,0	83,5
63214	27	64,6	130,4	47,1	88,8	72,7
63215	28	45,5	248,8	71,4	160,1	28,4
63216	29	43,2	85,3	41,2	63,3	68,3
63217	30	64,3	172,1	48,9	110,5	58,2
63218	31	72,4	140,4	54,5	97,4	74,3
63219	32	57,7	180,9	60,9	120,9	47,7
63220	33	126,3	149,5	49,3	99,4	127,1
63221	34	105,8	240,6	71,5	156,0	67,8
63222	35	116,7	129,3	58,0	93,6	124,6
63223	36	107,6	207,4	70,6	139,0	77,4
63224	37	73,8	95,6	45,9	70,8	104,3
63225	38	76,0	128,5	52,7	90,6	83,9
63226	39	101,6	204,3	66,6	135,4	75,0
63227	40	88,0	208,2	59,3	133,7	65,8
63228	41	140,8	243,5	60,1	151,8	92,7
63229	42	95,5	188,1	52,4	120,3	79,4
63230	43	113,5	165,6	60,8	113,2	100,2
63231	44	93,1	156,2	56,4	106,3	87,6
63232	45	75,7	125,4	50,7	88,1	86,0
63233	46	103,5	247,8	97,1	172,4	60,0

Tabela 3. (continuação).

Nº Lab.º	Nº campo	P _{ox}	Al _{ox}	Fe _{ox}	CSP	GSP
		 (mmol Kg ⁻¹)			 (%)	
63234	47	59,8	183,1	59,2	121,2	49,4
63235	48	63,1	141,4	47,0	94,2	67,0
63236	49	33,4	88,2	23,9	56,0	59,6
63237	50	48,3	105,5	31,6	68,5	70,5
63238	51	71,0	205,5	66,5	136,0	52,2
63239	52	3,2	16,2	7,8	12,0	26,5
63240	53	65,9	185,8	62,0	123,9	53,2
63241	54	62,2	151,9	55,4	103,7	60,0
63242	55	55,8	177,9	57,2	117,5	47,5
63243	56	47,7	304,0	74,1	189,1	25,2
63244	57	56,3	361,5	78,4	219,9	25,6
63245	58	47,7	252,4	63,5	157,9	30,2
63246	59	46,3	167,2	54,8	111,0	41,7
63247	60	51,4	108,0	33,7	70,8	72,6
63248	61	27,1	89,5	31,1	60,3	44,9
63249	62	21,8	143,6	23,5	83,5	26,1
63250	63	41,2	209,1	37,6	123,4	33,4
63251	64	14,0	54,4	11,6	33,0	42,5
63252	65	19,9	54,0	19,7	36,8	54,0
63253	66	59,3	208,1	50,8	129,4	45,8
63254	67	24,6	67,7	13,4	40,5	60,6
63255	68	15,8	80,8	32,8	56,8	27,8
63179	69	35,7	75,7	39,9	57,8	61,7
63180	70	33,0	100,1	30,8	65,5	50,4
63181	71	61,6	182,1	54,2	118,2	52,1
63182	72	31,3	228,5	51,6	140,0	22,3
63183	73	39,8	276,4	68,1	172,3	23,1
63184	74	83,7	311,0	85,4	198,2	42,2
63185	75	90,1	290,0	81,0	185,5	48,6
63186	76	37,2	157,4	50,9	104,1	35,7
63187	77	31,9	281,7	55,7	168,7	18,9
63188	78	70,2	240,0	49,5	144,8	48,5
63189	79	29,1	170,9	36,9	103,9	28,0
63190	80	94,2	176,9	52,0	114,5	82,3
63191	81	34,2	105,3	31,2	68,2	50,1
63256	82	80,0	175,3	61,8	118,5	67,5