



Universidade de Évora

Mestrado de Conservação e Reabilitação de Águas Interiores

**Variabilidade Temporal de nutrientes, nos sedimentos de
uma albufeira de Clima Tropical de Savana – Albufeira de
Três Marias, Minas Gerais, Brasil**

**Autor: Cláudia Sofia Lola Simões
Orientador: Prof. Doutora Rita Fonseca**

**Variabilidade Temporal de nutrientes, nos sedimentos de
uma albufeira de Clima Tropical de Savana – Albufeira de
Três Marias, Minas Gerais, Brasil**



Autor: Cláudia Sofia Lola Simões
Orientador: Prof. Doutora Rita Fonseca

168 047

Resumo	i
Abstract	ii
Agradecimentos	iii
Índice	iiii
1. Introdução	1
1.1 Aspectos gerais sobre erosão e desertificação	1
1.2 Construção de barragens e assoreamento	4
1.3 Acumulação de nutrientes nas albufeiras	11
1.4 Emissão de gases de efeito de estufa nas barragens	13
1.5 Utilização agrícola de materiais depositados em albufeiras de barragens	15
1.6 Recolha de sedimentos e funcionamento do <i>piston corer</i>	16
1.7 Datação de sedimentos extraídos por cores e análise isotópica	18
1.8 Objectivos principais deste estudo	19
1.9 Barragem escolhida neste estudo	19
2. Caracterização da Albufeira de Três Marias	21
2.1 Introdução	21
2.2 A Albufeira de Três Marias	23
2.2.1 Considerações Gerais	23
2.2.2 Características Morfométricas	24
2.2.3 Características Hidrológicas	24
2.2.4 Caracterização das bacias contribuintes à barragem de Três Marias	28
2.2.5 Características Geológicas	30
2.2.6 Características do solo e vegetação	32
2.2.7 Usos da barragem e zonas adjacentes	35
3. Metodologia utilizado no estudo dos sedimentos	37
3.1 Introdução	37
3.2 Recolha de sedimentos	37
3.2.1 Características da campanha e rede de amostragem	38
3.3 Preparação prévia dos sedimentos amostrados	41
3.3.1 Sub-amostras a ser submetidas a datação isotópica	42
3.3.2 Sub-amostras não submetidas a datação isotópica	43

3.4	Análises químicas dos sedimentos	43
3.4.1	pH	43
3.4.2	Fósforo e potássio	43
3.4.3	Matéria orgânica e enxofre	45
4.	Transporte e acumulação de nutrientes nos sedimentos	46
4.1	Introdução	46
4.2	Carbono	47
4.2.1	Fontes de carbono no solo	47
4.2.2	Carbono na água	48
4.3	pH	51
4.4	Geoquímica de elementos totais e de formas solúveis	53
4.4.1	Macronutrientes principais	53
4.5	Fósforo	53
4.5.1	Fontes de fósforo nos sedimentos	53
4.5.2	Transporte de fósforo para as albufeiras	56
4.6	Potássio	60
4.6.1	Potássio do solo	60
4.7	Enxofre	63
4.7.1	Enxofre no solo	63
4.7.2	Fontes de enxofre	65
4.7.3	Enxofre nos ecossistemas aquáticos	65
5.	Caracterização mineralógica, sedimentar e química da albufeira de Três Marias	67
5.1	Textura dos sedimentos	67
5.2	Mineralogia da fracção argilosa dos sedimentos	68
5.2.1	Introdução	68
5.2.2	Minerais argilosos	69
5.2.3	Óxidos e hidróxidos de Ferro, Alumínio e Magnésio	71
5.2.3.1	Introdução	71
5.2.3.2	Outros minerais (Gibbsite e Goetite)	71
5.3	Matéria orgânica	74
5.3.1	Introdução	74
5.3.2	Matéria orgânica nos sedimentos	74
5.4	pH nos sedimentos	78
5.5	Geoquímica dos nutrientes	82
5.5.1	Fósforo	82
5.5.1.1	Introdução	82
5.5.1.2	Fósforo solúvel nos sedimentos	83

5.5.2	Potássio	88
5.5.2.1	Introdução	88
5.5.2.2	Potássio solúvel nos nutrientes	88
5.5.3	Enxofre	95
5.5.3.1	Introdução	96
5.5.3.2	Enxofre nos sedimentos	96
6.	Datação Isotópica de Sedimentos	102
6.1	Introdução	102
6.2	Avaliação das Taxas de Sedimentação nos <i>Cores</i>	104
7.	Discussão dos Resultados	108
8.	Conclusões	112
	Bibliografia	114
	Anexos	

RESUMO

Em diversas regiões das bacias hidrográficas, ocorrem processos erosivos do solo, cujos produtos acabam por se acumular nas barragens.

Alguns estudos realizados demonstram que os sedimentos acumulados em barragens, uma vez removidos, podem funcionar como ótimos aditivos minerais, podendo ser utilizados na agricultura, principalmente em zonas sujeitas a elevada erosão.

A Barragem de Três Marias encontra-se situada, segundo a Classificação de Köppen, numa região de Clima Tropical de Savana, na Região de Cerrado, sujeita a desflorestação desordenada, da qual resultam problemas de elevada erosão do solo.

Foi analisada a variação temporal ao longo de uma coluna sedimentar com dimensões entre 0,5 e 1 metro, dos nutrientes fósforo e potássio, na sua forma solúvel, carbono orgânico e enxofre.

A análise dos sedimentos revela que, de uma forma geral, os nutrientes acumulados nos sedimentos na barragem têm origem alóctone, ou seja, provém directamente das formações rochosas que emergem na bacia.

ABSTRACT

"TEMPORAL VARIABILITY OF NUTRIENTS IN SEDIMENTS, IN A DAM HAS A TROPICAL CLIMATE OF SAVANNA – TRÊS MARIAS, MINAS GERAIS, BRAZIL"

In the most regions of the world, eroded products from soils are often accumulated in dam reservoirs.

Some studies have been done with the aim of verifying the suitability of dam sediments for agricultural purposes in eroded regions. In this work, we have studied the bottom sediments from a Brazilian dam, to see the evolution of a few nutrients in depth.

Três Marias region, following the classification of Köppen, has a Tropical Climate of Savanna and it is set in the Cerrado region, which has been subjected in the last years, to a disordered deforestation, with attendant problems on the over-erosion of soils.

We have analysed the temporal variation of phosphorous and potassium, in the available form, organic carbon and sulphur, in a few sediment *cores* (0,5m – 1m).

The analysis of these sediments revealed, that most nutrients in the accumulated sediments have as main source the rocks outcropping in the drainage basin.

AGRADECIMENTOS

- Agradeço especialmente à Professora Rita Fonseca, por me ter aceite neste projecto, por me ter ensinado, por toda a disponibilidade e simpatia com que sempre me recebeu, e acima de tudo, por me ter fascinado na forma como nos envolve no seu trabalho.
- Agradeço ao Professor Fernando Barriga por todo o auxílio prestado.
- Gostaria de agradecer também à Professora Manuela Morais, minha professora na Licenciatura, minha orientadora no Trabalho de Fim de Curso, minha Professora no Mestrado. A ela devo o meu gosto especial pela área dos ecossistemas aquáticos e o meu contacto com a Prof. Rita Fonseca, para a realização deste trabalho.
- Agradeço especialmente à minha grande amiga Anabela Rosado, por me ter acompanhado nos intermináveis sábados no laboratório, por me ter ajudado em toda a parte laboratorial deste trabalho e por tudo o resto.
- Agradeço também ao Tiago Canário, por toda a paciência com que me explicou todos os procedimentos laboratoriais e me satisfez curiosidades e dúvidas.
- Agradeço especialmente aos meus pais e ao meu irmão, por sempre me terem permitido ir mais além, pela força que sempre me dão nos meus estudos e por fazerem da nossa casa um "porto de abrigo seguro".
- Agradeço especialmente à "Minha Torre", por me ter apoiado e ajudado em tudo quanto precisei.
- Este trabalho foi subsidiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) e Co-financiado pelo FEDER e pelo OE através do Projecto SABRE "Sedimentos em Albufeiras de Barragens: de Problema a Recurso" – POCTI/CTE – GEX/59277/2004.

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1. Aspectos gerais sobre erosão e desertificação

Na porção superficial da crosta terrestre verificam-se constantemente acções erosivas, isto é, desgaste e remoção de materiais, principalmente sob a acção da água que não se infiltra e escorre sobre o terreno (Botelho da Costa, 1995). Quando ocorre precipitação, a água que flui através da superfície arrasta partículas de solo. Dado que solo é movimentado por finas partículas de água, este processo denomina-se por "erosão laminar". Ainda que as partículas de solo arrastadas percorram poucas distâncias, sempre que ocorre precipitação quantidades importantes de solo são arrastadas, chegando aos rios, onde são transportadas pela corrente, ocorrendo posteriormente a sedimentação (Tarbuck & Lutgens, 2000).

Embora se reconheça que a erosão é a etapa final de todos os solos, no passado, a erosão podia ser considerada, por via da regra, um processo gradual e lento, porque muita da superfície da terra estava coberta e protegida por árvores, arbustos, ervas e outras plantas. No entanto, actividades antrópicas como a agricultura, que muitas vezes recorre a práticas com utilização de métodos cada vez mais exigentes em termos de produção e que envolvem grandes mobilizações de solo (Fonseca & Barriga, 2003 a, b), a exploração florestal e a construção, que eliminam ou alteram a vegetação natural, aceleram em grande medida a velocidade da erosão do solo (Botelho da Costa, 1995; Sala *et al*, 1998; Tarbuck & Lutgens, 2000).

Entende-se por erosão, o processo de remoção, transporte e deposição de partículas sólidas orgânicas e inorgânicas. Os principais agentes causadores da

erosão são a água, o vento e outros eventos naturais causadores de deslocamento de massas (Carvalho, 2001).

Este processo representa uma das mais sérias ameaças à produtividade dos solos, porque se traduz na perda de parte ou mesmo da totalidade da camada arável, mais rica em matéria orgânica, nutrientes minerais e organismos do solo (Varenes, 2003).

A taxa de erosão e, conseqüentemente, a produção de sedimentos numa dada bacia, constituem o reflexo de características físicas da região e da forma de uso e ocupação da mesma pelo homem. O crescimento populacional exige maior produção de alimentos, o que determina a necessidade de intensificação do uso e ocupação do solo.

A degradação dos solos é considerada como a alteração do arranjo estrutural e físico e químico da terra, reduzindo a capacidade desta de suportar um determinado uso, sendo este, actualmente, um dos maiores problemas mundiais (Carvalho, 2001). Esta degradação, que conduz rapidamente a desertificação, pode ocorrer em todos os tipos de climas, com especial incidência nas zonas áridas, semi-áridas e sub-húmidas (Fonseca & Barriga, 2003 b). Segundo diversos autores (Hare, *et al*, 1992) em climas secos e quentes, o fornecimento de energia é excessivo e a precipitação deficiente, o que origina elevados índices de aridez e ecossistemas desérticos.

A desertificação constitui um conjunto de processos que promovem o desequilíbrio dos meios físico, químico, biológico e sócio-económico, desencadeados pela acção antrópica, que actua de forma conjunta com as limitações climáticas impostas a ambientes ecologicamente frágeis. Portanto, ao contrário do que o termo "desertificação" possa induzir a crer, ela não constitui a formação ou ampliação de desertos. A desertificação actua direccionando o ambiente a condições de paisagem tipo desértica, determinando perda dos solos, escassez dos recursos hídricos, regressão biótica, improdutividade agrícola e abandono de terras (Costa de Oliveira-Galvão & Saito, 2003).

Segundo a Conferência das Nações Unidas sobre Desertificação e Seca, realizada em Nairobi (Quénia) em 1977, definiu-se desertificação como "a diminuição ou a destruição do potencial biológico da Terra que se poderá tornar de forma definitiva em condições do tipo desértico". Esta conferência, para além do plano de acções elaborou um mapa mundial com a localização dos desertos e das áreas de risco à desertificação. Estes riscos foram classificados em alto, muito alto e moderado (Suertegaray, *et al*, 2001).

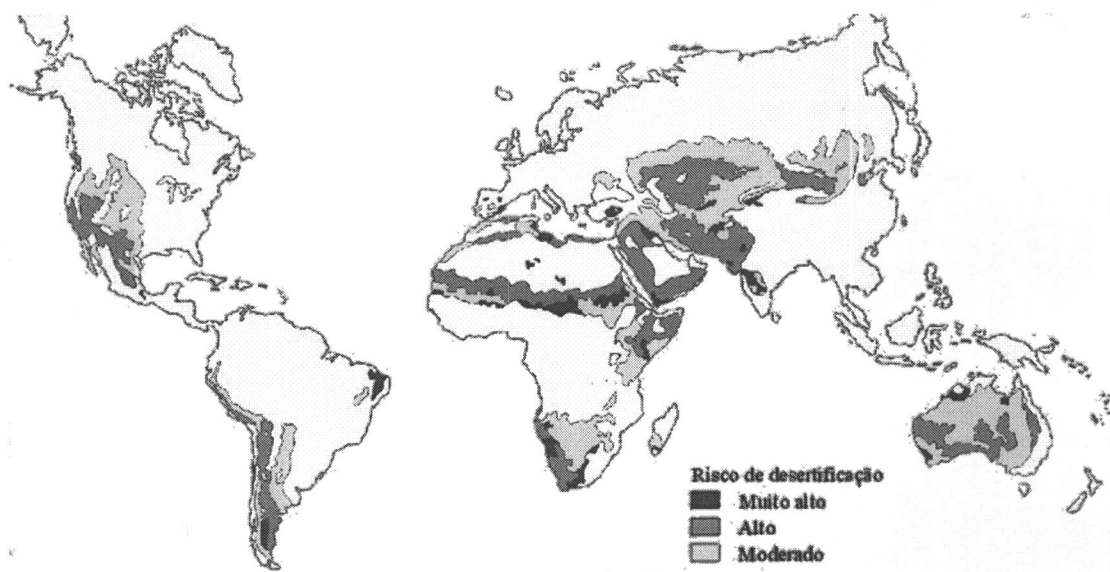


Fig. 1.1 – Mapa das áreas de risco de Desertificação (Suertegaray, *et al*, 2001).

No caso do Brasil, analisando o mapa elaborado pelo Ministério do Meio Ambiente e Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (1992), que localiza as áreas de risco de desertificação (Suertegaray, *et al*, 2001) verifica-se que estas correspondem às regiões semi-áridas e sub-húmida seca, localizadas na sua grande maioria na Região Nordeste e no norte do Estado de Minas Gerais, totalizando cerca de 980.000 km².



Fig. 1.2 – Mapa de ocorrência de Desertificação e áreas de atenção especial no Brasil (Suertegaray, *et al*, 2001).

A degradação das terras secas causa sérios problemas económicos, o que se verifica principalmente no sector agrícola, com o comprometimento da produção de alimentos. Além do enorme prejuízo causado pela quebra de plantações e diminuição da produção, existe um custo quase incalculável de recuperação da capacidade produtiva de extensas áreas agrícolas e de extinção de espécies nativas, algumas de alto valor económico.

A desertificação agrava também, o desequilíbrio regional. Nas regiões mais pobres do planeta, existe uma grande lacuna a ser preenchida quanto ao desenvolvimento económico e social, entre as áreas susceptíveis ou em processo de desertificação e as áreas mais desenvolvidas (Hare, *et al*, 1992)

Outro problema relacionado com a erosão excessiva do solo é o depósito de sedimentos. Cada ano ocorre a deposição de centenas de milhões de toneladas de solo erodido em lagos, pântanos, rios e albufeiras.

Na maioria dos casos, as partículas do solo estão contaminadas com pesticidas utilizados de forma massiva na agricultura. Para além destes pesticidas, os nutrientes normalmente presentes no solo, juntamente com os provenientes da fertilização agrícola chegam ao meio aquático onde estimulam o crescimento de plantas, induzindo posteriormente uma depleção de oxigénio, causando eutrofização das águas (Tarbuck & Lutgens, 2000).

1.2. Construção de barragens e assoreamento

Os primórdios da humanidade terão despontado há cerca de quatro milhões de anos, com a emergência do Australopithecus na África Meridional e Oriental, mas pode dizer-se que a civilização moderna surgiu apenas oito a dez mil anos atrás, quando o Homem aprendeu a cultivar a terra. Enquanto o Homem foi caçador-recolector viveu em equilíbrio com os ecossistemas naturais. Alimentava-se do que a natureza lhe oferecia, era nómada, movimentando-se com as estações do ano, à busca de plantas comestíveis e caça. A população mundial era muito pequena, e o seu aumento foi sempre acompanhado da expansão lenta mas firme, para novas áreas, alargando o seu território de alguns quilómetros por geração. Partindo da África, o Homem espalhou-se em direcção à Ásia, Austrália, Melanésia e, finalmente, à Europa e América (Varenes, 2003).

A disponibilidade de água foi sempre um factor de desenvolvimento e fixação das populações humanas desde os tempos mais recuados da sua história. Extremamente dependentes da disponibilidade hídrica, as civilizações foram-se instalando preferencialmente nas zonas costeiras e nas margens de rios e lagos. O aumento da população humana e o crescente nível de desenvolvimento tecnológico,

ao incrementarem o consumo da água, contribuíram para a sua progressiva deterioração (Pinto *et al*, 2001).

À escala do planeta, a água está em constante movimento entre a hidrosfera, a atmosfera e a biosfera (Tarbuck & Lutgens, 2000), onde possui a sua dinâmica própria no denominado *ciclo da água*. Impulsionada pela energia do sol, dá-se a evaporação da água superficial que, posteriormente, passa para a atmosfera sob a forma de vapor e por condensação retorna à superfície terrestre. Neste ciclo, o Homem tem introduzido modificações para poder utilizar a água em seu proveito, quer para uso próprio, quer para obter alguns benefícios tais como, melhoramento de colheitas, obtenção de energia, ou em processos industriais (Poch, 1999).

As barragens têm sido construídas desde há milhares de anos, para controlar inundações, para fornecer água para consumo humano directo, uso industrial ou para irrigar plantações e, mais recentemente, para armazenar águas como fonte de energia hidroeléctrica. A partir de 1950 os governos, ou em alguns países, o sector privado, construíram um número cada vez maior de barragens à medida que as populações aumentavam e as economias nacionais cresciam. Pelo menos 45000 grandes barragens foram construídas para atender necessidades de água ou de energia. Hoje, quase metade dos rios do mundo tem, pelo menos, uma grande barragem (Cotillon & Chairman, 1990; Comissão Mundial de Barragens, 2000).

Desta forma, as barragens têm sido uma contribuição significativa na gestão dos recursos de água finitos, limitados e heterogeneamente distribuídos e sujeitos a grandes flutuações sazonais, na medida em que asseguram um adequado fornecimento de água através do seu armazenamento em épocas de chuva e da sua libertação em épocas de escassez.

Ao longo do último século, grande parte do mundo recorreu às barragens para fazer face à crescente procura de água. De facto, entre as décadas de 30 e 70 a construção de grandes barragens tornou-se, na opinião de muitos, sinónimo de desenvolvimento e progresso económico. Vista como símbolo de modernização e da capacidade da humanidade controlar e utilizar recursos naturais, houve um aumento dramático na construção de barragens (Comissão Mundial de Barragens, 2000).

Ao contrário de grande parte dos lagos naturais, que estão situados em zonas perto das cabeceiras, as albufeiras estão muitas vezes situadas no curso médio ou final dos rios, com áreas de drenagem alongadas, que acompanham os seus afluentes principais, recebendo e retendo grande quantidade de materiais alóctones através destes, uma vez que a construção de barragens para

armazenamento de água de um rio altera as condições naturais de transporte de sólidos, agindo como um meio artificial de retenção de sedimentos (Sauniti, *et al*, 2004).

Os cursos de água têm capacidade de erodir e transportar material sólido como carga de fundo ou de suspensão. Nestes, normalmente, a água apresenta um equilíbrio em relação ao transporte de sedimento, seja por arrasto e saltação junto ao leito, seja em suspensão na corrente, e existe uma tendência natural para que este seja depositado quando o fluxo natural de sedimentos ao encontrar água com menor velocidade começa a depositar, conforme a maior ou menor granularidade das partículas e a menor ou maior turbulência do escoamento (Cabral, 2005).

Dentro da mesma bacia, a taxa de sedimentação varia muito e não existe significativa correlação entre esta e a quantidade de material erodido pois, a natureza litológica das formações enquadrantes condiciona a maior ou menor desagregação e dissolução dos materiais constituintes, face à actuação dos agentes erosivos. O grau de erodibilidade dos materiais é directamente proporcional à carga dos sedimentos em suspensão nas linhas de água. A percentagem variável dos sedimentos que entram numa albufeira é retida nesta, dependendo esta quantidade essencialmente da sua dimensão, volume, condições morfológicas do leito e da natureza das formações geológicas enquadrantes, tipo e uso do solo, os materiais particulados ou dissolvidos, são transportados pela água até às albufeiras onde se depositam, podendo os de textura mais fina permanecer durante longos períodos em suspensão (Fonseca, 2002 a; Cabral, 2005).

A construção das barragens tem um forte impacto no transporte de sedimentos nos rios, provocando quase sempre assoreamento da respectiva albufeira e erosão da foz e zonas adjacentes (Figura 1.4).

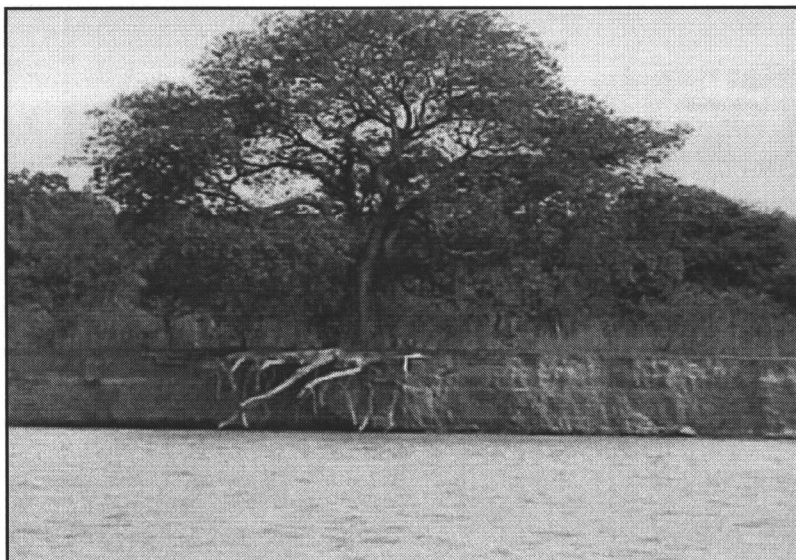


Fig. 1.4 - Erosão nas margens do rio São Francisco (Brasil).

(<http://www.ana.gov.br/gefsf/conteudo.asp?idmcod=1&mcod=6&ecod=243>)

Neste sentido, diversos autores apresentam uma proporção de fontes de sedimentação no curso dos rios, definida da seguinte forma (Tabela 1.1)

Tabelas 1.1 – Proporção de sedimento total, no curso dos rios segundo as diferentes fontes de material (Sá *et al.*, 2004).

Fontes	Proporção
Sedimento	25%
Desprendimento das margens	55%
Erosão	20%

O assoreamento é o principal problema que afecta as barragens, uma vez que tem implicação ao nível da diminuição do volume de água utilizável e pode colocar em risco o desempenho de obras de geração de energia eléctrica. Podem ainda destacar-se alguns problemas operacionais vinculados a este processo, como abrasão de componentes como tubagens e turbinas, problemas mecânicos na manobra de comportas, dificuldade ou impedimento da captação de água pela estrutura de tomada de água, formação de bancos de areia diminuindo o processo de navegabilidade, podendo também afectar a própria segurança da barragem.

Todos os reservatórios, qualquer que seja a sua finalidade, dimensão e características de operação estão destinados a ter a sua capacidade de armazenamento parcial ou totalmente tomado pelos sedimentos, proporcionando o processo de assoreamento.

De acordo com Cabral (2005) a quantidade de sedimento depositado num dado reservatório, depende da quantidade de material transportado para o mesmo e da capacidade do reservatório reter as partículas que entram em suspensão ou por arraste.

Os principais factores que influenciam a deposição dos sedimentos num reservatório são: a quantidade e textura dos sedimentos que entram no reservatório; relação do fluxo de água afluente e efluente ao reservatório; a capacidade de retenção do reservatório; a quantidade de sedimentos acumulado no mesmo; tamanho e forma do reservatório; e modo de operação do reservatório (Maia, 2006).

À medida que a deposição de sedimentos aumenta, a capacidade de armazenamento do reservatório diminui. No entanto, mesmo quando não se verificarem volumes significativos de depósito na porção útil do reservatório, o assoreamento ameaça com dois outros problemas, sendo eles a impossibilidade de operação das comportas de descarga, devido à acumulação de material junto à barragem e o prolongamento do efeito de remanso, com a consequente elevação de níveis de enchente a montante, devido a depósitos de material grosseiro na

entrada do reservatório, uma vez que o prolongamento de remanso implica perda efectiva de capacidade útil (Fig. 1.5).

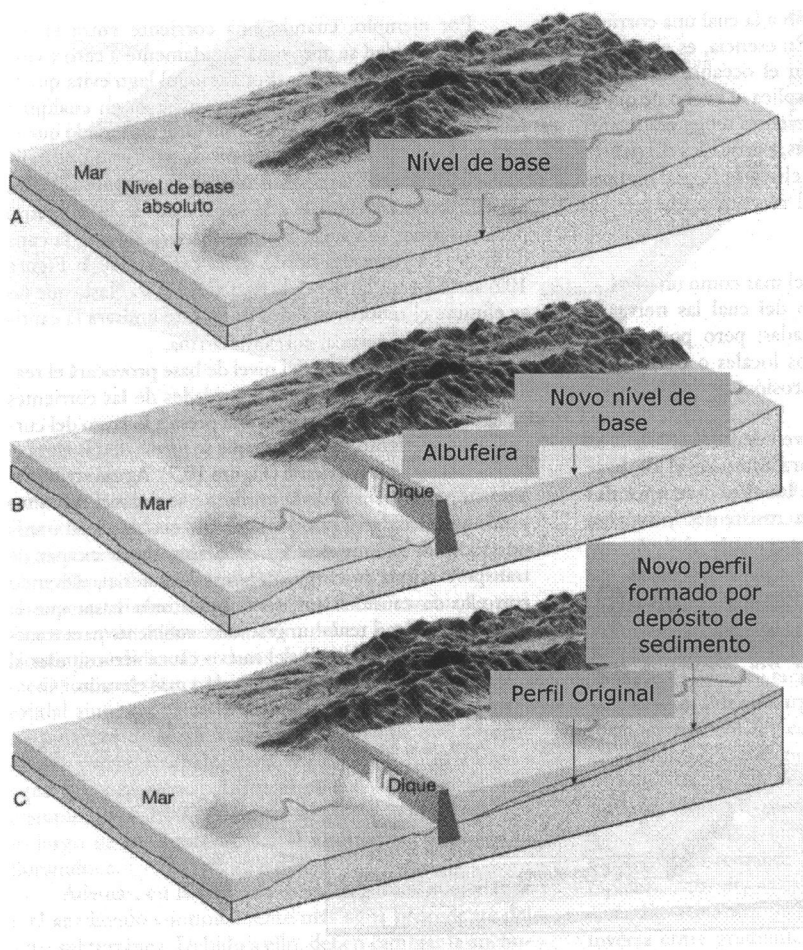


Figura 1.5 – Evolução do assoreamento de uma albufeira (Adaptado de Tarbuck & Lutgens, 2000).

Seguidamente são apresentados gráficos que mostram a interferência do processo de assoreamento na perda da capacidade útil do reservatório, ao longo do tempo. Na Figura 1.6a são apresentadas as curvas cota em função do volume do reservatório, antes do assoreamento (curva da direita) e depois do assoreamento (curva da esquerda), podendo observar-se a localização do sedimento exclusivamente no volume útil do reservatório. Na Figura 1.6b, pelo traçado das duas curvas observa-se que ao longo do tempo, ocorre a redução do volume em toda a extensão do reservatório, em função da distribuição uniforme do sedimento no fundo do reservatório, atingindo também o volume morto.

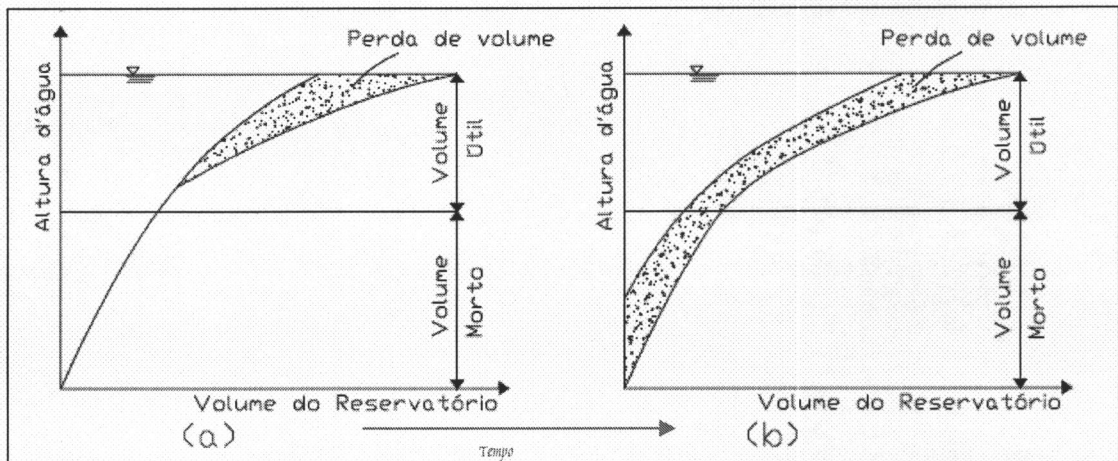


Figura 1.6 – Perda da capacidade útil do reservatório, em função do assoreamento ao longo do tempo (Adaptado de Maia, 2006).

Relativamente à granulometria do sedimento depositado, as partículas mais grosseiras são as primeiras a depositar, na entrada do reservatório por perda de competência do fluxo hídrico, enquanto que as partículas mais finas, deslocam-se pelo reservatório, depositando-se na zona mais próxima à barragem, ou ainda transpondo-a, pelo vertedor e pelas condutas.

A localização dos sedimentos no reservatório pode dar origem a três diferentes tipos de depósito: depósito de remanso, delta e depósito de fundo (Maia, 2006). Os depósitos de remanso (Figura 1.7) estão localizados nos compartimentos de entrada do reservatório, sendo formados por materiais de maior granulometria. A formação de deltas é observada na entrada do reservatório (Figura 1.7). Os sedimentos de maior granulometria, juntamente com algumas partículas mais finas tendem a depositar-se na entrada do reservatório, formando o delta.

Os deltas têm como principais consequências a elevação da altura da coluna de água no canal a montante do reservatório, podendo desempenhar um factor preponderante em fenómenos de enchente. Os depósitos de remanso e a formação de deltas afectam significativamente a navegação devido à redução da profundidade da calha do rio.

Os depósitos de fundo, ou depósito de leito, são constituídos por materiais de natureza maioritariamente arenosa e siltosa, e encontram-se no trecho mais baixo do reservatório (Figura 1.7) (Maia, 2006).

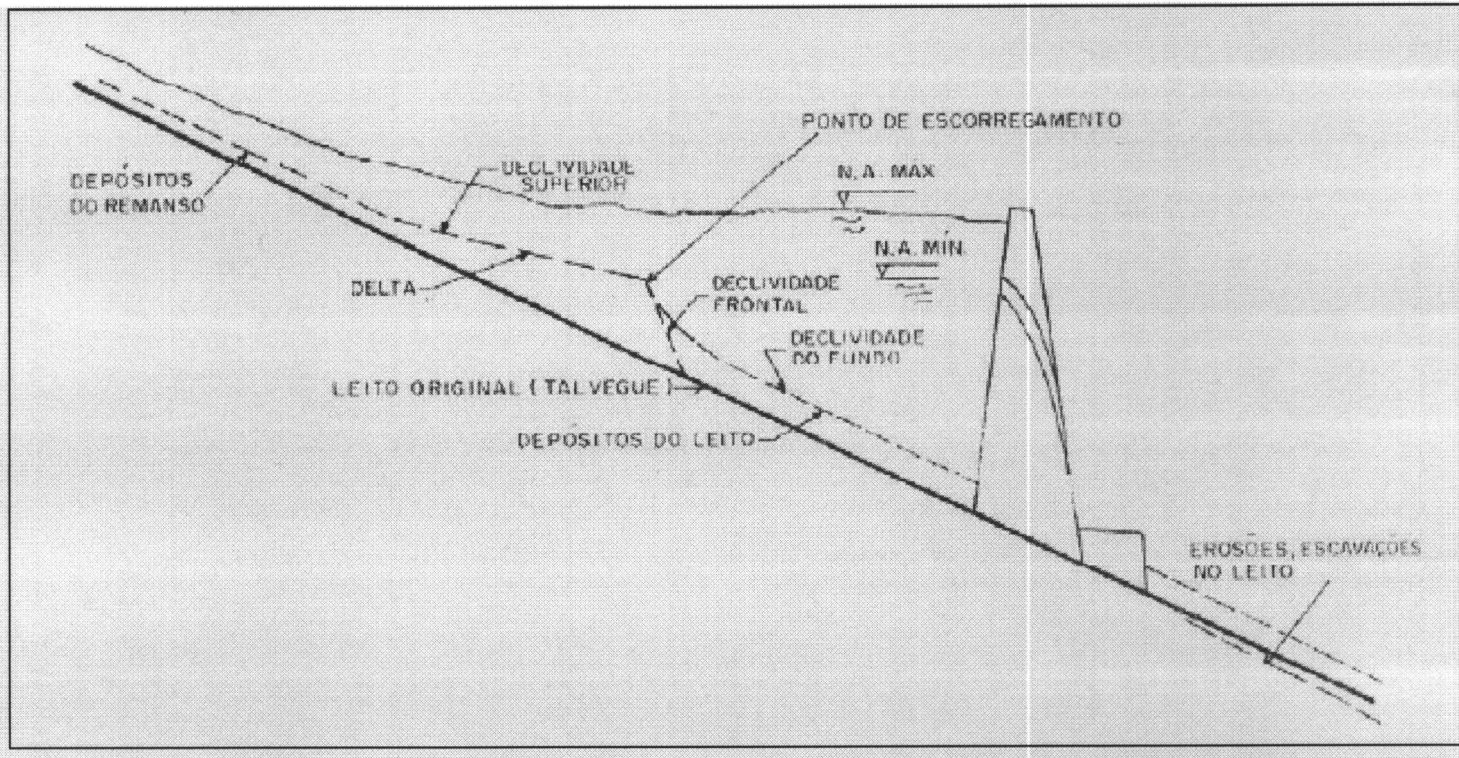


Figura 1.7 - Esquema típico da distribuição dos sedimentos no reservatório (Maia, 2006).

Neste sentido, uma vez que os reservatórios possuem como principal finalidade, a tomada de decisão a respeito do volume de água a ser libertado num dado intervalo de tempo, de forma a fazer face às necessidades do sistema e/ou geração contínua de energia, o assoreamento do reservatório é responsável pela redução do volume disponível para a acumulação de água no mesmo.

Um reservatório é dividido em zonas, que apresentam volumes de água reservados para os diferentes usos, como ilustrado na Figura 1.8.

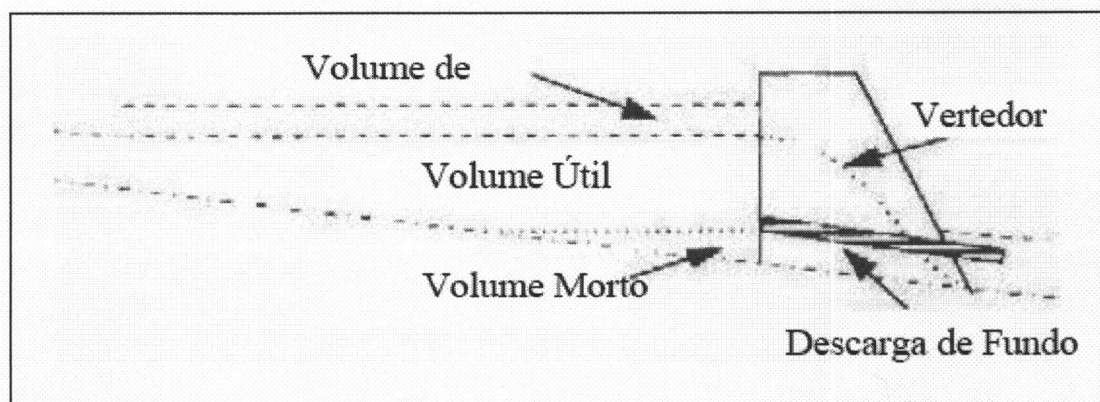


Figura 1.8 - Compartimentos de um reservatório (Maia, 2006)

A redução deste volume poderá afectar a sua operação, dependendo da localização do sedimento. Caso parte do sedimento se localize no compartimento destinado ao volume útil do reservatório, este depósito pode vir a interferir na operação do reservatório de diversas formas, tais como:

- Diminuição da vazão regularizada, podendo levar à impossibilidade de fazer face a todas as necessidades;
- Assoreamento das tomadas de água, trazendo problemas operacionais nos sistemas de abastecimento;
- Redução da vida útil do reservatório, podendo ter como consequências perdas económicas do empreendimento.

1.3. Acumulação de nutrientes nas albufeiras

Sendo as barragens meios artificiais sujeitos a grandes variações espaciais e temporais impressas pelo regime de uso dos recursos hídricos, as suas comunidades biológicas estão muito dependentes deste regime não se podendo também dissociar das actividades na bacia de drenagem. Estes factos determina, em grande parte, a qualidade biológica ou degradação das comunidades (Ferreira, 2002).

Nas albufeiras, para além de um fluxo de sedimentos, existe um fluxo de nutrientes, principalmente de azoto e fósforo, o último maioritariamente associado às partículas sedimentares, que promovem o aumento da produtividade da albufeira (Fig. 1.9).

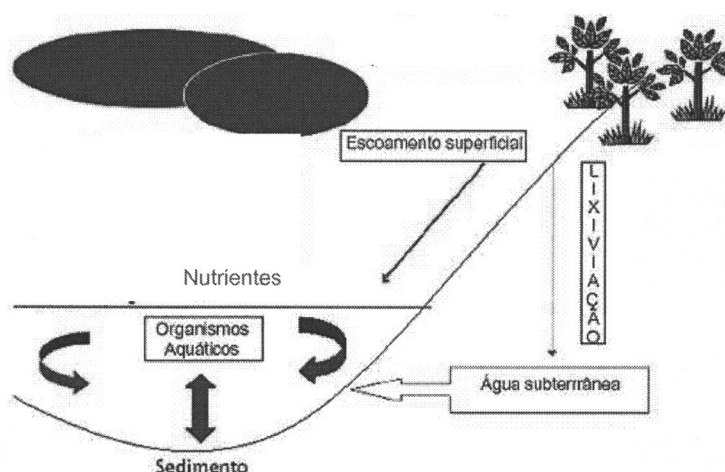


Figura 1.9 – Esquema representativo do fluxo de nutrientes para a albufeira (Adaptado de Tomita *et al.*, 2002).

O processo de incremento de nutrientes na água ao longo do tempo denomina-se por Eutrofização e envolve a passagem de estado Oligotrófico (de baixa produtividade) para Mesotrófico (de produtividade média) e Eutrófico ou Hipereutrófico (de elevada produtividade). A Eutrofização ao longo do tempo geológico é considerada como o envelhecimento natural das massas de água (Eutrofização Natural). Considerando a ação do Homem ao nível das alterações no uso do solo na bacia de drenagem, como foi anteriormente citado, têm aumentado os fluxos de nutrientes devido à remoção da vegetação autóctone, agricultura, pecuária e lançamento de efluentes domésticos e industriais. Como consequência do incremento dos fluxos de sedimentos e nutrientes, o processo de envelhecimento é acelerado (Eutrofização Cultural ou Artificial), causando alterações indesejáveis nos sistemas aquáticos (Fig. 1.10).

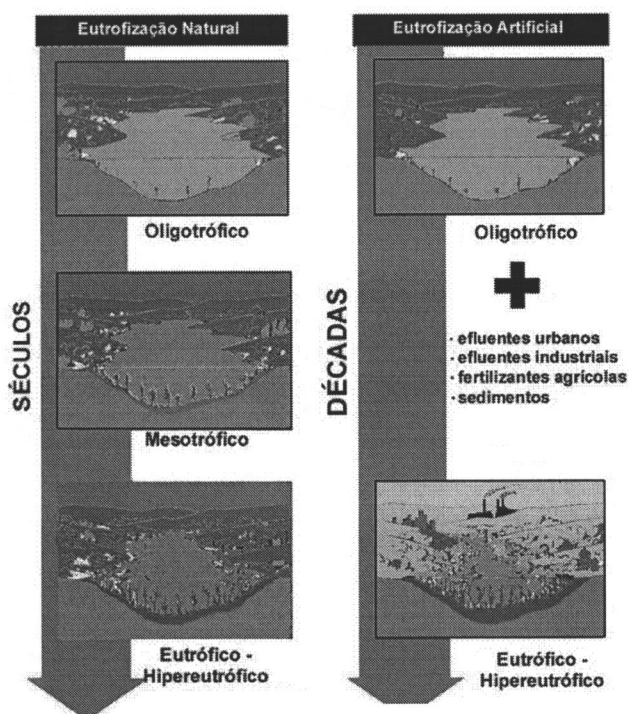


Fig. 1.10 - Evolução de uma barragem Oligotrófica para Eutrófica e Hipereutrófica, devido ao fenómeno de eutrofização, provocado pela adição de nutrientes provenientes de efluentes urbanos, industriais, fertilizantes agrícolas e sedimentos (Laboratório de Limnologia e Planeamento Ambiental - UFES, S/data).

São vários os efeitos negativos que resultam da excessiva acumulação de materiais sedimentares nas albufeiras nomeadamente, o tempo de vida útil do empreendimento, sobretudo nos casos em que não se teve em conta o fenómeno de assoreamento e a inexistência de desmatação na área de inundação (Fig. 1.11)

e onde não se reserva "volume morto" para os sedimentos da albufeira, o que influencia a deterioração da qualidade da água, visto os nutrientes retidos nos sedimentos poderem ser libertados para a coluna de água e podendo assim ser encarados como fontes poluentes.



Fig. 1.11 – Parcela de biomassa submersa (Barragem de Três Marias).

A boa qualidade da água de um reservatório estende-se por vários anos, após a sua construção, sendo a sua duração dependente de factores individuais tais como, a qualidade da água afluente, o nível da água, a sua manipulação e as condições climáticas. O envelhecimento de um reservatório vai depender das cargas de azoto e fósforo que recebe, sendo tanto mais rápido quanto maiores forem essas quantidades. O conceito de estado trófico de uma massa de água engloba, não só, as concentrações dos nutrientes mas, também, a sua produtividade.

1.4 Emissão de gases de efeito de estufa nas barragens

Recentemente tem sido associada à construção de barragens hidroeléctricas o aumento das emissões de metano e dióxido de carbono para a atmosfera (Fonseca, 2002; Tavares de Lima, 2002; McCully, 2004; International Rivers Network, S/data).

Existem duas formas distintas de aumento antrópico de gases de estufa pela construção de barragens hidroeléctricas: a primeira delas, de influência indirecta, está relacionada com o aumento no uso e ocupação da zona envolvente à barragem, que se pode traduzir em grandes áreas com alterações quanto ao uso do solo. No que diz respeito à Amazónia, este é o principal factor responsável pelas alterações antrópicas nas trocas de carbono entre a biosfera e a atmosfera, podendo resultar no aumento da concentração troposférica de gases de estufa; Por

outro lado, ocorrem processos internos no reservatório, de influência directa, os quais também provocam a emissão de gases, particularmente CO_2 e CH_4 :

Os primeiros anos de um reservatório são marcados por uma drástica alteração do ecossistema, onde são definidos novos processos de adaptação biogeoquímica e ocorre uma selecção dos biota existentes antes do enchimento.

Quanto à emissão de CH_4 , as barragens hidroeléctricas funcionam de modo semelhante à sua planície de inundação. Na realidade, os processos predominantes anaeróbios e de oxidação-redução em tributários de barragens, são bastante semelhantes aos das lagoas marginais em planícies de inundação.

Em ambos os sistemas, a formação de CH_4 ocorre principalmente através da decomposição de material orgânico autóctone e alóctone (International Rivers Network, S/data; Friedl & Wüest, 2002; McCully, 2004).

A tabela 1.2 apresenta os intervalos de fluxos de metano estimados para os sistemas alagáveis naturais do mundo.

Tabela 1.2 – Intervalos de fluxo de metano estimados para diferentes zonas alagáveis do mundo (Tavares de Lima, 2002).

Regiões	Intervalo Estimado mg CH_4 (m^2/dia)
Região Ártica/Boreal	6 - 132
Região Temperada	12 - 300
Região Tropical	120 - 474

1) Os solos naturais, na presença de oxigénio, são sumidouros de metano (fluxo ≤ 0). Quando a humidade do solo aumenta a ponto de saturá-lo e torná-lo anóxico, bactérias metanogénicas aumentam a sua actividade exponencialmente com a temperatura. Desta forma, a matéria orgânica quando inundada, após o período de enchimento da albufeira, sofre um rápido processo de decomposição provocando um grande fluxo inicial na formação de CH_4 . O aumento no grau de eutrofização promovido pela inundação provoca, entre outros factores, o aumento da comunidade de macrófitas aquáticas flutuantes (Tavares de Lima, 2002).

2) A variação sazonal do nível de água pode transformar uma boa parte da área de inundação das barragens em sumidouros de carbono, pela produção de matéria orgânica e oxidação de metano. A produção de CO_2 e CH_4 é condicionada pela disponibilidade de água e pelo potencial redox da coluna de água e do sedimento.

O CO_2 autóctone é produzido em condições aeróbias e anaeróbias, frequentemente na coluna de água, pelo contrário, a metanogénese ocorre

exclusivamente nos sedimentos anóxicos e altamente reduzidos do fundo da albufeira.

3) As elevadas temperaturas da região equatorial induzem o aumento das trocas de reciclagem biológica. Consequentemente, a matéria orgânica autóctone produzida pelo fitoplâncton e perifiton, deve ser prontamente reutilizada na coluna de água, antes de atingir o sedimento.

1.5 Utilização Agrícola de materiais depositados em albufeiras de barragem

Actualmente a maior parte dos cursos de água não flui directamente para o mar, sendo o seu percurso interrompido pela construção de barragens, que possuem, como já foi referido, um forte impacto no transporte de sedimentos nos rios, funcionando como barreiras artificiais e provocando quase sempre o assoreamento da respectiva albufeira (Fonseca & Barriga, 2003 a, b; Rocha, S/data).

A construção destas barragens está também relacionada com a progressiva desertificação das regiões a montante. À medida que vai sendo erodido, o solo vai perdendo gradualmente os materiais de textura mais fina associados a elementos nutritivos e a matéria orgânica, os quais seriam essenciais ao crescimento da vegetação e que são, desta forma, transportados pelos cursos de água (Fonseca & Barriga, 2003 a, b). Após a deposição, o comportamento dos depósitos também é bastante diferente. Os materiais grosseiros apresentam muito maior estabilidade, com a manutenção das suas características no tempo e com uma difícil movimentação posterior. Pelo contrário, os depósitos de sedimentos finos apresentam uma evolução nas suas propriedades (Rocha, S/data), sofrendo um conjunto de transformações mineralógicas e químicas muito complexas, dadas as condições muito particulares destes meios, caracterizados por baixo hidrodinamismo, estratificação térmica, elevada temperatura e, principalmente, por condições redutoras (Fonseca, 2002).

Estas transformações, associadas às ocorridas durante as anteriores fases de meteorização e transporte, contribuem para diferenças significativas de composição, entre os sedimentos depositados nestes meios e os solos das bacias de drenagem que representam a sua principal fonte de alimentação (Fonseca & Barriga, 2003 a, b).

Neste sentido, alguns investigadores (Fonseca, *et al.*, 1998; Fonseca, 2002 a, b; Fonseca & Barriga, 2003 a, b), considerando que um dos melhores métodos para recuperação de sistemas em acelerada fase de eutrofização consiste na

remoção dos sedimentos superficiais onde se acumulam preferencialmente os nutrientes limitantes ao crescimento e que para melhorar as propriedades físicas dos solos sujeitos a processos erosivos intensos é necessário fornecer-lhes aditivos minerais que contenham quantidades apropriadas de nutrientes, então, uma vez removidos, os sedimentos poderão constituir um importante recurso agrícola.

Alguns destes estudos demonstraram que quando comparados com os solos das bacias de drenagem, os sedimentos das albufeiras, apresentam uma melhor qualidade agrícola, podendo ser utilizados como solos agrícolas ou como fertilizantes em solos de baixa qualidade (Fonseca & Barriga, 2003 a, b).

Neste sentido, o presente trabalho, realizado numa albufeira em clima tropical pretende dar resposta quanto à variabilidade temporal em profundidade, de elementos como o fósforo, o potássio e o carbono, considerados macronutrientes e, como tal, indispensáveis ao crescimento vegetal, permitindo avaliar se apenas será viável a utilização agrícola de sedimentos superficiais de barragens ou também as camadas mais profundas. Com este estudo pretende-se igualmente, estudar o comportamento destes elementos em profundidade e, se possível, verificar a sua evolução temporal.

1.6 Recolha de sedimentos e funcionamento do *piston corer*

Os sedimentos possuem características variáveis, devido às suas diferentes origens. Esses substratos podem ser originados no próprio ambiente, pela deposição de folhas, galhos e restos de animais. No entanto, são maioritariamente ser formados a partir dos produtos de decomposição de rochas de diferente natureza, associadas a restos de plantas e de animais, trazidos de fora do ambiente pela acção do vento, águas de escorrência, ou pelo fluxo dos rios (Dias, 2005).

Os sedimentos, do ponto de vista de reciclagem de matéria e fluxo de energia, são considerados, um dos compartimentos mais importantes dos ecossistemas aquáticos continentais. Neles ocorrem processos biológicos, físicos e químicos, que influenciam o metabolismo de todo o sistema. A fracção formada pela água intersticial é de fundamental importância para a produtividade do ecossistema aquático, isto porque a coluna de água sofre um processo constante de enriquecimento de nutrientes, que se difundem a partir da água intersticial do sedimento, onde se encontram em concentrações mais elevadas (Aragão, *et al*, S/data).

Amostras de sedimentos podem ser recolhidas com diferentes objectivos, pois são óptimas para estabelecer relações entre erosão e sedimentação, para

verificar adições de contaminantes em diferentes ocasiões no sistema aquático e fazer inventários de poluição.

Estas determinações são possíveis porque, desde as partículas que se encontram em suspensão até à zona mais profunda do sedimento, adsorvem poluentes dissolvidos no sistema aquático e controlam o seu transporte e deposição. Em zonas onde o processo de sedimentação seja constante e onde a mistura dos sedimentos, quer através de processos biológicos ou físicos, seja mínima, a idade dos sedimentos aumenta sistematicamente com a profundidade.

Geralmente não ocorrem alterações nas concentrações de contaminantes com a profundidade, pelo que a sua recolha, pode formar um histórico dos "inputs" de contaminantes no sistema (IAEA, 2003).

A remoção de sedimentos nas albufeiras pode conter alguns riscos, pois pode causar perturbação nos sedimentos e a ressuspensão dos mesmos. No entanto, muitos instrumentos podem ser utilizados na recolha de sedimentos, dependendo do tipo de local e do tipo de sedimento, nomeadamente, dragas e corers de diferentes modelos, entre eles o *piston corer*.

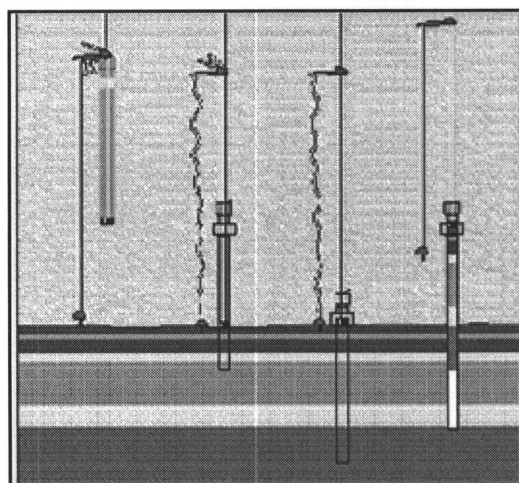
Os *piston corers* convencionais são utilizados para grandes profundidades, entre os 3 e os 30 metros, em sedimentos finos e não consolidados. Estes instrumentos, devido ao seu peso e dimensões, têm de possuir testemunhos "cores" superiores a 10 metros e têm de ser utilizados grandes barcos que permitam suportar tais equipamentos.

As recolhas efectuadas pelo *piston corer* permitem manter uma melhor representatividade vertical dos sedimentos em profundidade (OhioEPA, 2001).

No entanto, muitas vezes os sedimentos recolhidos, recorrendo a este instrumento podem ficar em suspensão, ou até mesmo perderem-se devido à velocidade de penetração e ao vácuo criado pelo *piston*. O vento ou a perturbação das águas, podem também dificultar a posição do *piston*, aquando ou depois do seu lançamento, ou podem induzir uma quebra na tensão durante a queda-livre com o *core* até ao sedimento (IAEA, 2003).

O *piston corer* é largado, a partir da sua base, numa plataforma fixa, em queda-livre. Quando o *corer* atinge o sedimento, ocorre a penetração e posteriormente quando removido, retira uma amostra de sedimento em profundidade (Fig. 1.12).

Fig. 1.12 – *Piston corer* em funcionamento (Florida International University, S/data).



1.7 Datação de sedimentos extraídos por cores e análise isotópica

Os sedimentos extraídos através de *cores* podem ser utilizados para estudos ambientais, num dado período cronológico. Para muitos estudos de actividades antrópicas, como poluição, eutrofização e erosão, que tenham ocorrido entre os últimos 100 a 200 anos (Science Museum of Minnesota, 2005) a determinação da idade dos sedimentos, pode ser estimada utilizando diversas técnicas, entre elas o uso de marcadores como o Césio¹³⁷, ou através do decaimento radioactivo de materiais.

O princípio da técnica de decaimento radioactivo baseia-se na existência de aerossóis existentes na superfície da terra ou na água que possuem certos radioisótopos, como o Chumbo²¹⁰, cujas concentrações podem ser determinadas (Washington State Department of Ecology, 2001).

O chumbo²¹⁰ é um isótopo radioactivo que ocorre naturalmente, nas séries de decaimento do radio²²⁶ e do radon²²², existentes na atmosfera. O chumbo ²¹⁰ é arrastado na atmosfera através da precipitação e acumula-se nos sedimentos, com um período de semi-vida de 22 anos, como ilustra a Figura 1.13. Os *cores* são datados analisando uma série estratigráfica de níveis, retirados em profundidade, onde as datas são calculadas recorrendo a modelos matemáticos, que relacionam a acumulação de chumbo ²¹⁰ com o sedimento do *core* (Washington State Department of Ecology, 2001).

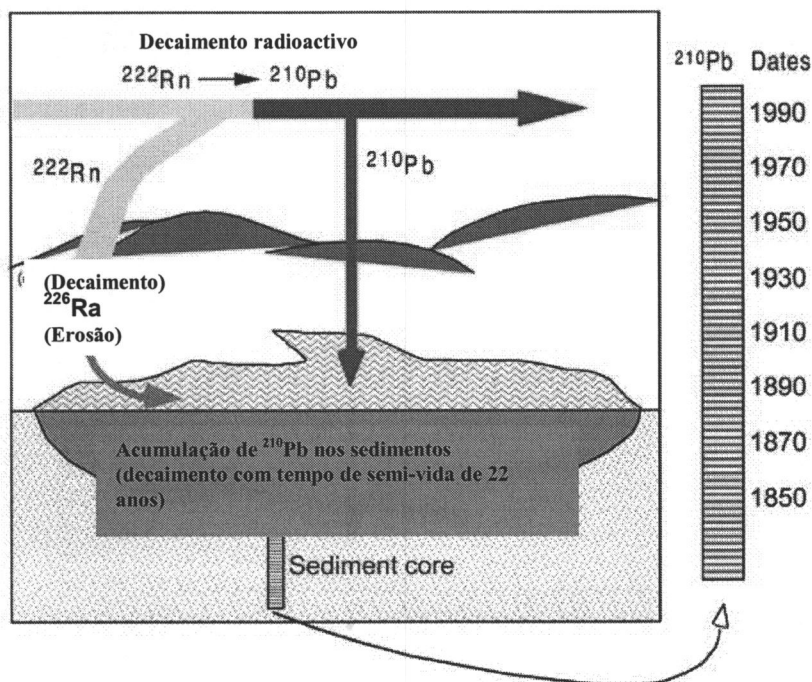


Fig. 1.13 – Fundamentos do princípio de datação de sedimentos recorrendo ao isótopo ²¹⁰Pb (Adaptado de Science Museum of Minnesota, 2005).

1.8 Objectivos principais deste estudo

- Dependente do índice de regularização da albufeira, os sedimentos podem residir em suspensão mais ou menos tempo, podendo prolongar por muitos dias a eventual má qualidade da água nas albufeiras com maiores índices de regularização e, por consequência, maiores tempos de residência. Contudo, mais tarde ou mais cedo todos os sedimentos finos serão depositados no fundo da albufeira. Mas a evolução desta deposição continua a ser um importante factor para a qualidade da água. Embora a maior parte dos sedimentos depositados permaneça definitivamente no local de deposição, uma outra parte pode ser posta em ressuspensão, podendo então introduzir na qualidade da água uma alteração relacionada com a qualidade que esses sedimentos apresentem (Rocha, S/data), neste sentido um dos principais objectivos deste trabalho é o estudo da variabilidade temporal da matéria orgânica, do carbono orgânico, do fósforo, do potássio e do enxofre, numa albufeira de clima tropical.

- Com a evolução da albufeira, os depósitos definitivos serão sucessivamente cobertos por depósitos mais recentes. A sucessão de depósitos em diferentes datas forma um conjunto de camadas estratigráficas, que representam, cada uma delas, uma determinada situação da bacia hidrográfica na data de afluência da água e sedimentos à albufeira (Rocha, S/data). Outro objectivo principal deste trabalho é a datação isotópica dos sedimentos desta albufeira.

- Este trabalho está inserido num estudo mais amplo que visa o conhecimento das propriedades químicas, físicas e mineralógicas dos materiais acumulados em albufeiras sob diferentes condições climáticas, com vista à avaliação da sua qualidade como solos agrícolas, aditivos ou fertilizantes de solos empobrecidos (Fonseca, 2002 a, b; Fonseca & Barriga, 2003 a, b; Fonseca, *et al.*, 2006; Theodoro, *et al.*, 2006; Fonseca, *et al.*, 2007). O estudo da variação do teor destes nutrientes em profundidade permitir-nos-à avaliar qual a espessura de sedimento a ser removida, no caso da sua utilização agrícola.

1.9 Barragem escolhida neste estudo

A barragem utilizada neste estudo, é uma barragem situada na Região Centro do Brasil, Barragem de Três Marias, que se situa em clima tropical de savana, com estações térmicas bem definidas e contrastantes, facto este que permite uma intensificação dos processos de meteorização sobre as formas litológicas e pedológicas enquadrantes.

Esta barragem possui como principal finalidade a produção de electricidade e localiza-se numa zona de intensa actividade agrícola e pecuária.

O aumento da desmatagem e o intenso uso do solo, principalmente nas zonas a montante, e nos seus tributários, tem permitido o transporte de grandes quantidades de sedimentos, que se vão depositando ao longo do percurso dos rios e na bacia de inundação.

A barragem de Três Marias, localizada no Estado de Minas Gerais, situa-se numa zona intensamente desertificada, considerada pelo Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura (IICA), como uma área de susceptibilidade Alta a Moderada (Suertegaray, *et al.*, 2001). Este facto, associado a intensa actividade agrícola permite antever a entrada, de elevados teores de nutrientes como o azoto e fósforo, que poderão ter como consequência a eutrofização deste sistema.

CAPÍTULO 2

CARACTERIZAÇÃO DA ALBUFEIRA DE TRÊS MARIAS

2.1 INTRODUÇÃO

A hidrografia é um elemento marcante na paisagem brasileira. Bacias hidrográficas são regiões formadas por rios que desaguam num curso principal de água. Os rios possuem aproveitamento económico diversificado, irrigando terras agrícolas, abastecendo reservatórios de água urbanos, fornecendo alimentos e produzindo energia eléctrica.

O Brasil possui a rede hidrográfica mais extensa do globo, com 55.457 km² (Fig. 2.1). Muitos dos seus rios destacam-se pela profundidade, largura e extensão, o que constitui um importante recurso natural. Como consequência do tipo de relevo, predominam os rios de planalto.

As bacias brasileiras são divididas em dois tipos: bacia de planície, utilizada para navegação e bacia planáltica, que permite aproveitamento hidroeléctrico. A hidrografia brasileira apresenta os seguintes aspectos:

- Não possui lagos tectónicos, devido à transformação das depressões em bacias sedimentares. No território brasileiro só existem lagos de várzea e lagoas costeiras.
- Com excepção do Amazonas, todos os rios brasileiros possuem regime fluvial.
- Todos os rios têm como principal destino final o oceano.
- Só existem rios temporários no Sertão nordestino, que apresenta clima semi-árido. No restante país, os rios são perenes.
- Os rios de planalto predominam em áreas de elevado índice pluviométrico. A existência de desníveis no terreno e o grande volume de água contribuem para a produção de energia eléctrica (<http://www.geobrasil2001>).

O período entre 1877 e 1880, marcou o início da construção de barragens no Brasil. A partir de então, numa área de 950.000 km², foram construídas centenas de barragens. Há actualmente no Brasil 823 grandes barragens (acima de 15

2.2 A Albufeira de Três Marias

2.2.1 Considerações Gerais

A barragem de Três Marias localiza-se no centro do Estado de Minas Gerais, compreendendo os municípios de Felixlândia, Morada Nova de Minas, Paineiras e parcialmente Barreiro Grande, que se situam em redor da barragem.

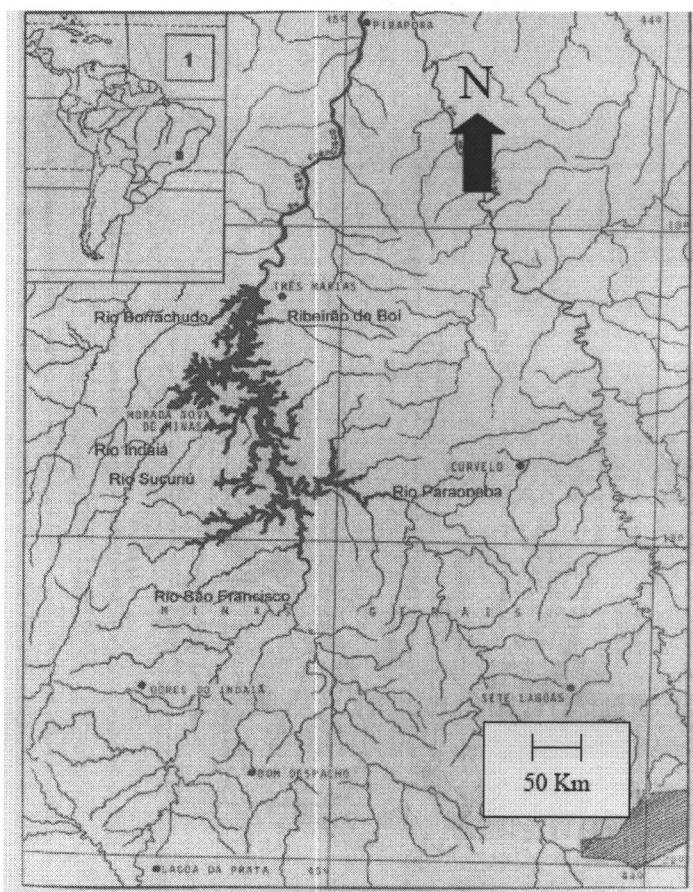
A sua construção iniciou-se em 1957 e foi concluída em 1961, e visava os seguintes objectivos: 1) regularização do curso do Rio São Francisco; 2) o aumento da vazão para navegação entre Juazeiro e Pirapora; 3) aumento da potência da turbina hidroeléctrica de Paulo Afonso, barragem situada no mesmo curso de água, a jusante; 4) produção de energia (Bezerra, 1987; Ishii, 1987; Peret, 2004). A barragem apresenta forma dendrítica, com águas provenientes principalmente do Rio São Francisco e de tributários como os rios São Vicente, Paraopeba, Extrema, Sucuriú, Indaiá, Ribeirão do Boi e Borrachudo.

Segundo a classificação climática de Köppen, a região enquadra-se no tipo AW, que corresponde a clima tropical de savana (Bezerra, 1987).

O período chuvoso na região tem a duração de 7 meses, de Outubro a Abril, sendo o trimestre Junho-Agosto, praticamente seco. A precipitação pluviométrica média anual da região situa-se entre 1.200 a 1.300 mm. Janeiro e Fevereiro são os meses mais quentes do ano com valores médios de 24,1°C e Julho o mês mais frio com temperatura média de 18,3°C. A temperatura média anual é de 21,9°C. A oscilação anual na maioria dos casos é inferior a 5°C (Ishii, 1987).

A possibilidade de chuvas no vale de São Francisco é mínima, devido ao predomínio da massa Tropical Atlântica, motivo pelo qual todo o vale de São Francisco, com excepção do Alto Curso, constitui uma região de Clima semi-árido (Bezerra, 1987).

Fig. 2.2 - Localização geográfica da barragem de Três Marias (Retirado de Peret, 2002).



2.2.2 Características Morfométricas

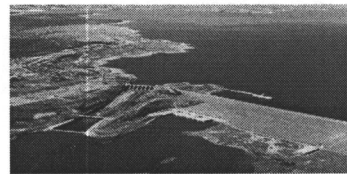
A barragem de Três Marias é uma barragem do tipo terra homogénea, de grandes dimensões, com 2700 metros de comprimento.

Foi construída pela CEMIG – Centrais Eléctricas de Minas Gerais, S.A. e situa-se a 2.221 km acima da foz do rio.

Os principais dados morfométricos da barragem de Três Marias, citados por Ishii (1987) são os seguintes:

Tabela 2.1 – Dados morfométricos da barragem de Três Marias.

Características Morfométricas	
Extensão do eixo principal (km)	150
Área de inundação (km ²)	1.050
Volume (Km ²)	15.278
Profundidade máxima (m)	75



2.2.3 Características Hidrológicas

A barragem de Três Marias, localiza-se na bacia hidrográfica do Rio São Francisco (ver localização geográfica na Fig. 2.3). Esta bacia é bastante extensa, sendo responsável pela drenagem de, aproximadamente, 7,5% do território nacional. O rio São Francisco, que nasce em Minas Gerais, atravessa o Sertão semi-árido mineiro e baiano possibilitando a sobrevivência da população ribeirinha, de classe social baixa, a irrigação em pequenas propriedades e a criação de gado.

A bacia do Rio São Francisco, é a terceira maior bacia hidrográfica do Brasil e a única totalmente brasileira, drena uma área de 645.000 km² e ocupa 8% do território nacional (Carvalho, 2001), surge na Serra da Canastra, a uma altitude de 1.400 metros. Corre em direcção Sul – Norte, sendo que no estado da Baía muda o seu curso para noroeste e depois para sudeste, desaguando no Atlântico, num percurso total de 2.700 km. Durante o seu percurso atravessa os Estados de Minas Gerais, Baía, limita Pernambuco com Baía e separa os Estados de Sergipe do de Alagoas a montante. É um rio de planalto, transformando-se depois num rio de planície, sendo conhecido como *Rio da Unidade Nacional*, por ser o maior curso de água inteiramente brasileiro (Carvalho, 2001).

O Rio São Francisco, ao longo dos 2700 km, tem um desnível de 600 m, da nascente à foz. O perfil longitudinal no seu curso médio, entre as cidades de Pirapora e Sobradinho (Fig. 2.3) apresenta um declive médio de 74 mm/km.

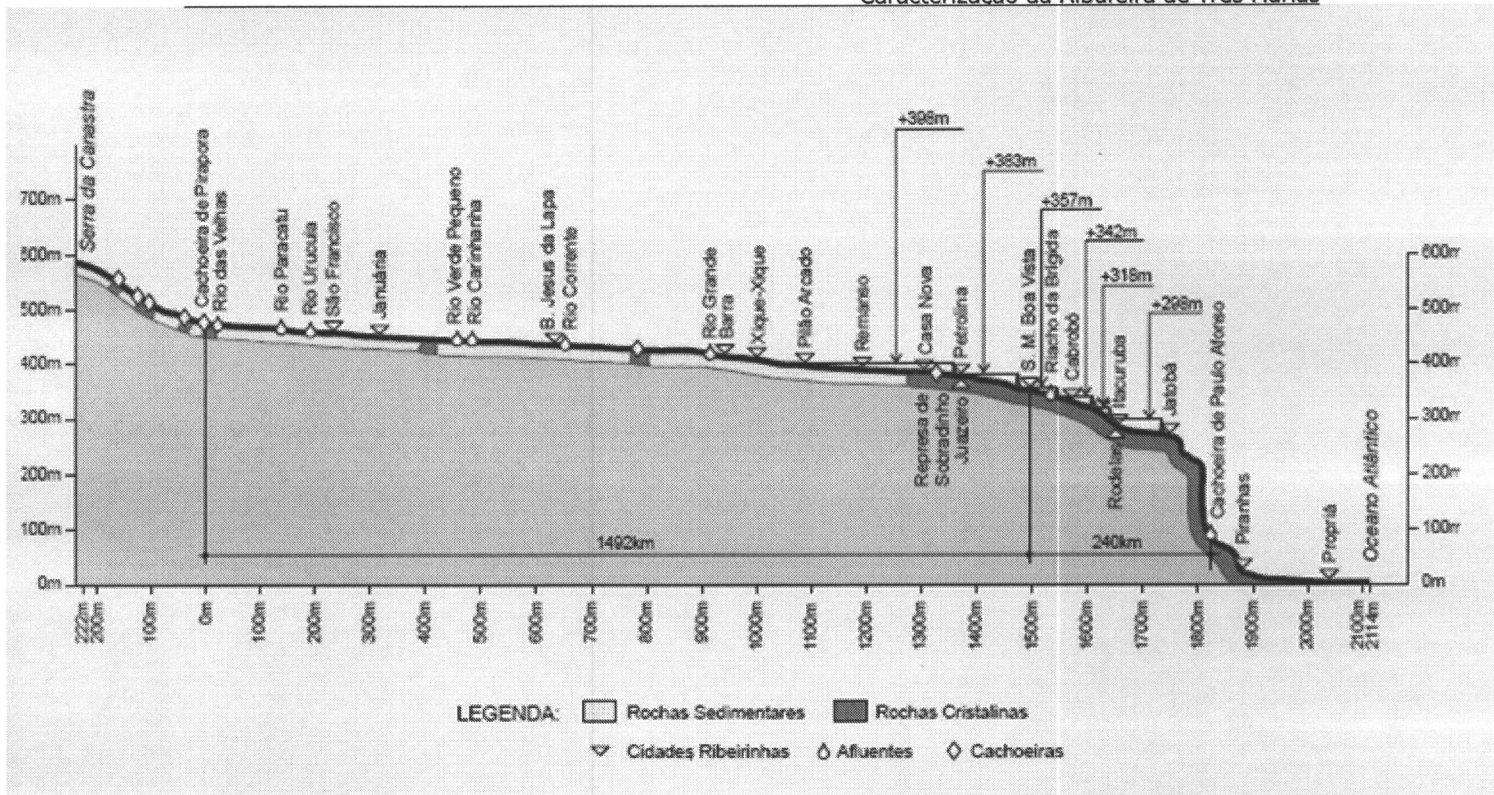


Figura 2.3 – Perfil longitudinal do Rio São Francisco (Sá, et al. 2004).

A Bacia do São Francisco é dividida em quatro grandes regiões, o Alto, o Médio, o Sub-Médio e o Baixo São Francisco (Figura 2.4).

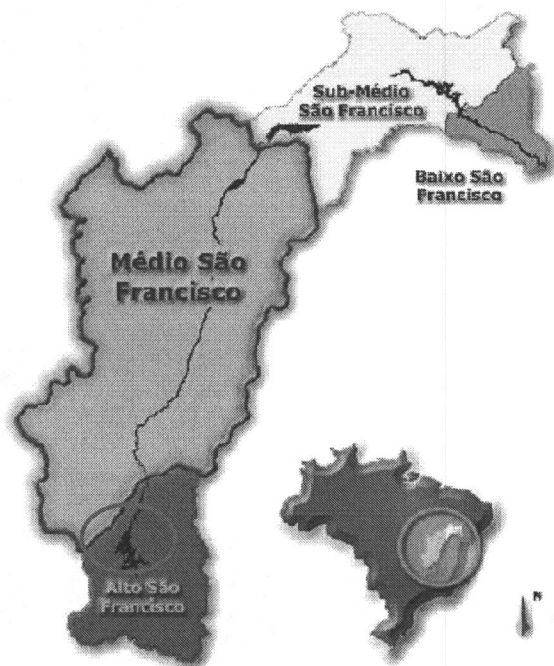


Fig. 2.4 – Sub - divisão da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco e localização da Barragem de Três Marias (ANA, S/data).

A bacia do São Francisco tem os valores médios referentes à disponibilidade hídrica conforme a Tabela 2.2.

Tabela 2.2 – Disponibilidade Hídrica da bacia do São Francisco (Carvalho, 2001).

Área de drenagem	645.000 km ²
Precipitação média anual	916 mm
Vazão média anual	2.850 m ³ s ⁻¹
Evapotranspiração real média anual	774 mm

A aridez assume um papel decisivo nas diferenciações do rio (Figura 2.5), no decorrer do tempo. Enquanto que a precipitação média anual na Bacia é de 1.036 mm, especialmente a chuva anual pode variar desde menos de 600 mm, na região do semi-árido, entre as barragens de Sobradinho e Xingó, até mais de 1.400 mm, nas nascentes localizadas no Alto São Francisco, em Minas Gerais, diminuindo desta forma a precipitação média anual, à medida que evolui o seu curso (Figura 2.6).

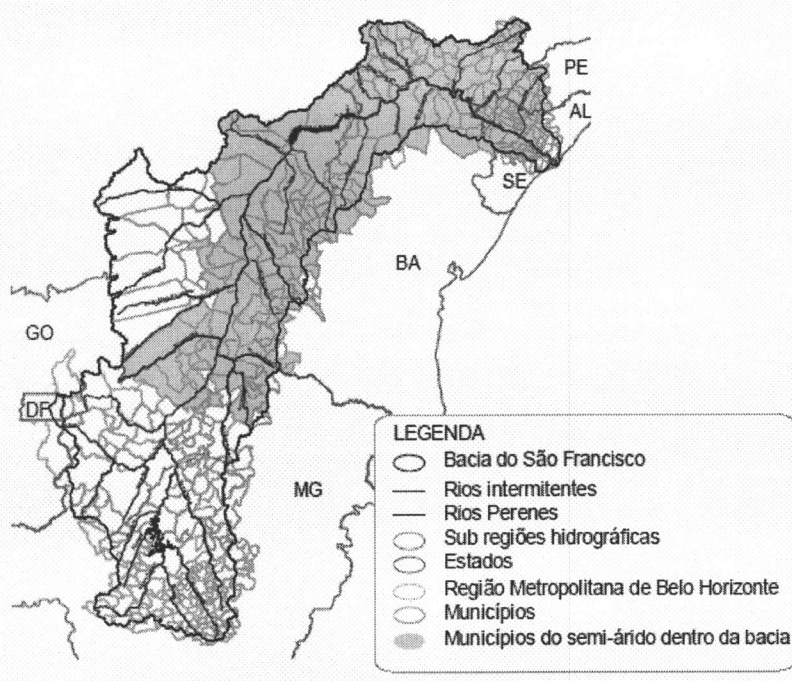


Fig. 2.5 – Região Semi-árida da Bacia (ANA, S/data)

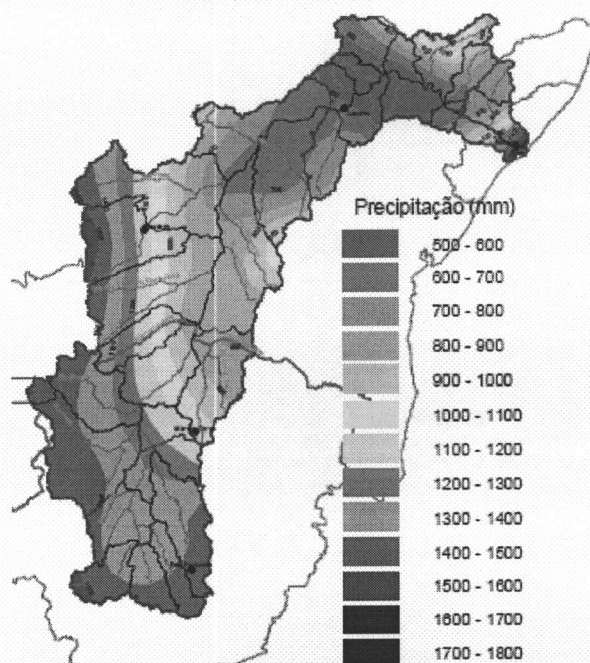


Fig. 2.6 – Precipitação média anual da Bacia (1961 a 1990) (ANA, S/data).

À medida que o São Francisco penetra na zona sertaneja semi-árida, apesar da intensa evaporação, da baixa pluviosidade e dos afluentes temporários da margem direita, tem o seu volume de água diminuído, mas mantém-se perene, graças ao mecanismo de retroalimentação proveniente do seu alto curso e dos afluentes no centro de Minas Gerais e oeste da Baía.

A Bacia do Rio São Francisco, encontra-se situada na Depressão de S. Francisco, entre os terrenos cristalinos a leste (Serra do Espinhaço, Chapada Diamantina e Planalto Nordeste) e os planaltos sedimentares do espigão Mestre a oeste, conferindo diferenças quanto aos tipos de águas dos efluentes. Os rios da margem direita, que nascem nos terrenos cristalinos, possuem águas mais claras, enquanto os das margem esquerda, terrenos sedimentares, são mais barrentas.

O primeiro grande usuário das águas do rio São Francisco foi o sector eléctrico, aproveitando o seu potencial para a produção de energia. O potencial total de geração de energia em operação na bacia do São Francisco é avaliado em 25.795 MW, dos quais 10.395 MW estão distribuídos pelas diferentes barragens hidroeléctricas: Três Marias, Queimado, Sobradinho, Itaparica, Complexo Paulo Afonso e Xingó (Figura 2.7).

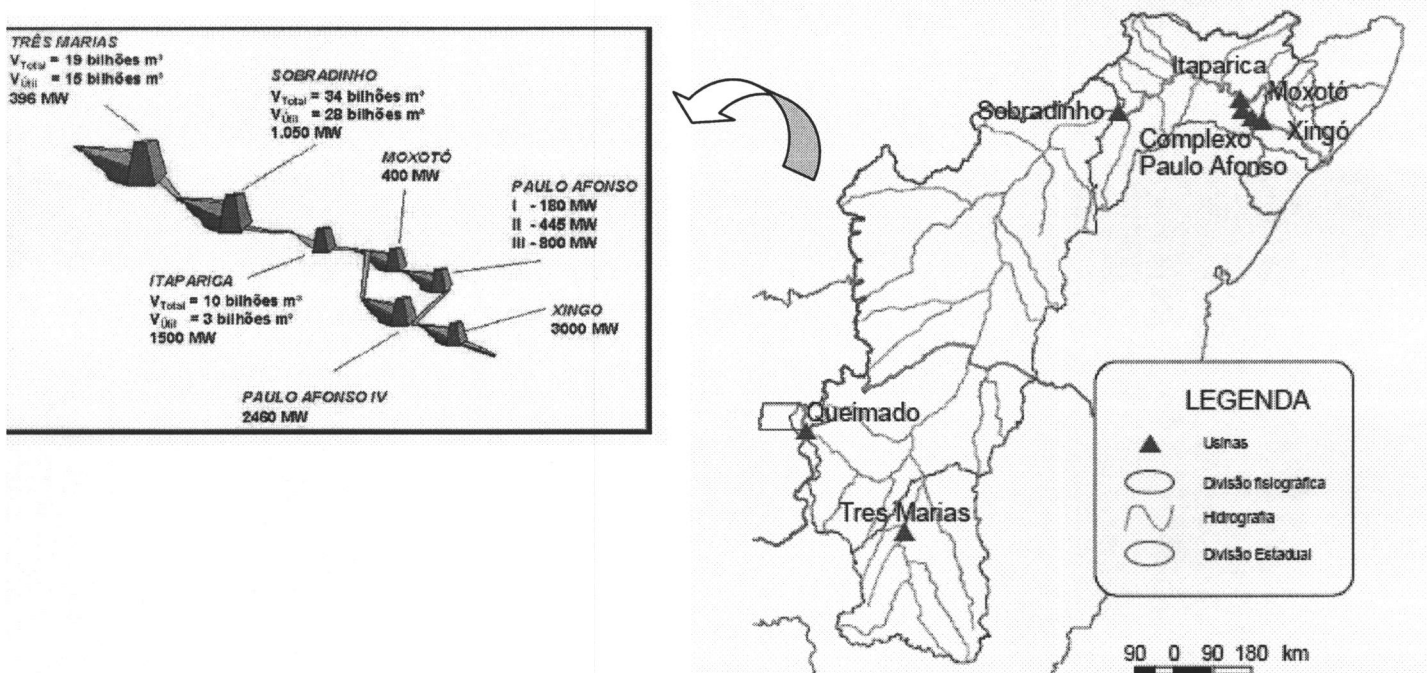


Fig. 2.7 - Centrais Hidroeléctricas em operação na Bacia de São Francisco, com potência acima de 30 MW (ANA, S/data).

O Rio São Francisco possui 36 tributários de porte significativo, dos quais apenas 19 são perenes. Os principais contribuintes são os da margem esquerda, rios Borrachudo, Indaiá, S. Vicente, Paracatu, Urucuia, Carinhanha, Corrente e Grande, que fornecem cerca de 70% das águas num percurso de apenas 700 km. Na margem direita, os principais tributários são os rios Paraopeba, das Velhas, Jequitão e Verde Grande.

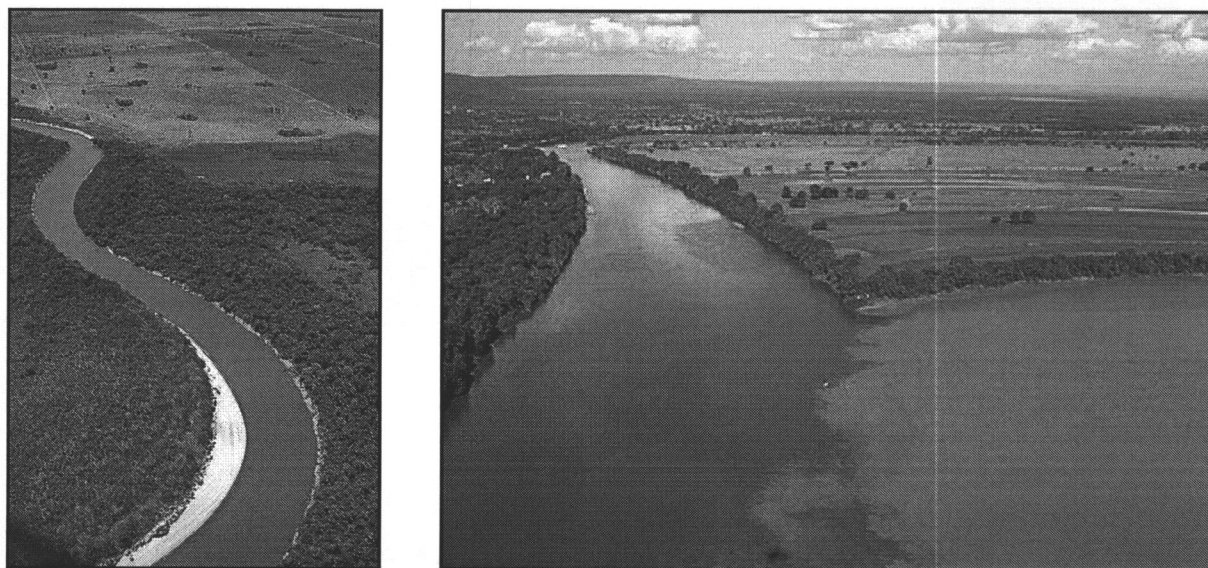


Figura 2.7 e 2.8 – (A) Rio Paracatu; (B) Confluência do rio das Velhas (Dirt.) com o Rio são Francisco (Projecto Brasil das Águas, S/data)

2.2.4. Caracterização das bacias contribuintes à Barragem de Três Marias

Para além do **Rio São Francisco**, principal curso de água da barragem de Três Marias, também os afluentes da margem esquerda, **Indaiá** e **Borrachudo**, e da margem direita, **Pará** e **Paraopeba**, contribuem directamente para o reservatório (Carvalho, 2002) e são de especial importância, pois segundo foi observado, através de imagens MSS/LANDSAT, por alguns autores, estes rios actuam como grandes contribuidores de sedimentos para a barragem (Bezerra, 1987).

e de calçado. Há muitas áreas desmatadas para a agricultura e pastagens, não existindo um programa de boas práticas agrícolas, adequado aos solos, o que confere à região um alto risco de erosão. Abrange uma zona de grandes aglomerados urbanos, pelo que o principal problema ambiental existente, está relacionado com o lançamento de esgotos sanitários sem tratamento nos cursos de água, e também, de efluentes industriais do sector metalúrgico. A actividade de silvicultura é também responsável pela ocorrência de metais como o chumbo e cobre, provenientes do uso de produtos fitossanitários e fertilizantes na plantação de eucaliptos (Carvalho, 2001; Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2005).

Na bacia do **Rio Paraopeba** a actividade mineira é também bastante intensa, especialmente no que diz respeito à extracção de areia, exploração de minério de ferro e garimpo. Também nesta bacia ocorre o lançamento de esgotos sem qualquer tipo de tratamento nos cursos de água. Esta bacia é caracterizada por possuir fontes de poluição difusa e processos de erosão, associados a actividades mineiras, metalúrgicas e agrícolas (Carvalho, 2001; Instituto Mineiro de Gestão das Águas, 2005).

Uma das características gerais da hidrografia da área é o facto de os seus rios serem, na sua maioria, perenes, atestando-os os recursos de água no subsolo do planalto. Apesar da irregularidade das chuvas, as litologias areníticas, que apresentam grande extensão na bacia, devido às suas propriedades como aquífero, funcionam como reservatório de água, compensando assim a irregularidade do clima.

2.2.5. Características Geológicas

A região onde se encontra localizada a barragem de Três Marias situa-se sobre rochas da "Série Bambuí", designação geológica dada pelo antigo petrólogo do Serviço Geológico e Minerológico do Brasil, Rimann, em 1917, à "Série São Francisco" (Bezerra, 1987). O Grupo Bambuí foi afectado pela tectónica epirogénica do Cenozóico, solidária com a orogenia Andina formando, como consequência, o vale de afundamento do São Francisco (Ishii, 1987).

Esta formação geológica é constituída por siltitos micáceos, argilosos e com cimento calcário, arcoses, argilitos ferruginosos e calcários metamorfizados (Fonseca, *et al.*, 2006). Mineralogicamente estas formações detríticas são dominadas por quartzo, feldspato e moscovite e, em menor quantidade, por plagioclases, minerais argilosos e por uma associação variada de minerais pesados

constituídos por óxidos de ferro, turmalina, zircão, epídoto e granadas. No sector Oeste afloram extensas faixas de depósitos aluvionares, estando ainda este sector sob a influência da Formação da Mata da Corda que deverá contribuir para a entrada de grande variedade de elementos nutritivos, dada a sua litologia representada por uma sequência de rochas intrusivas e extrusivas constituídas por lavas afaníticas ou porfíricas, basanitos vesiculares, tufos vulcânicos, cinzas e brechas vulcânicas, pertencentes à família das rochas Kamafugíticas (Campos & Dardenne, 1997; Fonseca *et al.*, 2006; Fonseca *et al.* 2007).

Esta família compreende rochas vulcânicas alcalinas de natureza ultrabásica e ultrapotássica, sendo constituídas por olivina-Mg e flogopite, imersos em matriz formada por olivina, diópsido, perovskite, richterite, apatite, melilite e zeólitos. São rochas com deficiência em sílica e alumínio e ricas em MgO, K₂O e TiO₂ (Fonseca *et al.*, 2006).

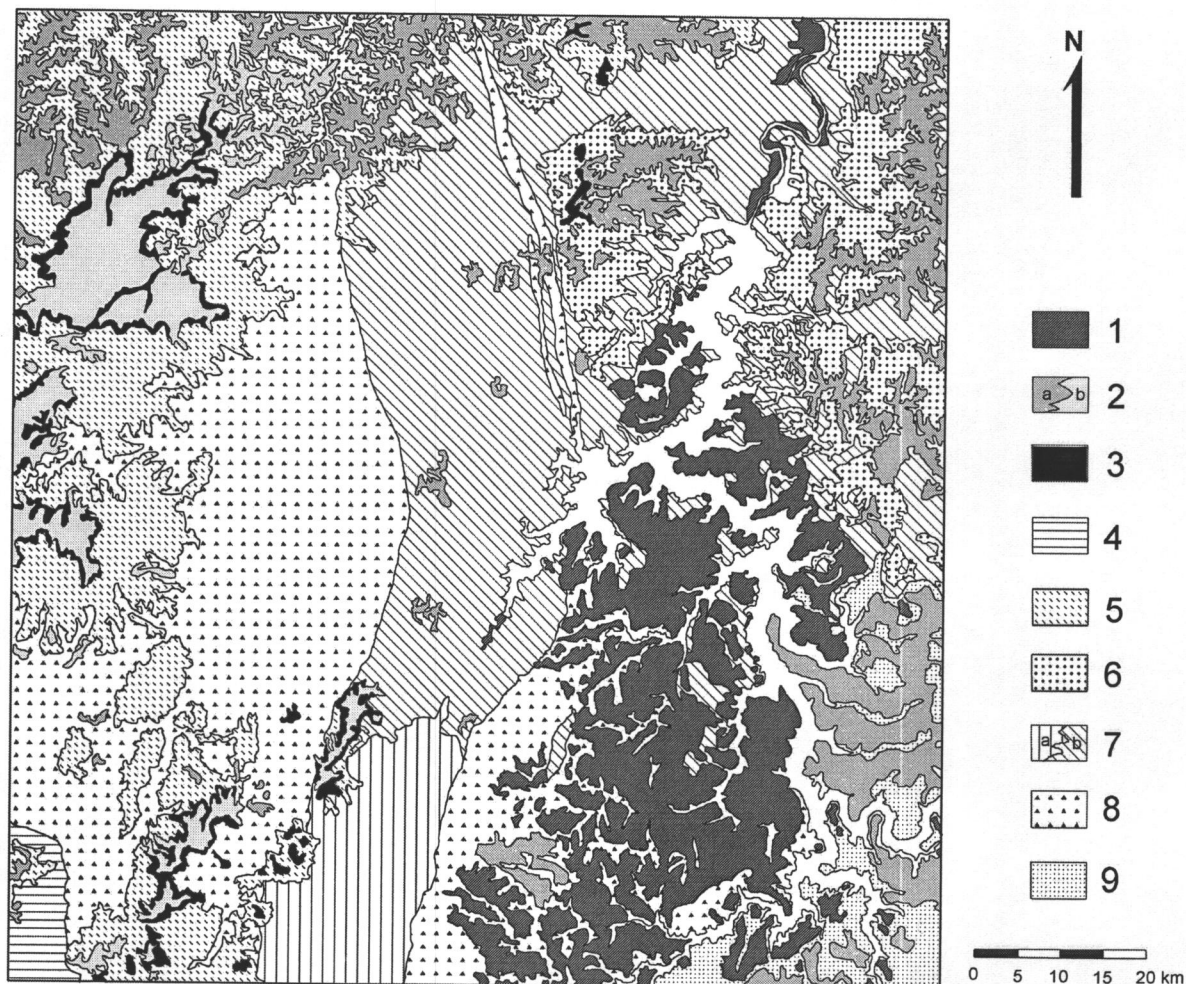


Fig. 2.10 - Geologia da bacia de drenagem da barragem de Três Marias: 1- Aluviões; 2- Terraços a - sedimentos arenosos, b - Laterites; 3 - Formação Mata da Corda; 4 - Arenitos; 5 - Sedimentos carbonatados; 6 - Arenitos impuros; 7- a - Siltitos e argilitos b - siltitos e arcoses; 8 - Siltitos bandados com intercalações argilosas; 9 - Argilitos com intercalações siltíticas (Fonseca, *et al.*, 2007).

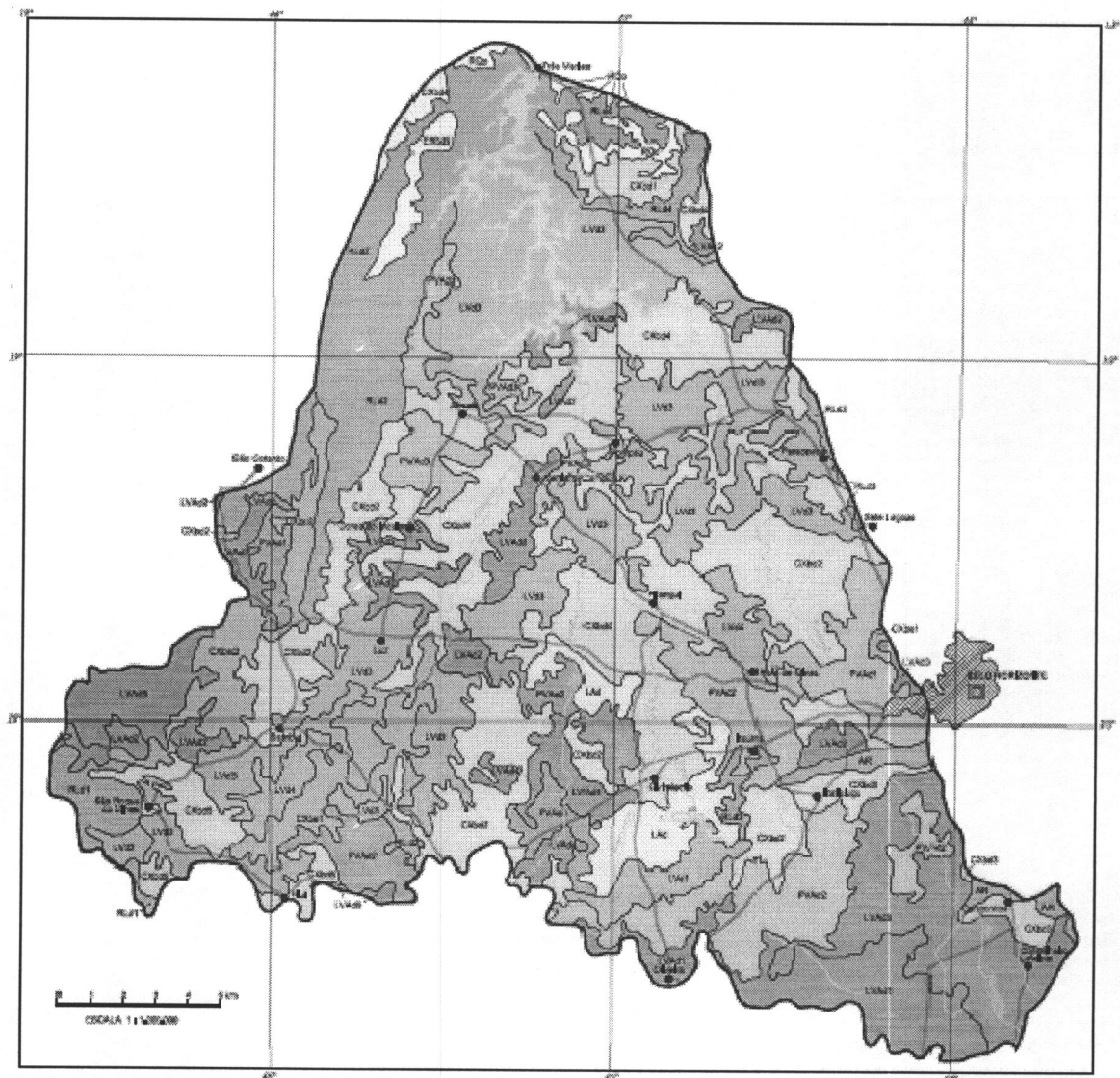
A bacia de inundação e a margem direita do Rio São Francisco em Três Marias consistem em rochas da série Bambuí, de idade proterozóica, enquanto a margem esquerda apresenta uma litologia diversa, composta por depósitos aluvionares associados a planícies de inundações de idade terciária e a várzeas quaternárias.

Na margem esquerda, abaixo da cota de 520 m até ao talvegue dos Rios São Francisco e Borrachudo, ocorrem depósitos de enchente de idade quaternária de natureza argilosa possuindo por vezes associação com matéria turfosa. Estes depósitos são causados pelas cheias periódicas do rio São Francisco (Bezerra, 1987).

2.2.6 Características do solo e vegetação

No Alto, Médio e Submédio São Francisco predominam solos com aptidão para a agricultura irrigada: latossolos e solos podzólicos. Esses tipos de solo requerem o uso intensivo de adubação e, em muitos casos, a correção da sua acidez. Além desses solos, nessas regiões também ocorrem cambissolos, areias quartzosas e litossolos (no Alto e Submédio São Francisco) (ANA, S/data).

Na bacia de drenagem do reservatório afloram extensas manchas de várias classes de solo como os Argilossolos, os Cambissolos Háplicos e os Neossolos Litólicos, no entanto os solos com maior influência na sedimentação da albufeira pertencem ao grupo dos Latossolos Vermelho Distróficos e Vermelho-amarelos Distróficos (Fig. 2.11). Estes são solos profundos de sequência A-BW, bem drenados e muito lixiviados, com teores de argila médios e elevados, sendo frequentemente protegidos por uma crosta laterítica.



Legenda Sinótica

PVAd	ARGISSOLOS VERMELHO - AMARELOS Distróficos
PVAb	ARGISSOLOS VERMELHO - AMARELOS Eutróficos
CXbd	CAMBISSOLOS HÁPLICOS Tb Distróficos
CXbe	CAMBISSOLOS HÁPLICOS Tb Eutróficos
LAd	LATOSSOLOS AMARELOS Distróficos
LVa	LATOSSOLOS VERMELHOS Distróficos
LVAAd	LATOSSOLOS VERMELHO - AMARELOS Distróficos
RLd	NEOSSOLOS LITÓLICOS Distróficos
RQo	NEOSSOLOS QUARTZARFÍNICOS Órticos
AR	AFLORAMENTOS DE ROCHAS

Convenções Cartográficas

	Área Urbana
	Capital Federal
	Cidade
	Drenagem
	Limite de Estado
	Rodovias

Fig. 2.11 – Solos da Bacia de drenagem da barragem de Três Marias.

Os Latossolos ocorrem em grandes manchas, onde predomina um relevo plano com declives suaves. O material de origem destes solos parece estar relacionado com a decomposição das rochas da "Série Bambuí". Dada a composição mineralógica destas rochas e a intensa meteorização a que as rochas e solos estão submetidos, estes solos são pobres em nutrientes e possuem elevados teores de alumínio e ferro, estando a concentração de Fe_2O_3 por volta de 14%, sendo directamente proporcional aos teores de argila (Bezerra, 1987; Ishii, 1987).

Alguns solos pertencentes a esta classe ostentam vegetação de floresta, que é mantida por uma quantidade mínima de nutrientes periodicamente reciclados pela vegetação. Outros, quimicamente mais pobres, estão sob vegetação de cerrado, que rodeia a barragem de Três Marias (Figura 2.12)

A Bacia de São Francisco situa-se em duas regiões fitogeográficas bem caracterizadas: no curso inferior é a caatinga, vegetação xerófita dominante na área semi-árida do nordeste do Brasil, e no curso superior a sua maior extensão atravessa a região de Cerrado.

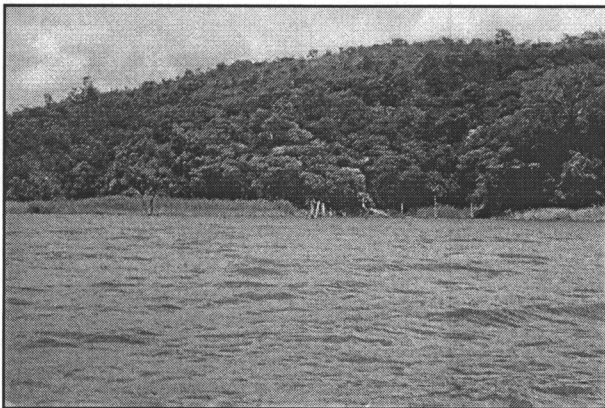


Figura 2.12 - Vegetação Ciliar do Reservatório de Três Marias (<http://www.infoescola.com/geografia-complexos-regionais-nordeste-194.html>)

Do ponto de vista fitogeográfico não apresenta uma região uniforme, pois mostra na sua paisagem, inclusões com a formação de florestas e veredas (Bezerra, 1987; Ishii, 1987) (Fig. 2.13)

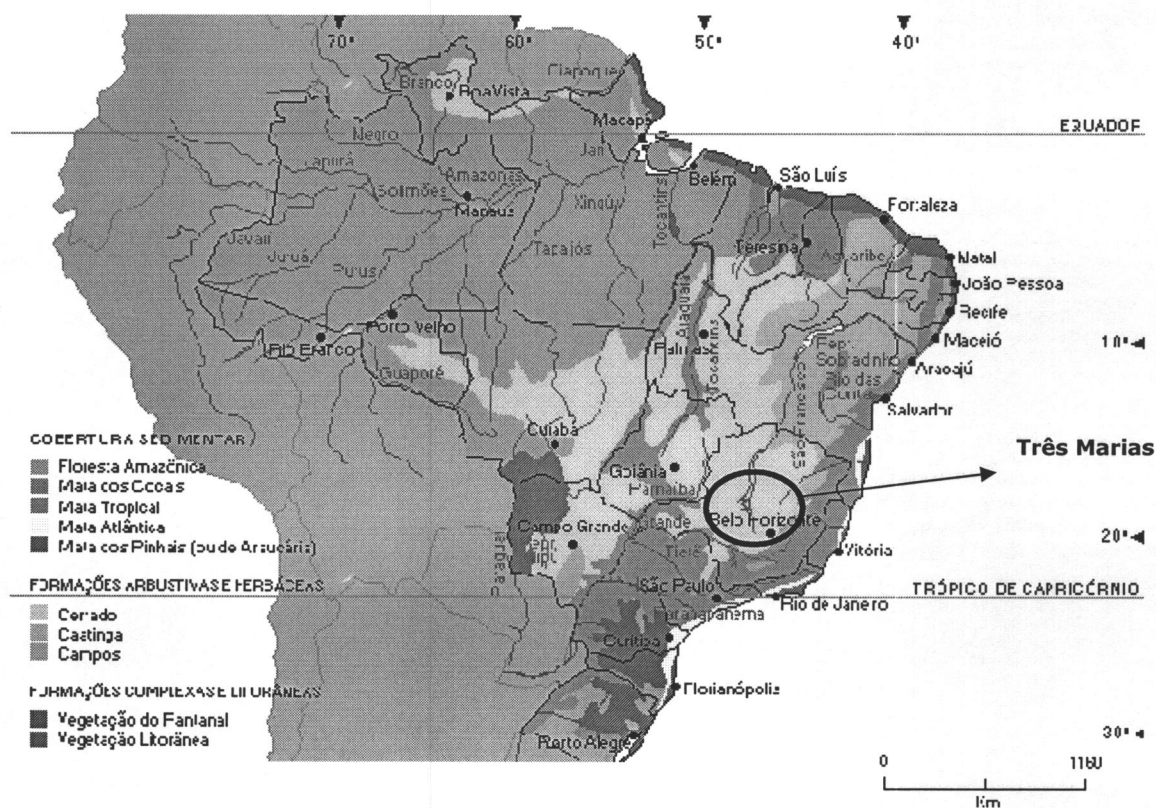


Figura 2.13 – Mapa Fitogeográfico do Brasil, com localização da Albufeira de Três Marias (<http://www.portalbrasil.net>).

2.2.7 Usos da Barragem e Zonas Adjacentes

Para além do abastecimento de água às populações e animais, esta barragem tem como principais objectivos a produção de energia, tendo também a sua construção visado, como foi já referido, a regularização do curso do Rio São Francisco e o aumento da vazão para navegação entre Juazeiro e Pirapora.

A agricultura de sequeiro é praticada em toda esta zona, devido à regularidade de precipitação. De entre estas culturas de sequeiro encontram-se o feijão, o algodão, o milho e a soja. Nas plantações de soja, devido ao elevado grau de mecanização exigido, são utilizadas grandes áreas contínuas, normalmente zonas anteriormente cobertas por cerrado. Estas zonas, devido à elevada acidez do solo, após a desmatamento, necessitam muitas vezes de grandes aplicações de calcário, como forma de corrigir a acidez.

Neste sentido, de forma a preservar o solo da erosão, muitas vezes antes das culturas de soja são efectuadas culturas de arroz, evitando desta forma que o solo fique a descoberto.

CAPÍTULO 3

METODOLOGIA UTILIZADA NO ESTUDO DOS SEDIMENTOS

3.1 Introdução

O objectivo principal deste trabalho consiste no estudo da variabilidade temporal dos elementos carbono, fósforo e potássio em sedimentos de fundo provenientes de uma barragem de clima semi-árido, de forma a verificar o seu comportamento em profundidade e ter uma ideia sobre a espessura adequada a ser removida, no caso do aproveitamento agrícola dos sedimentos.

Pretendeu-se igualmente verificar, através de datação isotópica, recorrendo ao isótopo radioactivo chumbo²¹⁰, qual a taxa de sedimentação que ocorre nesta barragem. Deste modo desenvolveram-se paralelamente duas metodologias:

- (1) Análise química de colunas de sedimentos de fundo da barragem;
- (2) Datação isotópica, de várias camadas de cada coluna de sedimento, utilizando chumbo²¹⁰.

3.2 Recolha de Sedimentos

Os sedimentos foram colhidos com o auxílio de um *piston corer* modificado, possuindo também características gravitacionais (Figura 3.2 e 3.3) e adaptado a pequenas embarcações.

O *piston corer* possui no seu interior um tubo de acrílico, com 5 centímetros de diâmetro, podendo variar o comprimento entre os 50 cm, 1 m e 1,5 m. Nas recolhas efectuadas da coluna sedimentar, apenas se utilizaram os tubos de 0,5 e 1 metro.

Após a recolha, os sedimentos foram congelados, até à data da sua abertura, de forma a impedir uma possível mistura dos sedimentos, ou a degradação do material orgânico durante o seu transporte ou armazenamento.

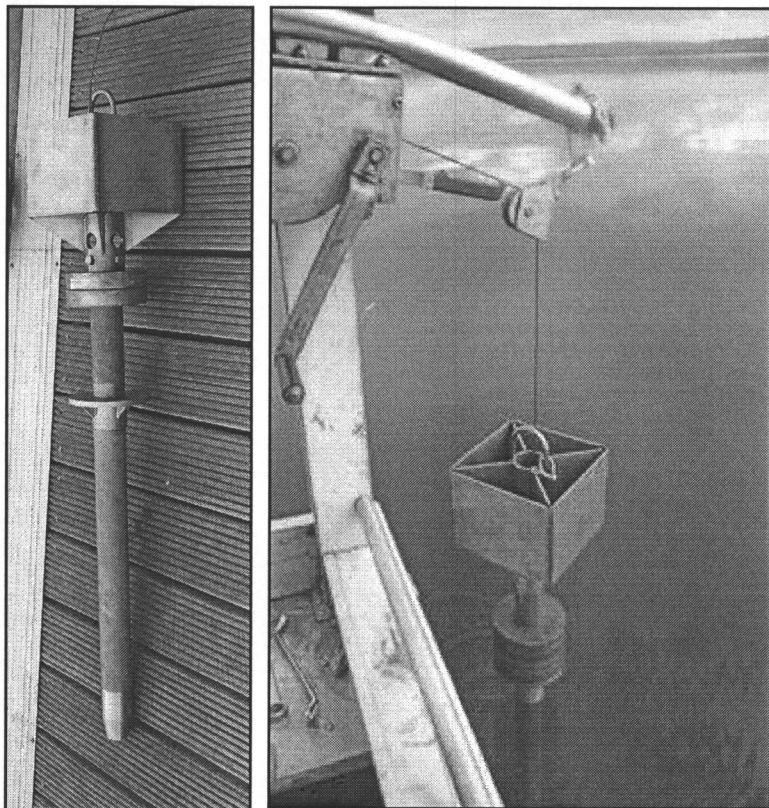


Figura 3.1 – Piston Corer utilizado neste trabalho (Foto R. Fonseca, 2005).

Figura 3.2 – *Piston Corer* em funcionamento (Foto R. Fonseca, 2005).

3.2.1 Características da campanha e rede de amostragem

Os testemunhos de sedimento, foram amostrados em diferentes pontos da Barragem de Três Marias, durante a campanha efectuada em Novembro de 2005 (Tabela 3.1). Adoptou-se uma rede com um número significativo de estações, as quais se deveriam situar em zonas sujeitas a diferentes condições de sedimentação, de forma a englobar a maior diversidade disponível de sedimentos relativamente à textura e composição geoquímica: (1) antigo leito do rio onde se registam as maiores profundidades; (2) zonas situadas perto da margem; (3) zonas mais estreitas e mais alargadas; (4) pequenas enseadas; (5) leitos das principais ribeiras que alimentam a albufeira; e (6) em locais de desembocadura das mesmas (Figura 3.3).

Tabela 3.1 – Características da campanha e rede de amostragem realizada na barragem de Três Marias.

Características das Amostragens	Barragem	
	Três Marias	
Campanhas de amostragem (número)	1	
Campanhas de amostragem (Datas)	Novembro 2005	
Nº. Estações/campanha	10	
Profundidade mínima (m)	6,1	
Profundidade máxima (m)	43,7	

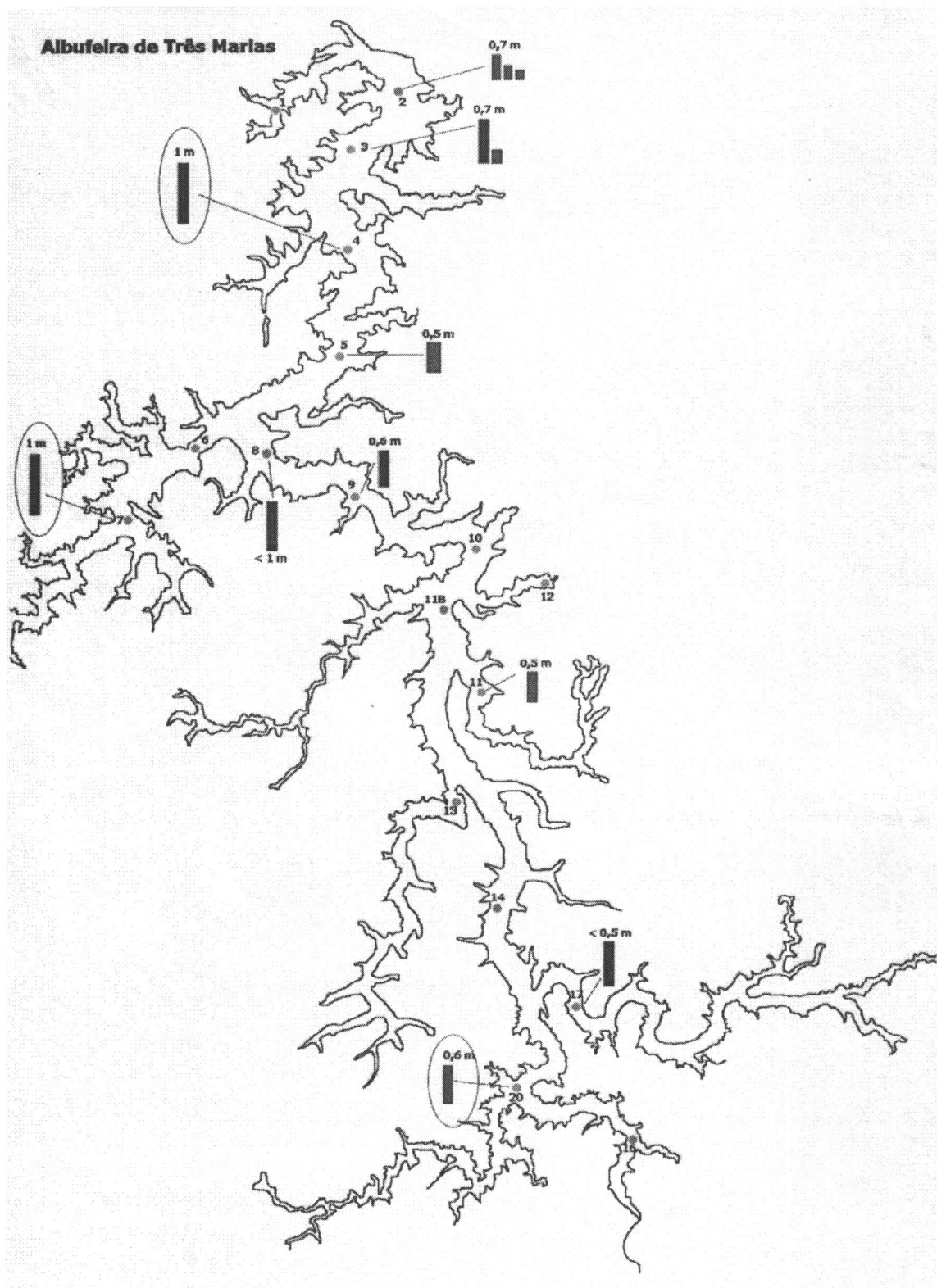


Figura 3.3 – Localização dos locais de amostragem.

3.3 Preparação prévia dos sedimentos amostrados

Aproximadamente 10 minutos antes do procedimento de abertura das *cores* de sedimentos, estes foram retirados da arca congeladora, para facilitar o processo de abertura.

O *cores* foram abertos recorrendo ao auxílio de uma rebarbadora manual de pequenas dimensões (Marca FR 92D) onde foram efectuados dois cortes longitudinais em toda a extensão do *core*, um na parte superior e outro na parte inferior (Figura 3.4). Posteriormente foi medido o comprimento de cada *core* (Figura 3.5).

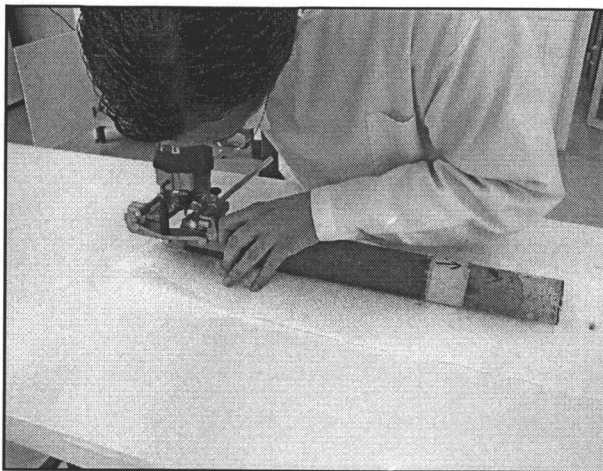


Figura 3.4 – Abertura do *core*.

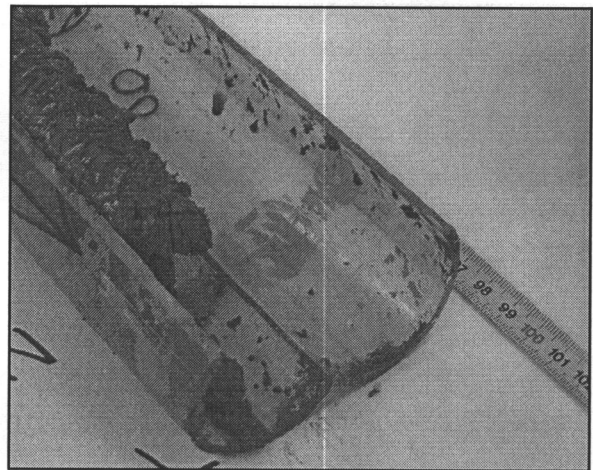
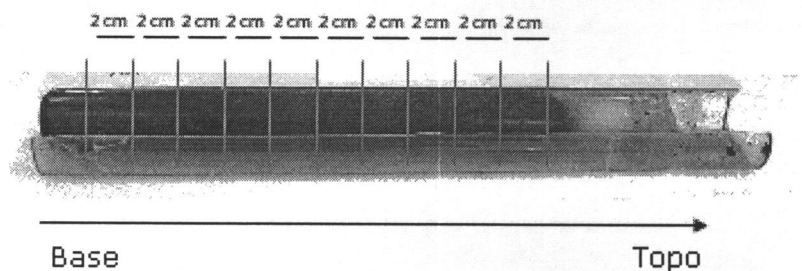


Figura 3.5 – Medição do *core*.

As amostras de sedimento foram seccionadas de 2 em 2 cm (Fig. 3.6), no sentido da base para o topo, e foi feita a separação das sub-amostras destinadas à datação isotópica e das sub-amostras destinadas à determinação dos teores de matéria orgânica, carbono orgânico, fósforo, potássio e enxofre, seguindo um conjunto de procedimentos laboratoriais distintos, como se explica nos pontos 3.3.1 e 3.3.2.

Fig. 3.6 - Obtenção das sub-amostras.



Os sedimentos apresentam recuperação da coluna sedimentar variando de 0,32 a 0,924 metros.

3.3.1 Sub-amostras a ser submetidas a datação isotópica

As sub-amostras (Figura 3.7) a ser enviadas para datação isotópica, foram pesadas e posteriormente colocadas na estufa a 105 °C (Figura 3.8), durante 24 horas, segundo o procedimento proposto por Suguio (1937), para secagem de amostras de sedimentos.

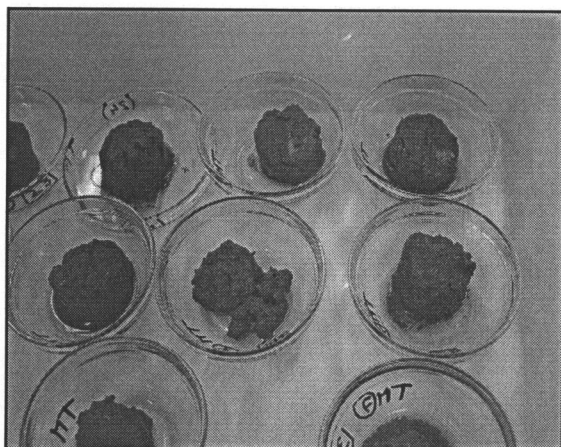


Figura 3.7 – Sub-amostras.

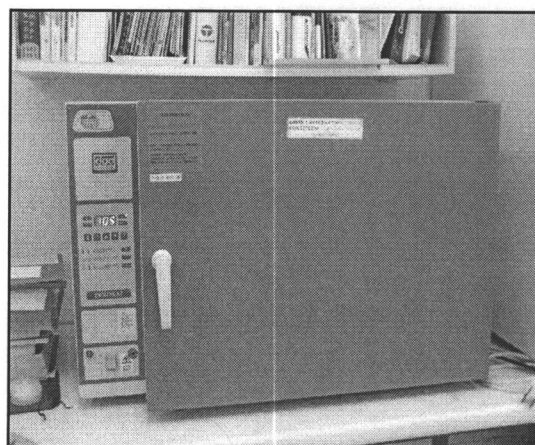


Figura 3.8 – Estufa a 105°.

Após 24 horas, as sub-amostras foram retiradas da estufa e novamente se regista o seu peso, para posteriormente ser calculado o Teor de Água (%).

Se o peso das sub-amostras for inferior a 10 g, é-lhe adicionada a sub-amostra seguinte, no sentido do topo (zona do sedimento à superfície) para a base (zona mais profunda do sedimento), sendo depois colocadas em recipientes esterilizados e devidamente identificados. Posteriormente efectua-se a medição do pH, utilizando 10 g de sedimento e 25 ml de água destilada, sendo novamente os sedimentos secos na estufa a 105°C.

Depois de secas, as sub-amostras são moídas e colocadas em embalagens fechadas e identificadas até serem enviadas para o Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), Bordéus, França, onde serão feitas as análises isotópicas.

A moagem foi feita mecanicamente através de moinho de argolas em ágata, de forma a preservar a composição química original dos sedimentos (Fonseca, 2002) e a permitir um correcto quarteamento da amostra, com utilização de uma amostra com a maior representatividade possível.

3.3.2 Sub-amostras não submetidas a datação isotópica

Nas sub-amostras que não foram submetidas a datação isotópica, o peso apenas se regista passadas 24 horas após terem sido colocadas na estufa a 105°C. Se o peso da sub-amostra for inferior a 10 g, é-lhe adicionada a sub-amostra seguinte, no sentido do topo para a base, sendo posteriormente colocadas em recipientes esterilizados e devidamente identificados. Imediatamente antes dos procedimentos analíticos procedeu-se à moagem fina através de moinho de argolas em ágata.

3.4 Análises químicas dos sedimentos

3.4.1 pH

O estudo do pH das amostras foi feito por medição directa através de um potênciometro, numa suspensão de sedimento /água destilada – pH (H₂O), sendo este o método mais utilizado para determinar pH de solos e sedimentos (Brady & Weil, 2002) sendo utilizadas 10 g de sedimento e 25 ml de água.

A suspensão esteve em equilíbrio 1 hora, com agitação de intervalos de 5 a 10 minutos. O pH assim determinado dá-nos o valor da acidez actual, através da medição da actividade dos catiões H₃O⁺ presentes na solução (Fonseca, 2002).

3.4.2 Fósforo e Potássio

Dado (1) a maior instabilidade química que se poderá reflectir numa maior variabilidade espacial e temporal, (2) a maior interacção com a coluna de água e (3) a maior importância para a nutrição vegetal, no caso do aproveitamento dos sedimentos na agricultura, analisaram-se as fracções solúveis (ou assimiláveis) do fósforo e do potássio.

Para a análise do fósforo e potássio "assimiláveis" foi utilizado o método de extracção de Egner-Riehm. Através deste método é efectuada a extracção simultânea de fósforo e potássio por meio de uma solução de lactato de amónio 0,1 M e ácido acético 0,4M tamponizada a pH entre 3,65 e 3,75. A suspensão esteve em agitação constante durante duas horas, sendo depois efectuada uma filtração (Figuras 3.9 e 3.10).

3.4.3 Matéria Orgânica, Carbono e Enxofre

Normalmente, devido à dificuldade que existe em estimar directamente o teor de matéria orgânica, esta não é determinada directamente, mas sim calculada a partir do teor de carbono orgânico do solo/sedimento (Fonseca, 2002; Varennes, 2003).

O carbono pode ser determinado por via seca ou húmida.

Neste trabalho o carbono orgânico e o enxofre foram determinados, recorrendo à determinação por via seca através de um analisador de carbono orgânico total (COT), onde o sedimento é colocado em recipientes de porcelana, e oxidado num forno de combustão, na presença de hélio misturado com elevadas concentrações de oxigénio puro.

A oxidação por combustão das amostras gera uma mistura de gases, tais como CO_2 , H_2O , O_2 e S , entre outros. Estes gases posteriormente são separados por uma coluna de cromatografia gasosa e medidos através de um detector de condutividade térmica.

Os dados são obtidos a partir de picos cujas áreas são calculadas através de software específico, que dará resultados quantitativos para a utilização como materiais de referência.

A matéria orgânica obtém-se multiplicando os valores obtidos por um valor factor de 1,724, assumindo que a matéria orgânica é constituída por aproximadamente 58% de carbono.

Para uma melhor compreensão do comportamento destes nutrientes nas colunas sedimentares, da sua variação espacial e temporal, na albufeira, utilizaram-se os dados referentes às características químicas, texturais e mineralógicas da camada superficial dos sedimentos (aproximadamente 20 cm – 25 cm), amostrados simultaneamente com os *cores* utilizados neste estudo, com auxílio de uma draga do tipo Shipeck, modificada. A rede de amostragem utilizada no estudo dos sedimentos superficiais engloba 18 estações uniformemente distribuídas e representadas na figura 3.1. Os dados relativos a este estudo foram apresentados por (Fonseca *et al.*, 2006; Fonseca *et al.*, 2007; Theodoro *et al.*, 2007).

CAPÍTULO 4

TRANSPORTE E ACUMULAÇÃO DE NUTRIENTES NOS SEDIMENTOS

4.1 INTRODUÇÃO

Para a manutenção de uma qualidade humana saudável, é essencial que exista um fornecimento de água pura, isto é, uma água límpida e não contaminada por nenhuma espécie de poluente. Esta água será primeiro que tudo uma fonte de água potável, em segundo lugar servirá de suporte para o desenvolvimento das comunidades aquáticas, tais como produtores primários e consumidores a todos os níveis. As albufeiras, sendo reservatórios de água artificiais, destinam-se a ser utilizadas para diversos fins, tais como irrigação e/ou aproveitamento hidroeléctrico.

Esta água ao ser utilizada pelas comunidades humanas está sujeita a diversas fontes de poluição difusa, tais como, descargas industriais, urbanas, domésticas e devido a actividades agrícolas.

Os estuários, lagoas costeiras e albufeiras de barragens, são ambientes que possuem menor energia hidrodinâmica que os rios que desaguam nestes corpos hídricos. Consequentemente, o material particulado em suspensão oriundo da descarga fluvial perde energia ao chegar a estes ambientes, sendo depositado no fundo. Neste sentido, estes ambientes são propícios para o estudo da evolução do registo sedimentar, de várias décadas, a centenas de anos, possibilitando avaliar a história da poluição local.

As actividades antropogénicas através da introdução de uma vasta gama de poluentes nestes ambientes, destroem o equilíbrio natural e expõem populações humanas a riscos de saúde (Loureiro, *et al.*, 2005).

Neste último caso, as mais frequentes formas de poluição, estão associadas à fertilização e, indirectamente, com os destinos que os elementos vegetais podem ter quando libertados nos solos, ou neles incorporados através de adubos ou de correctivos agrícolas. Tais destinos dependem, não só das quantidades e formas químicas aplicadas mas, também, das características do solo, do clima e das plantas cultivadas (Santos, 1996).

A coluna sedimentar de ambientes aquáticos, principalmente a sua fracção orgânica e a fracção mineral mais fina, realiza trocas de nutrientes com a coluna de água sobrejacente. De uma forma geral, os sedimentos não são apenas um depósito de produtos que estão, ou que chegam à coluna da água, mas representam um compartimento que recicla compostos, envolvendo processos biológicos (bioturvação, acção de bactérias oxidantes e reductoras, entre outros), físicos e químicos (absorção, desorção), químicos (precipitação, oxidação, redução, complexação) e processos de transporte (difusão, advecção) (Baumgarten, *et al.*, 2001).

Nos sedimentos, principalmente a partir da sub-superfície, as condições reductoras são mais frequentes e intensas do que na coluna de água. Como em ambientes sedimentares redutores é favorecida a redissolução de muitos iões, que desta forma passam a fazer parte da água intersticial, os sedimentos, neste caso, funcionam como reservatório de espécies dissolvidas para a coluna de água, basicamente através de difusão molecular via água intersticial, que ocorre no sentido do mais concentrado para o menos concentrado. Assim, os processos biogeoquímicos que ocorrem nos sedimentos podem alterar a qualidade da água sobrejacente, principalmente quando factores como a turbulência e a hidrodinâmica aumentam os intercâmbios químicos entre a água e o sedimento, principalmente em ambientes aquáticos de pouca profundidade.

No presente capítulo irá ser feita uma análise da variabilidade em profundidade da matéria orgânica e carbono orgânico, do pH e dos elementos fósforo e potássio (na forma solúvel) e enxofre, em amostras de sedimentos, retirados utilizando um *piston corer*, da albufeira de Três Marias.

4.2 Carbono

4.2.1 Fontes de Carbono no Solo

O carbono juntamente com o oxigénio e o hidrogénio representam mais de 90 % da matéria seca de uma planta.

O carbono é assimilado a partir do dióxido de carbono atmosférico, no processo da fotossíntese. A taxa de fotossíntese depende da concentração de dióxido de carbono na atmosfera (Varenes, 2003).

Em áreas que não sofram acção antrópica o carbono orgânico no solo encontra-se estável porém, quando esses solos são submetidos a práticas intensivas, sofrem perdas na sua quantidade e qualidade.

O carbono da fracção leve é constituído por materiais orgânicos derivados, principalmente, de restos vegetais, com quantidades razoáveis de resíduos microbianos e da microfauna. Devido à sua facilidade de decomposição, a fracção leve está muito ligada ao suprimento de resíduos orgânicos do sistema solos e, por esta razão, a sua quantidade e composição no solo apresentam maior variabilidade espacial e sazonal que as restantes fracções. Desta forma, o carbono da fracção leve é muito sensível ao tipo de uso do solo, sendo afectado quando ocorre a mudança de um sistema em que não há acção antrópica, para sistemas cultivados (Souza, *et al*, 2006).

De entre as acções antrópicas que levam à perda de carbono nos solos, encontram-se as queimadas, que libertam dióxido de carbono, a desmatção, o uso intensivo do solo em culturas anuais, especialmente pelo recurso a maquinaria pesada, que pode provocar, não só a perda de carbono orgânico para a atmosfera na forma de CO₂, como perda de solo e de carbono pela erosão, o que provoca assoreamento de cursos de água com diminuição da vida útil dos reservatórios (Embrapa, 2005; Fearnside, 2006).

4.2.2 Carbono na Água

Como já foi referido neste trabalho, recentemente tem sido associado à construção de barragens hidroeléctricas o aumento antrópico das emissões de metano e dióxido de carbono para a atmosfera.

Neste sentido, os reservatórios contêm no fundo, biomassa inundada que se decompõe anaerobicamente, emitindo principalmente CH₄, N₂ e, secundariamente, CO₂. Na decomposição aeróbica apenas CO₂ e N₂ são emitidos.

Para além destes gases emitidos, durante a decomposição, ocorre também a formação de resíduos biologicamente inertes, como é o caso da humina, ácidos húmicos e fúlvicos, que podem ser lixiviados e arrastados pela água. Estes compostos são polímeros fenólicos que se originam principalmente da lenhina, presente no material lenhoso (Souza, *et al*, 2006).

Desta forma, parte do carbono originalmente presente nestes sistemas é emitido sob a forma gasosa, outra parte é levada pela água sob a forma de ácidos

húmicos e fúlvicos. Restam os resíduos fenólicos, insolúveis e inertes e a humina, que podem ser incorporados no fundo do reservatório como sedimento.

No fundo do reservatório, para além da biomassa terrestre inundada (Figura 4.1), há algum sedimento formado por detritos de plâncton.



Fig. 4.1 - Biomassa inundada (Três Marias).

A decomposição do sedimento é efectuada principalmente por bactérias, que utilizam oxigénio, em taxas superiores à difusão, estabelecendo-se desta forma o regime anóxico. Numa primeira fase de decomposição, resultam ácidos orgânicos, que são decompostos sob a forma de CH_4 e CO_2 .

Proveniente da desnitrificação e da decomposição de aminoácidos, ocorre também a formação de azoto gasoso, que é gerado molecularmente e fica inicialmente dissolvido na água intersticial. Posteriormente, ocorre a emissão de gases N_2 , CH_4 e CO_2 , sob a forma de bolhas, que emanam do fundo do reservatório, ou são transportadas verticalmente no gradiente do reservatório, por difusão molecular (Carvalho, 2001). Este metano, gerado no sedimento, pode ser utilizado por bactérias, presentes em suspensão, que o combinam com o oxigénio, produzindo CO_2 e outros compostos orgânicos. Neste sentido, a camada oxigenada do reservatório actua como uma fonte de absorção de metano, podendo mesmo absorver metano contido no ar atmosférico, caso em que se estabelece um fluxo de metano na direcção ar-água. De modo semelhante, a fotossíntese, que dá início à cadeia alimentar, forma uma fonte de absorção de CO_2 , podendo haver um fluxo deste gás da atmosfera para a água.

O gás emitido pelo reservatório provém, pois, da decomposição de matéria de duas origens: (1) da biomassa original inundada e (2) da biomassa formada durante a fotossíntese sempre em curso na água do reservatório. A quantidade de carbono contido na biomassa inicial vai sendo diminuída ao longo do processo de

decomposição, caminhando para a inércia biológica, diminuindo a sua parcela de emissão de gases ao longo do tempo. O mesmo não acontece com o processo de fotossíntese, que possui uma taxa essencialmente constante ao longo do tempo, pois a sua fonte é constantemente renovada (Ministério da Ciência e Tecnologia, 2002).

Segundo o estudo da "Emissões de Dióxido de Carbono e de Metano pelos reservatórios Hidroelétricos Brasileiros", entre eles a Barragem de Três Marias, efectuado pelo Ministério da Ciência e Tecnologia do Brasil (2002), nesta barragem ocorre a libertação de 79,27 kg/km²/dia de CH₄ e de 5,58 kg/km²/dia de CO₂, para a atmosfera (considerando valores médios libertados ao longo da albufeira).

De acordo com o Ministério da Ciência e Tecnologia, a intensidade de emissão de gases num reservatório sofre flutuações, dependendo da temperatura, do regime de ventos, da insolação, dos parâmetros físicos e químicas da água e da composição da biosfera.

Neste estudo, foi também possível verificar que as emissões de gases para a atmosfera em áreas com vegetação diferente, como a floresta amazónica, caatinga ou cerrado, não são muito diferentes entre si, bem como a relativa baixa correlação entre as emissões e a idade do reservatório. Este fenómeno pode estar ligado ao facto das emissões serem devidas, não só à decomposição da biomassa terrestre pré-existente, mas também da matéria orgânica produzida na bacia de drenagem, a montante, e da matéria orgânica internamente produzida no reservatório.

Na barragem de Três Marias, a intensa metanogénese, deve-se à decomposição da vegetação, que se forma nas zonas dendríticas da barragem, devido à periódica colonização por vegetação terrestre (Ministério da Ciência e Tecnologia, 2002).

4.3 pH

Uma importante propriedade do solo e/ou do sedimento é a sua reacção, traduzida pelo pH. A reacção do solo vai influenciar as suas propriedades físicas, químicas e biológicas, determinando o tipo de vegetação existente, a actividade dos microorganismos, a estabilidade dos agregados e a disponibilidade de elementos para as plantas (Varenes, 2003).

Os valores de pH dos sedimentos dependem de vários factores, nomeadamente: (1) da rocha-mãe que lhe deu origem e dos processos de pedogénese, influenciados pelo clima, topografia, actividade biológica e tempo decorrido; (2) natureza e teor dos constituintes orgânicos e inorgânicos que contribuem para a acidificação do meio. Entre eles, os aluminossilicatos existentes nas fracções mais finas e os óxidos de ferro e alumínio; (3) teor de sais solúveis; (4) teor de CO₂; (5) erros associados com a standartização do equipamento (Fonseca, 2002 a ; Varenes, 2003).

Segundo Varenes (2003), a classificação dos solos e/ou dos sedimentos, de acordo com os teores de pH, continua a basear-se na sua determinação em solução com água, desta forma:

pH (H₂O)	Designação
< 4,5	Muito ácido
4,6 – 5,5	Ácido
5,6 – 6,5	Pouco ácido
6,6 – 7,5	Neutro
7,6 – 8,5	Pouco alcalino
8,6 – 9,5	Alcalino
> 9,5	Muito alcalino

O pH do solo ou do sedimento pode variar espacialmente ao longo de pequenas distâncias (centímetros ou milímetros). Esta variação é muito importante uma vez que pode influenciar a actividade e a diversidade microbiana.

Muitas vezes, à superfície do solo/sedimento o pH é mais baixo do que em profundidade, uma vez que o processo de acidificação ao ter início à superfície, pode sofrer diversos factores como (1) deposição de precipitação ácida, (2) oxidação do azoto proveniente da aplicação de fertilizantes e (3) decomposição da matéria orgânica (Brady & Weil, 2002).

(1) A precipitação ácida proveniente da actividade industrial, da

combustão de carvão e óleos, na geração de energia eléctrica e da combustão de petróleo proveniente de veículos a motor, devido à enorme quantidade de gases azotados e sulfatos na atmosfera;

(2) Devido à fertilização do solo com fertilizantes azotados e sulfatos (ex. $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_2$) e fosfatados (ex. $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$), que uma vez oxidados, produzem ácidos inorgânicos, de acordo com a equação:



As excessivas fertilizações do solo com fertilizantes azotados têm vindo a causar a acidez de solos.

(3) A disponibilidade de nutrientes no solo e a actividade dos microorganismos é muito influenciada pelo pH. Desta forma em solos ácidos a solubilidade de macronutrientes (Ca, Mg, K, P, N e S) e do molibdénio e boro é baixa. Pelo contrário a solubilidade de muitos micronutrientes (Fe, Mn, Zn, Cu e Co), é superior em pH ácidos.

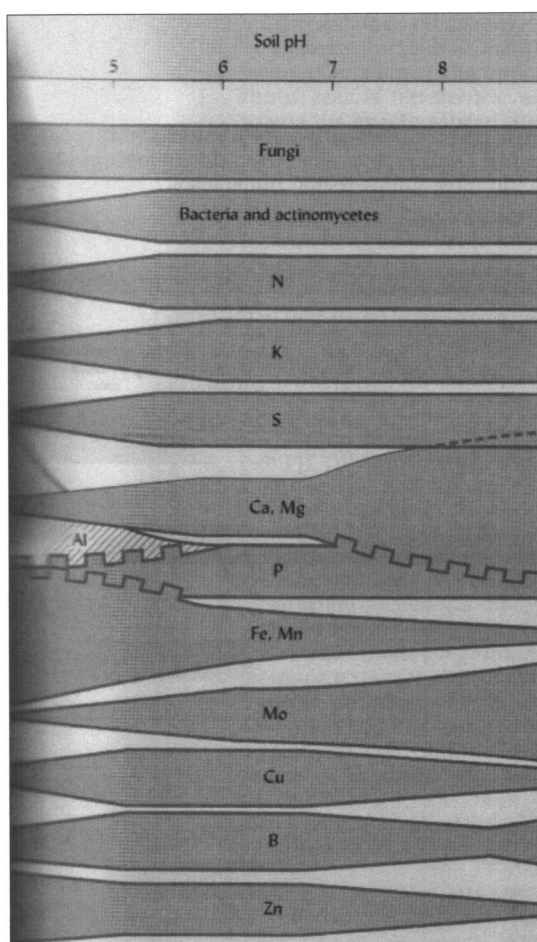


Figura 4.2 – Relação existente entre os micronutrientes do solo/sedimento e o pH do solo (Brady & Weil, 2002).

4.4 Geoquímica de Elementos Totais e de Formas Solúveis

O solo representa o suporte vital para o desenvolvimento das plantas, constituindo a fonte de todos os elementos essenciais ao seu crescimento proporcionando o meio para o desenvolvimento das raízes, fornecendo água e nutrientes para as plantas e reciclando resíduos e tecidos mortos, animais e vegetais, tornando de novo disponíveis os elementos constituintes. Grande parte dos seus elementos químicos são indispensáveis ao metabolismo e produção vegetal, onde desempenham funções específicas, sendo por esta razão considerados elementos nutritivos ou nutrientes vegetais. Consoante a sua importância no ciclo vegetativo, assim se designam por macronutrientes principais, macronutrientes secundários e micronutrientes (Santos, 1996; Varennes, 2003).

Os restantes elementos, de natureza diversificada (que variam desde os elementos alcalinos e alcalino-terrosos aos elementos metálicos e elementos raros), têm um interesse mais limitado na nutrição vegetal, dividindo-se entre os elementos benéficos e os elementos tóxicos. Os elementos pertencentes a este último grupo, surgem nos solos com teores muito reduzidos, da ordem dos elementos traço (Fonseca, 1995), na maior parte dos casos devido a contaminações antrópicas.

4.4.1 Macronutrientes principais

Consideram-se macronutrientes principais os elementos químicos essenciais ao crescimento e produção vegetal e que são absorvidos em maior quantidade pelas plantas (Santos, 2001). O azoto, o fósforo e o potássio são os três elementos que mais frequentemente limitam o crescimento vegetal. O seu teor no solo tem de ser muitas vezes complementado recorrendo à aplicação de fertilizantes. Por esta razão, estes três elementos são designados por macronutrientes principais.

4.5 Fósforo

4.5.1 Fontes de fósforo nos Sedimentos

Sob o ponto de vista da fertilidade, o fósforo é um constituinte essencial de todas as células vivas e entra na composição dos grupos mais importantes para o metabolismo das plantas (Santos, 1996; Varennes, 2003)

A seguir ao azoto, o fósforo é o elemento que mais frequentemente limita a produção vegetal, neste sentido é de extrema importância ao nível da qualidade das produções agrícolas, influenciando a floração, frutificação, formação das sementes e maturação (Santos, 1996), um esquema resumido do ciclo do fósforo nos solos encontra-se representado na Fig. 4.3.

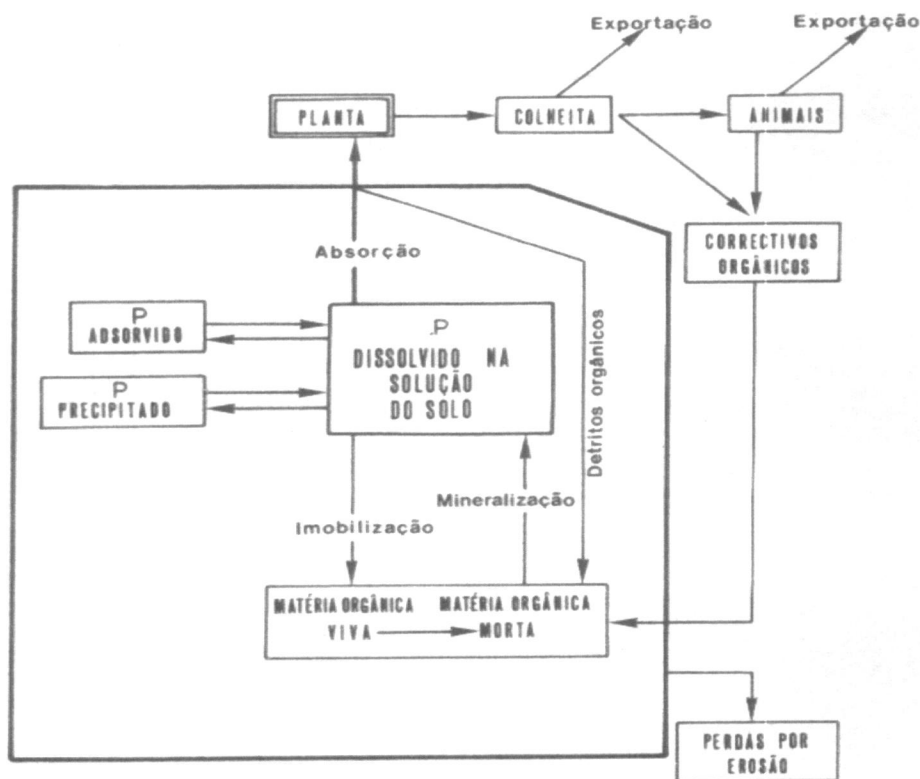


Figura 4.3 – Esquema resumido do Ciclo do Fósforo nos solos (Santos, 1996)

O interesse ecológico do fósforo vem do papel principal que ele desempenha no metabolismo biológico relativamente à pequena quantidade que está à disposição na hidrosfera (Wetzel, 1993; Varennnes, 2003).

Quando comparado com a abundância natural de outros componentes nutricional e estruturalmente importantes, o fósforo é menos abundante, sendo portanto o que mais vezes limita a produtividade biológica (Wetzel, 1993).

O teor em nutrientes, especialmente o fósforo, determina a produtividade primária, para um dado período e por volume de água, acelerando o processo de eutrofização, o que pode limitar os seus usos por parte das espécies piscícolas, recreio, indústria e consumo humano ou animal (Margalef, 1983; Sharpley & Halvorson, 1994; Martins, 2005).

A disponibilidade de fósforo na água depende da interação qualitativa e quantitativa entre os sedimentos e a água, de forma espacial e temporal. A sua dinâmica interfere na qualidade da água e sofre também interferências por parte desta. As formas e quantidades de fósforo no escoamento superficial dos sistemas agrícolas são dependentes de outros factores, tais como, a) fontes de poluição, b) mecanismos de transferência de sedimento e fósforo, c) transformações que ocorrem durante o transporte (Pellegrini, 2005).

O fósforo retido nas bacias de inundação das barragens poderá ter origem alóctone e autóctone:

(a) Fósforo de origem alóctone

O fósforo de origem alóctone entra nas albufeiras através da bacia de drenagem e inclui:

(1) O material da rocha-mãe a partir do qual o solo se forma por meteorização. Este possui um conteúdo muito variável de fósforo, aumentando esta variabilidade com a espessura e a heterogeneidade das camadas estratificadas do solo (Wetzel, 1993).

(2) O fósforo proveniente da acção do homem, através da aplicação de fertilizantes e os processos de gestão das terras, tanto na agricultura como nas florestas, irão modificar e fazer aumentar em geral estes valores de uma forma considerável. A urbanização tem como consequência o aumento das quantidades de fósforo, através de descargas de efluentes domésticos e municipais, produção de resíduos, entre outros (Wetzel, 1993; Sharpley & Halvorson, 1994).

Estas formas têm tido grande influência no ciclo do fósforo, conduzindo inevitavelmente ao acelerar de situações de eutrofização nos ecossistemas aquáticos.

(3) Fósforo orgânico derivado de fragmentos de plantas e animais. Nos solos a principal fonte de fósforo é a matéria orgânica, dada a grande tendência deste elemento em ser conservado nos sistemas biológicos (Sharpley & Halvorson, 1994; Fonseca, 2002 a).

(b) Fósforo de origem autóctone

O fósforo de origem autóctone é produzido na interior das albufeiras através de processos químicos e biológicos. No primeiro caso produzem-se formas inorgânicas através da precipitação química de diferentes compostos metálicos de fósforo, absorção de fosfatos por óxidos metálicos e/ou oclusão de fosfatos no interior destes óxidos. No segundo caso forma-se fósforo orgânico através da produção primária de fitoplâncton e/ou da remoção de fósforo de outros organismos (Wetzel, 1993; Fonseca, 2002 a).

Apesar das diferentes fontes de poluição com fosfato, diversos autores (Wetzel, 1993; Sharpley & Halvorson, 1994; Pellegrini, 2005), concordam que, no meio natural, as fontes difusas (origem alóctone) são as que mais contribuem para a contaminação das águas, tanto superficiais, quanto subterrâneas. São também concordantes, quando referem que este tipo de poluição se caracteriza por apresentar uma variabilidade temporal e espacial nas concentrações e quantidades de fósforo transferidas para e pelo sistema de drenagem de uma determinada bacia hidrográfica. No entanto, por vezes é difícil fazer a separação entre as fontes pontuais e as difusas, uma vez que as fontes difusas, tanto à escala temporal como regional, podem ser oriundas de um grande número de fontes pontuais, identificadas e monitorizadas, o que pode dificultar o seu controle, ao contrário das fontes de poluição pontuais (Pellegrini, 2005).

4.5.2 Transporte de fósforo para as albufeiras

De uma forma geral as características químicas regionais das águas de superfície estão relacionadas com as características do solo das respectivas bacias de drenagem. Os solos são o reflexo da regionalidade geológica e climática. A drenagem superficial contribui, muitas vezes de forma importante, com fósforo para os cursos de água e albufeiras. As quantidades de fósforo que são adicionadas a esta drenagem superficial variam com a quantidade e a duração dos fluxos de escorrência, o uso da terra e a poluição (Wetzel, 1993).

O relevo da bacia de drenagem determina o grau de erosão e a exportação de nutrientes. As terras planas onde a escorrência é pouca e as taxas de infiltração são relativamente elevadas contribuem com uma carga menor de nutrientes para as linhas de água do que terras de características semelhantes com gradientes mais inclinados.

A aplicação de fertilizantes e os processos de gestão de terras, tanto na agricultura como nas florestas, irão modificar e fazer aumentar em geral estes

valores de uma forma considerável. A urbanização tem como consequência o aumento das quantidades de fósforo lançadas nas águas de superfície em proporção aproximadamente directa com a densidade populacional.

De maneira geral, nos agrossistemas, o movimento da água sobre o solo, é potencializado e as transferências de sedimento e fósforo para o meio aquático são superiores, quer qualitativamente, quer quantitativamente, em relação à área coberta por floresta. Essas modificações possuem uma interferência na dinâmica do fósforo, na água, resultando na maioria dos casos, em concentrações superiores ao suporte físico, químico e biológico desses recursos hídricos (Pellegri, 2005)

Nos sistemas de produção agrícola que utilizem aplicações massivas e frequentes de fertilizantes fosfatados ocorre uma acumulação de fósforo na superfície do solo, especialmente se não for feita a movimentação do solo, do qual resulta uma saturação dos sítios de adsorção dos colóides do solo, facilitando o seu transporte pelo escoamento superficial, tanto nas formas disponíveis solúveis, quanto disponíveis particuladas.

Neste sentido, Wetzel (1993) defende que o fósforo proveniente da fertilização intensa, da drenagem de esgotos, de tempestades e das folhas, pode provocar o aumento das entradas de fósforo para a drenagem superficial.

As albufeiras servem como local de depósito de compostos que entram no sistema via rios, terra e atmosfera. De entre os vários compostos normalmente dispersos nas albufeiras, o fósforo é importante pelo seu mecanismo tampão. O mecanismo tampão do fósforo é reconhecido devido ao facto das suas concentrações se manterem próximas de valores constantes, providenciando um reservatório adicional para a produção primária, pelo seu envolvimento na meteorização natural, o qual interfere na distribuição vertical de fósforo nos sedimentos (Pagliosa, 2004).

Durante o transporte de fósforo para as albufeiras, no processo de "runoff" superficial, este ocorre sob a forma solúvel (SP) e particulada (PP). A fase particulada compreende formas sólidas, que incluem o fósforo contido em partículas de solo e matéria orgânica, provenientes da erosão durante o processo de "runoff" e que constituem cerca de 75-90% do fósforo transportado.

O transporte do fósforo solúvel (SP) é iniciado pelas desadsorção, dissolução e extracção do fósforo particulado (PP) proveniente de solos erodidos e leitos de rio.

As transformações entre o SP e PP, ocorrem durante o processo de transporte, ao longo dos cursos de água, quando chega às albufeiras, uma parte pode ser utilizado pelos biota aquáticos (P Biodisponível) e outra parte será depositado nos sedimentos.

O fósforo pode também chegar aos ecossistemas aquáticos por processos de "runoff" subterrâneo, que pode ocorrer após a aplicação de fertilizantes nos terrenos (Sharpley & Halvorson, 1994). Estas perdas são influenciadas pelo período em que são aplicadas, método de aplicação, quantidade de fertilizante, ocorrência de precipitação após a aplicação, tipos de culturas existentes nesse solo. Um esquema simplificado do fenómeno de transporte de fósforo para as albufeiras pode ver-se na Fig.4.4.

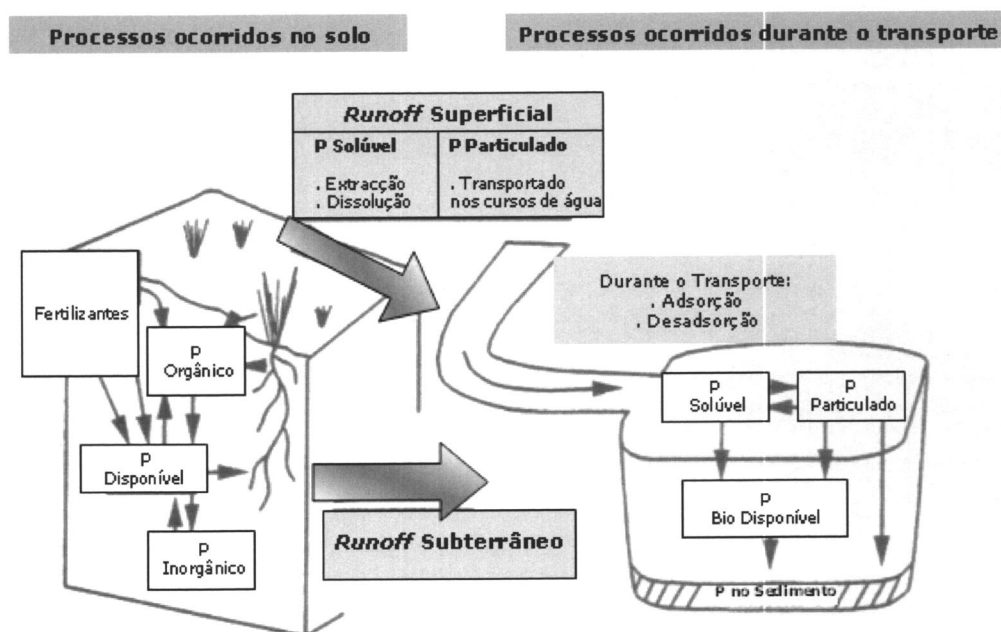


Fig.4.4 – Transporte de fósforo para as albufeiras (Adaptado de Sharpley & Halvorson, 1994).

Neste sentido, o fósforo total existente neste tipo de sistemas compreende o fósforo da fase particulada e o da fase solúvel

Segundo Wetzel (1993), uma vez nos ecossistemas aquáticos, o fósforo particulado divide-se em: (1) Fósforo existente nos seres vivos; (2) Fases minerais resistentes e provenientes das rochas e dos solos; (3) Fósforo adsorvido à matéria orgânica particulada morta ou constituindo agregados macroorgânicos.

O fósforo solúvel é constituído por: (1) Ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-); (2) Polifosfatos, muitas vezes provenientes de detergentes sintéticos; (3) Colóides orgânicos ou fósforo combinado com colóides por adsorção; (4) Ésteres fosfóricos de baixo peso molecular.

Nos ecossistemas aquáticos, o ciclo do fósforo é fortemente determinado por processos biológicos em combinação com processos geoquímicos, como adsorção-desadsorção e precipitação-dissolução. O domínio de um ou outro processo depende de factores físicos, tais como o fluxo de entrada do nutriente, a turbidez, o tempo de residência e ocorrência de estratificação da coluna de água (Pagliosa, 2004) (Figura 4.5).

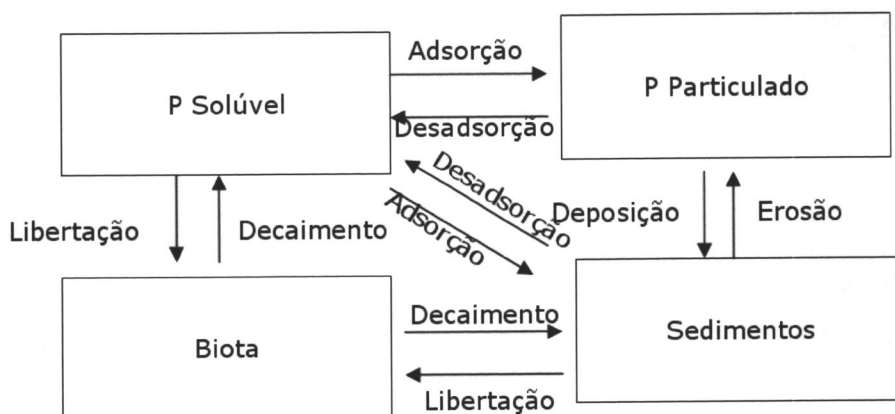


Figura 4.5 – Transformações do fósforo na água (Adaptado de Sharpley & Halvorson, 1994).

Enquanto que a adsorção depende de processos físicos (tamanho e o enriquecimento das partículas) e das propriedades químicas do material erodido (mineralogia, tipo e estado químico dos grupos funcionais), a desadsorção é influenciada muito mais pelas condições geoquímicas do meio, como o pH e o potencial redox, teor em solução e microorganismos, entre outros (Pellegrini, 2005).

A concentração de equilíbrio de fósforo, a capacidade máxima de adsorção, a energia de ligação do fósforo aos grupos funcionais e a taxa de desadsorção de fósforo dos sedimentos varia com o pH e as condições de oxidação-redução do meio. Num ambiente aquático onde há condições anaeróbias, ocorre o favorecimento da solubilização de óxidos de ferro e alumínio, amorfos, diminuindo a capacidade máxima de adsorção de fósforo dos sedimentos, mais principalmente, aumentando a concentração de equilíbrio de fósforo. Desta forma, a biodisponibilidade aumenta à medida que os processos de redução se desenvolvam na interface sedimento-água.

Segundo Margalef (1983), o fósforo que entra nas barragens é compensado de duas formas, (1) o que abandona a barragem pelos emissários e (2) o que se deposita no sedimento ficando desta forma retido.

A acumulação de partículas orgânicas e nutrientes no sedimento e a sua capacidade de retenção, depende das taxas de sedimentação que ocorrem nas albufeiras e das condições hidrológicas (Frield & Wüest, 2002).

A concentração do fósforo no sedimento das albufeiras é geralmente muito mais elevada do que na água, neste sentido ocorrem trocas de fósforo entre os sedimentos e a água suprajacente, que são influenciadas pela capacidade de retenção de fósforo pelos sedimentos, condições da água suprajacente e os biota que habitam os sedimentos e alteram os equilíbrios de troca, efectuando o transporte do fósforo novamente para a água. Esta troca de fósforo entre os sedimentos e água é um dos componentes mais importantes do ciclo do fósforo nos sistemas hídricos (Wetzel, 1983)

As trocas efectuadas por mecanismos relacionados com os equilíbrios entre os compostos minerais e água, processos de adsorção, interacções do tipo redox, dependem do oxigénio e da actividade dos biota (bactérias, fungos, plâncton e invertebrados).

4.6 Potássio

4.6.1 Potássio no Solo

O potássio, ao contrário de outros macronutrientes, não entra na composição de quaisquer compostos vitais da planta, no entanto continua a ser um elemento essencial, desempenhando importantes funções no metabolismo vegetal, em particular no que se refere à síntese de glícidos e proteínas, activação de enzimas, relações hídricas da planta, melhoria de diversos aspectos da qualidade dos produtos, etc. (Santos, 2001).

O potássio é normalmente o mais abundante de todos os nutrientes no solo, embora existam grandes variações nos teores ou disponibilidades do nutriente nos diferentes solos. Alguns têm níveis suficientes para satisfazerem as necessidades das culturas, enquanto que noutros é necessário completar o existente no solo. Nos ecossistemas naturais as pequenas perdas de potássio que ocorrem por lixiviação, erosão e escoamento superficial, são compensadas pela meteorização dos minerais primários (Villalobos, *et al*, 2002; Varennes, 2003).

O potássio pode dizer-se que se encontra sempre nos solos em formas minerais, já que, mesmo quando constituintes dos seres vivos e da matéria

orgânica, manterá a estrutura mineral, salientando-se as seguintes quatro formas: (1) na estrutura de minerais; (2) fixado em minerais argilosos; (3) no complexo de troca de compostos orgânicos e minerais; (4) na solução do solo (Varenes, 2003)

Na figura 4.6 apresenta-se, de forma resumida, o comportamento do potássio nos solos.

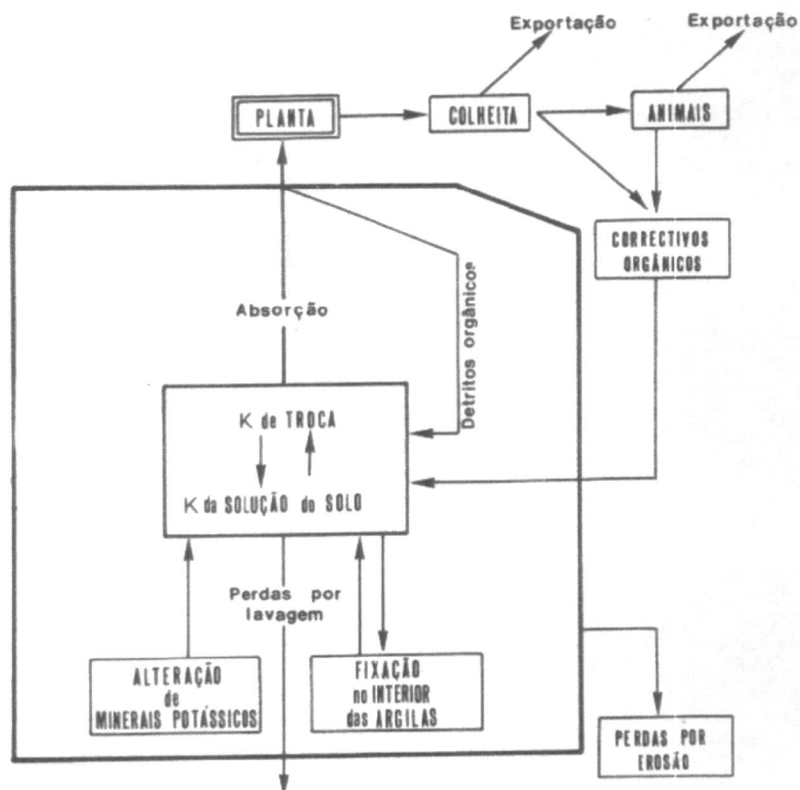


Figura 4.6 – Esquema resumido do Ciclo do Potássio no solo (Santos, 1996).

A maior parte do potássio no solo está presente em minerais primários como micas e feldspatos (Villalobos, *et al*, 2002), que constituem uma forma de reserva, apenas susceptível de ser "mobilizada" quando aqueles materiais se alteram. A fracção mais activa do potássio encontra-se em minerais secundários, especialmente minerais argilosos (caulinite, ilite e esmectite) (Fig. 4.7) (Varenes, 2003) e, em menor quantidade, na matéria orgânica, encontrando-se fixado ou em

trocas rápidas com a solução do solo, desta forma a concentração do potássio de troca no solo, depende do teor de argila do mesmo (Villalobos, *et al*, 2002).

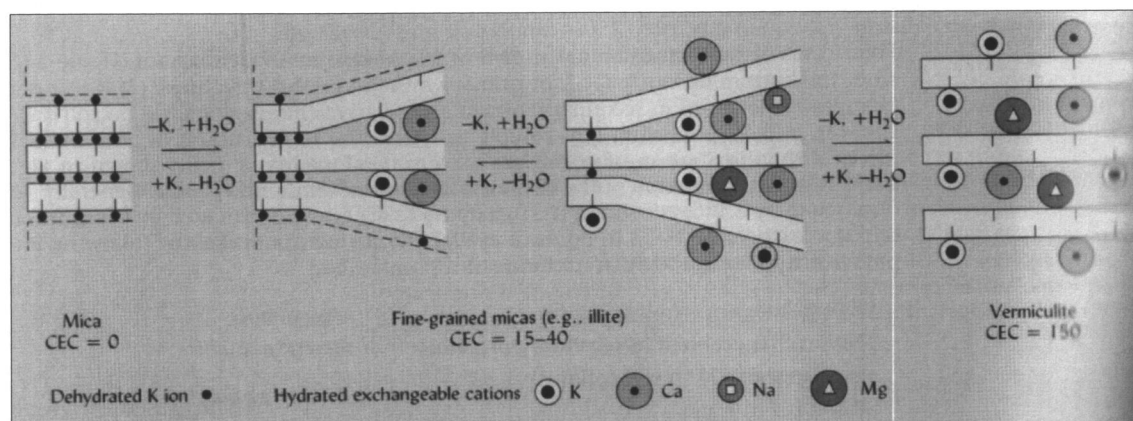


Figura 4.7 – Relação do potássio com a fracção argilosa do solo (Brady & Weil, 2002).

O potássio da solução do solo, é directamente utilizável pelas plantas, mas é também facilmente arrastado por lixiviação, dado que não apresenta retenção química, isto é, não forma, com os outros constituintes normais da solução do solo, compostos com solubilidade suficientemente baixa para impedir o seu arrastamento. Neste sentido, quando os solos se apresentam bem providos de colóides orgânicos e minerais (em particular quando nestes últimos predominam minerais argilosos que favoreçam a fixação) o potássio terá tendência para ser pouco arrastado por lixiviação (apenas as perdas por erosão poderão ter algum significado). Nos solos muito pobres em colóides, pelo contrário, o potássio poderá sofrer acentuadas perdas, mesmo por infiltração.

O arrastamento do potássio pelas águas (quer sejam superficiais, quer sejam subterrâneas, mesmo nos solos muito pobres em colóides) será, em muitos casos, bastante provável.

No entanto o seu contributo para a poluição das águas será, de um modo geral, diminuto, já que elas têm, praticamente sempre teores elevados deste nutriente. Desta forma o potássio acaba por não contribuir, ou contribuir muito pouco para a eutofização, por outro lado, a não ser quando conduza a acentuados desequilíbrios com outros elementos, não afecta normalmente a qualidade da água (Santos, 1995; Santos, 2001; Brady & Weil, 2002).

O pH tem uma grande influência na fixação ou não do potássio no solo/sedimento, uma vez que os iões H^+ e Al^{3+} (proveniente da dissociação do hidróxido de alumínio) reduzem a fixação de K^+ nos colóides do solo por competição no complexo de troca; com o aumento de pH os iões de H^+ e Al^{3+} são

removidos ou neutralizados, permitindo a fixação dos íons K^+ . Desta forma, a lixiviação do elemento K^+ , será tanto menor, quanto mais elevado for o pH do solo, uma vez que em solos alcalinos o íon monovalente K^+ consegue competir e substituir os íons bivalentes (Ca^{2+} e Mg^{2+}), no complexo de troca (Fig. 4.8) (Brady & Weil, 2002).

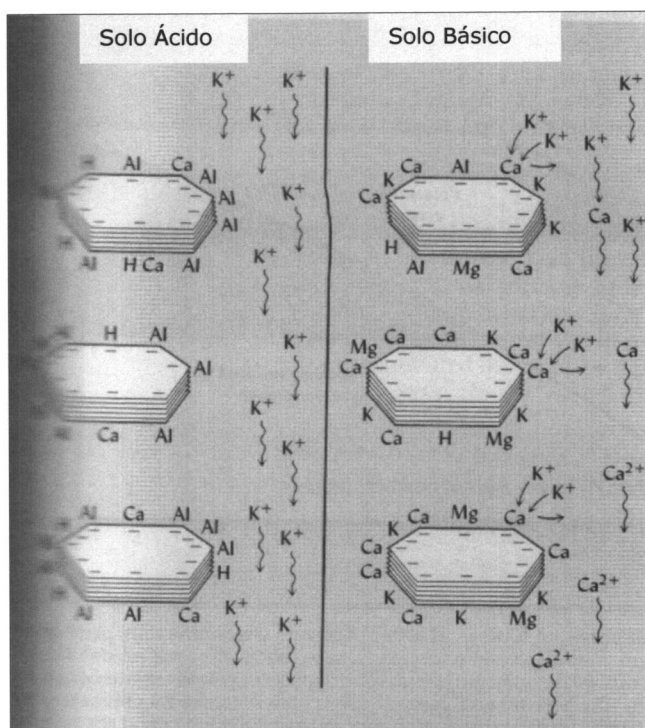


Fig. 4.8 – Influência do pH sobre o potássio no complexo de troca do solo (Brady & Weil, 2002).

Em sistemas agrícolas, em prados e pastagens, e em florestas sujeitas a abates frequentes, o nutriente é exportado em grandes quantidades no material vegetal, que contém elevados teores de potássio.

4.7 Enxofre

4.7.1 Enxofre no solo

O enxofre, juntamente com o carbono, o azoto, o oxigênio e o fósforo, é um dos principais constituintes da matéria orgânica. Ele é essencial aos organismos

devido à sua incorporação em aminoácidos, proteínas, enzimas, vitaminas e outras moléculas (Cabrera, 2005).

A deficiência de enxofre não é tão comum como a de azoto, fósforo ou potássio, até porque as necessidades em enxofre das plantas são menores do que as em azoto e potássio, encontrando-se o enxofre geralmente na solução do solo em teores muito superiores aos do fósforo, sendo transportado para as raízes sobretudo por fluxo de massa. Contudo, a carência em enxofre é vulgar em solos com rochas-mãe pobres neste elemento, ou quando ocorre elevada meteorização e lixiviação dos nutrientes sobretudo se, simultaneamente, a deposição a partir da atmosfera for baixa. Por estas razões, as carências do nutriente são frequentes nas regiões tropicais pouco industrializadas e afastadas do mar. Acresce que, em muitos países destas regiões, é ainda vulgar a queima dos resíduos das culturas, ou da vegetação espontânea, como método de preparação do solo. O enxofre contido nos tecidos vegetais é, em grande parte, convertido em dióxido de enxofre durante a combustão do material e perdido para a atmosfera, agravando a carência neste elemento (Varenes, 2003).

O teor de matéria orgânica do solo e a taxa de transformação operada por micronutrientes determinam grandemente a quantidade deste elemento, disponível para as plantas. Conforme o estado redox do solo, assim vão predominar formas minerais oxidadas ou reduzidas de azoto e enxofre.

Este nutriente pode ser perdido por lixiviação, fenómeno que pode ser acompanhado pelo empobrecimento em bases, contribuindo para a acidificação dos solos.

As principais formas de enxofre disponíveis são provenientes de:

- Mineralização da matéria orgânica, meteorização de formas minerais, deposição do elemento a partir da atmosfera e a aplicação de fertilizantes (Fig. 4.9)

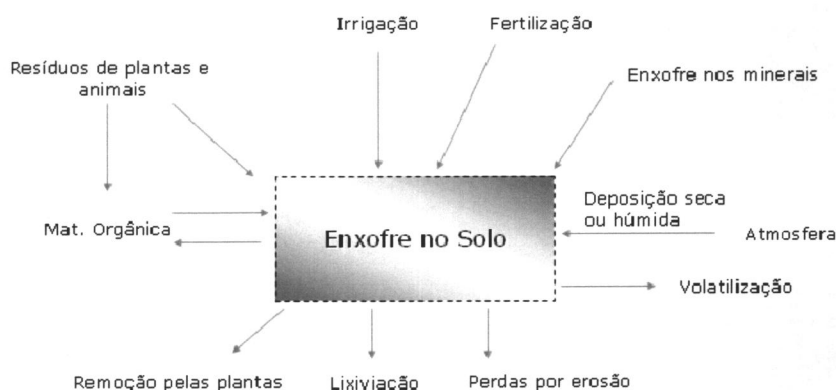


Fig. 4.9 – Relação entre ganhos e perdas de enxofre no solo (Adaptado de Brady & Weil, 2002).

4.7.2 Fontes de enxofre

Na atmosfera, um grande volume de gases é emitido por duas fontes: actividades vulcânicas, que libertam óxidos de enxofre e, principalmente, sulfato de hidrogénio e, pela queima de combustíveis fósseis. Este último representa cerca de 40% a 50% ou mais, da quantidade total de dióxido de enxofre emitido pela atmosfera. Portanto, a queima de combustíveis fósseis é a perturbação antrópica mais significativa neste ciclo (Cabrera, 2005).

Outras emissões para a atmosfera são: a libertação de dimetil sulfato pelo fitoplâncton na superfície dos oceanos e a emissão de sulfato através do "spray marinho", que são gotículas de água formadas nas ondas e levadas pelo vento. Também o sulfato de hidrogénio produzido em sedimentos e em água anóxicas, volatiliza-se e passa para a atmosfera.

A queima de biomassa vegetal constitui a maior fonte antrópica de enxofre (12% do total de emissões). Muitas indústrias utilizam compostos de enxofre como matéria prima, que uma vez emitindo esses compostos nos seus efluentes, acabam por chegar ao meio aéreo e hídrico. Entre estas indústrias, destacam-se as indústrias de celulose, têxtil, fertilizantes e de refinaria de petróleo.

Para além das fontes industriais, também o lançamento de esgotos domésticos, é uma fonte considerável de enxofre.

4.7.3 Enxofre nos ecossistemas aquáticos

O enxofre é um elemento essencial à vida, sendo alguns dos seus compostos de grande importância biológica. Organismos vivos, incluindo plantas, assimilam espécies de enxofre, enquanto que ao mesmo tempo, diversas formas de enxofre, são emitidas como produto dos seus metabolismos.

As bactérias são as principais transformadoras das formas de enxofre no meio ambiente. As bactérias heterotróficas possuem um papel importante na formação do sulfato de hidrogénio a partir da matéria orgânica. Estes microorganismos encontram-se principalmente em ambientes eutrofizados.

É na interface sedimento-água e nos primeiros centímetros do perfil sedimentar, que ocorrem as principais reacções do ciclo do enxofre.

A água intersticial dos sedimentos apresenta gradientes laterais e verticais, em relação à concentração dos parâmetros químicos. Os gradientes laterais são causados principalmente pela bioturvação, devida na sua maioria à acção de microorganismos bentónicos, especialmente poliquetas, que formam tubos na

coluna sedimentar, causando a oxidação de espécies químicas em camadas anóxicas do sedimento, através da sua irrigação. Os gradientes verticais são também devidos à bioturvação, mas ocorrem também em função da diagénese e das diferenças no potencial redox ao longo da coluna sedimentar.

O sulfato de hidrogénio é geralmente formado nas camadas mais profundas do sedimento, abaixo dos cinco centímetros, onde aumenta as condições redutoras mas, a abundância deste composto na superfície do sedimento ocorre em lugares com maior quantidade de matéria orgânica.

A água intersticial está exposta a diversos contaminantes, principalmente para alguns organismos bentónicos, pelo que o estudo dos compostos químicos presentes no sedimento, incluindo as formas de enxofre, é de extrema importância, uma vez que funciona também como vector de iões formados na coluna sedimentar (Wetzel, 1993; Cabrera, 2005).

CAPÍTULO 5

CARACTERIZAÇÃO MINERALÓGICA, SEDIMENTAR E QUÍMICA DA ALBUFEIRA DE TRÊS MARIAS

5.1 Textura dos sedimentos

A caracterização sedimentar geral da albufeira de Três Marias, sob o ponto de vista da textura, mineralogia e química da fracção total foi realizado nos sedimentos superficiais por (Fonseca *et al.*, 2006; Fonseca *et al.*, 2007; Theodoro *et al.*, 2007).

A distribuição sedimentar na albufeira, coincide com uma maior contribuição de material fino, proveniente da forte influência do escoamento das zonas enquadrantes, caracterizadas por detritos finos de rochas sedimentares, associados a um processo erosivo selectivo. A maioria dos sedimentos, encontram-se na classe textural de silte, argiloso e argila siltosa, sendo os sedimentos de textura mais grosseira, encontrados em zonas perto das margens onde a deposição destas fracções tem lugar, associado à própria erosão local.

Estas variações texturais que ocorrem ao longo da albufeira, reflectem as grandes flutuações e o hidrodinamismo, que produz condições energéticas distintas ao longo do reservatório (Fonseca, *et al.*, 2007).

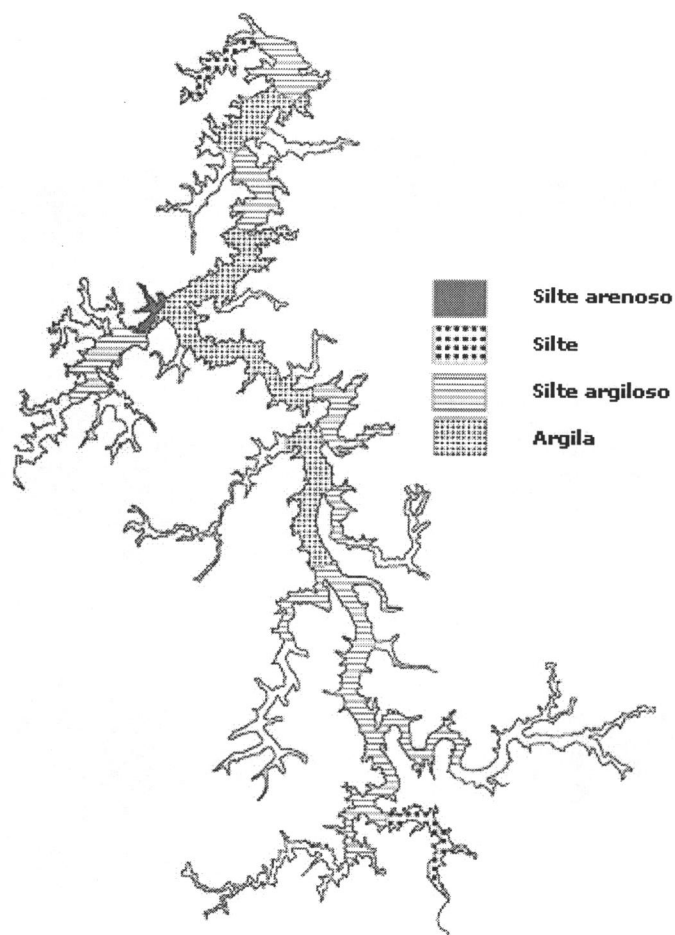


Fig. 5.1 – Mapa da distribuição de classes de textura do sedimento ao longo do Reservatório de Três Marias (Fonseca, *et al.*, 2007).

5.2 Mineralogia da fracção argilosa dos sedimentos

5.2.1 Introdução

Os minerais argilosos desempenham funções de enorme alcance e interesse nos solos, devido às propriedades funcionais que manifestam.

São colóides electronegativos, e uma das suas propriedades mais importantes é a da adsorção e troca de catiões, pois é esta a propriedade que em grande parte determina a capacidade de armazenamento de iões nutritivos da planta pelos solos minerais.

Em contrapartida, a sua influência na retenção de aniões é bastante fraca. São susceptíveis de dispersão e floculação e têm poder tamponizante. Entre as suas propriedades físicas mais salientes destacam-se o forte poder de retenção para a

água, mais ou menos acentuada plasticidade e adesividade, tenacidade no estado seco e variação de volume consoante o teor de água. Desempenham um papel fundamental na agregação dos solos minerais e formam ligações com substâncias orgânicas (Botelho da Costa, 1995).

5.2.2 Minerais argilosos

O estudo da fracção argilosa dos sedimentos da albufeira de Três Marias, foi efectuado por Fonseca (2006) e Fonseca (in prep.), para o qual foram utilizados os sedimentos superficiais das duas campanhas efectuadas na albufeira (Maio e Novembro de 2005).

Os valores obtidos encontram-se apresentados na Tabela 5.1

Tabela 5.1 – Mineralogia da fracção argilosa da Albufeira de Três Marias (Fonseca et al., in prep.)

Amostras	Campanha – Maio 2005				Campanha – Novembro 2005			
	Ilite	Caulinite	Clorite	Esmectite*	Ilite	Caulinite	Clorite	Esmectite*
TM 1	60,3	36,5	3,2		44	51,4	4,6	Vest.
TM 2	41,1	58,9	Vest.		51,9	48,1	0	
TM 3	38,1	56,3	5,6		49,3	45,6	5,1	
TM 4	36,4	57,9	5,7		32,5	62,9	4,6	
TM 5	41,7	53,9	4,4		52	45,2	2,8	
TM 6	33,1	6,9	Vest.		22,8	67,4	9,8	
TM 7	56,3	37,6	6,1		57	38,1	4,9	
TM 8	39,6	60,4	0		52,2	41,8	6	
TM 9	36,4	63,6	0		46,4	49	4,6	
TM 10	44,5	51,5	4					
TM 10 A				39,8	60,2	Vest.		
TM 11	29,3	66,3	4,4					
TM 11 B	32,3	62,3	5,4					
TM 11 C				33,6	6,4	0		
TM 12	36,3	63,7	0		46,2	53,8	Vest.	
TM 13	28,3	71,7	0		51,5	44,1	4,4	
TM 14	43,2	53,7	3,1		44,7	55,3	Vest.	
TM 16	38,1	58,9	3		51,8	43,2	5	
TM 17	26,3	73,7	0		28	72	Vest.	
TM 20	46,4	46,7	6,9		44,17	55,3	0	
Est. Eco.					30,3	69,7	0	
Média	38,1	58,9	3,6		45,45	52,6	4,6	
Máximo	60,3	73,7	6,9	57	72	9,8		
Mínimo	26,3	36,5	0	22,8	38,1	0		

*Não foram detectados minerais argilosos do grupo das esmectites.

Os sedimentos da albufeira de Três Marias têm um conjunto de argilas simples, o que denota a uma elevada evolução mineralógica, característica de um ambiente dominado por uma elevada exposição da rocha à erosão, a um elevado rácio água/rocha, que promove uma elevada lixiviação e movimentos de saltação, durante a erosão do solo, ao longo do tempo.

Além disso, a baixa actividade e parcial dissolução do Si e a elevada acumulação dos elementos estáveis Al-Fe no material acumulado, de acordo com Fonseca (2007), é acelerado devido ao baixo pH dos sedimentos ($4,85 < \text{pH} < 5,65$).

Através destes mecanismos, juntamente com a composição homogênea das litologias da bacia de alimentação, resulta 1) Baixa variedade de minerais, dominados pela caulinite (valores médios de 58,9%) e ilite (valores médios de 38,2%), possuindo valores baixos de clorite (valores médios de 2,7%) e (2) Distribuição uniforme dos teores e características estruturais dos minerais na albufeira (Figura 5.2).

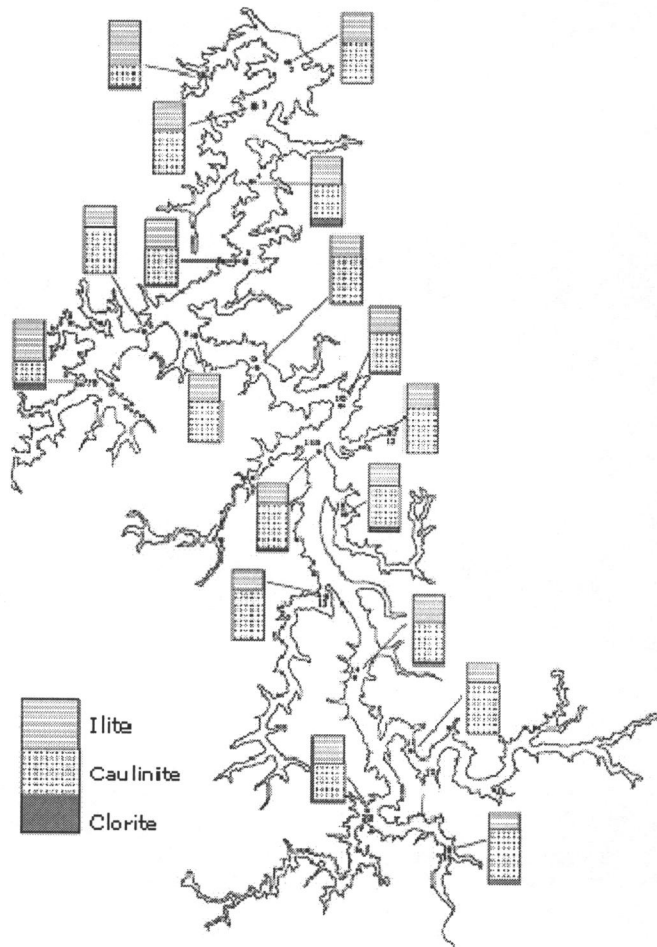


Fig. 5.2 – Distribuição espacial da mineralogia de fracção argilosa nos sedimentos da albufeira de Três Marias (Fonseca et al., 2007).

5.2.3 Óxidos e hidróxidos de Ferro, Alumínio e Magnésio

5.2.3.1 Introdução

Os solos/sedimentos contêm, sobretudo na fracção argilosa teores apreciáveis de óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio e magnésio, amorfos ou cristalinos, e com uma grande variedade de estruturas. Nos solos das regiões temperadas os óxidos e hidróxidos de alumínio e ferro têm usualmente uma estrutura pouco definida, estando presentes em menor proporção, enquanto que nos solos de regiões tropicais, sujeitos a intensa meteorização, os hidróxidos de alumínio e óxidos e oxi-hidróxidos de ferro apresentam normalmente uma estrutura mais ordenada e encontram-se em maior quantidade (Varenes, 2003).

O ferro é o elemento mais frequentemente presente, quer na forma de óxidos quer na forma de óxidos hidratados. Os óxidos e óxidos hidratados de ferro mais vulgares são respectivamente a Hematite (Fe_2O_3), de cor avermelhada e a Goetite ($\text{FeO}\cdot\text{OH}$), de cor amarela a alaranjada, sendo responsáveis pelas cores ocre e avermelhado, vulgares nos solos das regiões tropicais. Estes minerais podem estar presentes em partículas de diversas dimensões, e podem influenciar as propriedades químicas do solo.

A Gibsite, $\text{Al}(\text{OH})_3$, é o hidróxido de alumínio mais vulgar nos solos. Encontra-se sobretudo em solos altamente meteorizados das regiões tropicais.

Por comparação com os minerais argilosos, os hidróxidos de alumínio e óxidos e oxi-hidróxidos de ferro apresentam menos capacidade de retenção de água e de catiões, e menos adesividade, são compostos anfotéricos, apresentando em condições ácidas um predomínio de cargas positivas sendo por esta razão os maiores retentores de aniões como os fosfatos e os boratos, contribuindo para a sua imobilização (Brady & Weil, 2002; Varenes, 2005).

5.2.3.2 Características destes minerais na fracção argilosa dos sedimentos

O estudo dos outros minerais da fracção argilosa, constituintes do sedimento da albufeira de Três Marias, foi efectuado por Fonseca et al (in prep.) para o qual foram utilizados os sedimentos das duas campanhas efectuadas na albufeira (Maio e Novembro de 2005).

Os valores obtidos encontram-se apresentados na Tabela 5.2

Tabela 5.2 – Minerais argilosos e outros minerais secundários constituintes da fracção argilosa da Albufeira de Três Marias (Fonseca *et al.*, 2007)

Amostras	Campanha – Maio 2005					Campanha – Novembro 2005				
	Ilite	Caulinite	Clorite	Goethite	Gibbsite	Ilite	Caulinite	Clorite	Goethite	Gibbsite
TM 1	59,6	36,2	3,2	0,5	0,5	43,4	50,6	4,5	0,7	0,8
TM 2	40,1	57,4	Vest.	1,1	1,4	50,6	46,9	0	1,5	1
TM 3	35,5	52,4	5,3	5,7	1,1	48,1	44,5	5	0,9	1,5
TM 4	34,8	55,3	5,4	2,8	1,7	31,4	60,8	4,4	1,3	2,1
TM 5	40,7	52,6	4,3	1,5	0,9	50,9	44,3	2,7	1,1	1
TM 6	29,6	59,8	6,3	1,9	2,4	22	65	9,5	1,8	1,7
TM 7	55,4	36,9	6	0,9	0,8	56,6	37,8	4,8	0,6	0,2
TM 8	38,3	58,3	Vest.	1,9	1,5	50,7	40,6	5,8	1,4	1,5
TM 9	34,8	60,9	0	2,7	1,6	45,4	48	4,4	0,8	1,4
TM 10	42,8	49,5	3,9	2	1,8					
TM 10 A						38,7	58,5	Vest.	1,6	1,2
TM 11	28	63,2	4,2	3	1,6					
TM 11 B	30,8	59,5	5,1	2,1	2,5					
TM 11 C						32,2	63,5	0	2,8	1,5
TM 12	35	61,4	0	1,8	1,8	44	51,2	Vest.	3,1	1,7
TM 13	27,1	68,5	0	2,7	1,7	50,1	42,9	4,3	1,4	1,3
TM 14	41,9	52	3	1,5	1,6	43,7	54,2	Vest.	0,9	1,2
TM 16	37,1	57,4	3	1,1	1,4	50,4	41,9	4,9	1,6	1,2
TM 17	25,3	71	0	2,1	1,6	27,3	70,3	Vest.	1,2	1,2
TM 20	45,1	45,3	6,7	1,5	1,4	43,7	54	0	0,7	1,6
Est. Eco.						28,5	65,6	0	3,4	2,5
<i>Média</i>	36,3	4,05	4,05	1,9	1,6	43,85	50,9	4,4	1,35	1,35
<i>Máximo</i>	59,6	6,7	6,7	5,7	2,5	56,6	70,3	9,5	3,4	2,5
<i>Mínimo</i>	25,3	0	0	0,5	0,5	22	37,8	0	0,6	0,2

*Não foram detectados minerais argilosos do grupo das esmectites.

A distribuição espacial dos minerais argilosos e dos outros minerais presentes na fracção argilosa dos sedimentos, considerando os valores obtidos na campanha de Maio de 2005, encontram-se representados na Fig. 5.3.

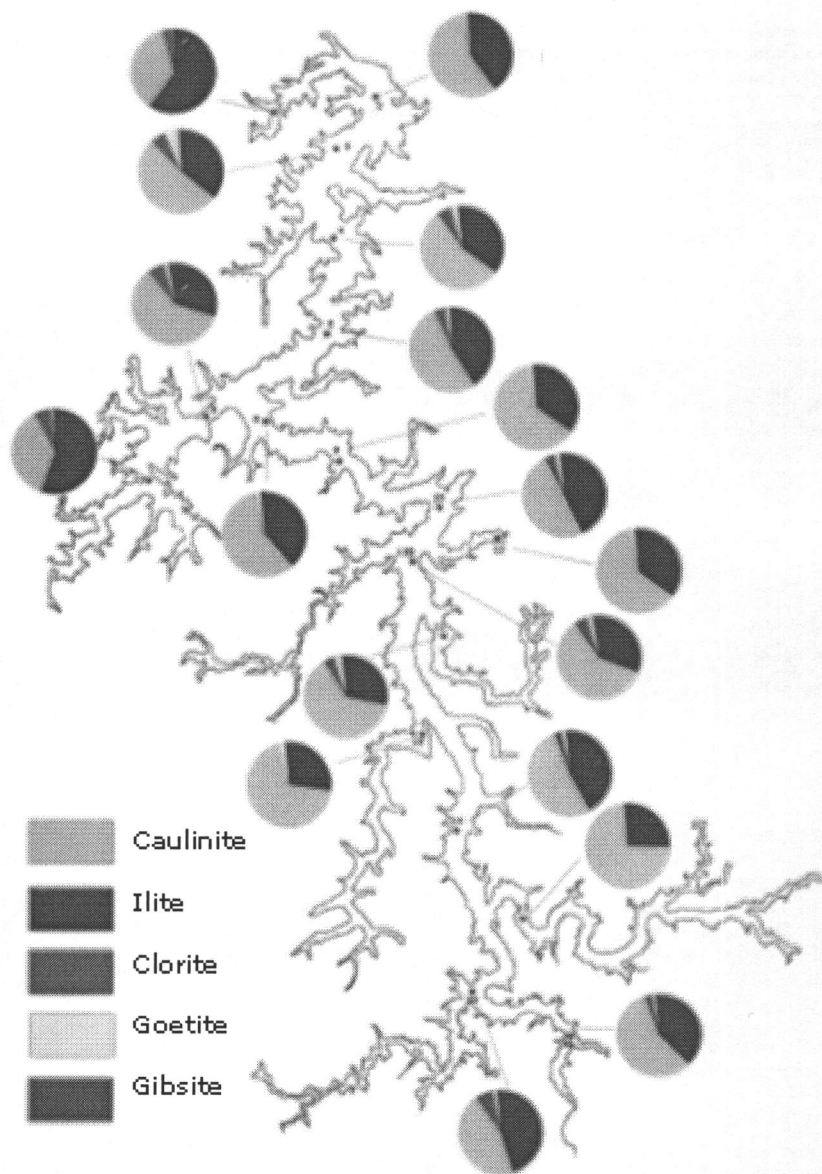


Fig. 5.3 – Distribuição espacial da mineralogia da fracção argilosa, nos sedimentos da Albufeira de Três Marias (Fonseca *et al.*, 2007).

5.3 Matéria orgânica

5.3.1 Introdução

Os principais constituintes orgânicos do solo são restos de plantas e outros organismos, em estado mais ou menos avançado de alteração (devida principalmente à actividade de microorganismos) (Botelho da Costa, 1995) incluindo substâncias húmicas, as quais, devido à sua constituição e estrutura, afectam as propriedades físicas e químicas dos materiais onde estão incorporados, representando uma das fracções mais activas e desempenhando um papel muito importante no crescimento vegetal (Fonseca, 2002). Para a produtividade do solo, é fundamental manter um teor elevado de matéria orgânica facilmente decomponível. As moléculas mais lábeis são uma fonte acessível de alimento para os microorganismos do solo e constituem uma importante fonte de nutrientes, uma vez que fornecem ao solo e sedimento 95% de azoto (quase todo o que eles contêm) e, em menor quantidade, fósforo (5 a 60%) e enxofre total (10 a 80%) (Botelho da Costa, 1995).

Também são responsáveis por efeitos benéficos na estrutura do solo, de que resulta (1) melhor arejamento e infiltração de água, (2) maior facilidade de mobilização.

Um maior retorno aos solos de matéria orgânica, além dos referidos efeitos sobre a estabilidade dos agregados e a fertilidade, vai também traduzir-se numa gradual acumulação de substâncias húmicas, de que irá resultar uma maior capacidade de retenção de água e nutrientes no solo (Varenes, 2005).

Uma vez que as partículas húmicas têm muitos locais de troca catiónica possibilitam, por um lado a adsorção de nutrientes para um eventual uso da planta, e por outro, a adsorção de metais pesados poluentes (Pb, Cd, Hg). Este último mecanismo tem particular importância nos sedimentos das albufeiras, dado que, ao afectar a mobilidade destes elementos, evita assim a contaminação das águas (Fonseca, 2002 a).

5.3.2 Matéria Orgânica nos Sedimentos

Dada a importância da matéria orgânica (1) no crescimento vegetal, para a avaliação da disponibilidade dos sedimentos como solos agrícolas e (2) na produtividade da albufeira, os teores deste parâmetro foram projectados através de gráficos de barras (Figs. 5.4 a), b) e c)), em função da profundidade do core de sedimento. De forma a efectuar-se uma análise comparativa mais detalhada,

apresentam-se na tabela seguinte (Tabela 5.3) os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do carbono orgânico das amostras de sedimento da campanha de amostragem realizada. Para cada sub-amostra os teores de matéria orgânica foram obtidos por multiplicação das % C_{org} , por um factor 1,724, conforme indicado em 3.5.3.

Tabela 5.3 – Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão, obtidos para a C_{org} , obtidos para cada *core*.

Core	Média	Desvio Padrão	Valor Máximo	Valor Mínimo
TM 2	1,3	0,2829	2,1905	1,0344
TM 3	1,03	0,3038	1,5865	0,6858
TM 4	0,32	0,10	0,63	0,18
TM 5	1,22	0,0334	1,2814	1,1698
TM 7	1,057	0,3149	2,012	0,552
TM 8	1,099	0,8509	3,081	0,487
TM 9	1,071	0,4603	1,696	0,085
TM 11C	3,09	2,4627	7,512	1,563
TM 17	1,29	0,1788	1,5712	1,069
TM 20	0,91	0,3211	1,480	0,532

Os valores obtidos para cada sub-amostra encontram-se representados nos gráficos seguintes:

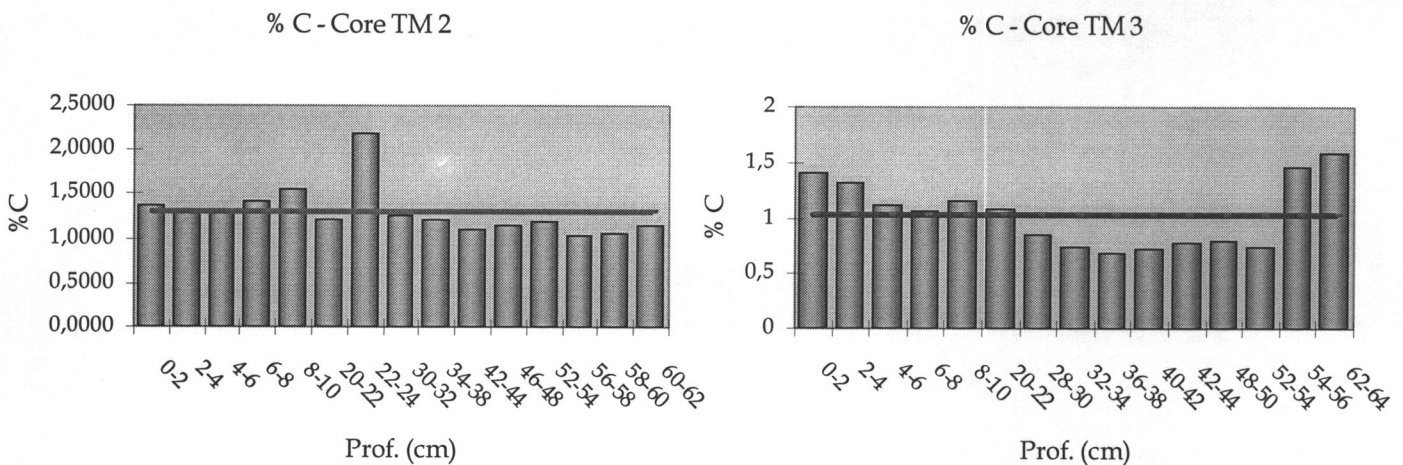
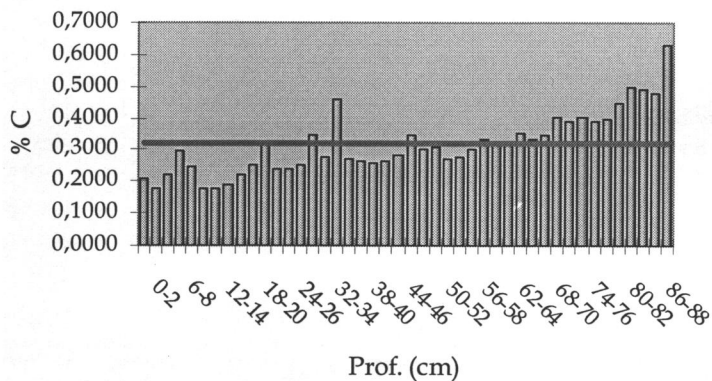
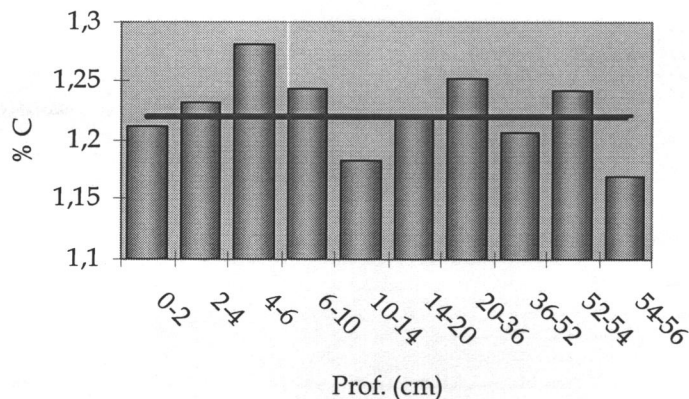


Fig. 5.4 (a) – Representação gráfica dos teores de carbono orgânico (%C) dos *cores* de sedimento, TM 2 e TM 3, retirados da albufeira de Três Marias. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada *core*.

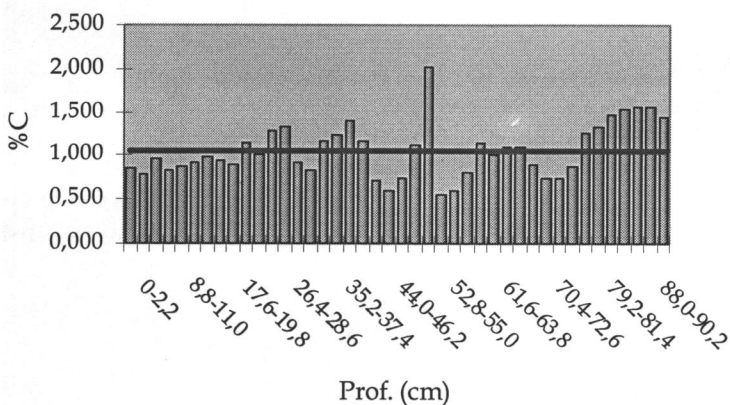
% C - Core TM 4



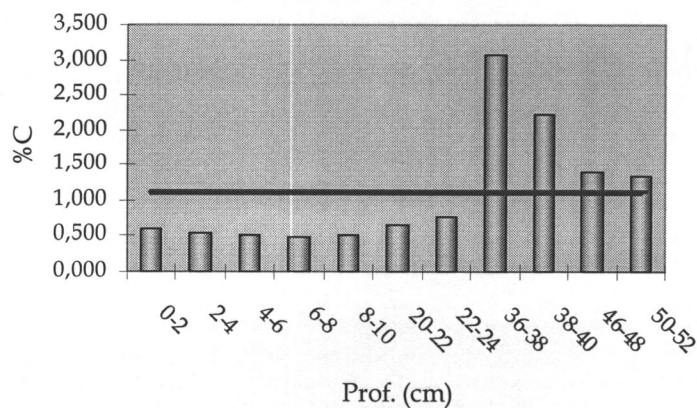
% C - Core TM 5



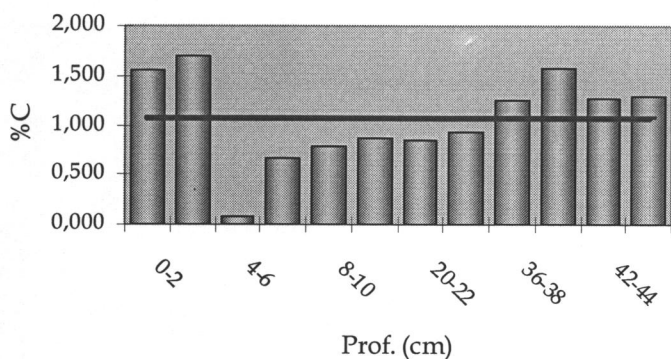
% C - Core TM 7



% C - Core TM 8



% C - Core TM 9



% C - TM 11C

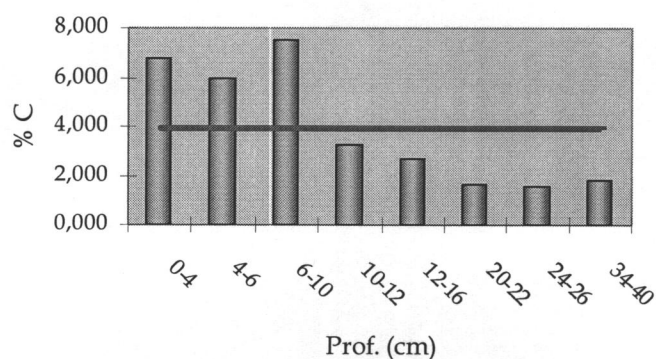


Fig. 5.4 (b) - Representação gráfica dos teores de carbono orgânico (%C) dos cores de sedimento, TM 4, TM 5, TM 7, TM 8, TM 9 e TM 11 C, retirados da albufeira de Três Marias. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada core.

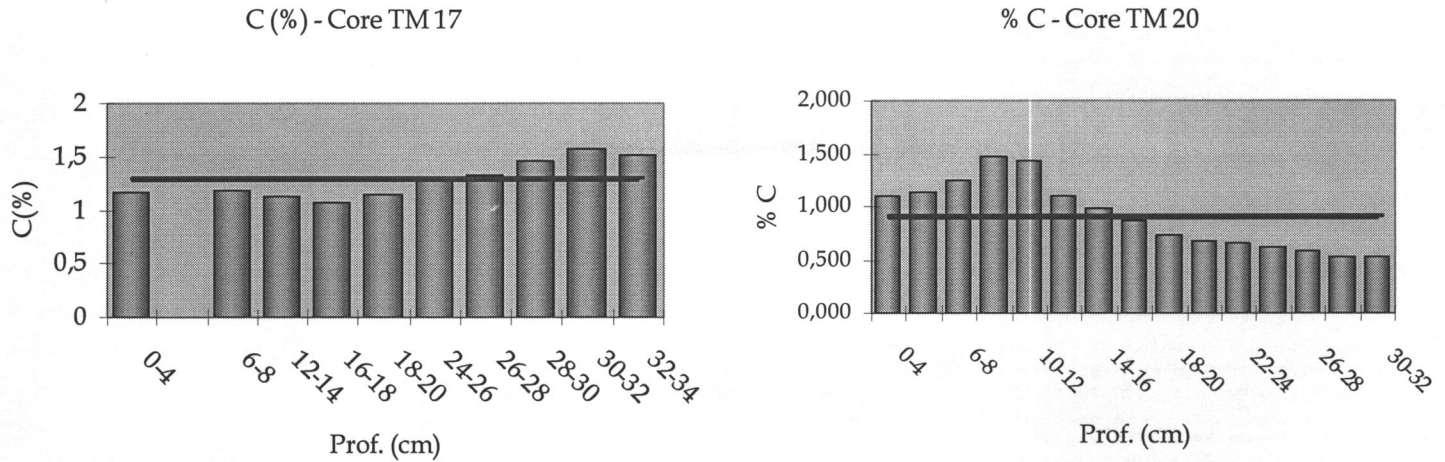


Fig. 5.4 (c) - Representação gráfica dos teores de carbono orgânico (%C) dos *cores* de sedimento, TM 17 e TM 20, retirados da albufeira de Três Marias. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada *core*.

Os teores de matéria orgânica ($C_{org} \times 1,724$) na generalidade dos sedimentos de todas as amostras, podem considerar-se baixos, excepto nas amostras do core 11C. Considerando os valores médios obtidos para cada amostra da coluna sedimentar, elaborou-se a seguinte distribuição espacial:

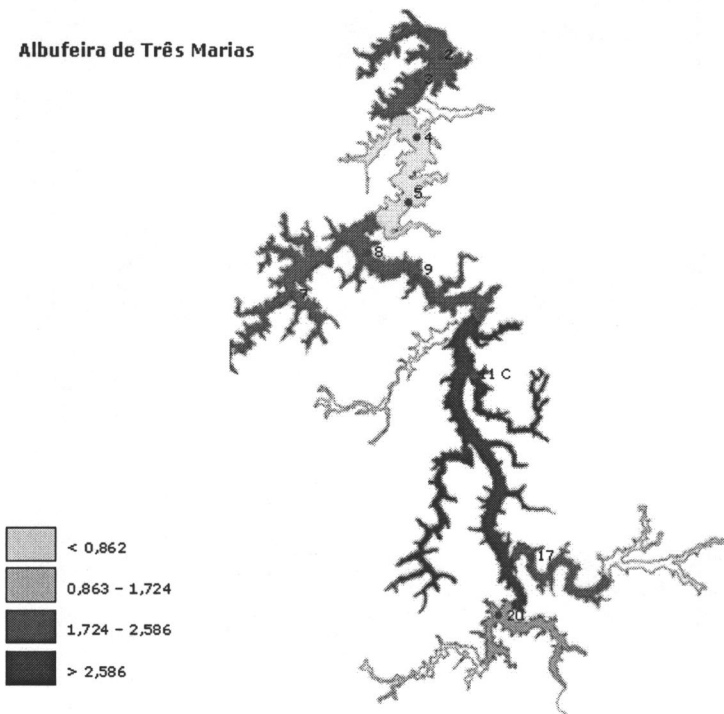


Fig. 5.5 - Distribuição espacial dos valores médios de Matéria Orgânica ($C_{org} \times 1,724$), obtidos para os *cores* de sedimentos da albufeira de Três Marias.

a) Relação da matéria orgânica com a textura dos sedimentos:

Os valores mais elevados de matéria orgânica, registam-se nos sedimentos com uma maior componente silto-argilosa, relação esta de acordo com uma diminuição da dimensão das partículas, o que aumenta a capacidade de adsorção de catiões orgânicos.

b) Relação da matéria orgânica com a profundidade da coluna do core de sedimento:

Os teores de matéria orgânica, para os sedimentos analisados são geralmente baixos, encontrando-se os maiores valores obtidos no ponto TM 11C.

Verifica-se que não existe uma variação temporal linear da matéria orgânica nos *cores* de sedimento. Em alguns *cores*, como o TM 2, 11C e 20, verifica-se um decréscimo dos teores de matéria orgânica ao longo da coluna sedimentar, apresentando os valores mais elevados a poucos centímetros de profundidade. Noutros, como o TM 3, 4, 7 e 8, verifica-se que os teores de matéria orgânica são mais elevados nas zonas mais profundas.

Esta variação poderá estar relacionada com (1) diferenças na acarreio de materiais pelas linhas de água, nos diferentes períodos de vida da albufeira, (2) variações dos materiais orgânicos alóctones e autóctones, (3) diferentes condições de mineralização, (4) diferente mineralogia das partículas que se vão depositando e que possuem diferente capacidade de retenção dos compostos orgânicos e, (5) acção de diferentes microorganismos.

5.4 pH nos sedimentos

Os valores de pH (H_2O), são considerados baixos, onde os sedimentos são classificados, segundo os valores médios da coluna sedimentar como pouco Ácidos (5,6 – 6,5), Ácidos (4,6 – 5,5) e Muito Ácido (<4,5).

Segundo Santos (2001) a acidificação natural dos solos surge como consequência dos minerais originários e do facto de, em muitas regiões, tais como as de clima semi-árido, a precipitação durante uma parte do ano, exceder a evapotranspiração, o que conduz à lixiviação de constituintes da solução do solo. Ocorre assim, uma remoção que atinge sobretudo os catiões e as fases sólidas mais facilmente alteráveis, conduzindo a um balanço desajustado entre a produção e o consumo de prótons, com predomínio da primeira.

No entanto, numa perspectiva mais vasta, a acidificação de um solo ou de um sedimento poderá considerar-se não apenas como uma consequência da alteração dos minerais primários, mas também de reacções químicas decorrentes de vários fenómenos, naturais ou artificiais, nomeadamente dos que estão associados à vegetação, à fertilização e às deposições atmosféricas.

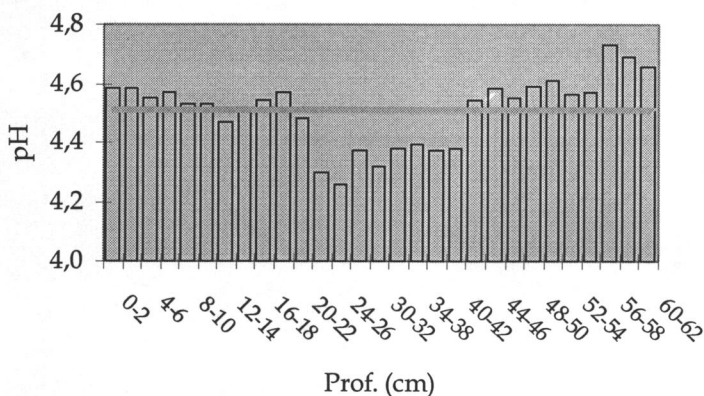
Os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão, dos valores de pH obtidos para os diferentes *cores* de sedimento, encontram-se representados na Tabela 5.4

Tabela 5.4 - Valores Médios, máximos, mínimos e desvio padrão do pH (H₂O) dos sedimentos da albufeira de Três Marias.

Core	Média	Desvio Padrão	Valor Máximo	Valor Mínimo
TM 2	4,5	0,12	4,7	4,3
TM 3	4,8	0,21	5,16	4,36
TM 4	4,8	0,16	5,09	4,56
TM 5	4,5	0,14	4,68	4,17
TM 7	5,8	0,58	6,81	4,89
TM 8	4,8	0,36	5,20	4,02
TM 9	4,1	0,09	4,29	3,92
TM 11C	4,8	0,24	5,42	4,58
TM 17	4,6	0,10	4,86	4,52
TM 20	4,3	0,16	4,60	4,04

Os valores obtidos para cada sub-amostra encontram-se representados nos seguintes gráficos de barras:

pH (H₂O) - Core TM 2



pH (H₂O) - Core TM 3

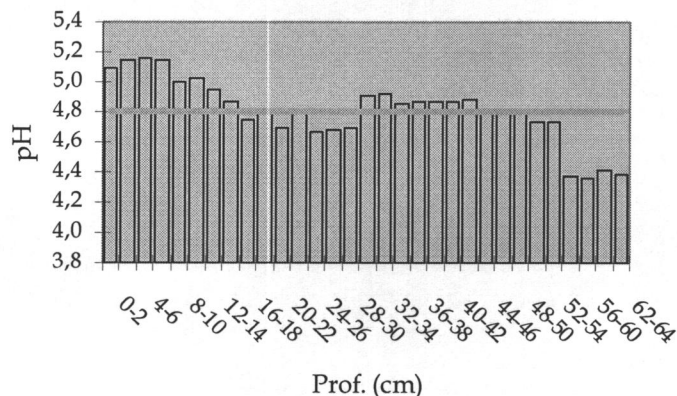
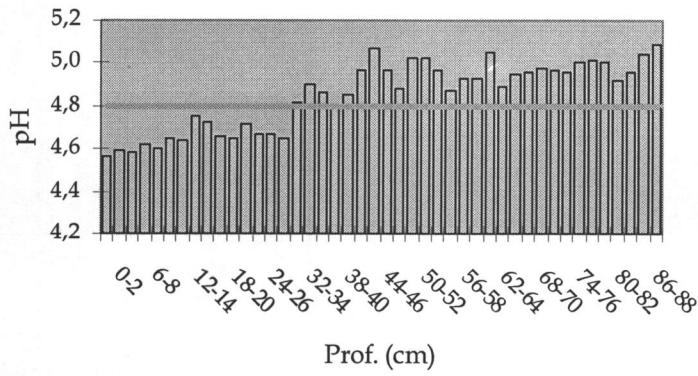
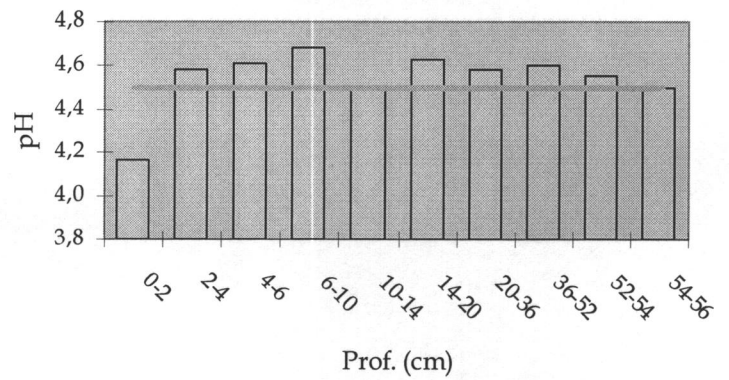


Fig 5.6 (a) – Valores de pH (H₂O) obtidos para os sedimentos dos *cores* TM 2, TM 3. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada *core*.

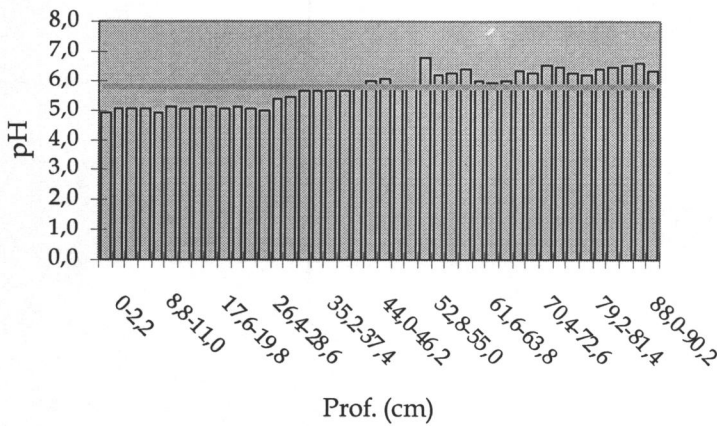
pH (H₂O) - Core TM 4



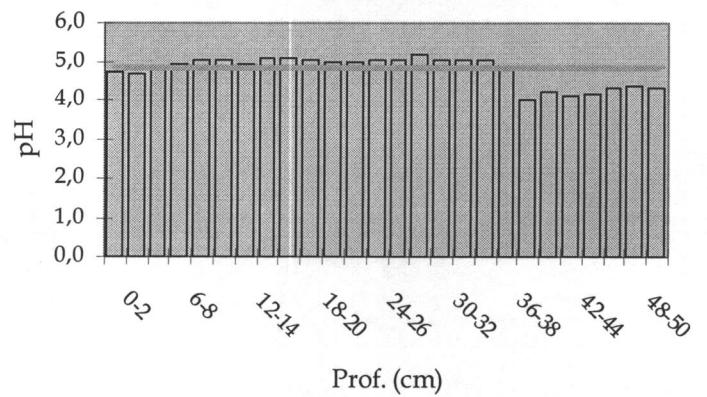
pH (H₂O) - Core TM 5



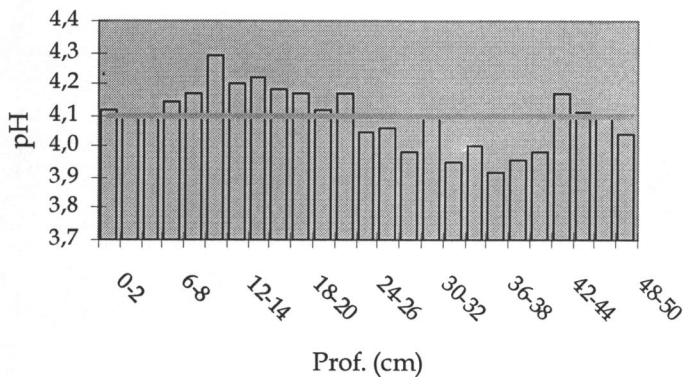
pH (H₂O) - Core TM 7



pH (H₂O) - Core TM 8



pH (H₂O) - Core TM 9



pH (H₂O) - Core TM 11C

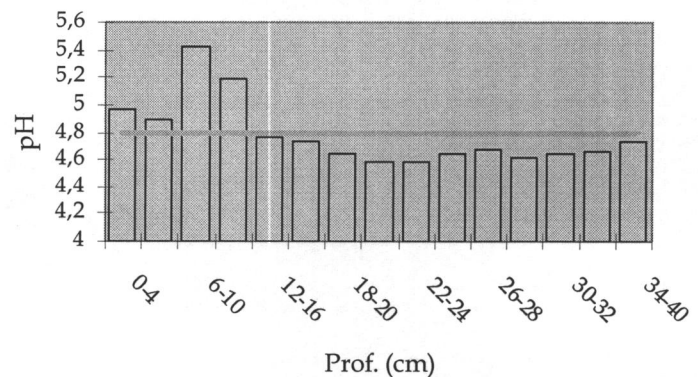


Fig 5.6 (b) – Valores de pH (H₂O) obtidos para os sedimentos dos cores TM 4, TM 5, TM 7, TM 8, TM 9 e TM 11 C. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada core.

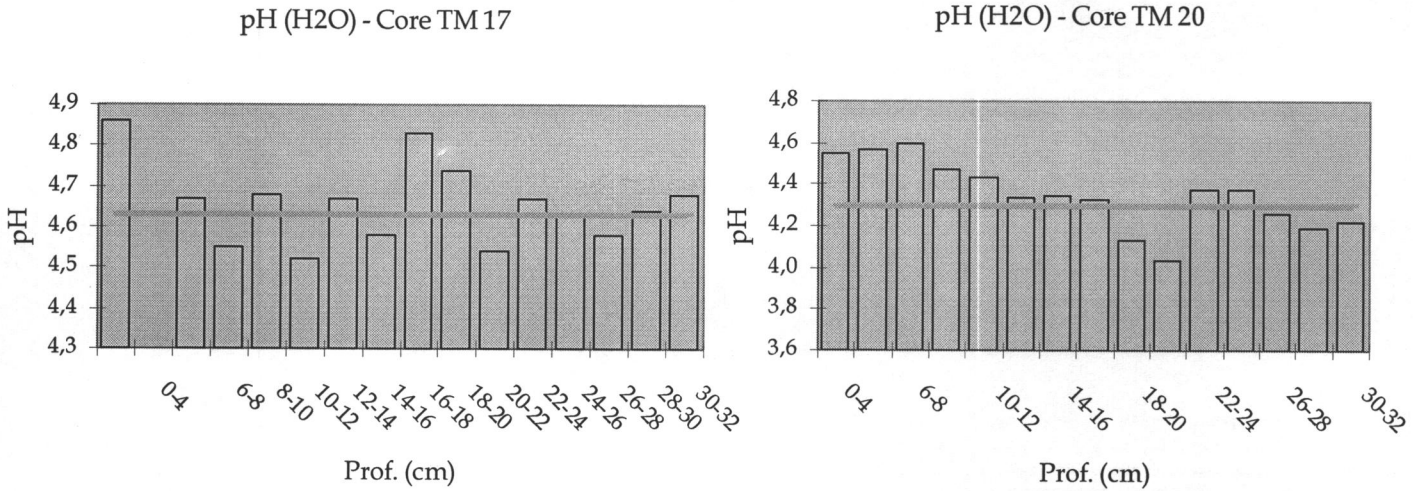


Fig 5.6 (c) – Valores de pH (H₂O) obtidos para os sedimentos dos *cores* TM 17 e TM 20. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada *core*.

Considerando os valores médios obtidos de pH (H₂O), para cada amostra da coluna sedimentar, elaborou-se a seguintes distribuição espacial:

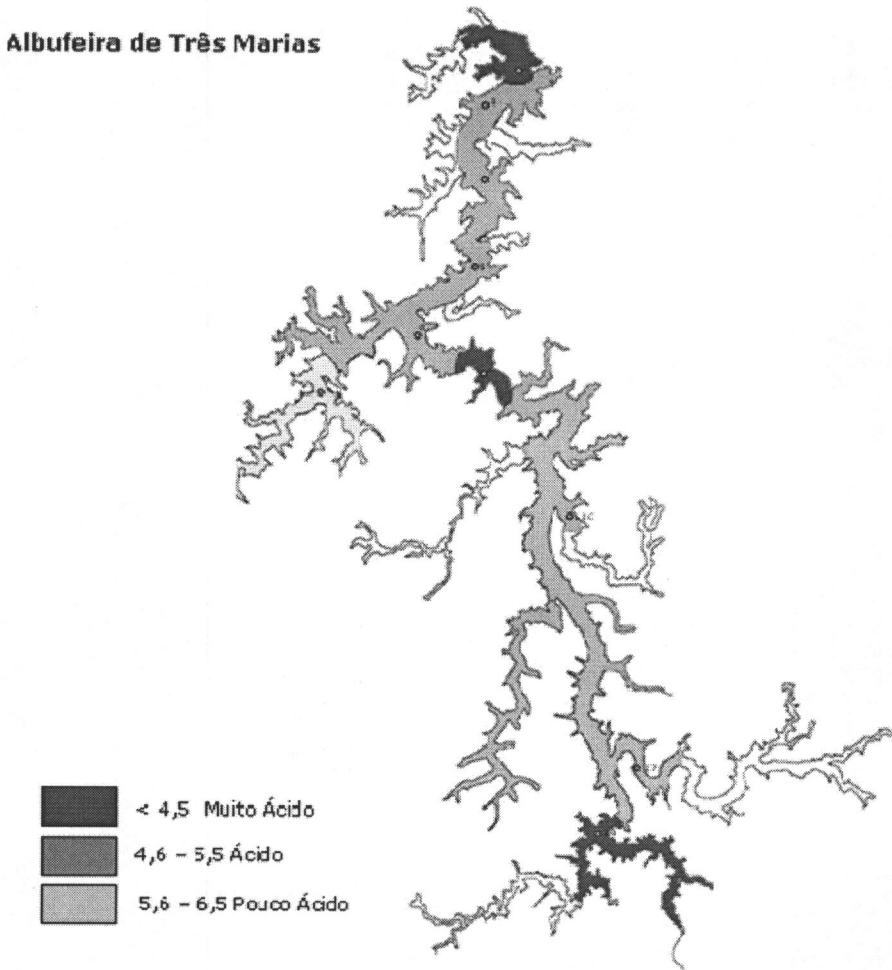


Fig. 5.7 – Distribuição espacial dos valores médios de pH (H₂O) nos sedimentos da Albufeira de Três Marias.

Os valores mais baixos de pH coincidem com sedimentos silto-argilosos, dominados por minerais caulíníticos e óxidos de ferro e hidróxidos de Fe e Al (Figuras 5.3 e 5.7), que pela sua baixa capacidade de troca catiónica e carga variável não tendem a adsorver catiões, favorecendo a elevada concentração de H^+ em solução (Brady & Weil, 2002; Fonseca, 2002; Varennes, 2003).

Em alguns *cores*, como o TM 3, 4 e 7 verifica-se um aumento de pH proporcional com o aumento dos teores de matéria orgânica, originado possivelmente pelo facto das moléculas orgânicas reterem catiões básicos no seu complexo de troca. Noutros *cores* como o TM 2, 8 e 9, o aumento do pH é proporcional à diminuição dos teores de matéria orgânica, possivelmente devido ao facto das partículas orgânicas possuírem composição química diferente, retendo por adsorção H^+ e Al^{3+} , o que lhes confere carácter ácido.

Neste meio os compostos orgânicos têm origens muito diversas, daí a diferença na proporcionalidade dos seus teores com a variação do pH.

5.5 Geoquímica dos Nutrientes

5.5.1 Fósforo

5.5.1.1 Introdução

O fósforo é um elemento essencial para a vida dos microorganismos sendo considerado um nutriente limitante da produtividade primária em sistemas hídricos. Segundo diversos autores (Wetzel, 1993; Martins, 2005) a importância do fósforo nos sistemas biológicos deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como: armazenamento de energia, formando uma fracção essencial na molécula de ATP e estruturação da membrana celular, através de fosfolípidos.

A dinâmica dos fósforo em sistemas aquáticos é bastante influenciada pelo aporte de cargas através dos seus tributários, do assoreamento e erosão, decomposição de restos vegetais e mobilização a partir do sedimentos de fundo (Martins, 2005).

Segundo Martins (2005) pode considerar-se que as principais fontes de fósforo nos ecossistemas aquáticos são os esgotos domésticos e industriais. Convém no entanto referir que no Brasil, a ocorrência de processos erosivos, arrastando pesticidas, adubos e outros para os cursos de água, é uma fonte considerável de fósforo, uma vez que na agricultura se utilizam fertilizantes químicos à base de ortofosfatos.

5.5.1.2 Fósforo solúvel nos Sedimentos

De uma forma geral, os teores de fósforo solúvel na coluna sedimentar ao longo da Albufeira de Três Marias, são geralmente baixos.

Os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão, de fósforo obtido para os diferentes *cores* de sedimento, encontram-se representados na Tabela 5.5.

Tabela 5.5 – Valores Médios, máximos, mínimos e desvio padrão dos valores de fósforo solúvel, obtido para os sedimentos da albufeira de Três Marias.

Core	Média	Desvio Padrão	Valor Máximo	Valor Mínimo
TM 2	20,10	11,10	51,24	3,6
TM 3	4,54	2,72	11,81	2,22
TM 4	2,16	0,99	5,45	1,03
TM 5	2,57	1,28	4,35	0,70
TM 7	17,90	10,88	53,58	3,56
TM 8	18,45	21,02	57,52	1,35
TM 9	12,41	7,56	30,36	7,34
TM 11C	7,67	5,69	18,74	1,68
TM 17	10,08	10,86	29,60	1,18
TM 20	2,0	0,85	4,54	1,33

Os valores obtidos para cada sub-amostra encontram-se representados nos gráficos de barras seguintes:

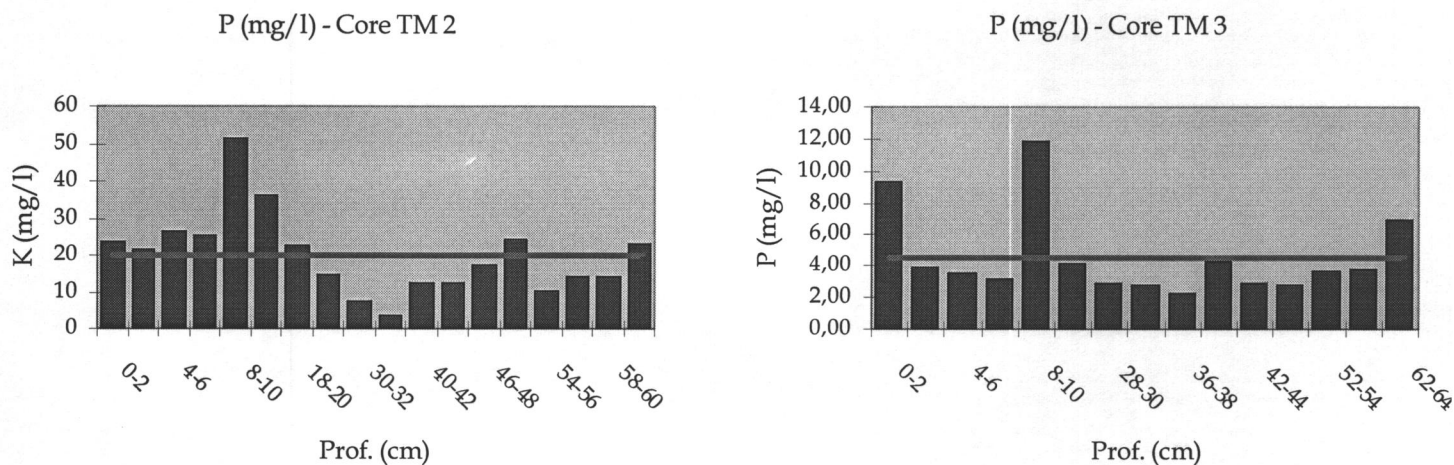
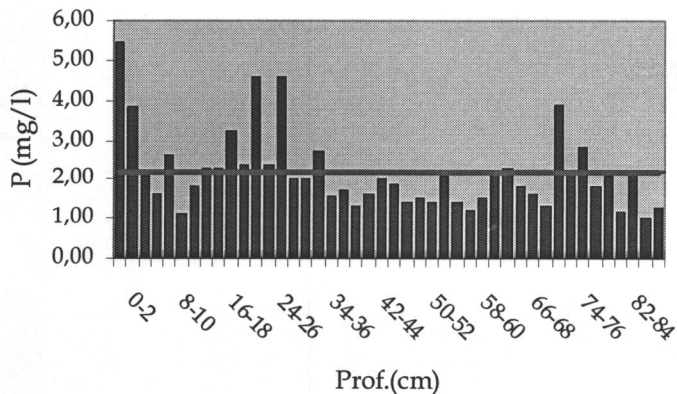
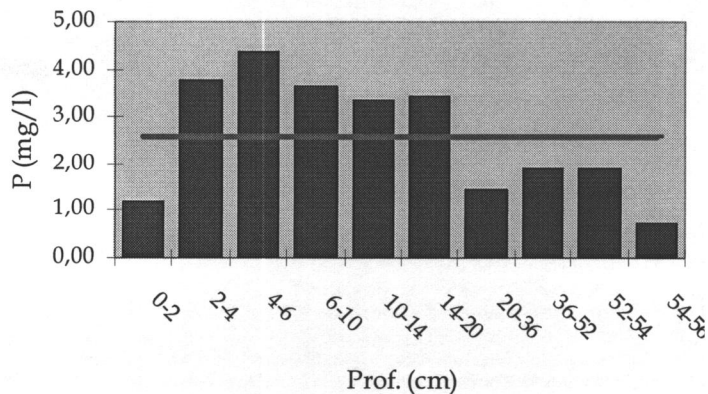


Fig 5.8 a) – Valores de fósforo solúvel obtidos para os sedimentos dos *cores* TM 2, e TM 3. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada *core*.

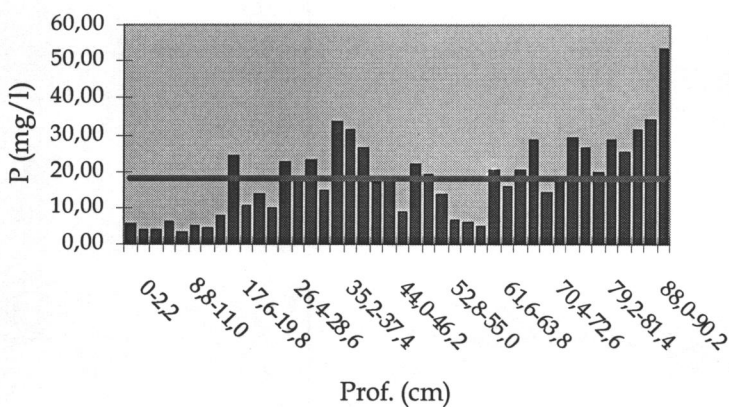
P (mg/l) - Core TM 4



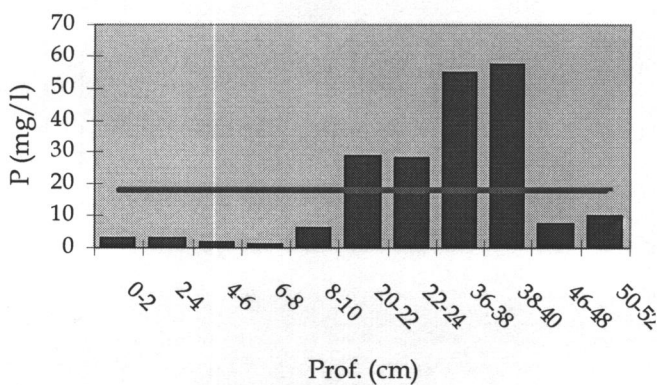
P (mg/l) - Core TM 5



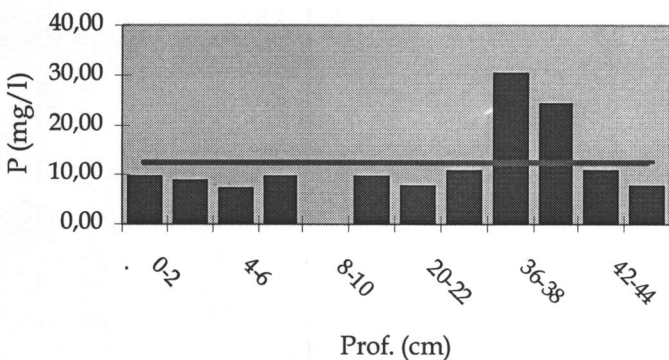
P (mg/l) - Core TM 7



P (mg/l) - Core TM 8



P (mg/l) - Core TM 9



P (mg/l) - Core TM 11C

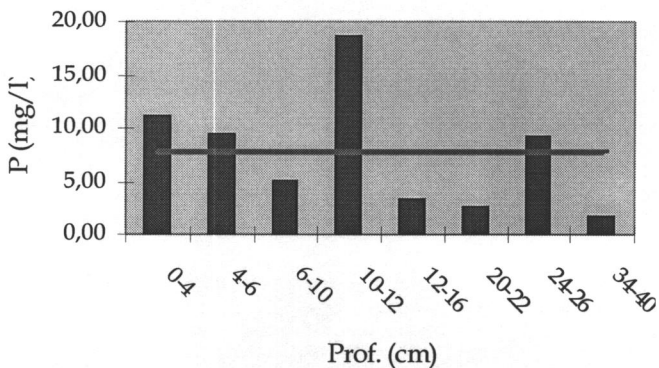


Fig 5.8 b) – Valores de fósforo solúvel obtidos para os sedimentos dos cores TM 4, TM 5, TM 7, TM 8, TM 9 e TM 11C. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada core.

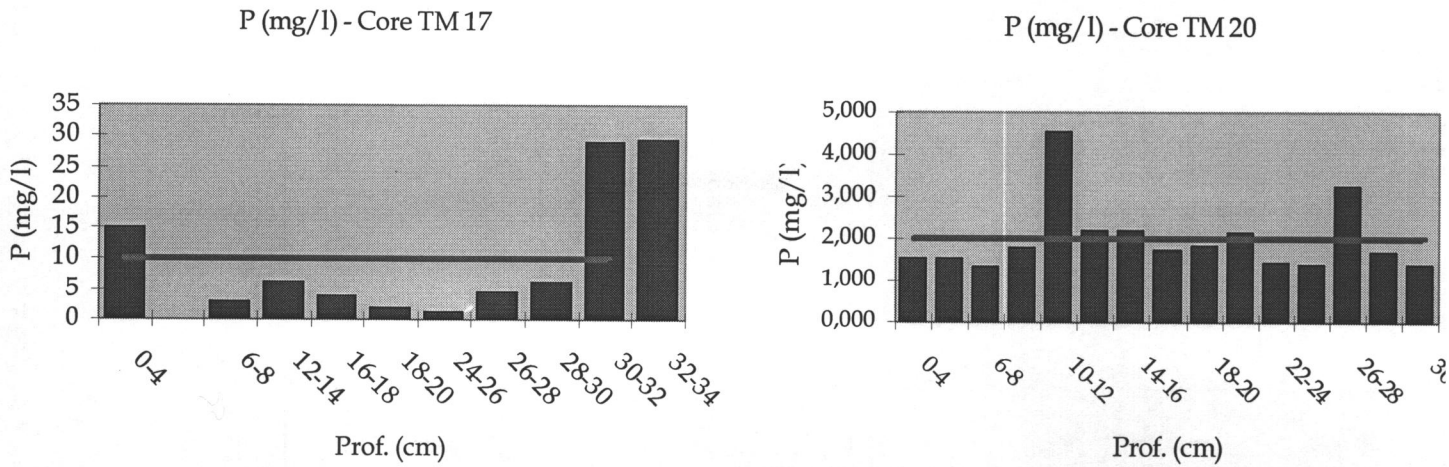


Fig 5.8 c) – Valores de fósforo solúvel obtidos para os sedimentos dos *cores* TM 17 e TM 20. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada *core*.

Considerando os valores médios obtidos de fósforo, para cada amostra da coluna sedimentar, elaborou-se a seguintes distribuição espacial:

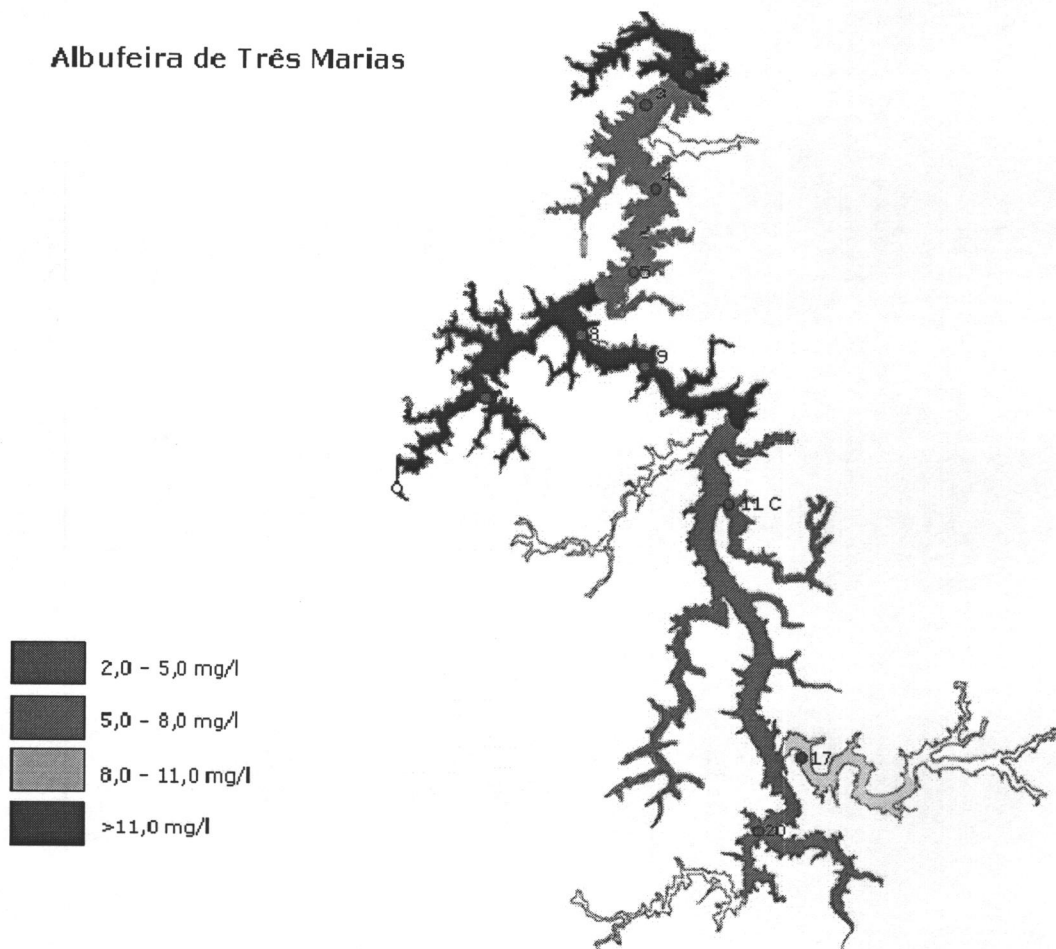


Fig. 5.9 - Distribuição espacial dos valores médios fósforo da fracção solúvel dos sedimentos da Albufeira de Três Marias.

a) Relação do fósforo com a textura dos sedimentos:

Os valores mais elevados de fósforo solúvel, registam-se nos sedimentos com maior componente silto-argilosa.

b) Relação do fósforo com a profundidade da coluna sedimentar:

Como é possível constatar nas figuras 5.7 e 5.9 em algumas amostras como TM 2, TM 5 e TM 7, os valores de fósforo tendem a aumentar a poucos centímetros de profundidade, acompanhando o aumento do pH, uma vez que em pH ácido, ocorre uma maior retenção de fósforo no sedimento.

Por outro lado, os sedimentos de Três Marias, possuem elevados teores de Fe, provenientes principalmente, de óxidos e hidróxidos de ferro, abundantes na Formação de Três Marias, que retêm uma elevada proporção de fósforo total. Em todos os *cores*, as camadas mais superficiais têm menores valores de P solúvel, independentemente, da variação de pH. Embora as camadas mais superficiais de cada *core* representam o estado menos reduzido dos sedimentos, devido ao contacto com a coluna de água, com baixa oxigenação em profundidade mas com algum teor de O₂ devido à existência de correntes no fundo, o comportamento químico do fósforo não deverá ser afectado pelo Eh dos sedimentos pelo facto de ser um elemento que apresenta apenas um estado de oxidação. A diminuição do P solúvel nos primeiros centímetros de cada coluna sedimentar pode dever-se (1) a uma maior facilidade de passagem do P da água intersticial do sedimento para a coluna de água suprajacente e/ou (2) à ocorrência de microorganismos consumidores de P, nas camadas superficiais e com condições menos redutoras.

A matéria orgânica também retém fósforo, devido a atracções electrostáticas entre o anião ortofosfato e as cargas positivas de alguns radicais orgânicos, a fenómenos de co-adsorção, ou à formação de quelatos. A adsorção de fósforo à matéria orgânica é dependente do pH, sendo maior em condições ácidas. Uma porção importante do fósforo solúvel poderá estar associada a pequenas moléculas orgânicas, daí a existência de um paralelismo na variação dos teores de C_{org} e P solúvel em algumas amostras (TM 2, 3, 5 e 7). Outra fracção do fósforo forma complexos com substâncias húmicas solúveis (Varenes, 2003). Contudo, o fósforo, não fica fortemente retido na matéria orgânica, por muito tempo, pois esta irá sofrendo decomposição, e porque os minerais associados a teores mais altos de matéria orgânica apresentam baixa capacidade para reter o nutriente, uma vez que: (1) as moléculas de ácidos húmicos que aderem à superfície de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, ou de minerais argilosos, bloqueiam os locais de

adsorção de fósforo; (2) as moléculas orgânicas formam por vezes quelatos com o alumínio, ferro e magnésio solúvel impedindo a precipitação do fósforo; (3) a existência de pequenos aniões orgânicos (como ácidos gordos) competem com o anião ortofosfato fósforo para os locais de adsorção (Brady & Weil, 2002; Varennes, 2003).

Neste sentido, os sedimentos dos cores TM 9 e TM 11C, embora possuindo valores elevados de matéria orgânica, não possuem valores elevados de fósforo, sendo o valor médio obtido para a coluna sedimentar de 12,41 mg/L e 7,67 mg/L, respectivamente. Os valores mais elevados de fósforo obtiveram-se nos cores TM7 e TM8, que possuem elevados teores de Fe e Mg, provenientes provavelmente de solos lateríticos que formam extensas camadas sobre a Formação Três Marias, e valores de pH mais básico, do quais resulta uma menor retenção de fósforo nos sedimentos.

O paralelismo que se verifica, em alguns cores, entre os teores de P solúvel e a % C_{org} pode também ser explicado pelo facto de, à semelhança do que se verifica na generalidade dos casos e materiais sedimentares de climas tropicais, a maior parte do P pode ter origem orgânica. E, neste tipo de clima, contrariamente ao que se verifica em sistemas de solos de climas temperados, existem compostos fosfatados orgânicos com elevada solubilidade e de rápida assimilabilidade por microrganismos.

5.5.2 Potássio

5.5.2.1 Introdução

O potássio é normalmente o mais abundante de todos os nutrientes do solo, embora existam grandes variações nos teores ou disponibilidade do nutriente nos diferentes solos.

Nos ecossistemas naturais, as pequenas perdas de potássio que ocorrem por lixiviação, erosão e escoamento superficial, são compensadas pela meteorização dos minerais primários.

5.5.2.2 Potássio Solúvel nos nutrientes

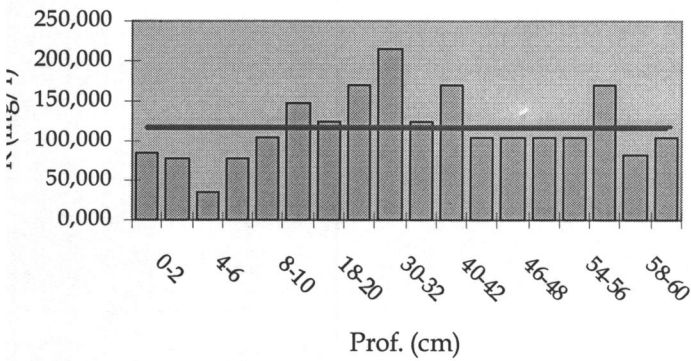
Os valores médios, máximos, mínimos e de desvio padrão, da fracção solúvel do potássio obtido para os diferentes *cores* de sedimento, encontram-se representados na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 - Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão dos valores de potássio solúvel, obtido para os sedimentos da albufeira de Três Marias.

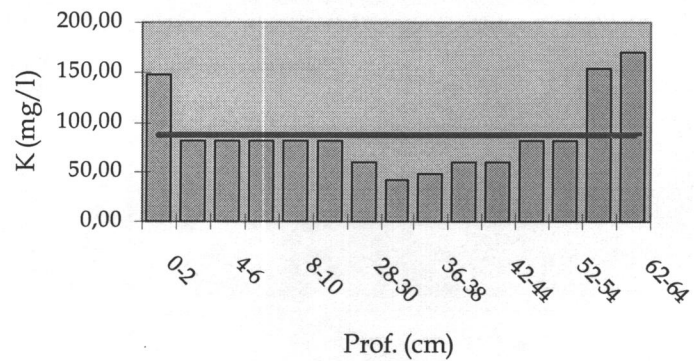
Core	Média	Desvio Padrão	Valor Máximo	Valor Mínimo
TM 2	116,73	43,47	214,09	35,28
TM 3	87,50	38,84	170,0	41,19
TM 4	45,23	13,40	81,80	37,70
TM 5	175,24	19,44	214,10	147,95
TM 7	142,59	71,33	324,34	59,76
TM 8	18,45	21,02	57,52	1,35
TM 9	83,80	25,05	125,90	59,75
TM 11C	110,15	16,66	125,9	81,81
TM 17	132,51	10,65	147,95	125,90
TM 20	103,85	16,6	125,90	81,80

Os valores obtidos para as sub-amostras de cada *core*, são representados nos gráficos de barras das Figuras 5.10 a) e b).

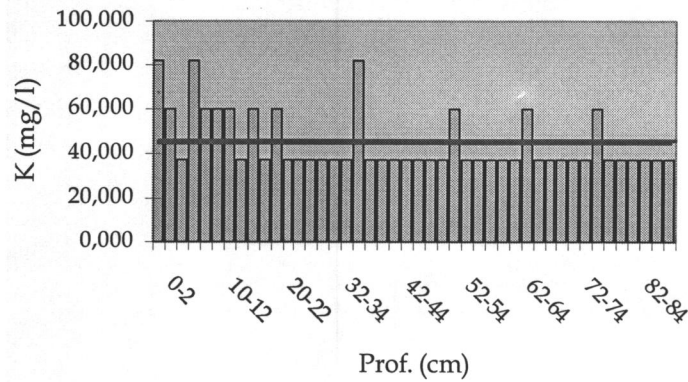
K (mg/l) - Core TM 2



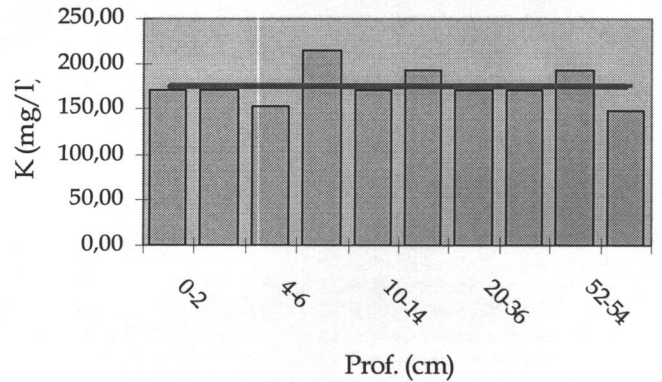
K (mg/l) - Core TM 3



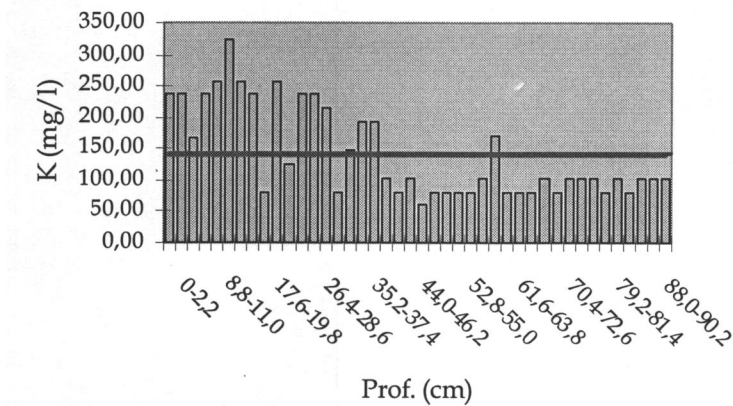
K (mg/l) - Core TM 4



K (mg/l) - Core TM 5



K (mg/l) - Core TM 7



K (mg/l) - Core TM 8

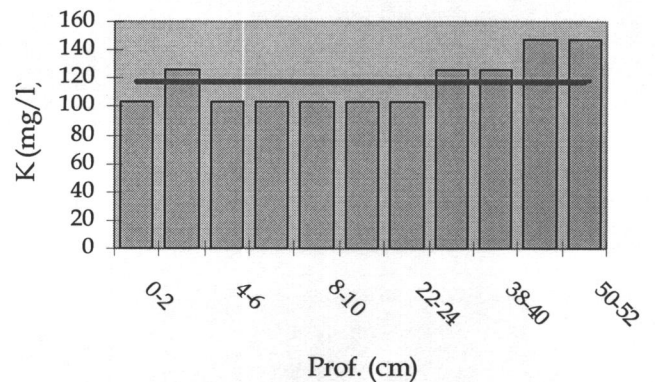
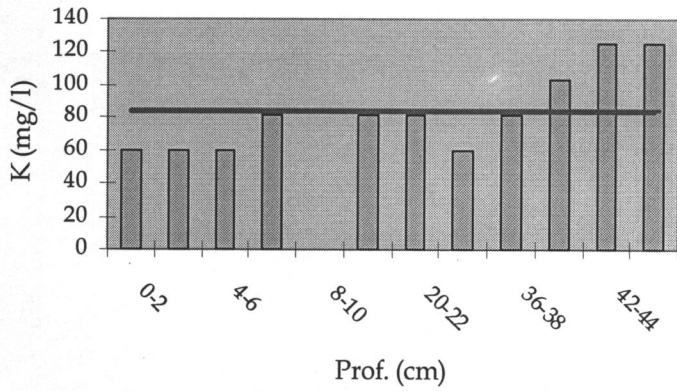
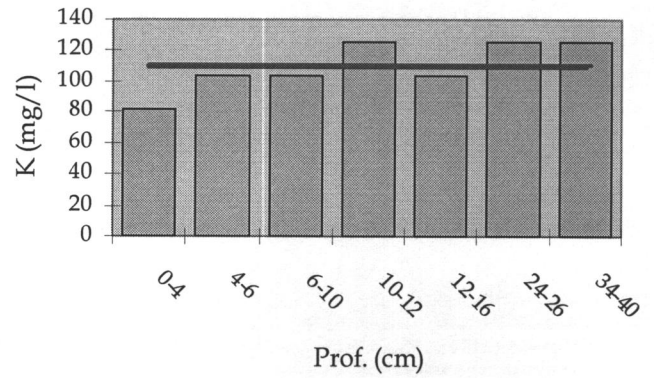


Fig. 5.10 a) - Valores de potássio solúvel obtidos para os sedimentos dos cores TM 2, TM 3, TM 4, TM 5, TM 7 e TM 8. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada core.

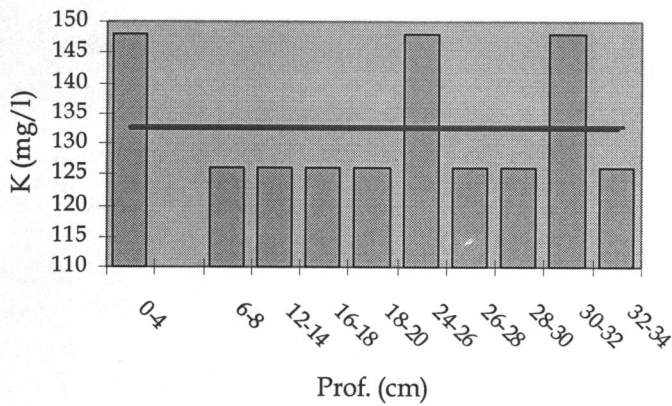
K (mg/l) - Core TM 9



K (mg/l) - Core TM 11C



K (mg/l) - Core TM 17



K (mg/l) - Core TM 20

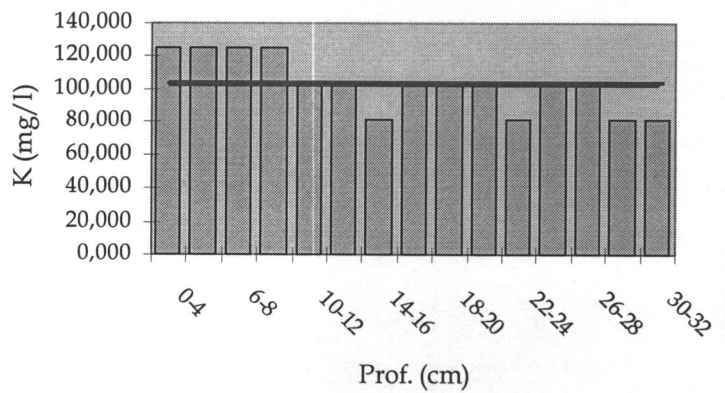


Fig. 5.10 b) - Valores de potássio solúvel obtidos para os sedimentos dos *cores* TM 9, TM 11C, TM 17 e TM 20. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada *core*.

À semelhança dos casos anteriores também no caso do potássio se efectuou a distribuição espacial, considerando os valores médios obtidos para cada *core*.

Nesta distribuição espacial de valores médios de fracção solúvel de potássio, encontra-se representada a influência da Formação Mata da Corda, localizada a sudoeste da albufeira.

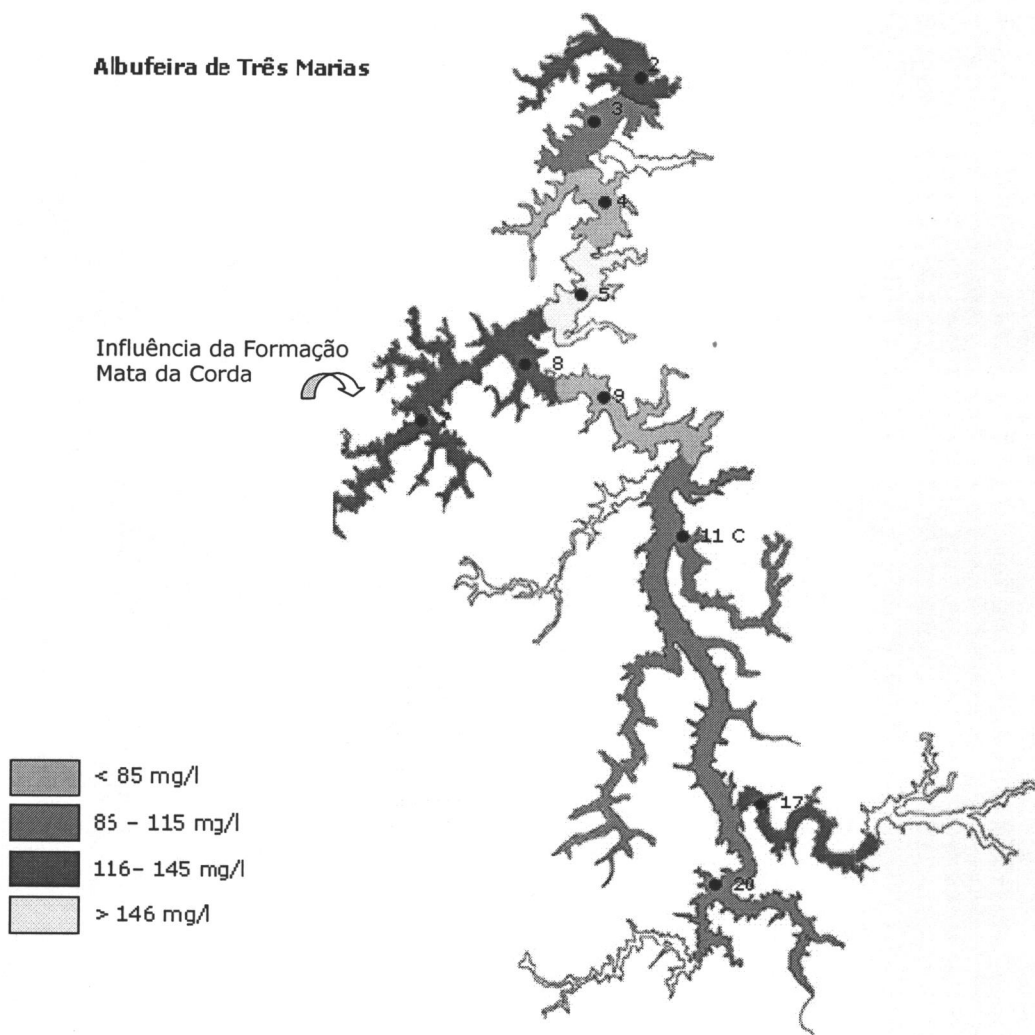


Fig. 5.11 - Distribuição espacial dos valores médios de potássio solúvel nos sedimentos da Albufeira de Três Marias.

a) Relação do potássio com a textura dos sedimentos:

A maior parte do potássio no solo, cerca de 90-98% do total, está presente em minerais primários como micas e feldspatos.

A estrutura dos minerais primários torna-se menos rígida à medida que estes sofrem meteorização. As micas (biotite e moscovite) são filossilicatos contendo o potássio entre camadas, de onde se liberta lentamente. A biotite raramente ocorre nos solos, dado que se decompõe muito mais depressa do que a moscovite. As micas transformam-se eventualmente em illite e depois em vermiculite ou esmectite (Varenes, 2003). Dada a ocorrência destes minerais nas fracções mais finas dos

sedimentos, obtiveram-se valores de potássio solúvel mais elevados nas amostras TM2, TM5, TM7 e TM8, coincidindo com zonas de textura de silte e argila.

b) Relação do potássio com a mineralogia da fracção argilosa:

O potássio encontra-se maioritariamente fixado em minerais argilosos do tipo 2:1 como ilite, vermiculite e esmectite. Este potássio pode representar 1-10% do total, e está francamente disponível para as plantas.

Os minerais argilosos do tipo 1:1, como a caulinite, possuem baixa capacidade para fixar o potássio.

Os iões potássio são atraídos para os espaços entre as camadas dos minerais argilosos do tipo 2:1, sobretudo para aqueles em que as cargas negativas são mais intensas e derivam de substituições isomórficas nas folhas tetraédricas. Neste sentido, a quantidade de potássio fixado nos minerais e, por ordem decrescente (Verennes, 2003):

Ilite>vermiculite>esmectite

Neste sentido, de acordo com a Tabela 5.1, onde se apresenta o estudo mineralógico da fracção argilosa de Três Marias, estes valores elevados de potássio, coincidem com as amostras em que se verificou uma maior quantidade de minerais argilosos do grupo das ilites, ao longo de toda a albufeira. Uma vez que o pH dos sedimentos se situa entre valores de 5,6 e <4,5, poderá ocorrer uma libertação do potássio fixado nos minerais de ilite, podendo ficar disponível em solução.

c) Relação do potássio com a profundidade da coluna sedimentar:

Na coluna sedimentar dos diferentes cores, verificam-se valores de concentração de potássio superiores nos primeiros centímetros de profundidade, ocorrendo posteriormente uma descida nos valores ao longo da profundidade, o que poderá estar associado a maiores teores de argila nos horizontes subsuperficiais.

d) Relação do potássio com o pH:

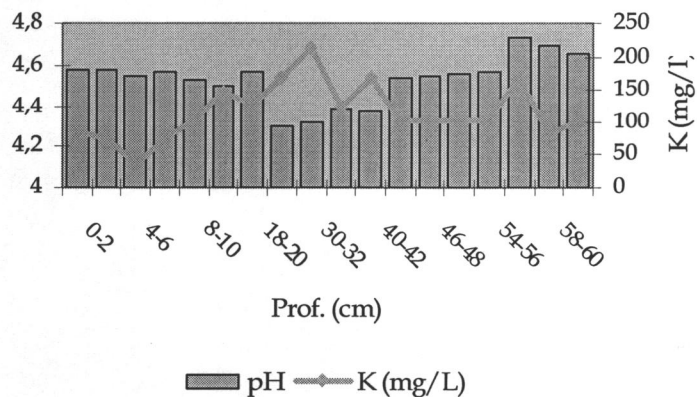
De uma forma geral, verifica-se a ocorrência de uma diminuição na concentração de potássio solúvel, sempre que ocorre subidas nos valores de pH no

sedimento, uma vez que este influencia fortemente a fixação ou não de potássio nos sedimentos. De uma forma geral a fixação é menos intensa a pH ácido, devida à competição dos iões K^+ com os iões H^+ e Al^{3+} activos. É provável que nas camadas mais ácidas dos cores, o potássio se liberte da estrutura dos minerais iliticos, passando para a solução. Por esta razão os valores de potássio solúvel aumentam com a diminuição do pH.

No entanto, na amostra TM7, verifica-se um aumento das concentrações de potássio, independentemente do pH, o que estará relacionado com a influência da sequência de rochas vulcânicas kamafugíticas, ultrabásicas e ultrapotássicas, da Formação Mata da Corda, que afloram no sector sudoeste da bacia de drenagem (Fig. 5.11). Esta formação, para além de K, é responsável pela entrada neste sistema de elevadas quantidades de Mg, o qual, pelas suas características básicas, "mascara" um pouco a influência do pH na variação dos teores solúveis de K.

Neste sentido foram representados os valores de potássio em função da variação de pH, para os diferentes cores, de forma a facilitar esta análise (Figs. 5.12 a) e b)).

Variação de K (mg/l) em função do pH
TM2



Variação de K (mg/l) em função do pH
TM3

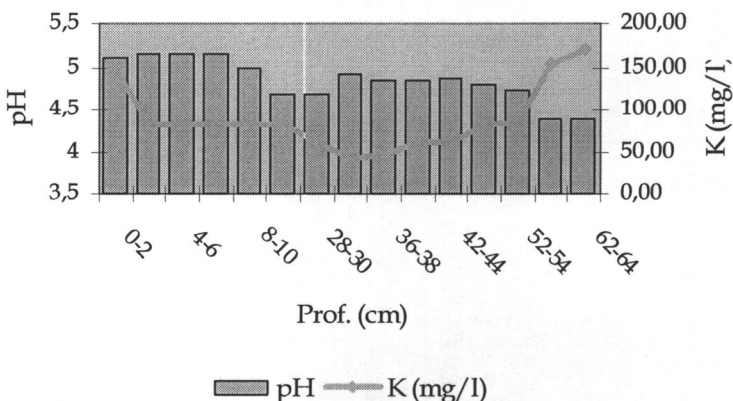
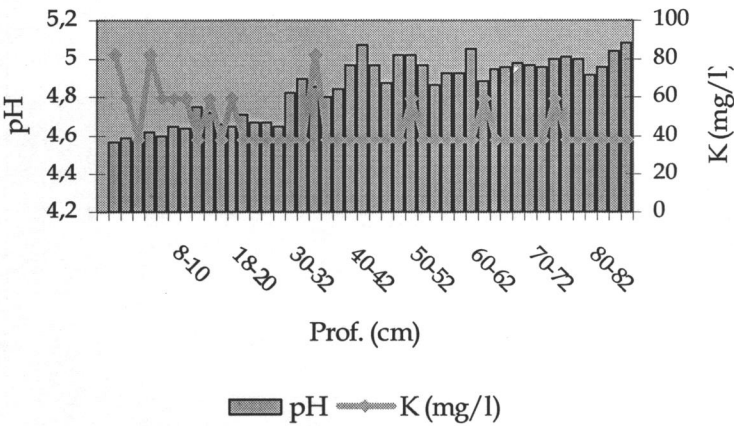
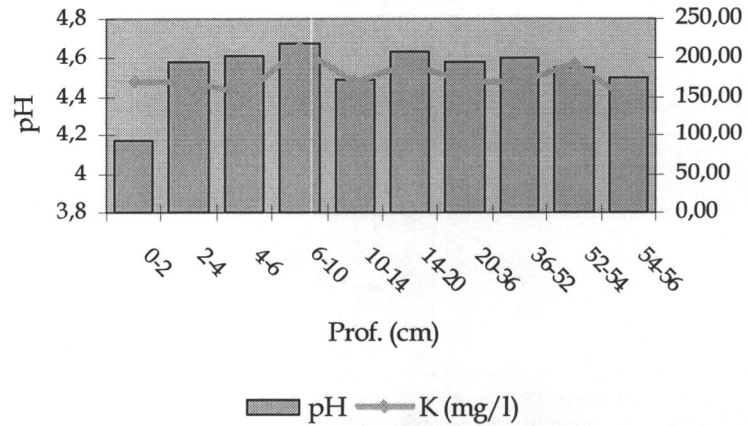


Fig. 5.12 (a) – Representação da variação dos valores solúveis de potássio, em função do pH, para os cores TM 2, TM 3.

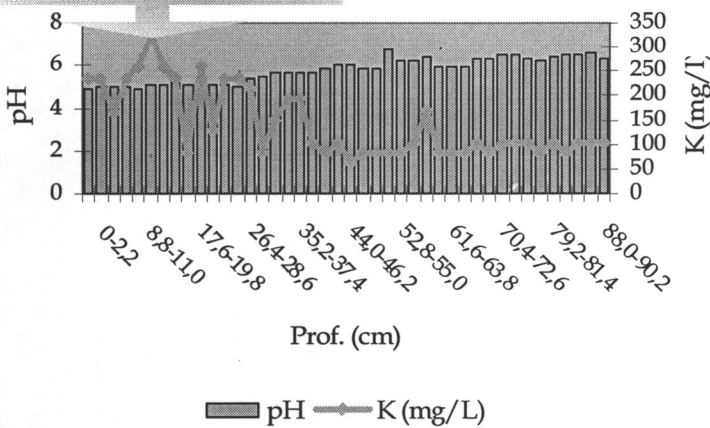
Variação de K(mg/l) em função do pH
TM 4



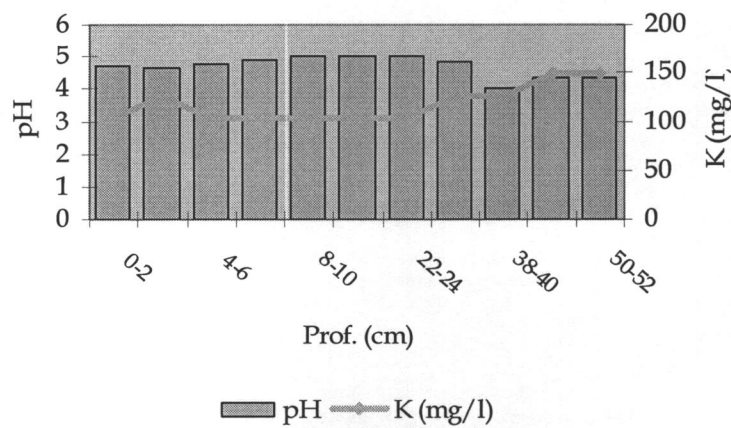
Variação de K (mg/l) em função do pH
TM 5



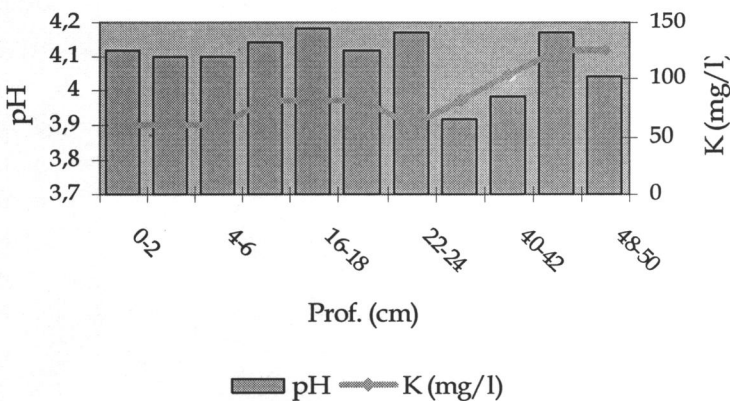
Variação de K (mg/l) em função do pH
TM 7



Variação de K (mg/l) em função do pH
TM 8



Variação de K (mg/l) em função do pH
TM 9



Variação de K (mg/l) em função do pH
TM 11C

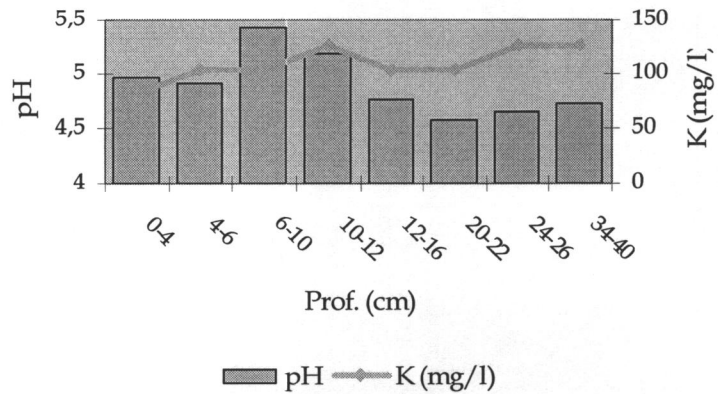


Fig. 5.12 (b) – Representação da variação dos valores solúveis de potássio, em função do pH, para os cores TM 4, TM 5, TM 7, TM 8, TM 9 e TM 11C.

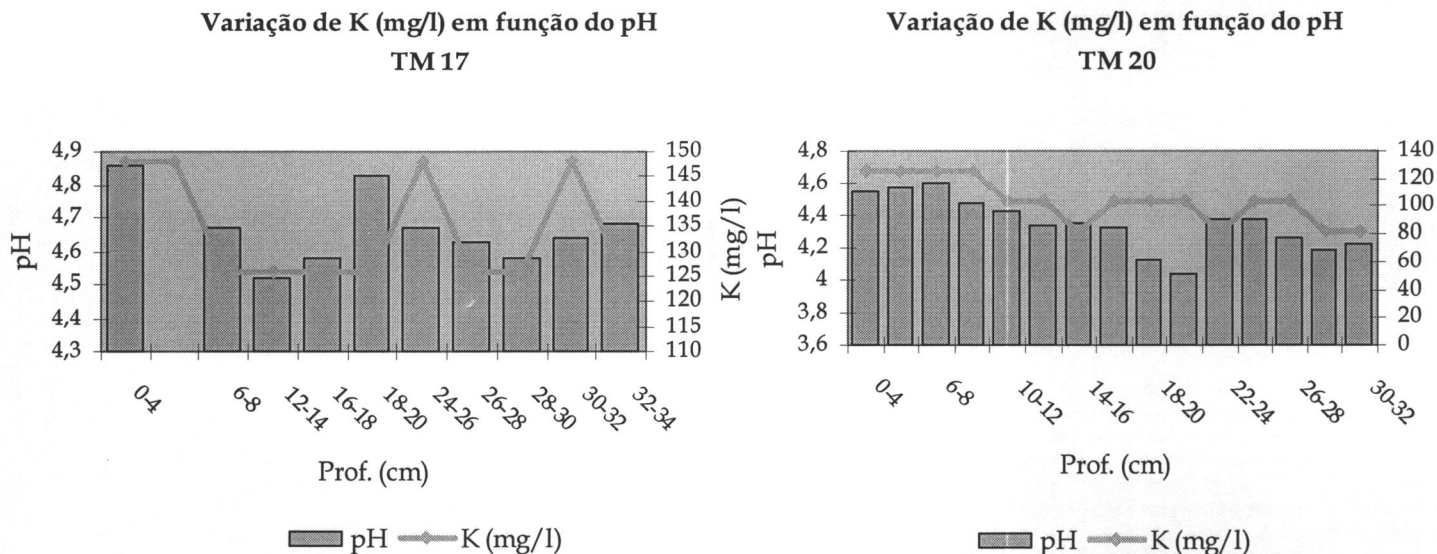


Fig. 5.12 (c) – Representação da variação dos valores solúveis de potássio, em função do pH, para os *cores* TM 17 e TM 20.

5.5.3 Enxofre

5.5.3.1 Introdução

O enxofre é utilizado por todos os organismos vivos, tanto na forma orgânica como na inorgânica. O sulfato é reduzido para grupos sulfidrílo (-SH) durante a síntese de proteínas, com produção de oxigénio, que é utilizado nas reacções oxidativas do metabolismo. A decomposição da matéria orgânica com enxofre de origem proteica e a redução anaeróbia do sulfato nas águas estratificadas contribuem para modificar as condições que afectam acentuadamente os ciclos dos outros nutrientes, a produtividade do ecossistema e a distribuição dos biota (Wetzel, 1993; Varennes, 2003).

5.5.3.2 Enxofre nos sedimentos

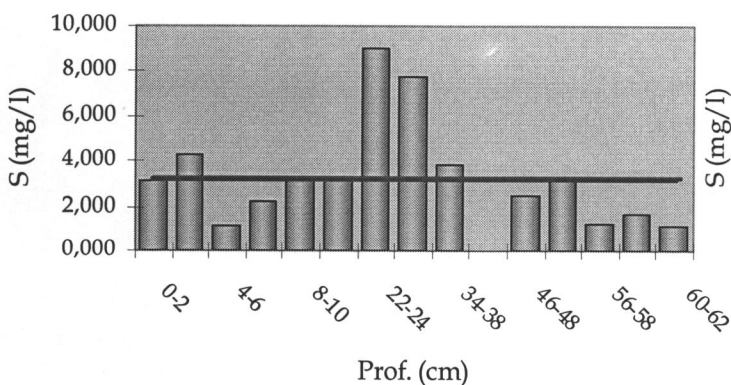
Os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão, de enxofre obtido para os diferentes *cores* de sedimento, encontram-se representados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 - Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão dos valores de enxofre, obtido para os sedimentos da albufeira de Três Marias.

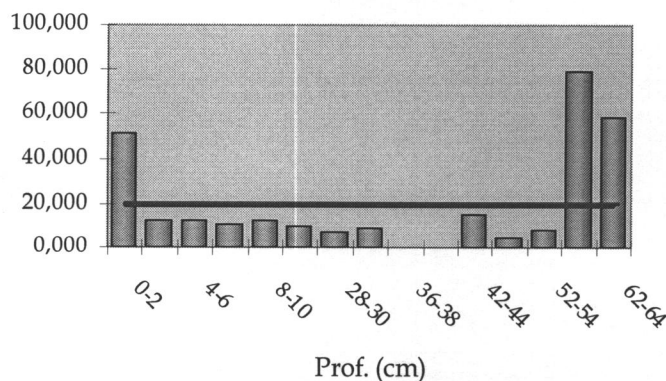
Core	Média	Desvio Padrão	Valor Máximo	Valor Mínimo
TM 2	3,18	24,982	89,879	0
TM 3	19,42	23,56	79,33	0
TM 4	2,0	1,55	7,02	0
TM 5	37,95	22,20	71,54	0
TM 7	3,62	1,95	7,60	0
TM 8	26,79	29,35	92,69	1,49
TM 9	14,84	10,56	34,92	7,15
TM 11C	190,64	148,49	394,74	58,33
TM 17	3,70	1,04	5,94	2,61
TM 20	8,16	8,58	27,25	0

Os valores obtidos para as sub-amostras de cada core, são representados nos gráficos de barras das Figuras 5.13 a) e b).

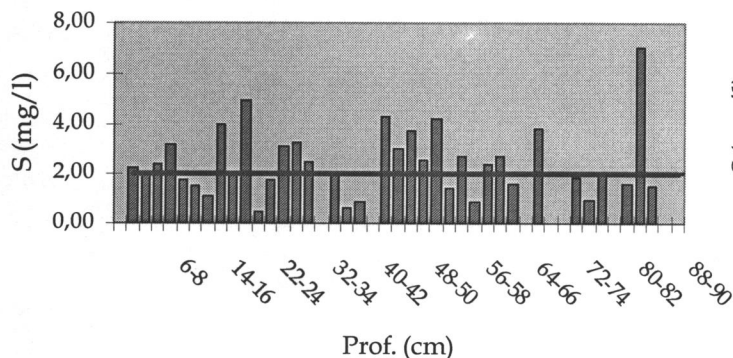
S (mg/l) - Core TM 2



S (mg/L) - Core TM 3



S (mg/l) - Core TM 4



S (mg/l) - Core TM 5

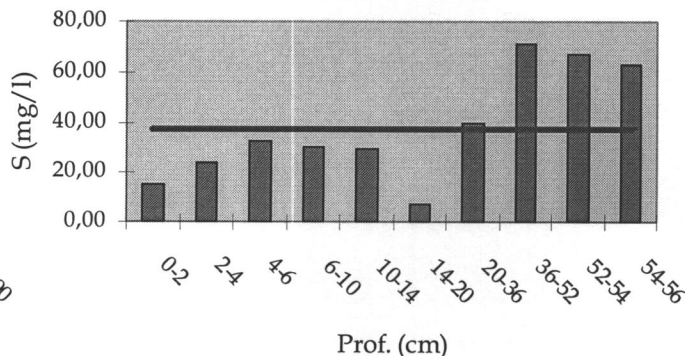
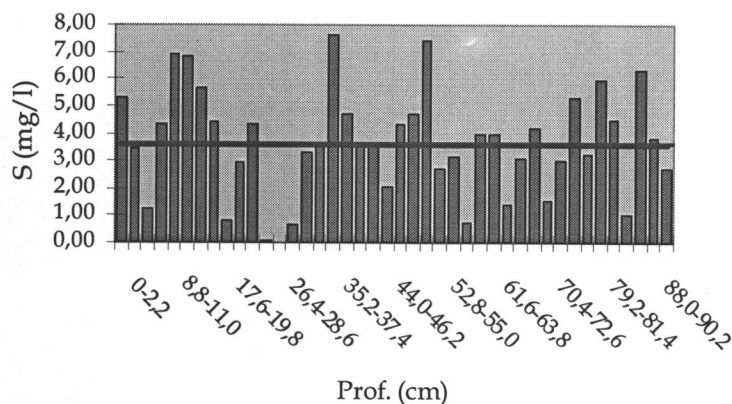


Fig. 5.13 (a) - Valores de enxofre obtidos para os sedimentos dos cores TM 2, TM 3, TM 4 e TM 5. A linha a cheio representa o valor médio obtido para cada core.

S (mg/l) - Core TM7



Na Figura 5.14 representa-se a distribuição espacial, considerando os valores médios de enxofre obtidos para cada *core*.

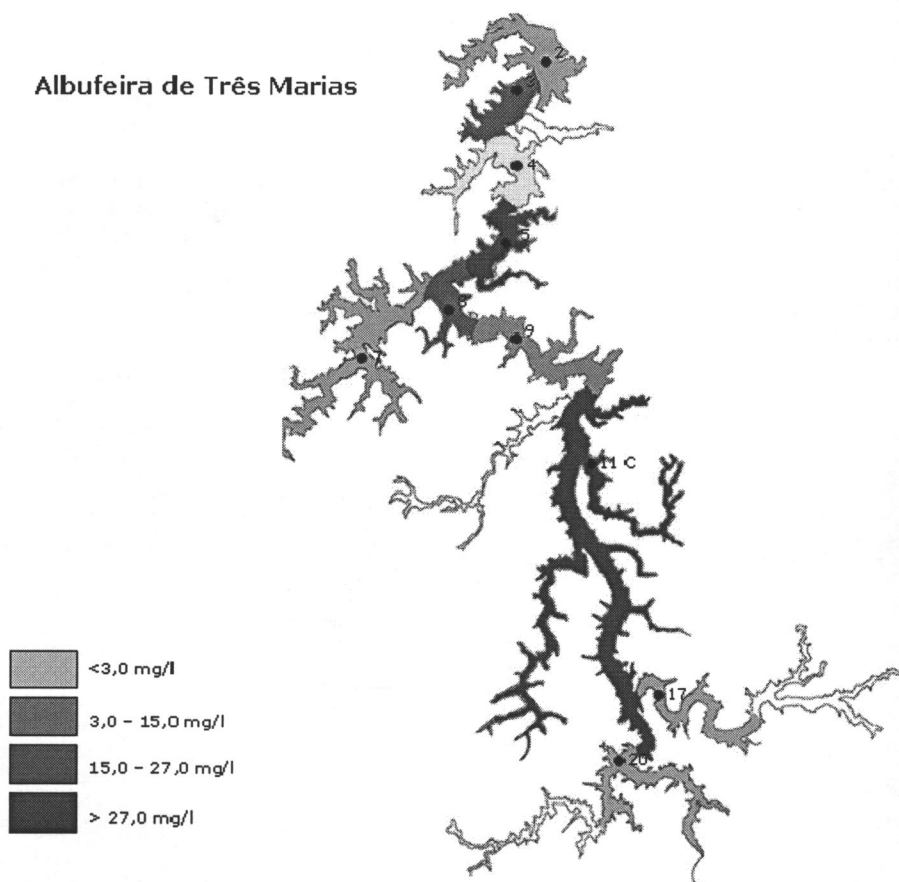


Fig. 5.14 - Distribuição espacial dos valores médios de enxofre nos sedimentos da Albufeira de Três Marias.

a) Relação do enxofre com a textura dos sedimentos:

Os valores de concentrações de enxofre mais elevadas aparecem associados a texturas predominantemente argilosas. Este facto poderá estar relacionado com a natureza predominantemente orgânica deste elemento e com a associação preferencial dos compostos orgânicos à fracção mais fina dos sedimentos.

b) Relação do enxofre com a profundidade da coluna sedimentar:

Em alguns *cores* a concentração de enxofre diminui em profundidade. No entanto, na generalidade das amostras, verifica-se um aumento da concentração a profundidades abaixo dos cinco centímetros, o que poderá certamente estar

relacionado, com a formação de sulfato de hidrogénio, proveniente da mineralização da matéria orgânica, em meio redutor.

Em casos como os obtidos nas amostras dos *cores* TM4 e TM7, onde se verificam grandes oscilações, quanto às concentrações de enxofre obtidas, poderá existir a influência de gradientes laterais e verticais, de bioturvação, causados por organismos bentónicos (Figura 5.13 a) ou o acarreio e/ou produção autóctone de diferentes teores de compostos orgânicos ou de compostos orgânicos com composições diferenciadas nas diferentes etapas de deposição do material sedimentar.

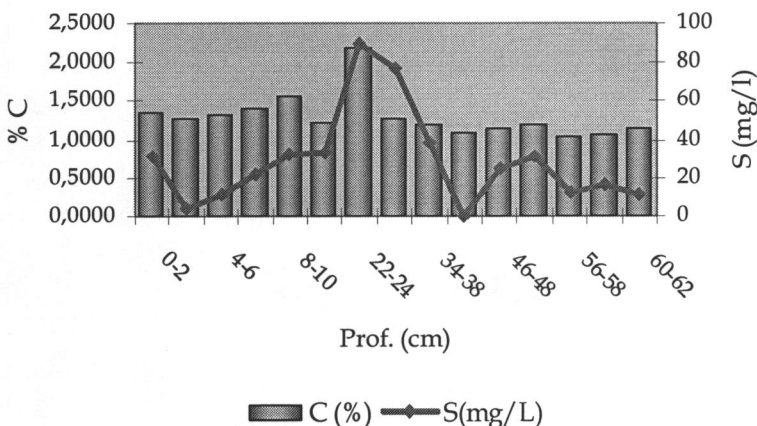
c) Relação do enxofre com a matéria orgânica:

Os valores mais elevados da concentração de enxofre, estão aparentemente relacionados com entradas mais elevadas de matéria orgânica, de proveniência alóctone, da bacia de drenagem.

O teor de matéria orgânica no sedimento e a taxa de transformações operadas pelos microorganismos determinam grandemente a quantidade de enxofre disponível (Wetzel, 1993; Varennes, 2003).

No sentido de melhor esclarecer esta interpretação foram efectuadas representações gráficas para todos os *cores*, da variação de enxofre em função da concentração da matéria orgânica, medida em % de carbono (Figs. 5.15 a), b) e c)).

Variação de S (mg/l) em função do C (%)
TM 2



variação de S (mg/l) em função de C (%)
TM 3

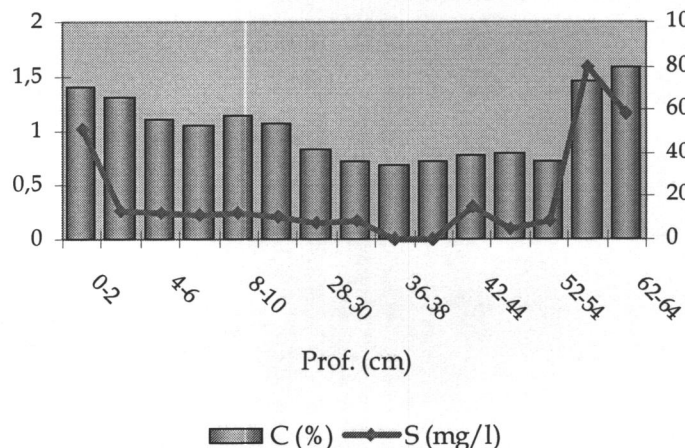
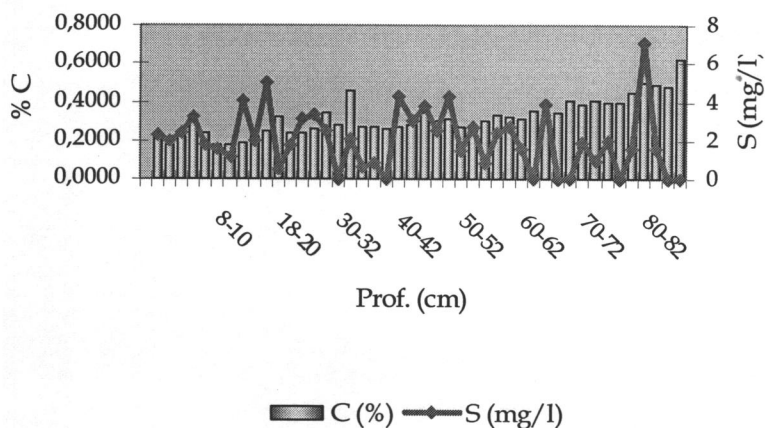


Fig. 5.15 a) – Representação da variação dos valores de enxofre, em função do teor de matéria orgânica (expressa em % de carbono), para os *cores* TM 2 e TM 3.

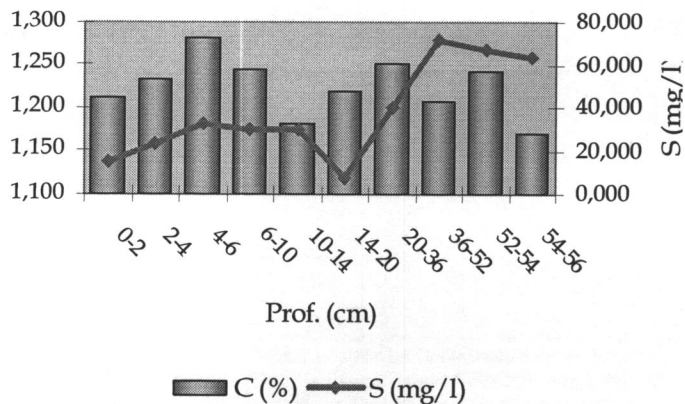
Variação de S (mg/l) em função de C (%)

TM 4



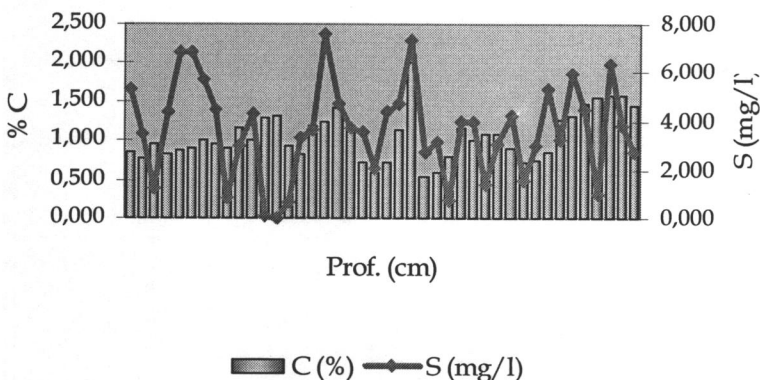
Variação de S (mg/l) em função de C (%)

TM 5



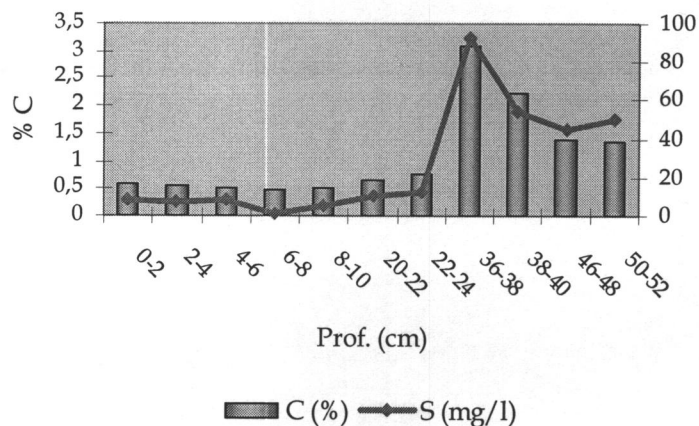
Variação de S (mg/l) em função de C (%)

TM 7



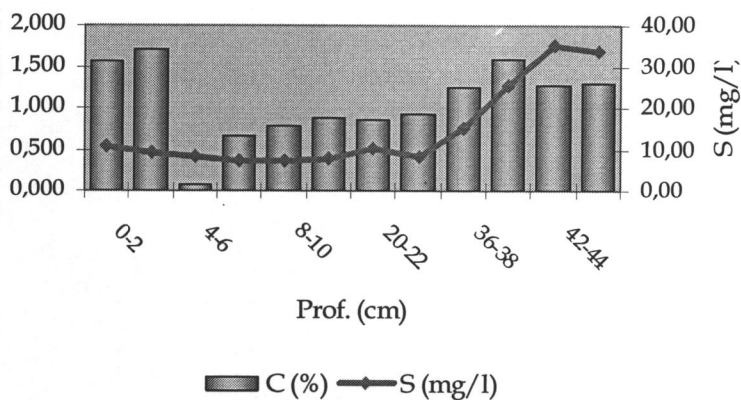
Variação de S (mg/l) em função de C (%)

TM 8



Variação de S (mg/l) em função de C (%)

TM 9



Variação de S (mg/l) em função de C (%)

TM 11C

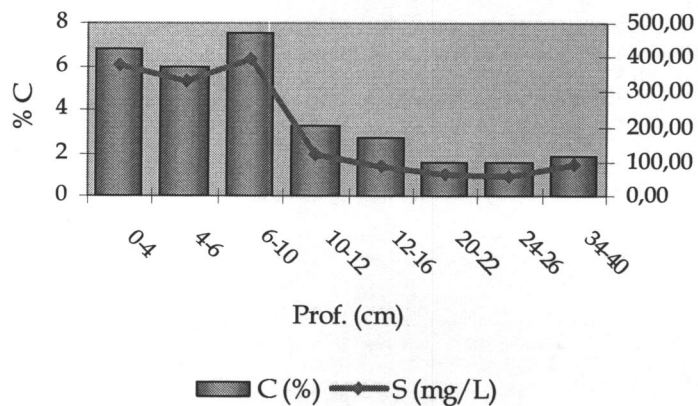
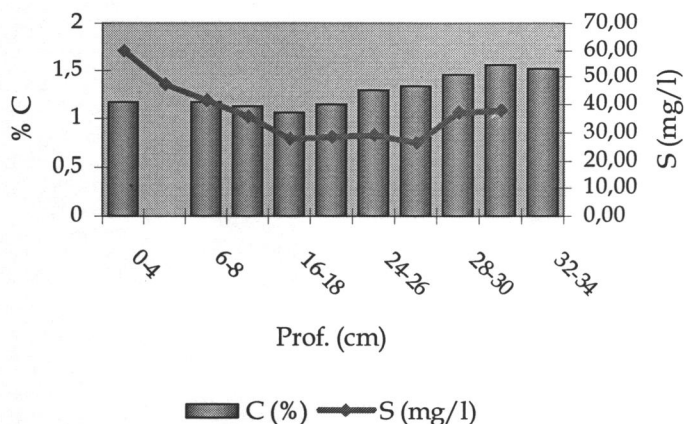


Fig. 5.15 b)- Representação da variação dos valores de enxofre, em função do teor de matéria orgânica (expressa em % de carbono), para os cores TM 4, TM 5, TM 7, TM 8, TM 9 e TM 11C.

Variação de S (mg/l) em função de C (%)
TM 17



Variação de S (mg/l) em função de C (%)
TM 20

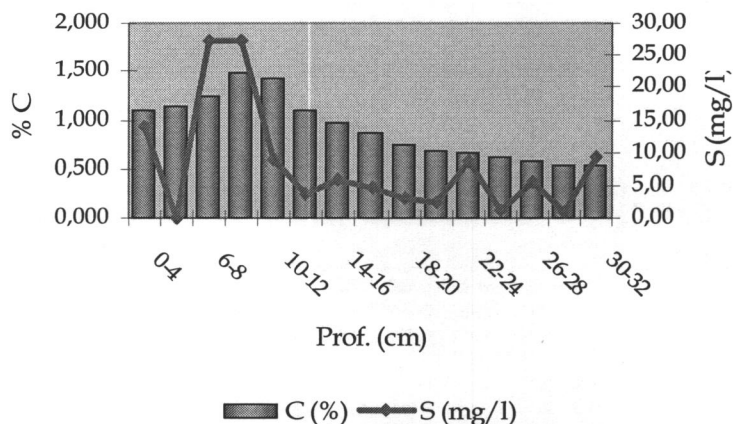


Fig. 5.15 c) - Representação da variação dos valores de enxofre, em função do teor de matéria orgânica (expressa em % de carbono), para os *cores* TM 17 e TM 20.

Esta relação entre as variações dos teores de enxofre e de carbono orgânico exprime a natureza maioritariamente orgânica do enxofre.

É possível verificar, que o enxofre atinge concentrações superiores, na amostra do *core* TM 11C. Foi possível verificar, aquando da abertura do *core*, que esta coluna sedimentar possuía uma intensa cor escura e detritos de matéria orgânica (restos de vegetação e animais, nomeadamente insectos). Neste sentido será provável que, para além do enxofre sob a forma orgânica, neste caso, os teores deste elemento sejam resultantes da mineralização da matéria orgânica, efectuada por bactérias e microorganismos.



CAPÍTULO 6**DATAÇÃO ISOTÓPICA DE SEDIMENTOS****6.1 Introdução**

A geocronologia isotópica é utilizada para estimar a idade dos sedimentos numa coluna sedimentar. A datação é baseada na determinação, de forma quantitativa, da distribuição vertical de um determinado radioisótopo contido nos sedimentos. Devido a uma desintegração natural, os sedimentos mais antigos, situados a maiores profundidades, contém uma quantidade menor do radioisótopo analisado.

O isótopo natural mais utilizado para datação, a uma escala de tempo que contemple o desenvolvimento industrial do Homem, é o ^{210}Pb , especialmente adequado para datar sedimentos depositados nos últimos 150 anos (Sousa, 2006). Pode ser também utilizado o Césio, no entanto, como este teve origem no acidente nuclear de Chernobyl, e não atingiu o hemisfério Sul, não pode ser utilizado neste trabalho.

Para além dos aspectos relacionados com a elevada toxicidade e dose de radiação, o ^{210}Pb e os seus produtos de decaimento são muito utilizados para determinar taxas de sedimentação em zonas lacustres, fluviais e marinhas (Nittrouer, *et al*, 1983; Geyh & Schleicher, 1990) e são também importantes traçadores naturais para estudos de processos atmosféricos, terrestres e oceânicos.

Análises das concentrações de ^{210}Pb , fornecem um registo histórico de eventos ocorridos numa bacia sedimentar, através da comparação da presença em excesso deste radionuclídeo em relação ao seu precursor o ^{226}Ra (Geyh & Schleicher, 1990).

Este excesso ocorre porque um intermediário da série de decaimento, ^{222}Rn é volátil, pelo que ocorre a sua difusão de solos áridos para a atmosfera. O ^{222}Rn decai na atmosfera para ^{210}Pb , o qual é rapidamente adsorvido nas partículas e

aerossóis. Posteriormente, estes radionuclídeos, acabam por precipitar, ocorrendo a sua deposição no meio aquosos. O ^{210}Pb é retirado da coluna de água, através dos materiais particulados em suspensão, que se depositam no sedimento, enquanto que o ^{226}Ra , precursor do ^{210}Pb , se dissolve na água. A análise destes sedimentos pode fornecer informações sobre os diferentes locais de proveniência destes sedimentos e sobre a sua cronologia (Geyh & Schleicher, 1990).

As taxas de sedimentação referem-se à quantidade de material (de origem mineral e orgânica) depositado durante um intervalo de tempo, sendo a sedimentação medida em termos da acumulação vertical ao longo do tempo (cm/ano) (Sousa, 2006).

O isótopo ^{210}Pb tem um período de semi-vida de 22,3 anos, o que lhe confere uma importância especial na datação de sedimentos modernos, abrangendo um período de cerca de 150 anos (Nittrouer, *et al.*, 1983; Sousa, 2006).

O Chumbo – 210, um radiosótópo da série de desintegração do ^{238}U , forma-se naturalmente nos sedimentos e rochas que contenham o isótopo-pai, assim como na atmosfera, como um subproduto do gás Radão – 222 (^{222}Rn), a partir do Rádio – 226 (^{226}Ra) (Rodrigues Filho, *et al.*, 2002; Sousa, 2006). A transformação do ^{226}Ra em ^{210}Pb , *in situ*, conduz a uma componente do chumbo (*supported* ^{210}Pb) que constitui uma actividade de base nos sedimentos. O excesso de actividade do ^{210}Pb (*unsupported* ^{210}Pb), usado na datação, é originado pelo chumbo que é adsorvido pelas partículas sedimentares, proveniente da rápida desintegração do ^{222}Rn na atmosfera. Uma vez depositado e incorporado nos sedimentos, a actividade do ^{210}Pb em excesso, será função da quantidade inicial e do seu período de semi-vida. A cronologia dos sedimentos numa sondagem é então determinada pela medição da actividade do ^{210}Pb em excesso em cada profundidade, por comparação com a actividade medida nos sedimentos do topo da sondagem, uma vez que a fracção de ^{210}Pb *supported* é constante em profundidade.

Na determinação de taxas de acumulação com recurso ao radioisótopo ^{210}Pb pressupõem-se que os fluxos de sedimentos e de chumbo são constantes (Sousa, 2006), o que não se verificando, conduz a erros nas taxas inferidas. No entanto, há ainda a considerar a possível perturbação dos sedimentos superficiais, por processos (1) biológicos e (2) físicos (Nittrouer, *et al.*, 1983; Geyh & Schleicher, 1990).

Os processos biológicos ocorrem principalmente após a sedimentação, onde os organismos bênticos provocam a movimentação de partículas, quer na vertical quer na longitudinal, ocorrendo uma mistura, de carácter local, ao nível do sedimento.

A mistura por processos físicos ocorre normalmente associada ao nível de processos erosivos e de re-deposição, associada ao transporte de sedimentos. A mistura física, pode ocorrer também, ao nível local, se a distância percorrida pelas partículas for pequena ou se ocorrer uma modificação no sentido do transporte (Nittrouer, *et al.*, 1983). Terá ainda de se considerar a eventual mistura que possa ocorrer durante o processo de amostragem, com utilização do *piston corer*.

6.2 Avaliação das Taxas de Sedimentação nos Cores

A datação dos sedimentos ao longo da coluna sedimentar foi efectuada no Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS), Bordéus, França, tendo sido utilizado o método de excesso de ^{210}Pb , amplamente utilizado pela comunidade científica (Loureiro, *et al.*, 2005)

O perfil do excesso de ^{210}Pb nos cores TM 4, TM 7 e TM 20, utilizados como representativos do sistema, encontra-se representado na Figura 6.1.

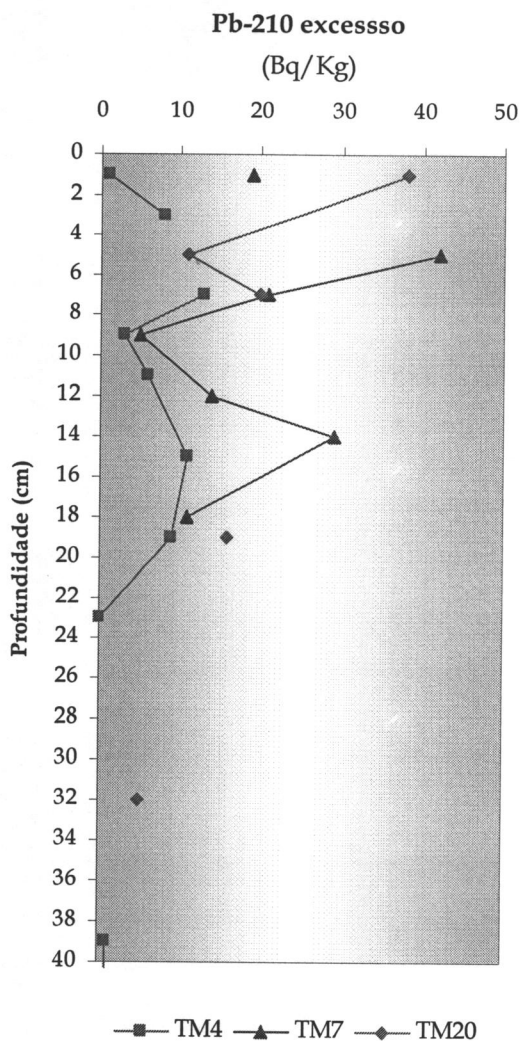


Fig. 6.1 - Perfil de excesso de ^{210}Pb para as cores TM 4, TM 7 e TM 20.

A Taxa de Sedimentação (*TxSed*), para cada um dos *cores* foi calculada utilizando a expressão:

$$TxSed \text{ (cm/ano)} = \frac{\lambda}{m}$$

Sendo, o decaimento de ^{210}Pb constante ($\lambda = 0,030108$) (Nittrouer, *et al*, 1983; Yohn, *et al.*, 2002) e m o declive da recta do excesso ^{210}Pb em escala logarítmica versus *Profundidade (cm)* (Clegg, 1999) (fig. 6.2).

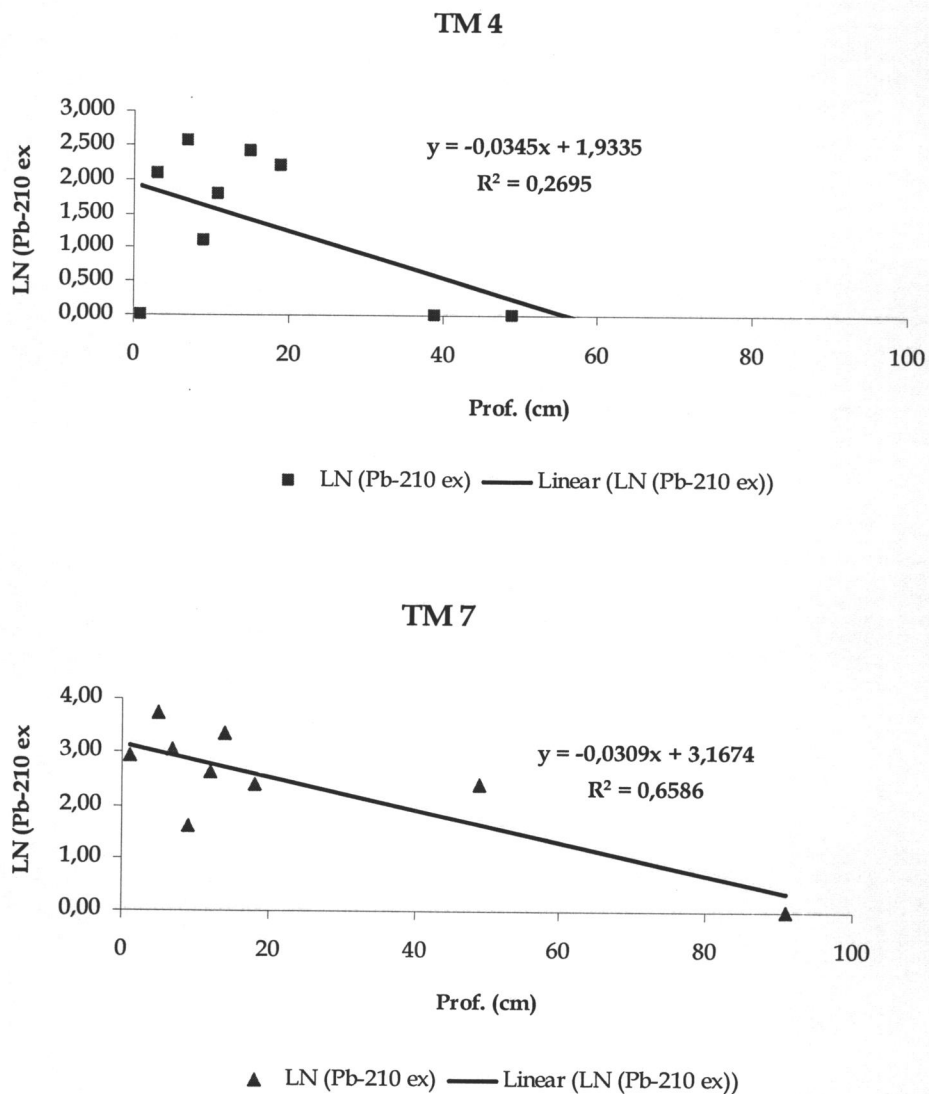


Fig. 6.2 (a) - Rectas de $\text{Ln}(\text{Pb-210 ex})$ em função da *Profundidade (cm)*, para os *cores* TM 4 e TM 7.

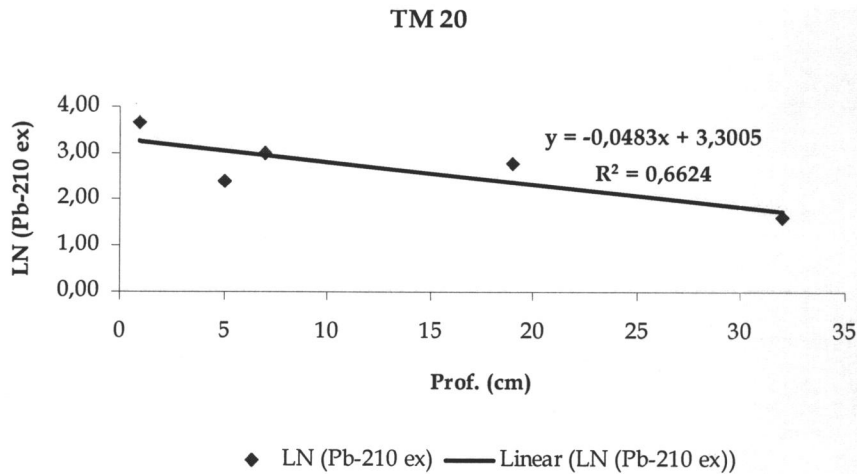


Fig. 6.2 (b) - Rectas de $\text{Ln}(\text{Pb-210 ex})$ em função da *Profundidade (cm)*, para o core TM 20.

Os valores da Taxa de Sedimentação calculados pelo método do excesso de ^{210}Pb e obtidos para os cores TM 4, TM 7 e TM 20, foram os seguintes:

Tabela 6.1 - Declive da recta de excesso de ^{210}Pb , Taxa de Sedimentação (cm/ano) e Idade do Sedimento (Anos), para os diferentes cores.

Core	m	Taxa de Sedimentação (cm/ano)	Idade do Sedimento (Anos)
TM 4	0,0345	0,87	≈ 102
TM 7	0,0359	0,84	≈ 108
TM 20	0,0482	0,62	≈ 52

Após estes resultados, verifica-se que os sedimentos analisados dos cores TM4, TM7 e TM20, remontam a 1905, 1899 e 1955, respectivamente, sendo desta forma anteriores à construção da Barragem de Três Marias, cuja construção foi terminada em 1961 (46 anos).

Este factor pode dever-se fundamentalmente, a duas razões: (1) Elevado hidrodinamismo deste sistema, que pode provocar re-mobilização e mistura dos materiais depositados; (2) Localização do reservatório de Três Marias, uma vez que se encontra a uma altitude superior a 500 metros, sendo o Alto São Francisco o segmento de maior declive médio do todo o curso do rio (Tema abordado no Capítulo 2, Figura 2.3). Este declive total indica uma elevada capacidade erosiva do

rio e consequentemente de transporte de materiais. Contudo, no período de chuvas, normalmente de Novembro a Março, o rio recebe uma grande quantidade de água dos seus afluentes, aumentando significativamente a sua energia, causando assim a erosão das margens (erosão pluvial) (Sá *et al.*, 2004).

No entanto, o Rio São Francisco e o seu Vale, serviram de canal para o povoamento do interior brasileiro ao longo da história, que ocorreu lentamente, devido à produção da cana-de-açúcar, economicamente bastantes rentável na altura, e que era efectuada no litoral brasileiro. A colonização das margens do São Francisco iniciou-se com o desenvolvimento da pecuária extensiva (Camelo Filho, 2005), que por sua vez teve grande importância na expansão da cana-de-açúcar, para o interior.

Neste sentido, estas taxas de sedimentação poderão estar relacionadas com (1) a desmatagem efectuada no início do Séc. XX, devido à plantação de cana-de-açúcar, de rapadura e aguardente (cachaça), que nesta altura já se tinham expandido para todo o território, e estava na base de um aumento significativo da população no interior, (2) acção de garimpeiros clandestinos que desde esta altura actuam nesta área para a procura de ouro e diamantes, (3) desmatagem desordenada devido à extracção de minério.

CAPÍTULO 7

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A humanidade tem vindo a utilizar a água doce, desde tempos remotos, muitas vezes como se tratasse de um recurso infindável. No entanto, a partir do séc. XX, cresce em todo o mundo a consciência de que a água, potável, ou de qualidade para poder ser utilizada, torna-se cada vez mais escassa, em função do crescimento populacional, do intenso uso industrial e agrícola, com consequências directas no processo de aceleração da poluição de rios, lagos e albufeiras.

Esta consciência necessita de se tornar cada vez mais evidente, em todos os países, mas fundamentalmente em países como o Brasil, onde o desperdício de água e o baixo investimento em saneamento básico geram transtornos em algumas zonas do país, onde este recurso se torna escasso.

O desenvolvimento económico e a diversificação da sociedade resultam em usos múltiplos e variados dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. O aumento destes usos múltiplos de água resulta numa multiplicidade de impactos, de diversas magnitudes, que exigem diferentes tipos de avaliação qualitativa e quantitativa e monitorização a longo prazo.

Muitas actividades têm vindo a provocar impactos ambientais negativos nas águas superficiais (rios, lagos, estuários, barragens ou oceanos). Os efeitos destas actividades podem estar representados por modificações na quantidade e/ou qualidade das águas, produzindo alterações no ecossistema aquático. De entre os exemplos de projectos que ocasionam impactos relacionados com as águas superficiais podem destacar-se: (1) projectos de exploração de minas a céu aberto, que ocasionam mudanças na hidrologia superficial e contaminação difusa; (2) construção de barragens para abastecimento de água ou produção de energia eléctrica; (3) e projectos de desmatção e desenvolvimento agrícola, dos quais resulta uma contaminação difusa por excesso de nutrientes e pesticidas que são lixiviados para o leito dos rios e lagos, assim como o forte assoreamento que é

produzido por estas práticas, principalmente quando não se tem em consideração a laboração adequada em cada uma destas actividades.

A região do Vale de São Francisco tem sido alvo das crescentes actividades agrícolas e agro-industriais que degradam o meio ambiente sem cumprir os critérios da legislação de protecção ambiental, que efectuem demasiados desmatações nas margens do rio, retirando a mata ciliar e deixando os solos totalmente expostos, do que resulta uma série de problemas ambientais.

Para evitar a degradação e consequente deposição de sedimentos nos rios é necessário evitar, os processos erosivos. A erosão dos rios é caracterizada pelo desmoronamento de margens e acumulação de detritos no leito, enquanto o assoreamento é provocado pelo depósito de sedimentos devido a grande carga sólida do leito em relação à capacidade de transporte desta carga pelo curso de água. Os dois princípios podem ser reduzidos, pela protecção das margens com vegetação ciliar adequada.

A vegetação ciliar protege o rio de diversas formas. Pode conter a força das águas de enxurradas lateralmente, evitando a erosão. Pode reter até 80% do sedimento que é arrastado pelas vertentes da bacia, evitando que o sedimento alcance o rio e, conseqüentemente, as barragens. Esse sedimento lateral vai formando diques nas margens, e com nutrientes trazidos pelos sedimentos, colabora com o desenvolvimento e manutenção da vegetação ciliar. As raízes da vegetação formam um entrelaçado que sustenta as margens, aumentando a resistência das margens à erosão. Os rios ficam com águas mais límpidas, e ao mesmo tempo com mais alimento disponível, devido à vegetação, e os reservatórios ficam mais protegidos no que diz respeito ao seu assoreamento prematuro.

No entanto, a formação de reservatórios deve ser construída posteriormente à retirada de biomassa com corte/exploração de madeira ou outras acções relacionadas. Uma vez formado o reservatório, será necessário evitar o seu rápido assoreamento por diversos motivos, sendo um deles, a redução de nutrientes a partir da deposição e compactação dos sedimentos. Grande parte dos nutrientes, já estando praticamente decompostos, estarão propensos em pouco tempo a emitirem gases. Considerando o regime tropical do país, será de esperar que a maior temperatura dominante favoreça a rápida decomposição da biomassa.

A albufeira de Três Marias é uma albufeira de grandes dimensões, com cerca de 1050 km² de área inundada, alimentada, para além do curso de água principal onde está implantada, por diversos dos seus tributários: Rios S. Vicente, Paraopeba, Extrema, Sucurúí, Ribeirão do Boi, Pará, Borrachudo e Indaiá.

Estes dois últimos apresentam elevado grau de degradação, devido à acção antrópica. São áreas essencialmente agrícolas e são responsáveis pela entrada de grande parte dos sedimentos no reservatório.

Embora diversos factores possam influenciar a composição química e sedimentar dos materiais depositados na albufeira, estes parecem relacionados com a alteração química dos dois conjuntos de rochas que afloram da bacia (1) Rochas detríticas da Formação de Três Marias e (2) sequência de rochas intrusivas e extrusivas da Formação da Mata da Corda, que representam as fontes dominantes de vários tipos de nutrientes (como o K, Ca e Mg) dos sedimentos.

Ao longo da albufeira, a dispersão dos valores estudados, é geralmente baixa.

Os valores de matéria orgânica são baixos, ao longo da albufeira, encontrando-se os valores mais elevados relacionados com sedimentos com uma maior componente silto-argilosa. Os valores mais elevados de matéria orgânica obtiveram-se na amostra de sedimento TM 11C.

Os valores de pH da albufeira são maioritariamente classificados de ácidos, variando o seu pH entre 4,6 e 5,5, o que está de acordo com o carácter ácido dos solos dominantes na bacia, de natureza laterítica.

O fósforo solúvel é também baixo ao longo da albufeira, estando intimamente relacionando com a mineralogia dos sedimentos, uma vez que estes possuem elevados teores de Fe, proveniente principalmente, de óxidos de ferro, abundantes na Formação de Três Marias, que retêm elevadas concentrações de fósforo total. No entanto, tende a aumentar a poucos centímetros de profundidade, acompanhando o aumento do pH, uma vez que em pH ácido, ocorre uma maior retenção e imobilização de fósforo no sedimento.

O potássio possui valores geralmente baixos ao longo da albufeira, estando este elemento dependente do pH, uma vez que o pH baixo influencia fortemente a fixação ou não de potássio nos sedimentos. No entanto, na amostra de sedimento TM 7, verifica-se um aumento de concentração de potássio, independentemente do pH, o que estará relacionado com a influência da sequência de rochas vulcânicas kamafugíticas, ultrabásicas e ultrapotássicas, da Formação Mata da Corda, que afloram do sector sudoeste da bacia de drenagem. De uma forma geral, ao longo da coluna sedimentar dos diferentes cores, verificam-se valores de concentração de potássio superiores nos primeiros centímetros de profundidade, ocorrendo posteriormente uma descida nos valores ao longo da profundidade, o que poderá estar associado a maiores teores de argila nos horizontes superficiais.

O enxofre apresenta valores baixos ao longo da albufeira, uma vez que este elemento está relacionado directamente com o teor de matéria orgânica no

sedimento. Neste sentido, os valores mais elevados de enxofre registaram-se na amostra TM 11C, onde se registram também os valores mais elevados de matéria orgânica.

Relativamente à datação isotópica de sedimentos, utilizando o isótopo natural ^{210}Pb , foi possível constatar que possivelmente devido (1) ao elevado hidrodinamismo do sistema e (2) à localização do reservatório de Três Marias, que ao possuir um elevado declive, indica uma elevada capacidade erosiva do rio e consequentemente de transporte de materiais, os valores de datação apontam para sedimentos de 52, 102 e 108 anos, ou seja com datas anteriores à conclusão da construção da barragem.

CAPÍTULO 8

CONCLUSÕES

Após a conclusão deste trabalho, pode verificar-se que a associação dos diversos elementos analisados, permite deduzir quais as fontes com maior influência na sedimentação da albufeira de Três Marias, cujos sedimentos apontam para um ambiente de forte meteorização química.

De entre os sedimentos analisados, apenas a amostra proveniente do ponto TM 7, parece ter como principal origem a sequência de rochas vulcânicas kamafúgíticas da Formação da Mata da Corda, que afloram no sector sudoeste da bacia de drenagem, e que tem influência directa do Rio Indaiá, considerado como uma das principais fontes de entrada de materiais detríticos no sistema.

Outros elementos importantes para a litologia da albufeira, poderão ter origem nas rochas detríticas da Formação de Três Marias do Grupo da Série Bambúí.

Estudos anteriores (Fonseca, *et al.*, 1998; Fonseca, 2002 a, b; Fonseca & Barriga, 2003 a, b) consideram que os sedimentos que se depositam nas albufeiras são um excelente fertilizante e que a sua dragagem permite uma solução ambientalmente correcta, não só no que diz respeito ao assoreamento das albufeiras, mas também em zonas desertificadas, no combate à erosão dos solos. Nestas zonas a incorporação de matéria orgânica lábil a solos agrícolas, resulta numa rápida melhoria da sua estrutura, devido à produção de moléculas adesivas de origem microbiana e ao crescimento dos fungos no solo, com formação de micélios extensos que unem os microagregados. Face aos resultados obtidos anteriormente em outros sistemas pretendeu-se estudar de que forma poderiam ser utilizados os sedimentos desta albufeira para fins agrícolas.

Neste sentido, no caso da albufeira Três Marias, pode propor-se como possíveis sedimentos a ser utilizados para fins agrícolas, uma vez dragados, os provenientes dos pontos TM 7 e TM 11C. Isto porque os sedimentos provenientes

do ponto TM 7, possuem potássio com origem na própria geologia da albufeira, como foi referido proveniente da Formação Mata da Corda, e o ponto TM 11C, rico em matéria orgânica, uma vez que para a produtividade do solo é fundamental manter um teor elevado de matéria orgânica facilmente decomponível. As moléculas mais lábeis são uma fonte acessível de alimento para os microorganismos do solo e libertam nutrientes para as plantas. Também são responsáveis por efeitos benéficos na estrutura do solo, da qual resulta um melhor arejamento e infiltração da água, e maior facilidade de mobilização.

Considerando a variação do teor de elementos analisados em profundidade, no caso de futuras utilizações agrícolas, os resultados obtidos permitem sugerir a remoção de sedimentos da albufeira, até espessuras na ordem dos 50 centímetros, uma vez que, quer no *core* TM 7, quer no TM 11C, os teores de C_{org} e potássio são superiores até esta profundidade, ocorrendo um decréscimo dos valores em zonas mais profundas da coluna sedimentar, diminuindo a sua aptidão agrícola.

Será pertinente referir, que esta albufeira está no entanto sujeita a diversas fontes poluentes de acção antrópica e de carácter difuso, tais como deposição de resíduos, nutrientes e poluentes provenientes de despejos industriais e domésticos, bem como metais pesados e elementos tóxicos, provenientes da intensa extracção de minério, a que as margens da albufeira estão sujeitas. Verificou-se existir também intensa actividade agrícola, pelo que certamente grande parte do fósforo lixiviado será proveniente de produtos fitossanitários, utilizados de forma massiva e não raras vezes de forma pouco controlada.

Neste sentido, será importante referir a necessidade de possíveis intervenções de forma a minimizar o processo de assoreamento deste reservatório, devido ao seu carácter de importância elevado, considerando-se a sua localização num local onde a água se torna por vezes escassa, estando esta albufeira localizada no limiar de clima semi-árido e tropical de savana.

BIBLIOGRAFIA

- **ANA (S/data)** (Agência Nacional de Águas - Ministério do Meio Ambiente) – *Diagnóstico da Bacia Cenários e Desenvolvimento* [Online].
Available from Web < http://www.ana.gov.br/prhbof/arquivos/Modulos/Res_Exec/RE%20Cap2.pdf, pp. 16-86.
- **ANA (2005)** (Agência Nacional de Águas - Ministério do Meio Ambiente) – O Turismo e o lazer e sua interface com o sector de recursos hídricos, Brasília, Brasil, pp. 29-30.
- **Aragão, R., Gomes, D., Oliveira, E. e Prada, S.(S/data)** – Avaliação das concentrações de metais e outros elementos nas águas intersticiais de sedimentos da represa do sistema Alto Cotia – SP – 25ª. Reunião Anual da Sociedade Brasileira da Química – DBQ [Online].
Available from Web< <http://sec.sbg.org.br/cd29ra/resumos/T1876-1.pdf>, pp. 2.
- **Baumgarten, M., Niencheski, L. e Veeck, L. (2001)** – *Nutrientes na coluna de água intersticial de sedimentos de uma enseada rasa estuarina com aportes de origem antrópica (RS – Brasil)* [Online].
Available from Web< <http://www.lei.furg.br/atlantica/vol.23/k1400.pdf>, pp. 101-116.
- **Bezerra, M. (1987)** – Contribuição ao Estudo Limnológico da Represa de Três Marias (MG) com ênfase no Ciclo do Nitrogênio – Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos, pp. 1-12.
- **Botelho da Costa, J. (1995)** – *Caracterização e Constituição do Solo* – 5ª. Edição, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, pp.14-116.
- **Brady, N. & Weil, R. (2002)** – *The Nature and Properties of Soils* – 13th. Edition, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, pp.960.
- **Cabral, J. (2005)** – *Estudo do Processo de Assoreamento em reservatórios – in caminhos da Geografia* (Revista On Line) 6(14) [Online].
Available from Web < http://www.ig.ufu.br/revista/volume14/artigo6_vol14.pdf, pp. 62-69.
- **Cabrera, L. (2005)** – *Formas de enxofre na coluna d'água e sedimentar numa enseada rasa do estuário da Lagoa dos Patos* – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Física, Química e Geológica, Rio Grande, Brasil [Online].
Available from web < http://www.oceanfisquigeo.furg.br/dissertacoes/2005_Liziara_Cabrera.pdf, pp. 1-10.
- **Campos, J. & Dardenne, M. (1997)** – *Estratigrafia e Sedimentação da Bacia Sanfranciscana : Uma Revisão* – Revista Brasileira de Geociências, 27(3), Basília, Brasil; [Online].
Available from Web <http://sbgeo.org.br/rgb/vol27_down/2703/2703269.pdf, pp.12.

- **Camelo Filho, J. (2005)** – *A Dinâmica Política, Económica e Social do Rio São Francisco e do seu Vale* – Revista do Departamento de Geografia, Nr. 17 [Online].
Available from Web
<http://www.geografia.fflch.usp.br/publicacoes/RDG/RDG_17/Jose_Vieira_Camelo_Filho.pdf, pp. 83-93.

- **Carvalho, N. (2001)** – *Produção de Sedimentos em função da variabilidade Climática – O estudo de Caso da área contribuinte ao Reservatório de Três Marias, Região do Alto São Francisco, Brasília;* [Online].
Available from Web <<http://ftp.mct.gov.br/Clima/brasil/pdf/sediments.pdf>, pp. 4-17.

- **Cavalheiro, F. & Nóbrega, J. (2004)** – *Experimentos simples usando Fotometria de Chama para ensino de princípios de Espectrometria Atômica em Cursos de Química Analítica* – Química Nova, Vol. 27, Nr. 5, [Online].
Available from Web <<http://www.scielo.br/fdf/qn/v27n5/a26v27n5.pdf>, pp. 832-836.

- **Costa de Oliveira-Galvão, A. & Saito, C. (2003)** – *A modelagem de dos temáticos geoespacializados na identificação dos diferentes níveis de susceptibilidade à desertificação da região semi-árida do nordeste brasileiro* – Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, pp. 1399-1406.

- **Comissão Mundial de Barragens (2000)** – *Barragens e Desenvolvimento: Um novo modelo para a tomada de decisões: Um Sumário* [Online].
Available from Web <http://dams.org/docs/overview/cmb_sumario.pdf, pp. 48.

- **Clegg, Y. (1999)** – *Historical Inventory of sedimentary carbon and Metals in a Bay of Fundy salt Marsh*, McGill University, Montreal, pp. 1-15.

- **Dias, M. (2005)** – *Distribuição de Matéria Orgânica, nitrogénio e fósforo de uma secção transversal do Manguezal no Estuário da Baía de Vitória* – Dissertação apresentada ao Programa de Graduação de Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo como parte dos Requisitos para a obtenção do Título de Graduado em Oceanografia, Vitória, Brasil [Online].
Available from web < http://www.dern.ufes.br/oceano/link/monografias/2004/monog7_2004.pdf, pp. 8-33.

- **Embrapa (2005)** – *Manejo adequado do solos e seqüestro de carbono* - Ano VI, nº. 74 [Online].
Available from web <http://www.cpac.embrapa.br/jornal/cerrados_informa_7405.pdf, pp. 8.

- **Fearnside, P. (2006)** – *Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle* – Acta Amazônica, Vol 36(3) [Online].
Available from web < <http://acta.inpa.gov.br/fasciculos/36-3/PDF/v36n3a18.pdf>, pp. 1-8.

- **Ferreira, M. (2002)** – *Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos: Ecologia, Gestão e Conservação*– Instituto da Água, Lisboa, pp. 10.3 – 10.24.

- **Florida International University (S/data)** [Online].
Available from web < <http://www.iochemnet.de.fiu/OCB3043.html>

- **Fonseca, R., Barriga, F. J. A. S., Fyfe, W. S. et al. (1998)** – Reversing desertification by using dam reservoir sediments as agriculture soils [Online]. Available from web < [Fonseca, R., Barriga, W.S. Fyfe, 1998, reversing desertification by using dam reservoir as agriculture soils. IMGS.Episodes 21\(4\): pp. 28-224.](#)
- **Fonseca, R. (2002) a** – As albufeiras como estações de trânsito na sedimentação. Estudo Geológico sobre a re-utilização de sedimentos de Sistemas Portugueses e Brasileiros. Não Publicado, Tese de Doutoramento, Universidade de Évora, Évora, pp. 1- 461.
- **Fonseca, R. (2002) b** – Impactos ambientais associados a barragens e a albufeiras. Estratégia de re-aproveitamento dos sedimentos depositados. Proceedings. Dams: Impacts and hazards, Centro de Geofísica de Évora, Universidade de Évora, Évora, pp. 17-24.
- **Fonseca, R. & Barriga, F. J. A. S. (2003) a** – *Dos solos para os lagos artificiais: Transformações mineralógicas e químicas dos materiais depositados.* Actas do VI Congresso Nacional de Geologia, Volume Especial V, p. 26, CD-ROM, B40-B43, Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica.
- **Fonseca, R. & Barriga, F. J. A. S. (2003) b** – *Assoreamento de albufeiras e utilização agrícola dos materiais depositados: uma estratégia ambientalmente correcta para recuperar e fertilizar solos pobres/degradados.* Actas do VI Congresso Nacional de Geologia, p. 97, CD-ROM, H53-H56, Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica.
- **Fonseca, R., Canário, T., Barriga, F. J. A. S., Theodoro, S. & Morais, M. (2006)** – *The influence of the drainage basin geology on the geochemistry of sediments of Três Marias reservoir (Minas Gerais, Brazil).* Actas do VII Congresso Nacional de Geologia, Pólo de Estremoz da Universidade de Évora, Portugal.
- **Fonseca, R., Barriga, F. J. A. S., Theodoro, S., Canário, T. & Morais, M. (2007)** – *The Três Marias reservoir, a sink for sediments outcoming from over-erosion of soils in Minas Gerais, Brazil - In: Gunkel, G. & Sobral, M. (Eds.) – Reservoirs and River Basins Management. Topic 6 – Use of deposited sediments in reservoirs, Technical University of Berlin (Universitätsverlag der TU Berlin), pp. 182-196.*
- **Friedl, G. & Wüest, A. (2002)** – *Disrupting Biogeochemical Cycles – Consequences of Daming – Aquatic Sciences, 64, Dübendorf, pp. 55-65.*
- **Geyh, M. & Schleicher, H. (1990)** – *Absolute Age Determination, Springer, London, pp. 245-247.*
- **Hare, F., Warren, A., Maizels, J., Kates, R., Johnson, D., Haring, K., Garduño, M. (1992)** – *Desertificação: Causas e Consequências – Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, pp. 13-43.*
- **IAEA (International Atomic Energy Agency) (2003)** – *Collection and preparation of bottom sediment samples for analysis of radionuclides and trace elements – Vienna, Austria, pp. 7-17.*
- **Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2005)** – *Relatórios da Qualidade das Águas superficiais de Minas Gerais [Online] < <http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/htmls/downloads.htm>*
- **International Rivers Network (S/data)** – *A preliminary review of the impact of dam reservoirs on carbon cycling [Online] <<http://www.irn.org>, pp. 1-8.*

- **Ishii, I. (1987)** – *Contribuição ao estudo do ciclo do carbono na represa de Três Marias, MG* – Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós – Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos, pp. 1-6.
- **Laboratório de Limnologia e Planejamento Ambiental** – UFES, S/data [Online]. Available from web < <http://www.dern.ufes.br/limnol/main.html>
- **Loureiro, D., Herms, F., Godoy, J., Dias, G. & Fernandez, M. (2005)** – Acumulo de Pb, Cu e Zn nas camadas superficiais dos sedimentos de uma Lagoa Costeira Urbana: Lagoa Rodrigo de Freitas, RJ [Online]. Available from web < http://www.abequa2005.geologia.ufri.br/nukleo/pdfs/0205_daniel_dias_pdf, pp.6.
- **Margalef, R. (1983)** – *Limnologia* – Ediciones Ómega, Barcelona, pp. 779 – 826.
- **Maia, A. (2006)** – *As conseqüências do assoreamento na operação de reservatórios formados por Barragens* – Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, São Carlos, Brasil, pp. 1-145.
- **Martins, A. (2005)** – *Capacidade do Polygonum hydropiperoides e Thypha domingensis na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Região da Bacia do Iraí, Curitiba* – Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ciências do Solo, Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Sector de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Brasil; [Online]. Available from web <<http://www.google.pt/search?q=,pp.4-15>.
- **McCully, P. (2004)** – *Tropical Hydropower is a Significant Source of Greenhouse Gas Emissions: A response to the International Hydropower Association*, International Rivers Network [Online]. Available from web <<http://www.irn.org/basics/conferences/cop10/pdf/TropicalHydro.12.08.04.pdf>, pp. 8.
- **Ministério da Ciência e Tecnologia (2002)** – *Emissões de Dióxido de Carbono e de Metano pelos Reservatórios Hidrelétricos Brasileiros – Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões antrópicas de gases de efeito de estufa* – Relatório de Referência, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia (COOPPE), Brasil, pp. 114.
- **Nittrouer, C.A., DeMaster, D. J., McKee, B. A., Cutshall, N. H., Larsen, I. L. (1983)** – *The effect of Sediment Mixing on Pb²¹⁰ accumulation rates for the Washington Continental shelf*, in *Marine Geology*, nr. 54, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, pp. 1-70.
- **OhioEPA (2001)** – *Sediment and Sampling Guide and Methodologies (2nd. Edition)* – Environmental Protection Agency, Lazarus Government Center, Columbus, Ohio, pp. 36.
- **Pagliosa, P. (2004)** – *Varição especial nas características das águas, dos sedimentos e da macrofauna bêntica em áreas urbanas e em unidades de conservação na Baía da Ilha de Santa Catarina* – Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos para a obtenção do Título de doutor, São Carlos, Brasil, pp. 1-70.

- **Pellegrini, J. (2005)** – *Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino-Agudo-RS*, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Brasil, pp. 4-22.
- **Peret, A. (2004)** – *Dinâmica da alimentação de peixes piscívoros da represa de Três Marias (MG)* – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Brasil [Online]. Available from web <http://bdtd.ufscar.br/tde_arquivos/2/TDE-2005-01-06T12:10:59Z-389/Publico/DissAMP.pdf , pp. 13-20.
- **Pinto, P., Morais, M., Saúde, A. C., Caeiro, J. & Pinto, V.(2001)** – *Qualidade Ecológica de Águas Interiores Superficiais – in Água um recursos a Preservar*, Universidade de Évora, Évora, pp. 55-77.
- **Poch, M. (1999)** – *Las calidades del agua* – Rubers Editorial, Barcelona, pp.11-23.
- **Rocha, J. (S/data)** – O Assoramento das albufeiras e ambiente [Online]. Available from web <<http://www.dha.inec.pt/nre/portugueses/funcionários/papers/jrocha/Assoreac.pdf>, pp. 16
- **Rodrigues Filho, S., Ribeiro Júnior, M., Neto, A., Silva, M., Zimbres, E., Yallouz, A., castilhos, Z., Rocha da Silva, A. & Mitre de Araújo, J.(2002)** – *Evolução Temporal da Poluição por Metais Pesados em sedimentos do Rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro*, pp. 36.
- **Sá, I., Filho, P., Silva, D. (2004)** – *Sensoriamento remoto e Geoprocessamento como ferramentas para o estudo da sedimentação do São Francisco – Anais II Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto, Aracaju, 10 a 12 Novembro, Brasil* [Online]. Available from web <http://www.cpatc.embrapa.br/labgeo/srgsr2/pdfs/palestra8.pdf>, pp. 9.
- **Santos, J. (1996)** – *Fertilização – Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos* – Colecção Euroagro, Publicações Europa América, 2ª. Edição, Sintra, pp. 5-26.
- **Santos, J. (2001)** – *Fertilização e Ambiente – Reciclagem Agro-Florestal de Resíduos e Efluentes* – Colecção Euroagro, Publicações Europa América, Sintra, pp. 15-128.
- **Silva, O., Novo, E. & Krug, T. (1996)** – *Distribuição do espaço-temporal dos Totais Sólidos em suspensão do reservatório Tucuruí/PA através de dados in situ e TM-Landsat* – Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Salvador, Brasil, 14-19- Abril, INPE, [Online]. Available from web <<http://marte.dpi.inpe.br/col/sid.inpe.br/deise/1999/01.27.15.40/doc/T219.pdf>, pp. 387-392.
- **Sharpley, A. & Halvorson, A. (1994)** – *The Management of soils phosphorous Availability and its impact on surface water quality* – in *Soil Process and Water Quality*, Lewis Publishers, Florida, pp. 7-72.
- **Shumacher, B. (2002)** – *Methods for the Determination of total Organic Carbon (TOC) in soils and sediments*, U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas, pp. 25
- **Sousa, M. J. (2006)** – *Sapais do Estuário do Sado* – Ensino da Geologia, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa, pp. 90-92.

- **Souza, E., Carneiro, M., Paulino, H., Silva, C. & Buzetti, S. (2006)** – *Fracções do carbono Orgânico, Biomassa e Actividade Microbiana em um Latossolo Vermelho sob Cerrado submetido a diferentes sistemas de manejo e Usos do Solos* – V.28, Nº. 3, Maringá [Online].
Available from web Internet
<http://www.ppg.uem.br/Docs/ctf/Agronomia/2006_3/03_388_05_Souza%20et%20al_Fracoes%20do%20carbono.pdf, pp. 323-329.
- **Suertegaray, D., Guasseli, L., Verdum, R., Basso, L., Medeiros, R., Bellanca, E. & Bertê, A. (2001)** – *Projecto Arenização no Rio Grande do Sul, Brasil: gênese, dinâmica e especialização* [Online].
Available from web
<<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/lise/2001/09.14.12.00/doc/0349.356.234.pdf>, pp. 349-356.
- **Suguiu, K. (1973)** – *Introdução à Sedimentologia* – Editora Edgard Blucher, Ltda., Editora Universitária de São Paulo, São Paulo, pp. 1-4.
- **Tavares de Lima, I. (2002)** – *Emissão de metano por reservatórios hidrelétricos amazônicos através de leis de potência* – Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, para obtenção do Título de Doutor, para obtenção do Título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Energia Nuclear e Agricultura, Piracicaba, São Paulo, Brasil, pp. 1-16.
- **Tarback, E. & Lutgens, F. (1999)** – *Ciencias de la Tierra – Una introducción a la Geología Física*- Sexta Edición, Prentice Hall, Madrid, pp. 213-242.
- **Theodoro, S., Fonseca, R., Barriga, F. J. A. S., Macedo, I. & Morais, M. (2007)** – *The use of accumulated sediments in the Tucuruí and Três Marias dams to recuperate the degraded areas*. In: Gunkel, G. & Sobral, M. (Eds.) – *Reservoirs and River Basins Management. Topic 6 – Use of deposited sediments in reservoirs*, Technical University of Berlin (Universitätsverlag der TU Berlin), pp. 211 – 225.
- **Tomita, R. Y. & Beyruth, Z. (2002)** – *Toxicologia de Agrotóxicos em Ambiente Aquático* – in *O Biológico*, Vol.64, nº. 2, Julho/Dezembro, São Paulo [Online].
Available from web <<http://www.geocities.com/~esabio/tomita.htm>, pp. 135-142.
- **Varenes, A. (2003)** – *Produtividade dos Solos e Ambiente* – Escolar Editora, Porto, pp. 490.
- **Villalobos, F., Mateos, L., Orgaz, F., Federes, E. (2002)** – *Fitotecnia: Bases Y Tecnologías de la Producción Agrícola* – Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, pp. 281-325.
- **Washington State Department of Ecology (2001)** – *The use of sediment cores to track persistent pollutants in Washington State (a Review)*, pp. 44.
- **Wetzel, R. (1993)** – *Limnologia*, Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, pp. 407.
- **Yohn, S., Long, D., Giesy, J. P., Patino, L. C., Fett, J. D. & Kannan, K. (2002)** – *Inland Lakes Sediment Trends: Sediment Analysis results from five Michigan Lakes*, Michigan State University, Michigan, [Online]. Available from web <<http://www.deq.state.mi.us/documents/deq-swqas-sedimenttrend0102finalreport.pdf>, pp. 1-19.

Outras referências Online:

- <http://www.ana.gov.br/gefsf/conteudo.asp?idmcod=/&mcod=6&ecod=243>
- <http://www.geobrasil2001>
- <http://portalbrasil.net>
- http://infoescola.com/geografia_complexos_regioes_nordeste_194.html
- **Projecto Brasil das Águas:**
http://360graus.terra.com.br/extremos/brasildasaguas_galeria_mostra.asp?did=10554

ANEXOS

Ficha de Identificação do Core

Localização	Três Marias	Corer n.	TM 2
Data	17-Nov-05		
Coordenadas Geográficas			

Características da Recolha

Penetração		Profundidade	
Referências (Mapa/Fotografias)			
Descrição Simples do Local			

Condições da água no local de recolha:

Condutividade		OD	
pH		Temperatura	

Condições do Sedimento:

pH		Textura	
----	--	---------	--

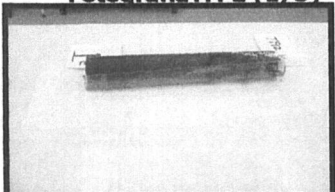
Existe Réplica da Recolha

Sim

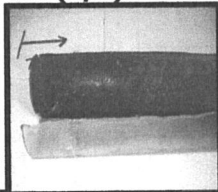
Não

Identificação da Réplica

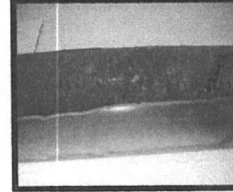
Fotografia TM 2 (1/3)



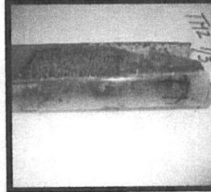
Base (1/3):



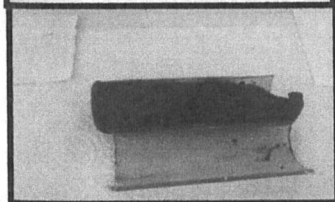
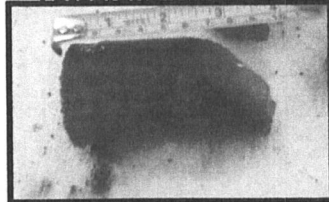
zona Intermédia(1/3)



Topo (1/3):



Fotografia TM 2 (3/3)



Ficha de Identificação do Core

Localização	Três Marias	Corer n.	TM 3
Data	17-Nov-05		
Coordenadas Geográficas			

Características da Recolha

Penetração	Profundidade
Referências (Mapa/Fotografias)	
Descrição Simples do Local	

Condições da água no local de recolha:

Condutividade	OD
pH	Temperatura

Condições do Sedimento:

pH	Textura
-----------	----------------

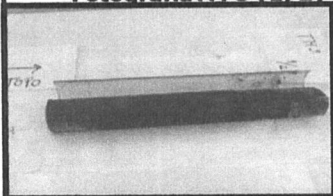
Existe Réplica da Recolha

Sim

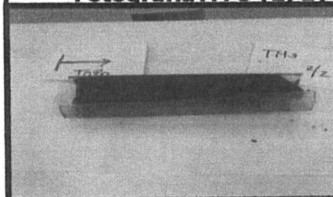
Não

Identificação da Réplica

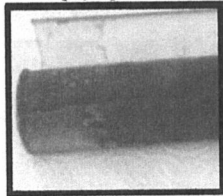
Fotografia TM 3 (1/2)



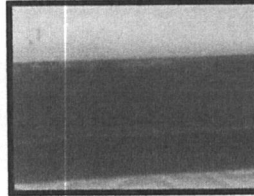
Fotografia TM 3 (2/2)



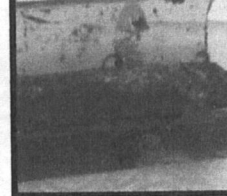
Base (1/2):



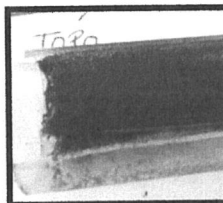
Zona Intermédia(1/2):



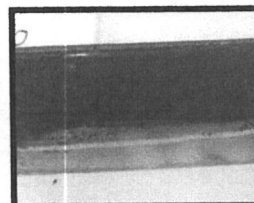
Topo (1/2):



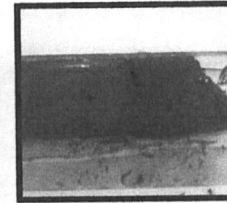
Base (2/2):



Zona Intermédia(2/2):



Topo (2/2):



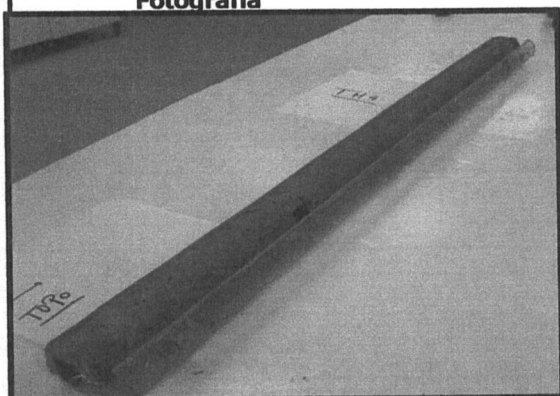
Ficha de Identificação do Core

Localização	Três Marias	Corer n.	TM 4
Data	17-Nov-05		
Coordenadas Geográficas			

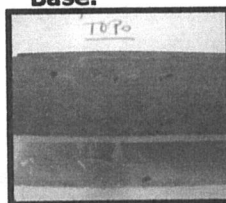
Características da Recolha

Penetração	_____	Profundidade	_____
Referências (Mapa/Fotografias)	_____		
Descrição Simples do Local	_____ _____ _____		
Condições da água no local de recolha:			
Condutividade	_____	OD	_____
pH	_____	Temperatura	_____
Condições do Sedimento:			
pH	_____	Textura	_____
Existe Réplica da Recolha	Sim	<input type="checkbox"/>	
	Não	<input checked="" type="checkbox"/>	
Identificação da Réplica	_____		

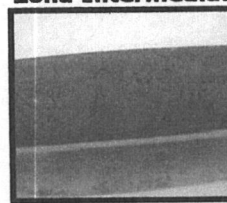
Fotografia



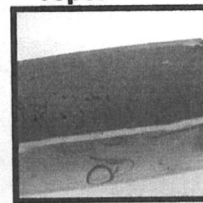
Base:



Zona Intermédia:



Topo:



Ficha de Identificação do Core

Localização

Três Marias

Corer n.

TM 7

Data

17-Nov-05

Coordenadas Geográficas

Características da Recolha

Penetração

Profundidade

Referências (Mapa/Fotografias)

Descrição Simples do Local

Condições da água no local de recolha:

Condutividade

OD

pH

Temperatura

Condições do Sedimento:

pH

Textura

Existe Réplica da Recolha

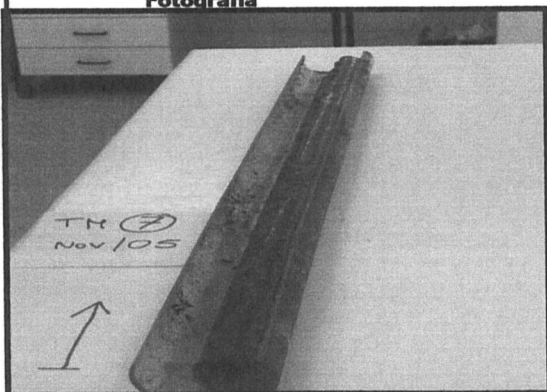
Sim

Não

X

Identificação da Réplica

Fotografia



Base:



Zona Intermédia:



Topo:



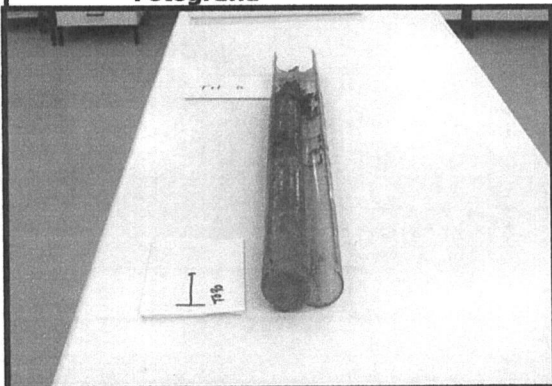
Ficha de Identificação do Core

Localização	<u>Três Marias</u>	Corer n.	<u>TM 8</u>
Data	<u>17-Nov-05</u>		
Coordenadas Geográficas	<u></u>		

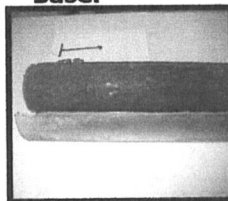
Características da Recolha

Penetração	<u></u>	Profundidade	<u></u>
Referências (Mapa/Fotografias)	<u></u>		
Descrição Simples do Local	<u></u>		
	<u></u>		
	<u></u>		
Condições da água no local de recolha:			
Condutividade	<u></u>	OD	<u></u>
pH	<u></u>	Temperatura	<u></u>
Condições do Sedimento:			
pH	<u></u>	Textura	<u></u>
Existe Réplica da Recolha	Sim	<input type="checkbox"/>	
	Não	<input checked="" type="checkbox"/>	
Identificação da Réplica	<u></u>		

Fotografia



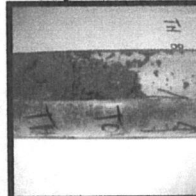
Base:



Zona Intermédia:



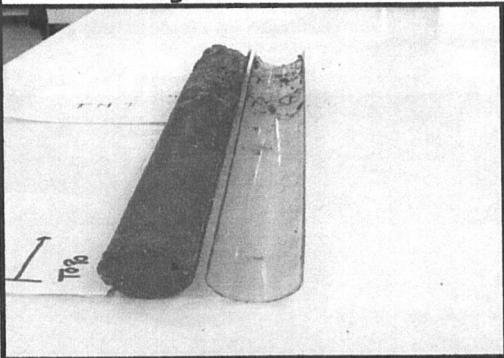
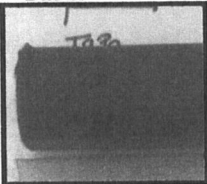
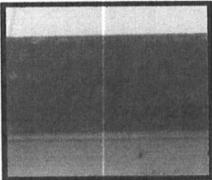

Topo:



Ficha de Identificação do Core

Localização	<u>Três Marias</u>	Corer n.	<u>TM 9</u>
Data	<u>17-Nov-05</u>		
Coordenadas Geográficas	<u></u>		

Características da Recolha

Penetração	<u></u>	Profundidade	<u></u>
Referências (Mapa/Fotografias)	<u></u>		
Descrição Simples do Local	<u></u>		
Condições da água no local de recolha:			
Condutividade	<u></u>	OD	<u></u>
pH	<u></u>	Temperatura	<u></u>
Condições do Sedimento:			
pH	<u></u>	Textura	<u></u>
Existe Réplica da Recolha	Sim	<input type="checkbox"/>	
	Não	<input checked="" type="checkbox"/>	
Identificação da Réplica	<u></u>		
Fotografia	Base:	Zona Intermédia:	Topo:
			

Ficha de Identificação do Core

Localização	Três Marias	Corer n.	TM 11C
Data	17-Nov-05		
Coordenadas Geográficas			

Características da Recolha

Penetração	_____	Profundidade	_____
Referências (Mapa/Fotografias)	_____		
Descrição Simples do Local	_____ _____ _____		

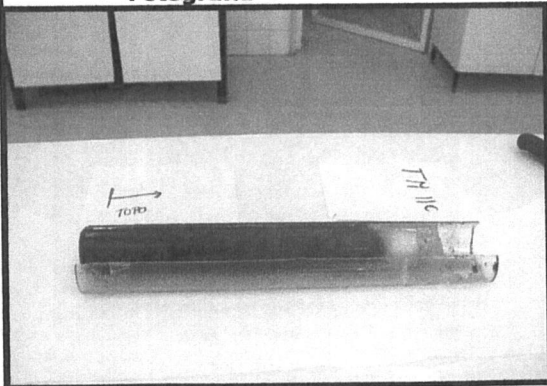
Condições da água no local de recolha:

Condutividade	_____	OD	_____
pH	_____	Temperatura	_____

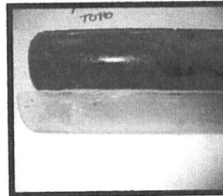
Condições do Sedimento:

pH	_____	Textura	_____
Existe Réplica da Recolha	Sim	<input type="checkbox"/>	
	Não	<input checked="" type="checkbox"/>	
Identificação da Réplica	_____		

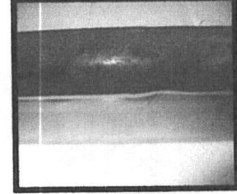
Fotografia



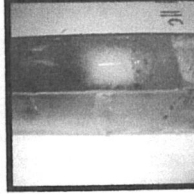
Base:



Zona Intermédia:



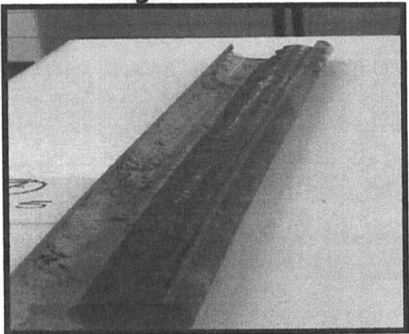
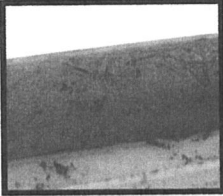


Topo:



Ficha de Identificação do Core

Localização	Três Marias	Corer n.	TM 17
Data	17-Nov-05		
Coordenadas Geográficas			

Características da Recolha

Penetração	_____	Profundidade	_____
Referências (Mapa/Fotografias)	_____		
Descrição Simples do Local	_____ _____ _____		
Condições da água no local de recolha:			
Condutividade	_____	OD	_____
pH	_____	Temperatura	_____
Condições do Sedimento:			
pH	_____	Textura	_____
Existe Réplica da Recolha	Sim	<input type="checkbox"/>	
	Não	<input checked="" type="checkbox"/>	
Identificação da Réplica	_____		
Fotografia	Base:	Zona Intermédia:	Topo:
			

Ficha de Identificação do Core

Localização	<u>Três Marias</u>	Corer n.	<u>TM 20</u>
Data	<u>17-Nov-05</u>		
Coordenadas Geográficas	<u></u>		

Características da Recolha

Penetração	<u></u>	Profundidade	<u></u>
Referências (Mapa/Fotografias)	<u></u>		
Descrição Simples do Local	<u></u>		
	<u></u>		
	<u></u>		

Condições da água no local de recolha:

Condutividade	<u></u>	OD	<u></u>
pH	<u></u>	Temperatura	<u></u>

Condições do Sedimento:

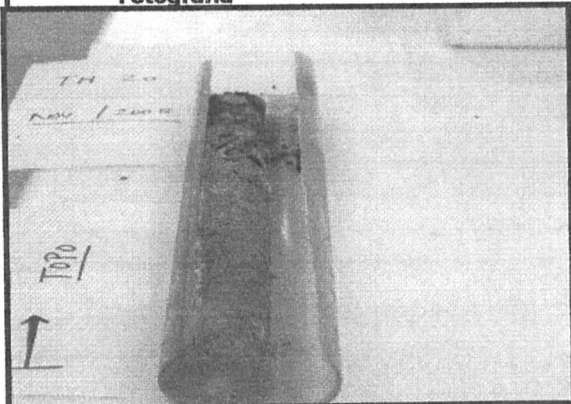
pH	<u></u>	Textura	<u></u>
----	---------	---------	---------

Existe Réplica da Recolha Sim

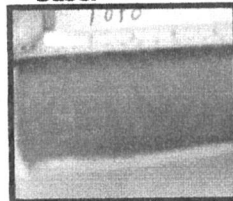
 Não

Identificação da Réplica

Fotografia



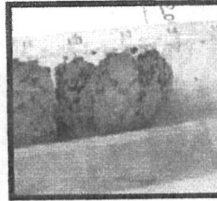
Base:



Zona Intermédia:



Topo:



Datação Isotópica Core TM 4

Prof. (cm)	210 Pb	incerteza	210Pbxs	incerteza	226 Ra	incerteza
1	32	10	1	12	31	3
3	19	10	8	12	27	3
5	nd		nd		26	3
7	40	9	13	12	27	3
9	30	9	3	12	27	3
11	32	10	6	13	26	3
15	39	10	11	12	28	3
19	37	10	9	13	29	3
23	28	9	0	12	28	3
27	nd		nd		27	3
39	21	10	1	12	25	3
49	25	9	1	12	26	3
59	nd		nd		25	3
69	18	10	nd		25	3
79	21	9	nd		26	3
89	20	9	nd		22	3

Tabela II.I - Valores obtidos para a Datação Isotópica do Core TM 4

TM4		
Prof (cm)	210Pbxs	log (A)
1	1	0,000
3	8	2,079
5		
7	13	2,565
9	3	1,099
11	6	1,792
15	11	2,398
19	9	2,197
23	0	
27		
39	1	0,000
49	1	0,000
59		
69		
79		
89		

Tabela II.II - Cálculo dos Log (Pb210)

Datação Isotópica Core TM 7

Prof (cm)	210 Pb	incerteza	210Pbxs	incerteza	226 Ra	incerteza
1	63	21	19	26	43	5
3	nd		nd		43	6
5	87	21	42	27	45	6
7	54	22	21	28	33	6
9	50	22	5	27	45	6
12	60	23	14	28	46	6
14	68	21	29	26	39	5
18	53	21	11	26	42	5
23	nd		nd		45	6
29	nd		nd		40	6
49	31	10	11	12	20	3
58	nd		nd		18	3
69	nd		nd		17	3
80	nd		nd		20	3
91	22	10	1	13	20	3

Tabela II.III - Valores obtidos para a Datação Isotópica do Core TM 7

TM7		
Prof (cm)	210Pbxs	log (A)
1	19	2,944
3		
5	42	3,738
7	21	3,045
9	5	1,609
12	14	2,639
14	29	3,367
18	11	2,398
23		
29		
49	11	2,398
58		
69		
80		
91	1	0,000

Tabela II. IV - Cálculo dos Log (Pb 210)

Datação Isotópica Core TM 20

Prof (cm)	210 Pb	incerteza	210Pbxs	incerteza	226 Ra	incerteza
1	83	20	38	25	44	5
5	58	21	11	27	48	5
7	71	17	20	21	51	4
9	nd		nd		39	4
11	nd		nd		35	4
15	29	15	nd		32	4
19	46	16	16	20	30	4
23	nd		nd		34	4
29	25	14	nd		29	4
32	37	15	5	19	31	4

Tabela II. V - Valores obtidos para a Datação Isotópica do Core TM 20

TM20		
Prof (cm)	210Pbxs	log (A)
1	38	3,638
5	11	2,398
7	20	2,996
9		
11		
15		
19	16	2,773
23		
29		
32	5	1,609

Tabela II. VI - Cálculo dos Log (Pb210)

Variabilidade dos elementos pH, K, P, C e S - TM 2

Sub-amostra	Prof (cm)	pH	K (mg/L)	P (mg/L)	C (%)	S(mg/L)
1	0-2	4,58	85,599	23,575	1,3652	31,054
2	2-4	4,58	76,685	21,883	1,2783	4,2494
3	4-6	4,55	35,285	26,293	1,3185	11,668
4	6-8	4,57	76,685	25,55	1,4156	21,937
5	8-10	4,53	103,8542	51,240	1,5608	32,585
6	10-12	4,53				
7	12-14	4,47				
8	14-16	4,5	147,9514	36,140		
9	16-18	4,54				
10	18-20	4,57	125,9028	22,735		
11	20-22	4,48			1,2229	33,408
12	22-24	4,3	170,0000	14,515	2,1905	89,879
13	24-26	4,26				
14	26-30	4,37				
15	30-32	4,32	214,0972	7,640	1,2664	77,487
16	32-34	4,38				
17	34-38	4,39	124,0004	3,655	1,2055	38,627
18	38-40	4,37				
19	40-42	4,38	170,0000	12,365		
20	42-44	4,54	103,8542	12,380	1,1017	0
21	44-46	4,58				
22	46-48	4,55	103,8542	17,120	1,1533	25,369
23	48-50	4,59				
24	50-52	4,61				
25	52-54	4,56	103,8542	24,540	1,1879	31,212
26	54-56	4,57	103,8542	10,485		
27	56-58	4,73	170,0000	14,170	1,0344	12,261
28	58-60	4,69	81,8056	14,120	1,0641	16,965
29	60-62	4,66	103,8542	23,450	1,1391	11,547

Tabel III.I - Valores de K (mg/l), P(mg/l) C(%) e S (mg/l) obtidos para o core TM 2

Variabilidade dos elementos pH, K, P, C e S - TM 3

Sub-amostra	Prof. (cm)	pH	K (mg/l)	P (mg/l)	C (%)	S (mg/l)
1	0-2	5,1	147,95	9,32	1,4078	50,934
2	2-4	5,15	81,81	3,96	1,3155	12,767
3	4-6	5,16	81,81	3,50	1,1132	12,434
4	6-8	5,15	81,81	3,10	1,0608	11,165
5	8-10	5	81,81	11,81	1,1511	12,357
6	10-12	5,03				
7	12-14	4,95				
8	14-16	4,87				
9	16-18	4,75				
10	18-20	4,79				
11	20-22	4,69	81,81	4,18	1,0808	9,74
12	22-24	4,79				
13	24-26	4,67				
14	26-28	4,68				
15	28-30	4,69	59,76	2,90	0,8392	7,438
16	30-32	4,91				
17	32-34	4,92	41,19	2,81	0,731	8,589
18	34-36	4,85				
19	36-38	4,86	47,11	2,22	0,6858	0
20	38-40	4,87				
21	40-42	4,86	59,76	4,34	0,729	0
22	42-44	4,88	59,76	2,88	0,7798	15,064
23	44-46	4,8				
24	46-48	4,81				
25	48-50	4,8	81,81	2,77	0,793	4,826
26	50-52	4,74				
27	52-54	4,74	82,599	3,63	0,7308	8,317
28	54-56	4,38	153,57	3,83	1,4664	79,338
29 e 30	56-60	4,36				
31	60-62	4,41				
32	62-64	4,39	170,00	6,93	1,5865	58,338

Tabel III.II - Valores de K (mg/l), P(mg/l) C(%) e S (mg/l) obtidos para o core TM 3

Variabilidade dos elementos pH, K, P, C e S - TM 3

Sub-amostra	Prof. (cm)	pH	K (mg/l)	P (mg/l)	C (%)	S (mg/l)
1	0-2	5,1	147,95	9,32	1,4078	50,934
2	2-4	5,15	81,81	3,96	1,3155	12,767
3	4-6	5,16	81,81	3,50	1,1132	12,434
4	6-8	5,15	81,81	3,10	1,0608	11,165
5	8-10	5	81,81	11,81	1,1511	12,357
6	10-12	5,03				
7	12-14	4,95				
8	14-16	4,87				
9	16-18	4,75				
10	18-20	4,79				
11	20-22	4,69	81,81	4,18	1,0808	9,74
12	22-24	4,79				
13	24-26	4,67				
14	26-28	4,68				
15	28-30	4,69	59,76	2,90	0,8392	7,438
16	30-32	4,91				
17	32-34	4,92	41,19	2,81	0,731	8,589
18	34-36	4,85				
19	36-38	4,86	47,11	2,22	0,6858	0
20	38-40	4,87				
21	40-42	4,86	59,76	4,34	0,729	0
22	42-44	4,88	59,76	2,88	0,7798	15,064
23	44-46	4,8				
24	46-48	4,81				
25	48-50	4,8	81,81	2,77	0,793	4,826
26	50-52	4,74				
27	52-54	4,74	82,599	3,63	0,7308	8,317
28	54-56	4,38	153,57	3,83	1,4664	79,338
29 e 30	56-60	4,36				
31	60-62	4,41				
32	62-64	4,39	170,00	6,93	1,5865	58,338

Tabel III.II - Valores de K (mg/l), P(mg/l) C(%) e S (mg/l) obtidos para o core TM 3

Variabilidade dos elementos pH, K, P, C e S - TM 4

Sub-amostra	Prof. (cm)	pH	K (mg/l)	P (mg/l)	C (%)	S (mg/l)
1	0-2	4,56	81,806	5,455	0,2111	2,2344
2	2,0 - 4,0	4,59	59,757	3,845	0,1763	1,9877
3	4,0-6,0	4,58	37,708	2,090	0,2193	2,3768
4	6,0-8,0	4,62	81,806	1,630	0,2992	3,2302
5	8,0-10,0	4,6	59,757	2,645	0,2436	1,7349
6	10,0-12,0	4,65	59,757	1,125	0,1775	1,5234
7	12,0-14,0	4,64	59,757	1,820	0,1781	1,0933
8	14,0-16,0	4,75	37,708	2,250	0,1905	4,0021
9	16,0-18,0	4,72	59,757	2,265	0,2233	2,0122
10	18,0-20,0	4,66	37,708	3,230	0,2527	4,975
11	20,0-22,0	4,65	59,757	2,390	0,3231	0,51755
12	22,0-24,0	4,71	37,708	4,605	0,2375	1,722
13	24,0-26,0	4,67	37,708	2,390	0,2418	3,1066
14	26,0-30,0	4,67	37,708	4,605	0,2547	3,3169
15	30,0-32,0	4,65	37,708	1,995	0,3458	2,4783
16	32,0-34,0	4,82	37,708	2,025	0,2761	0
17	34,0-36,0	4,9	37,708	2,705	0,4591	2,1092
18	36,0-38,0	4,86	81,806	1,585	0,2682	0,63095
19	38,0-40,0	4,80	37,708	1,725	0,2678	0,87042
20	40,0-42,0	4,85	37,708	1,315	0,2587	0
21	42,0-44,0	4,97	37,708	1,615	0,2654	4,3025
22	44,0-46,0	5,07	37,708	2,025	0,2850	3,0076
23	46,0-48,0	4,97	37,708	1,855	0,3447	3,7804
24	48,0-50,0	4,88	37,708	1,425	0,3024	2,5427
25	50,0-52,0	5,02	37,708	1,535	0,3099	4,2442
26	52,0-54,0	5,02	59,757	1,410	0,2735	1,456
27	54,0-56,0	4,97	37,708	2,060	0,2768	2,685
28	56,0-58,0	4,87	37,708	1,395	0,3017	0,8696
29	58,0-60,0	4,93	37,708	1,190	0,3323	2,3747
30	60,0-62,0	4,93	37,708	1,490	0,3269	2,7012
31	62,0-64,0	5,05	37,708	2,105	0,3156	1,592
32	64,0-66,0	4,89	59,757	2,265	0,3535	0
33	66,0-68,0	4,95	37,708	1,790	0,3366	3,8338
34	68,0-70,0	4,96	37,708	1,615	0,3470	0
35	70,0-72,0	4,98	37,708	1,330	0,4014	0
36	72,0-74,0	4,97	37,708	3,875	0,3886	1,8561
37	74,0-76,0	4,96	37,708	2,230	0,4029	0,92309
38	76,0-78,0	5,00	59,757	2,800	0,3934	1,9535
39	78,0-80,0	5,01	37,708	1,790	0,3973	0
40	80,0-82,0	5,00	37,708	2,060	0,4489	1,5766
41	82,0-84,0	4,92	37,708	1,155	0,5001	7,0213
42	84,0-86,0	4,96	37,708	2,135	0,4916	1,5558
43	86,0-88,0	5,04	37,708	1,030	0,4794	0
44	88-90	5,09	37,708	1,250	0,6276	0

Tabel III.III - Valores de K (mg/l), P(mg/l) C(%) e S (mg/l) obtidos para o core TM 4

Variabilidade dos elementos pH, K, P, C e S - TM 5

Sub-amostra	Prof (cm)	pH	K (mg/l)	P (mg/l)	C (%)	S (mg/l)
1	0-2	4,17	170,00	1,19	1,2118	15,291
2	2-4	4,58	171,32	3,77	1,2323	23,637
3	4-6	4,61	153,57	4,35	1,2814	32,958
4	6-10	4,68	214,10	3,66	1,2438	30,001
5	10-14	4,49	171,31	3,34	1,1825	29,383
6	14-20	4,63	192,05	3,42	1,2188	6,9851
7	20-36	4,58	170,00	1,44	1,2523	39,815
8	36-52	4,6	170	1,89	1,2069	71,541
9	52-54	4,55	192,05	1,89	1,2423	66,866
10	54-56	4,5	147,95	0,70	1,1698	63,03

Tabel III.IV - Valores de K (mg/l), P(mg/l) C(%) e S (mg/l) obtidos para o core TM 5

Variabilidade dos elementos pH, K, P, C e S - TM 7

Sub-amostra	Prof (cm)	pH	K (mg/L)	P (mg/l)	C (%)	S (mg/l)
1	0-2,2	4,89	236,1458	5,570	0,84525	5,2908
2	2,2-4,4	5,02	236,1458	4,065	0,78153	3,4659
3	4,4-6,6	5,01	165,4009	3,625	0,95252	1,2707
4	6,6-8,8	5,02	236,1458	6,010	0,82212	4,3539
5	8,8-11,0	4,89	258,1944	3,560	0,87772	6,8672
6	11,0-13,2	5,09	324,3403	5,110	0,91373	6,8389
7	13,2-15,4	5,07	258,1944	4,225	0,99314	5,6645
8	15,4-17,6	5,14	236,1458	7,495	0,94375	4,437
9	17,6-19,8	5,12	81,80556	23,970	0,89188	0,78504
10	19,8-22,0	5,04	258,1944	10,675	1,1515	2,9419
11	22,0-24,2	5,09	125,9028	13,960	1,0056	4,3162
12	24,2-26,4	5,05	236,1458	9,965	1,2837	0,106
13	26,4-28,6	5	236,1458	22,530	1,325	0
14	28,6-30,8	5,37	214,0972	18,940	0,928	0,62574
15	30,8-33,0	5,46	81,80556	23,195	0,83084	3,3232
16	33,0-35,2	5,68	147,9514	14,735	1,1787	3,6185
17	35,2-37,4	5,64	192,0486	33,535	1,2446	7,6072
18	37,4-39,6	5,67	192,0486	31,370	1,4102	4,7036
19	39,6-41,8	5,67	103,8542	26,390	1,1805	3,6782
20	41,8-44,0	5,8	81,80556	17,205	0,71152	3,557
21	44,0-46,2	6	103,8542	18,880	0,58495	2,0376
22	46,2-48,4	6,02	59,75694	8,680	0,73026	4,3593
23	48,4-50,6	5,88	81,80556	21,755	1,1297	4,6991
24	50,6-52,8	5,84	81,80556	19,150	2,0119	7,379
25	52,8-55,0	6,81	81,80556	13,740	0,55194	2,7216
26	55,0-57,2	6,17	81,80556	6,455	0,58512	3,1747
27	57,2-59,4	6,25	103,8542	6,280	0,79193	0,7601
28	59,4-61,6	6,37	170,0000	5,190	1,1538	3,946
29	61,6-63,8	5,95	81,80556	20,240	1,0022	3,9382
30	63,8-66,0	5,93	81,80556	16,175	1,0895	1,3959
31	66,0-68,2	5,97	81,80556	20,130	1,0936	3,0746
32	68,2-70,4	6,34	103,8542	28,490	0,90316	4,2136
33	70,4-72,6	6,26	81,80556	14,340	0,72535	1,5359
34	72,6-74,8	6,53	103,8542	18,390	0,74241	3,0072
35	74,8-77,0	6,46	103,8542	29,250	0,86164	5,255
36	77,0-79,2	6,26	103,8542	26,260	1,2664	3,2144
37	79,2-81,4	6,2	81,80556	19,660	1,3218	5,9175
38	81,4-83,6	6,36	103,8542	28,635	1,4718	4,4711
39	83,6-85,8	6,48	81,80556	25,250	1,5474	1,0143
40	85,8-88,0	6,53	103,8542	31,175	1,5645	6,3117
41	88,0-90,2	6,57	103,8542	34,135	1,5695	3,8285
42	90,2-92,4	6,33	103,8542	53,580	1,4373	2,7067

Tabel III.V - Valores de K (mg/l), P(mg/l) C(%) e S (mg/l) obtidos para o core TM 7

Variabilidade dos elementos pH, K, P, C e S - TM 8

Sub-amostra	Prof (cm)	pH	K (mg/l)	P (mg/l)	C (%)	S (mg/l)
1	0-2	4,73	103,85	3,44	0,58633	8,1299
2	2-4	4,67	125,9	3,35	0,55204	6,8812
3	4-6	4,79	103,85	1,81	0,52284	8,635
4	6-8	4,91	103,85	1,35	0,48724	1,4901
5	8-10	5,01	103,85	6,2	0,50786	5,0474
6	10-12	5,03				
7	12-14	4,91				
8	14-16	5,07				
9	16-18	5,06				
10	18-20	5,03				
11	20-22	4,98	103,85	29,14	0,65675	10,602
12	22-24	5	103,85	28,45	0,7561	12,381
13	24-26	5,02				
14	26-28	5,02				
15	28-30	5,2				
16	30-32	5,04				
17	32-34	5,03				
18	34-36	5,03				
19	36-38	4,83	125,9	54,59	3,0813	92,696
20	38-40	4,02	125,9	57,52	2,2129	54,215
21	40-42	4,22				
22	42-44	4,12				
23	44-46	4,17				
24	46-48	4,32	147,95	7,31	1,3927	44,282
25	48-50	4,35				
26	50-52	4,33	147,95	9,79	1,3319	50,365

Tabel III.VI - Valores de K (mg/l), P(mg/l) C(%) e S (mg/l) obtidos para o core TM 8

Variabilidade dos elementos pH, K, P, C e S - TM 9

Sub-amostra	Prof (cm)	pH	K (mg/l)	P (mg/l)	C (%)	S (mg/l)
1	0-2	4,12	59,75694	9,5350	1,562	10,633
2	2-4	4,1	59,75694	8,8100	1,696	9,252
3	4-6	4,1	59,75694	7,3400	0,085	8,446
4	6-8	4,14	81,80556	9,7400	0,666	7,150
5	8-10	4,17			0,790	7,550
6	10-12	4,29				
7	12-14	4,2				
8	14-16	4,22				
9	16-18	4,18	81,80556	9,6300	0,877	7,596
10	18-20	4,17				
11	20-22	4,12	81,80556	7,4950	0,849	10,062
12	22-24	4,17	59,75694	10,8950	0,933	8,447
13	24-26	4,05				
16	30-32	4,1				
17	32-34	3,95				
18	34-36	4				
19	36-38	3,92	81,80556	30,3550	1,252	15,344
20	38-40	3,96				
21	40-42	3,98	103,8542	24,0950	1,579	25,166
22	42-44	4,17	125,9028	10,9600	1,267	34,928
23	44-46	4,11				
24	46-48	4,1				
25	48-50	4,04	125,9028	7,7000	1,291	33,584

Tabel III.VII - Valores de K (mg/l), P(mg/l) C(%) e S (mg/l) obtidos para o core TM 9

Variabilidade dos elementos pH, K, P, C e S - TM 11 C

Sub-amostra	Prof (cm)	pH	K (mg/l)	P (mg/l)	C (%)	S (mg/L)
1 e 2	0-4	4,97	81,81	11,06	6,7828	375,480
3	4-6	4,9	103,85	9,48	5,9432	331,485
4 e 5	6-10	5,42	103,85	5,14	7,5115	394,740
6	10-12	5,19	125,9	18,74	3,2981	122,800
7 e 8	12-16	4,76	103,85	3,4	2,672	85,188
9	16-18	4,73				
10	18-20	4,64				
11	20-22	4,58	103,85	2,55	1,5936	65,474
12	22-24	4,59				
13	24-26	4,65	125,9	9,3	1,5632	58,338
14	26-28	4,68				
15	28-30	4,61				
16	30-32	4,64				
17	32-34	4,66				
18,19 e 20	34-40	4,73	125,9	1,68	1,8319	91,624

Tabel III.VIII - Valores de K (mg/l), P(mg/l) C(%) e S (mg/l) obtidos para o core TM 11 C

Variabilidade dos elementos pH, K, P, C e S - TM 17

Sub-amostra	Prof. (cm)	pH	K (mg/l)	P (mg/L)	C (%)	S (mg/l)
1	0-2					
2	2-4	4,86	147,9514	14,945	1,1666	59,482
3	4-6	4,53				
4	6-8	4,67	125,9028	2,99	1,1747	47,51
5	8-10	4,55				
6	10-12	4,68				
7	12-14	4,52	125,9028	6,06	1,1223	41,228
8	14-16	4,67				
9	16-18	4,58	125,9028	4,035	1,0688	35,906
10	18-20	4,83	125,9028	2,01	1,1472	27,895
11	20-22	4,74				
12	22-24	4,54				
13	24-26	4,67	147,9514	1,18	1,2974	28,283
14	26-28	4,63	125,9028	4,65	1,329	28,986
15	28-30	4,58	125,9028	6,185	1,4587	26,18
16	30-32	4,64	147,9514	29,185	1,5712	36,922
17	32-34	4,68	125,9028	29,595	1,5202	37,734

Tabel III.XI - Valores de K (mg/l), P(mg/l) C(%) e S (mg/l) obtidos para o core TM 17

Variabilidade dos elementos pH, K, P, C e S - TM 20

Sub-amostra	Prof (cm)	pH	K (mg/l)	P (mg/l)	C (%)	S (mg/l)
1 e 2	0-4	4,55	125,9028	1,550	1,088	13,942
3	4-6	4,57	125,9028	1,555	1,136	0,000
4	6-8	4,6	125,9028	1,330	1,238	27,208
5	8-10	4,47	125,9028	1,785	1,480	27,254
6	10-12	4,43	103,8542	4,540	1,433	8,851
7	12-14	4,34	103,8542	2,200	1,086	3,729
8	14-16	4,35	81,80556	2,185	0,974	5,926
9	16-18	4,33	103,8542	1,760	0,862	4,672
10	18-20	4,13	103,8542	1,835	0,740	3,227
11	20-22	4,04	103,8542	2,170	0,682	2,396
12	22-24	4,37	81,80556	1,440	0,666	8,525
13	24-26	4,37	103,8542	1,395	0,624	1,254
14	26-28	4,26	103,8542	3,275	0,577	5,512
15	28-30	4,19	81,80556	1,710	0,532	0,841
16	30-32	4,22	81,80556	1,410	0,533	9,174

Tabel III.X - Valores de K (mg/l), P(mg/l) C(%) e S (mg/l) obtidos para o core TM 20