

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

**EVOLUÇÃO URBANA E O ENRIQUECIMENTO DE SEDIMENTOS
POR METAIS-TRAÇO NA BARRAGEM MÃE D'ÁGUA, SUB-BACIA
DO ARROIO DILÚVIO, RMPA/RS.**

Dissertação de Mestrado

Alice Rodrigues Cardoso

Porto Alegre, março de 2011.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

**Evolução urbana e o enriquecimento de sedimentos por metais-traço na
Barragem Mãe d'Água, sub-bacia do Arroio Dilúvio, RMPA/RS.**

ALICE RODRIGUES CARDOSO

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Dr. Cristiano Poletto

Banca examinadora

Prof. Dr. André Luiz Lopes da Silveira – IPH/UFRGS
Prof. Dr. Eloy Lemos de Mello – CCET/UNIOESTE
Profa. Dra. Nina Simone Vilaverde Moura Fujimoto – IGEO/UFRGS

Porto Alegre, 18 de março de 2011.

Agradecimentos

Um agradecimento especial ao meu orientador, Cristiano Poletto, que ao longo de anos de amizade tem me apoiado e motivado a dar continuidade a vida acadêmica por meio de seu entusiasmo e dedicação as atividades de pesquisa.

A minha família, minha irmã Aline, meu cunhado e especialmente a minha mãe, que diante da maior perda de nossas vidas conseguiu se reerguer, apesar de todas as limitações que enfrenta. Ao meu pai, que partiu, mas que, com certeza, olha por nós nesse momento com a ternura de sempre, e que, espero, sinta-se orgulhoso diante desta minha conquista tão desejada por ele.

Ao Douglas, por permanecer na minha vida esses maravilhosos anos, e tornar tudo mais alegre e possível. Ao teu lado aprendi o real significado das palavras: perseverança, confiança e amor, e que 'sonho que se sonha junto, é realidade'. A família dele, que agreguei como se fosse minha: Flávio e Rosane, Scheila e Tiago.

Aos amigos, os poucos e bons, que transformam as horas e fazem da vida algo mais leve e melhor. Especialmente a Mariana Pessoa, pela amizade sincera e a imensa ajuda no processamento dos dados geográficos.

Aos colegas: do IPH, especialmente da turma 2010/1, a colega de área de pesquisa, Leidy Martinez, aos do PPG Ciência do Solo 2009/1. E também aos da Licenciatura em Geografia, que seguem na luta.

A todos os professores da Pós-Graduação que tornaram essa jornada mais desafiadora do que já parecia, especialmente aos do PPG Ciência do Solo, Egon Meurer e Carlos Alberto Bissani.

Aos componentes da banca de qualificação e a esta final, que com seu conhecimento consolidado muito contribuíram para a construção deste trabalho. Em particular ao professor André Silveira, pelo apoio logístico e institucional, sempre que foi preciso.

Aos Laboratórios: de Análises de Solo (Faculdade de Agronomia/UFRGS), na figura da Lizandra, de Sedimentometria (IPH/UFRGS), na figura do hidrotécnico Bruno e ao de Tecnologias Ambientais, na figura do professor Benetti. Dois agradecimentos fundamentais: ao técnico do Laboratório de Sedimentologia do CECO/IGEO/UFRGS Gilberto Rodrigues, pelo auxílio na realização das coletas dos testemunhos e apoio no processamento das amostras; e ao professor Hasenack do Laboratório de Geoprocessamento do CENECO/IBIO/UFRGS pela presteza e por disponibilizar material e ajuda incondicionalmente.

Aos funcionários do IPH, motoristas e técnicos que me auxiliaram, especialmente a Nadir e ao Andreas da secretaria do PPGRHSA.

A CAPES e ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos.

Sumário

| | |
|--|-------------|
| LISTA DE FIGURAS..... | VI |
| LISTA DE TABELAS..... | VII |
| LISTA DE SIGLAS..... | VIII |
| 1. INTRODUÇÃO | 11 |
| 2. HIPÓTESE..... | 13 |
| 3. OBJETIVOS | 14 |
| 3.1. Objetivo Geral | 14 |
| 3.2. Objetivos Específicos..... | 14 |
| 4. REVISÃO DA LITERATURA | 15 |
| 4.1. Contextualização do Processo de Urbanização e Degradação Ambiental | 15 |
| 4.2. Sedimentos urbanos e poluição..... | 19 |
| 4.2.1 Principais Fatores na Compartimentação Biogeoquímica dos Metais | 20 |
| 4.2.2 Mecanismos atuantes na Sorção dos Cátions Metálicos..... | 29 |
| 4.2.3 Colunas Sedimentares e o Registro de Atividades Antrópicas | 31 |
| 4.3. Geotecnologias e aplicação a estudos ambientais..... | 33 |
| 5. MATERIAL E MÉTODOS | 38 |
| 5.1. Descrição da Área de Estudo | 38 |
| 5.1.1 Características Gerais da Área..... | 38 |
| 5.1.2 Represa Mãe d'Água e Processos Antropogênicos | 40 |
| 5.1.3 Percepção da população em relação à área de estudo e a identificação da situação das áreas de preservação permanente (APP) | 44 |
| 5.2. Estruturação da base de dados geográficos..... | 47 |
| 5.2.1 Delimitação da Bacia Hidrográfica do Lago Mãe d'Água | 47 |
| 5.2.2 Análise da Evolução Urbana na Bacia em Estudo..... | 48 |
| 5.3. Amostragem dos perfis sedimentares | 51 |
| 5.4. Processamento das Amostras de Sedimentos | 55 |
| 5.5. Caracterização das amostras | 56 |
| 5.5.1 Granulometria..... | 57 |
| 5.5.2 Concentração total de metais | 57 |
| 5.6. Controle de qualidade | 58 |

| | | |
|-------------|--|-----------|
| 6. | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 59 |
| 6.1. | Evolução da Ocupação Urbana na Bacia do Lago Mãe d'Água..... | 59 |
| 6.1.1 | Análise do uso do solo baseado em fotografia aérea de 1972 | 59 |
| 6.1.2 | Análise do uso do solo baseado em fotografia aérea de 1991 | 61 |
| 6.1.3 | Análise do uso do solo baseado em imagem de satélite de 2003..... | 63 |
| 6.1.4 | Análise do uso do solo baseado em imagem de satélite de 2008..... | 66 |
| 6.2. | Concentração Total de Metais-Traço nos Testemunhos Sedimentares | 69 |
| 6.2.1 | Zinco..... | 69 |
| 6.2.2 | Níquel | 73 |
| 7. | CONCLUSÕES..... | 77 |
| 8. | RECOMENDAÇÕES..... | 78 |
| 9. | REFERÊNCIAS | 79 |

Lista de Figuras

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Comparativo de hidrogramas de bacias com ocupações distintas: urbana e rural..... | 17 |
| Figura 2 - Origem e destinação dos sedimentos em ambientes urbanos..... | 19 |
| Figura 3 - Ponto de Carga Zero (PCZ) experimental do óxido de ferro (goethita) em 8,0..... | 23 |
| Figura 4 - Distribuição da granulometria de sedimentos coletados em vias pavimentadas (A) e em bocas coletoras de águas pluviais (B) de 20 municípios do estado do Rio Grande do Sul..... | 25 |
| Figura 5 - Diagrama do fluxo ambiental da matéria orgânica..... | 26 |
| Figura 6 - Características que influenciam a associação de metais nas três fases principais..... | 28 |
| Figura 7 - Representação Esquemática dos Complexos de Superfície..... | 29 |
| Figura 8 - Resultado de um estudo de evolução temporal da concentração de Hg, entre os anos de 1890 e 2004, nos Grandes Lagos Canadenses..... | 32 |
| Figura 9 - Mesma área imageada com diferentes resoluções radiométricas..... | 36 |
| Figura 10 - Imagem Landsat (A) e Quickbird (B) da Região Central de Porto Alegre/RS..... | 36 |
| Figura 11 - Localização da área de estudo na Região Metropolitana de Porto Alegre – RS..... | 38 |
| Figura 12 - Carta imagem da área de estudo, base na imagem Quickbird do ano de 2003..... | 39 |
| Figura 13 - Evolução do espelho d'água da represa Mãe d'Água (1972-2008)..... | 41 |
| Figura 14 - Aspecto das águas no vertedouro do Lago Mãe d'Água..... | 42 |
| Figura 15 - Concentração de COT em amostras de sedimentos fluviais em suspensão coletadas entre os anos de 2003 e 2006 em um dos arroios contribuintes do Lago da barragem Mãe d'Água, com valores de referência estabelecidos pela OMEE (1993)..... | 43 |
| Figura 16 - Acúmulo de resíduos sólidos e as macrófitas que se desenvolvem na superfície do Lago..... | 45 |
| Figura 17 - Situação das APP na bacia Mãe d'Água em 2003..... | 46 |
| Figura 18 - Tela do processamento no ENVI® 4.2, em (A) imagem Quickbird, utilizada como base para o georreferenciamento da fotografia aérea (B)..... | 50 |
| Figura 19 - Pontos de coleta dos testemunhos sedimentares..... | 52 |
| Figura 20 - Ferramentas utilizadas na coleta das amostras..... | 53 |
| Figura 21 - Detalhe do sistema de retenção instalado na base do tubo de coleta para impedimento do escorregamento e mistura de camadas da amostra..... | 54 |
| Figura 22 - Embarcação utilizada na coleta..... | 54 |
| Figura 23 - Abertura da amostra T2..... | 55 |
| Figura 24 - Interpretação do uso do solo baseada em fotografias aéreas de 1972..... | 60 |
| Figura 25 - Interpretação do uso do solo baseada em fotografias aéreas de 1991..... | 62 |
| Figura 26 - Densificação de ocupação dos lotes..... | 64 |
| Figura 27 - Interpretação do uso do solo baseada em imagem de satélite de 2003..... | 65 |
| Figura 28 - Interpretação do uso do solo baseada em imagem de satélite de 2008..... | 67 |
| Figura 29 - Dados globais da evolução da ocupação urbana da bacia..... | 68 |
| Figura 30 - Densidade demográfica da Grande Santa Isabel com base nos dados do IBGE (1991, 1996, 2000 e 2010) e FUJIMOTO (2001)..... | 69 |
| Figura 31 - Distribuição de Zn (mg.kg^{-1}) nos sedimentos dos três testemunhos coletados..... | 70 |
| Figura 32 - Distribuição de Ni (mg.kg^{-1}) nos sedimentos dos três testemunhos coletados..... | 73 |
| Figura 33 - Detritos metálicos e vegetais da sub-amostra 1,20 m do T3..... | 76 |

Lista de Tabelas

| | |
|---|----|
| Tabela 1 - Caracterização das Fontes de Poluição do Ambiente Aquático..... | 18 |
| Tabela 2 - Grupos funcionais de superfície que geram cargas pH-dependentes..... | 22 |
| Tabela 3 - Área Superficial Específica (ASE) e Capacidade de Troca de Cátions (CTC) de argilominerais e de partículas de matéria orgânica | 24 |
| Tabela 4 - Sequências de afinidade de adsorção de cátions metálicos divalentes a superfícies de diferentes óxidos | 30 |
| Tabela 5 - Características de alguns satélites/sensores utilizados no Brasil | 37 |
| Tabela 6 - Características das amostras de sedimentos da Represa Mãe d'Água, nas estações de verão (V) e inverno (I) do ano de 2004 | 44 |
| Tabela 7 - Características dos produtos de origem analógica utilizadas..... | 48 |
| Tabela 8 - Características dos produtos digitais que foram utilizados..... | 49 |
| Tabela 9 - Informações dos testemunhos coletados..... | 51 |
| Tabela 10 - Sub-amostras selecionadas para determinação da concentração de metais | 56 |
| Tabela 11 - Valores de base dos metais-traço analisados | 58 |
| Tabela 12 - Resultados da interpretação do uso do solo no ano de 1972 | 59 |
| Tabela 13 - Resultados da interpretação do uso do solo no ano de 1991 | 61 |
| Tabela 14 - Resultados da interpretação do uso do solo no ano de 2003 | 64 |
| Tabela 15 - Resultados da interpretação do uso do solo no ano de 2008 | 66 |
| Tabela 16 - Concentração de Zn ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) nos sedimentos acumulados no Lago Mãe d'Água | 72 |
| Tabela 17 - Concentração de Ni ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) nos sedimentos acumulados no Lago Mãe d'Água..... | 75 |

Lista de Siglas

APP - Áreas de Preservação Permanente

ASE - Área Superficial Específica

BDG - Banco de Dados Geográficos

COT - Carbono Orgânico Total

CTA - Capacidade de Troca de Ânions

CTC - Capacidade de Troca de Cátions

DGI - Divisão de Geração de Imagens

Eh - Potencial de Oxi-Redução

HEIS - *Hydro-Engineering Institute of Sarajevo*

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

METROPLAN - Fundação Estadual de Planejamento Metropolitano e Regional

MNT - Modelo Numérico de Terreno

MO - Matéria Orgânica

OD - Oxigênio Dissolvido

PCZ - Ponto de Carga Zero

pH - Potencial Hidrogeniônico

RMPA - Região Metropolitana de Porto Alegre

SIG - Sistemas de Informações Geográfica

T1 - Testemunho 1

T2 - Testemunho 2

T3 - Testemunho 3

UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul

UTM - *Universal Transverse Mercator*

Resumo

Dentre as ações antrópicas que caracterizam a urbanização, destacam-se os impactos gerados pela substituição da vegetação original por áreas impermeabilizadas (PACKMAN *et al.*, 1999), o lançamento de grandes cargas de esgoto sem prévio tratamento e a adição de contaminantes químicos através das mais diversas fontes (POLETO & LAURENTI, 2008). Estes contaminantes são dispersos no ambiente urbano pelo poder de fluxo de águas pluviais (JARTUN & PETERSEN, 2010), desta forma, pode-se dizer que os sedimentos são um veículo para a entrada de contaminantes no sistema aquático. Além disso, eles representam e fornecem uma resposta à condição do sistema, atuando como um depósito para os contaminantes presentes no ambiente. Ao analisar os sedimentos de superfície é possível determinar a medida, a distribuição, a origem e os possíveis riscos de uma contaminação real. Já o estudo de colunas sedimentares fornece o registro histórico das substâncias advindas de atividades antrópicas, ou não, que se desenvolveram na bacia hidrográfica ao longo dos últimos anos (MÜLLER *et al.*, 1977). Neste contexto, o presente trabalho investiga o enriquecimento dos sedimentos produzidos na bacia hidrográfica em estudo por elementos traço (Ni e Zn) na busca de inferir sobre a influência do processo de urbanização da área sobre essas concentrações. A área de estudo localiza-se no município de Viamão, região metropolitana de Porto Alegre (RMPA), no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. A bacia Mãe d'Água é composta por quatro arroios, totalizando uma área de 353 ha e tem em seu exutório uma barragem situada na área da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. A barragem Mãe d'Água foi construída em 1962, visando atender à demanda da Universidade, e transformou-se em um intrincado problema ambiental pela ocupação urbana desordenada da sua área de contribuição nos últimos quarenta anos, que fornece uma gama diversa de poluentes de origem orgânica e inorgânica. Visando a construção de um panorama evolutivo dos processos de degradação ambiental a que a área de estudo vem sendo submetida, foi realizada, em dezembro de 2009, a coleta de três testemunhos sedimentares em pontos distintos no lago da Barragem. Os sedimentos da fração menor que 63µm foram destinados a análise química para verificação da presença e concentração dos elementos traço: Níquel (Ni) e Zinco (Zn). A metodologia de digestão ácida empregada é a EPA 3050, adotada pela *U.S. Environment Protection Agency*, sendo que as análises foram realizadas em duplicata e, para controle de qualidade, foram utilizados dois materiais de referência da USGS (*U.S. Geological Survey*): SGR-1b e SCO-1. Na elaboração das análises da evolução da ocupação urbana na bacia hidrográfica foram determinados os valores correspondentes as áreas antropizadas e naturais, sendo utilizados diferentes produtos de sensoriamento remoto: fotografias aéreas (anos 1972 e 1991) e imagens de satélite de alta resolução (anos 2003 e 2008) visando verificar o período correspondente aos últimos 40 anos. As áreas naturais foram reduzidas em 12% em quatro décadas, contudo o adensamento populacional (estimado em 30% nos últimos 20 anos) em áreas já antropizadas mostrou-se como um fator importante para a compreensão do processo de urbanização da área e a crescente degradação dos corpos d'água da bacia, especialmente do corpo receptor final, o Lago Mãe d'Água. Todas as amostras analisadas apresentaram concentrações de Zn e Ni acima do valor de *background* local e com padrões de crescimento, portanto, evidenciam a existência de enriquecimento dos sedimentos por estes elementos. Considerando que a área de estudo caracteriza-se historicamente pela ocupação residencial, com predominância de poluição de fontes difusas, a dinâmica urbana pode ser considerada como o principal agente fornecedor de metais-traço aos corpos d'água.

Abstract

Among the human activities that characterize urbanization, stand out the impacts generated by replacing the original vegetation by waterproofed areas (PACKMAN *et al.*, 1999), the release of large sewage loads without previous treatment and the addition of chemical contaminants through the most several sources (POLETO & LAURENTI, 2008). These contaminants are dispersed within the urban environment by the power of storm water flux (JARTUN & PETERSEN, 2010), thus it is possible to say sediments are a vehicle for the entering of contaminants in aquatic systems. Moreover, they represent and provide a response to the condition of the system acting as a deposit for contaminants in aqueous environments. By analyzing the sediment surface is possible to determine the extent, distribution, origin and possible risks of an actual contamination. The cores study provides a historical record of the substances resulting from human activities or not, that developed in the basin over the past year (MÜLLER *et al.*, 1977). In this context, this research investigates the enrichment of the sediments produced in the studied watershed for trace elements and demonstrates their correlation with the urbanization period of this watershed. The study area is located in Viamão city, Metropolitan Region of Porto Alegre city, Rio Grande do Sul state, Brazil. It is composed by four streams, totalizing an area of 353 hectares and has in its outlet a dam located in Federal University of Rio Grande do Sul area. The dam is called Mãe d'Água and it was built in 1962. This dam became a complex environmental problem because there was irregular occupation of this watershed and the dam has started silting very fast besides providing various types of pollutants. Aiming to investigate the evolutionary process of this environmental degradation, it was sampled three sediment cores in December 2009 to study the metal enrichment. Sediment samples fraction less than 63µm analyzed to get trace element concentrations: Nickel (Ni) and Zinc (Zn). The acid digestion method is EPA 3050, the analysis was performed in duplicate and for quality control was used two USGS reference materials: SGR-1b and SCO-1. For evolution analysis of urban settlement in the watershed it was studied the urbanization rates, per decade, using different remote sensing products: aerial photos (year 1972 and 1991) and satellite images of high resolution (year 2003 and 2008), to verify the last 40 years. Natural areas were reduced by 12% in four decades, yet the population density (estimated at 30% in the last 20 years) in areas already disturbed proved to be an important factor in understanding the process of urbanization and the increasing degradation of the watershed's water bodies, especially the receptor end, Mãe d'Água Lake. All samples have showed concentrations of Zn and Ni above the background value and growth patterns thus reveal the enrichment of sediments by these elements. Whereas the study area is characterized by residential occupancy and predominance of diffuse sources of pollution, urban dynamics can be regarded as the leading agent provider of trace metals to water bodies.

1. INTRODUÇÃO

A formação de enormes aglomerados urbanos e industriais tem gerado uma demanda crescente de água, tanto para abastecimento, quanto para irrigação e lazer, evidenciando a dependência, de praticamente todas as atividades humanas, dos recursos hídricos. Paralelamente, o lançamento de efluentes resultantes das ações antrópicas tem modificado drasticamente as características físico-químicas das águas. Os efeitos adversos da introdução de substâncias tóxicas nas águas superficiais manifestam-se nos diferentes compartimentos dos sistemas aquáticos, impactando a biota, passando por toda a cadeia trófica e atingindo as populações humanas.

A urbanização tem como principal característica o aumento das áreas impermeáveis, refletindo num acréscimo nos fluxos de sedimentos provenientes, principalmente, de solos descobertos para obras civis, das encostas e margens dos cursos d'água expostas pelo desmatamento e ocupação humana. Agrava a situação de degradação ambiental, o aumento em diversos compartimentos ambientais das concentrações de elementos-traço, que por ações antrópicas acabam sendo remobilizados e acumulados em áreas favoráveis a sua deposição. Entre os ecossistemas aquáticos, os lagos, devido as suas características de ambiente lântico e deposicional, são reservatórios potenciais de substâncias tóxicas, como os metais-traço (Esteves, 1998).

Os sedimentos de fundo, segundo Fávoro *et al.* (2008), desempenham um papel importante na dinâmica de poluição dos corpos d'água, especialmente por metais-traço. Além de refletir a qualidade corrente do sistema aquático, os sedimentos de fundo podem ser usados para detectar o histórico da presença de contaminantes que não permanecem solúveis após seu lançamento em águas superficiais. Mais do que isso, os sedimentos agem como carreadores e fonte de poluição, pois alguns elementos-traços são sorvidos a eles e, quando de sua deposição, ficam sujeitos a ressolubilização para a água devido a alterações nas condições ambientais (Bevilacqua, 1996).

Segundo Horowitz (1991), fatores físicos, como a granulometria, estão fortemente associados com a concentração dos elementos traços nos sedimentos. A maioria dos elementos-traços tende a se concentrar nos sedimentos de granulometria mais fina, principalmente nas frações silte e argila (<63µm). Para Jayaprakash *et al.* (2010), a concentração e distribuição espacial dos metais-traços também são controlados por outros fatores geoquímicos, como a precipitação e floculação de partículas de substâncias formadas pela complexação dos metais a radicais orgânicos e inorgânicos.

O fenômeno da urbanização é recente no Brasil, incrementou-se a partir da década de 1960, sem planejamento, de forma desordenada, gerando uma série de deficiências estruturais que se agravaram com o passar dos anos. O uso das geotecnologias – que englobam técnicas de sensoriamento remoto, geoprocessamento e sistema de posicionamento global – aliadas a modernização e aperfeiçoamento das imagens de satélites, tem possibilitado o aprimoramento e ampliação do uso destas técnicas nos estudos de avaliação, acompanhamento e planejamento do ambiente urbano. A capacidade de levantamento de dados e integração destes na geração de análises complexas faz do Sistema de Informações Geográficas, hoje, uma ferramenta fundamental aos estudos ambientais. Assim, essa ferramenta oferece a oportunidade de auxiliar os pesquisadores em suas investigações, principalmente no que diz respeito à espacialização e estudo dos resultados.

A proposta de avaliar a evolução do enriquecimento dos sedimentos lacustres por elementos-traço possibilita o fornecimento de subsídios para a elaboração de propostas de recuperação de áreas afetadas por este problema, além de permitir uma nova percepção frente aos perigos que a poluição de uma área não-industrial oferece ao ecossistema aquático inserido em uma bacia urbanizada.

2. HIPÓTESE

No processo de urbanização de uma bacia hidrográfica, realizado sem qualquer planejamento urbano e ambiental, há uma crescente degradação da qualidade ambiental, que pode se refletir no incremento das concentrações de metais-traço presentes nos sedimentos exportados dessa área e acumulados em lagos artificiais ou naturais, ao longo das décadas. Assim, parte-se da hipótese de que é possível verificar um aumento gradual das concentrações de metais-traço nos sedimentos lacustres e sua relação com a expansão das áreas antropizadas da bacia, mesmo considerando os processos de liberação (dessorção) dos metais-traço que possam ter ocorrido nos sedimentos para a coluna d'água nesse ambiente aquático.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

O presente trabalho investigará a ocorrência do enriquecimento de sedimentos, produzidos na bacia hidrográfica da Barragem Mãe d' Água, por 02 (dois) elementos-traço (Ni e Zn), que foram exportados e depositados no lago da barragem, buscando relacioná-los ao processo de urbanização da área, tendo como base o princípio da superposição de camadas.

3.2. Objetivos Específicos

- Identificar, por meio de múltiplos produtos de sensoriamento remoto, a evolução da urbanização da bacia hidrográfica em estudo, nas últimas cinco décadas (desde a construção da barragem até o ano de 2008);
- Analisar a concentração dos metais Níquel (Ni) e Zinco (Zn) em alíquotas de sedimentos retiradas de testemunhos sedimentares coletados na represa estudada e comparar com os níveis de base local (*background*), para a obtenção da estimativa do enriquecimento antrópico dos sedimentos ao longo do processo de urbanização;
- Inferir sobre a relação existente entre o incremento das concentrações de Ni e Zn nos sedimentos acumulados na represa, ao longo das últimas cinco décadas, e a evolução da urbanização da bacia hidrográfica estudada.

4. REVISÃO DA LITERATURA

4.1. Contextualização do Processo de Urbanização e Degradação Ambiental

A expansão urbana rápida e desordenada, aliada ao uso inadequado do solo, é um dos grandes responsáveis pela degradação dos recursos naturais. Como consequências sobre os recursos hídricos têm-se prejuízos severos não só pelas alterações hidrológicas, mas especialmente pela carga poluente carregada, repercutindo sobremaneira na qualidade de vida da população, afetando o equilíbrio ambiental das áreas drenadas pelas bacias hidrográficas (NASCIMENTO *et al.*, 2005).

Segundo Fujimoto (2001), um estudo realizado pela METROPLAN (Fundação Estadual de Planejamento Metropolitano e Regional) concluiu que a grande maioria dos problemas relacionados ao meio físico, verificados na Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA), é decorrente da forma como tem ocorrido o seu uso, tanto pela ocupação de áreas inadequadas, como pela falta de planejamento para ocupação de áreas com risco potencial.

O incremento na abertura de vias, a partir década de 1970, impulsionou o desenvolvimento de certas áreas do município de Porto Alegre, possibilitando a criação de fortes vínculos funcionais com os municípios circundantes, entre eles Viamão, que teve seu crescimento favorecido (FUJIMOTO, 2001). Concomitante à expansão metropolitana, atrelada ao crescimento industrial e residencial, e materializadas pelas grandes avenidas e estradas, evidenciou-se o crescimento de núcleos periféricos a estes eixos de desenvolvimento, que tem como principal característica a carência de infraestrutura, passando a ser opção para moradias populares e abrigando bolsões de sub-habitação.

Segundo Strohaecker (2004), a partir da década de 1990 observa-se o fenômeno da “desconcentração concentrada” no qual há a dispersão geográfica em cidades de pequeno e médio porte, refletindo em um descenso do crescimento demográfico nos núcleos metropolitanos, verificando-se, contudo, a expansão da periferia metropolitana.

Sendo assim, é possível afirmar que a RMPA não foge a regra das demais metrópoles brasileiras, nas quais, segundo Campos Filho (1992), a concentração de renda nas mãos de poucos se reflete também na concentração espacial. Desta forma, quem detém maior poder aquisitivo, melhor se localiza na estrutura da cidade.

Segundo Jacobi (2006), nas cidades, configura-se uma lógica perversa de distribuição de riscos, que afeta desigualmente a população. Reflexo da grande desigualdade social, o crescimento das cidades e metrópoles brasileiras vem aumentando os assentamentos

inadequados e ilegais, frequentemente ocupados pela população de baixa renda (MOTTA, 2002). Para Nascente (2007), estes espaços, além de se caracterizarem por precárias condições de vida, contribuem também sobremaneira para o agravamento do problema ambiental das cidades, afetando, por exemplo, as poucas áreas de preservação permanente que acabam sendo ocupadas. Além disso, segundo Jacobi (2006), com a exacerbação dos processos de “periferização”, mais intenso nos últimos 30 anos, verifica-se a intensificação das intervenções na rede de drenagem, com obras de retificação e canalização dos rios, e o aterramento das várzeas, com sua incorporação à malha urbana, aliados a explosão na abertura de loteamentos de periferia.

A dinâmica da urbanização pela expansão de áreas suburbanas produziu um ambiente urbano segregado e altamente degradado, com efeitos muito graves sobre a qualidade de vida de sua população. A ocupação é, frequentemente, caracterizada por habitações pobres, erguidas pela autoconstrução, em áreas com escassos serviços urbanos e em espaços inadequados para a construção de moradias como morros e encostas, banhados e áreas alegáveis, e outras áreas que deveriam contribuir para a manutenção da qualidade da água dos mananciais (JACOBI, 2006; MOTTA, 2002).

Dentre as ações antrópicas que caracterizam a urbanização, destacam-se os impactos gerados pela substituição da vegetação original por áreas impermeabilizadas (PACKMAN *et al.*, 1999), o lançamento de grandes cargas de esgoto sem prévio tratamento e a adição de contaminantes químicos através das mais diversas fontes (POLETO & LAURENTI, 2008).

A impermeabilização do solo urbano acarreta a redução da infiltração do volume precipitado, aumentando o escoamento superficial. Tal efeito pode ser visualizado na Figura 1, na qual são comparados hidrogramas de duas bacias com características de ocupação humana distintas, uma rural (Newaukum Creeck) e outra urbana (Mercer Creeck), com áreas de drenagem semelhantes, demonstrando a tendência de diminuição do tempo de concentração e aumento da vazão de pico durante os eventos de chuva (POLETO & CASTILHOS, 2008); além disso, Calhoun *et al.* (2003) demonstram que, enquanto há o aumento do escoamento superficial, verifica-se a redução do fluxo de base dos rios e arroios impactados.

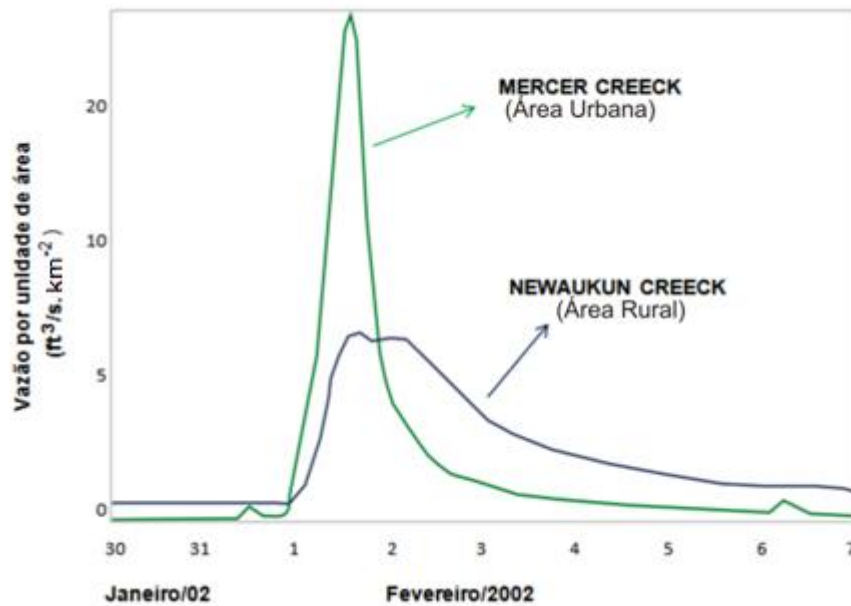


Figura 1 - Comparativo de hidrogramas de bacias com ocupações distintas: urbana e rural.
Adaptado de: KONRAD (2003)

As alterações impostas pelas ações antrópicas nas áreas urbanas além de implicações nos aspectos hidrológicos, provocam também sérios problemas de qualidade da água, seja esta superficial ou subterrânea. Devido, principalmente, ao lançamento de resíduos domiciliares, industriais ou provenientes das atividades rurais, nas formas líquida e sólida que são lançados diretamente nos corpos d'água ou que se infiltram através do solo (POLETO & CASTILHOS, 2008). Especialmente nas cidades, a calha fluvial passou a ser um vetor de descarte e transporte de materiais potencialmente perigosos e outros comprovadamente nocivos, tendo como destino os lagos, estuários e mares, onde acumulam-se.

O escoamento gerado nas superfícies impermeáveis, característica do ambiente urbano, além de aumentar o risco de alagamentos, pode ser altamente poluente, sendo composto por uma mistura de substâncias perigosas, como metais, pesticidas, óleos e hidrocarbonetos, agregados ou não aos sedimentos, e que comprometem a qualidade dos cursos d'água. A maioria das descargas de águas servidas não recebem nenhum tratamento antes de entrar em rios ou córregos e isso pode levar à danos ecológicos severos, pela diminuição do oxigênio dissolvido disponível à biota e, também, pela bioacumulação de substâncias tóxicas (EA, 2011).

Segundo Simões (2004), as fontes de poluição das águas podem ser classificadas pela forma com que são lançadas no ambiente. Quando podem ser localizadas pontualmente – como o lançamento de efluentes industriais ou de esgotos cloacais, por exemplo – elas são

caracterizadas como fontes pontuais de poluição, que podem, geralmente, ser medidas e tratadas localmente. Outras fontes, dispersas, são responsáveis pela chamada poluição não-pontual, ou difusa, e estão associadas a atividades de uso do solo e atingem os cursos d'água, principalmente pela ação das águas pluvias. As fontes difusas de poluição incluem escoamento de estradas, casas e áreas comerciais, além de áreas agrícolas (SEPA, 2011).

A poluição difusa se torna um difícil obstáculo para o manejo das bacias hidrográficas, devido a natureza dos processos envolvidos e a dificuldade de se desenvolverem procedimentos para eliminação ou minimização dos impactos, que são muito variados (SIMÕES, 2004). A Tabela 1, elaborada pelo HEIS – *Hydro-Engineering Institute of Sarajevo* – apresenta características e particularidades com relação as fontes de poluição que afetam os recurso hídricos e seu combate.

Tabela 1 - Caracterização das Fontes de Poluição do Ambiente Aquático

| Fontes Pontuais | Fontes Difusas |
|---|---|
| Mensuráveis qualitativa e quantitativamente, a maioria relacionada a atividades humanas e, portanto, mais previsíveis e passíveis de controle. | Muito dinâmicas imprevisíveis por estarem intimamente relacionadas aos fenômenos do ciclo hidrológico |
| Os impactos mais significativos sobre a qualidade da água ocorrem durante as estações secas, quando a vazão dos corpos receptores é reduzida. | Os impactos sobre a qualidade da água ocorrem durante ou após cada evento pluviométrico. |
| Há pontos de descarga conhecidos, ou facilmente localizáveis, geralmente a disposição ocorre por meio de tubulações ou canais. | A descarga destas águas poluídas é difícil de ser identificada, geralmente ocorre em uma área maior, ou em diversos pontos, recorrentemente acaba na drenagem pluvial. |
| Os parâmetros básicos a serem verificados são dependentes do tipo de efluente que está sendo despejado. Geralmente são medidos: Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), pH, nutrientes e sólidos suspensos. | Os parâmetros de qualidade a serem avaliados na água e nos sedimentos são mais complexos, como: metais, substâncias orgânicas e inorgânicas sintéticas, além dos demais parâmetros habituais. |
| Possui mecanismos de quantificação e remediação conhecidos, geralmente coordenados por órgãos governamentais de controle ambiental. | Os estudos científicos são recentes, seu monitoramento e mitigação são de difícil implantação. Não há medidas de controle sendo empregadas no Brasil. |

Fonte: Adaptado de HEIS (2011)

Segundo Taylor (2007), o ambiente urbano, que atualmente concentra cerca de 50% da população mundial, tem ganhado espaço e reconhecimento nos estudos ambientais, visto que sua construção traz inúmeras implicações negativas aos corpos d'água e, conseqüentemente, aos processos sedimentológicos. Para Pardos *et al.* (2004), os sedimentos contaminados são reconhecidos como os maiores contribuintes para a degradação do ecossistema aquático, sendo o entendimento de seu comportamento e toxicidade fundamental para a preservação dos recursos hídricos.

4.2. Sedimentos urbanos e poluição

Para Jartun (2010) e Petersen (2010), os seres humanos deixam vestígios químicos por onde passam. Os contaminantes resultantes de várias atividades como a construção civil, as escavações e a construção de estradas são dispersos dentro do ambiente urbano pelo poder de fluxo de águas pluviais (CORNELISSEN *et al.*, 2008; JARTUN *et al.*, 2008), sendo assim, é possível afirmar que os sedimentos são uma “porta” para a entrada de contaminantes no sistema aquático (BAKKE *et al.*, 2010). Na Figura 2 são apresentadas algumas fontes de sedimentos e a contaminação a que estão expostos no carreamento aos corpos d'água.

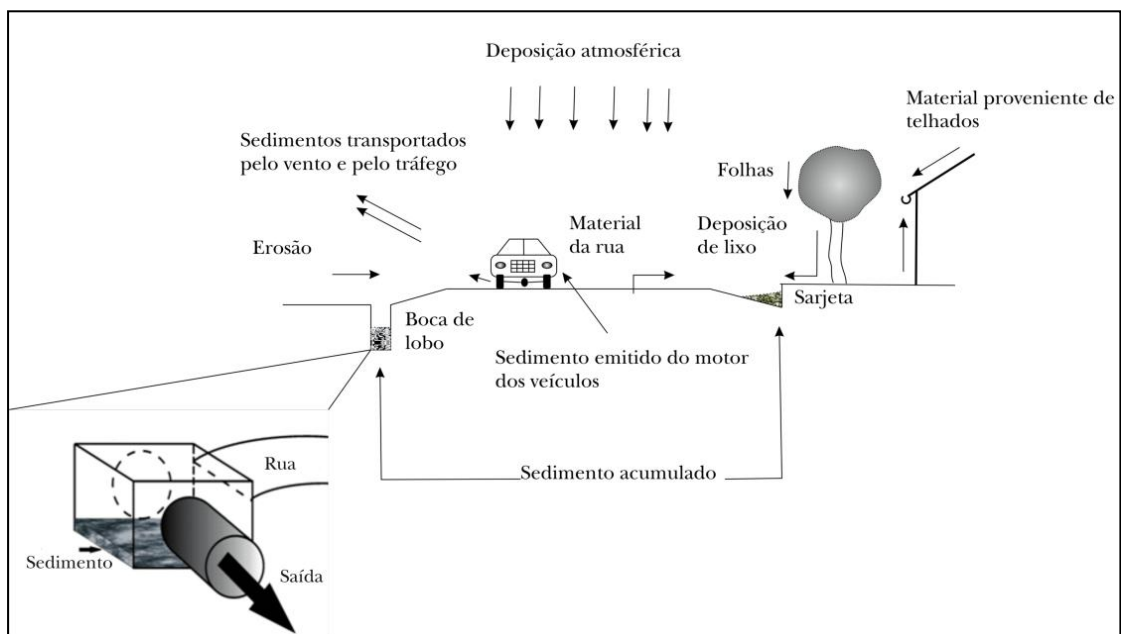


Figura 2 - Origem e destinação dos sedimentos em ambientes urbanos.

Fonte: MARTINEZ (2010) adaptado de Taylor (2007) e Poletto *et al.* (2009)

As zonas urbanas têm sua poluição composta por uma variedade de fontes, mais ou menos ativas em termos de transporte de poluentes. O potencial de contaminação resulta da combinação de ações naturais e atividades antrópicas. Dentre estas, as atividades industriais e a queima de combustíveis fósseis são importantes para a dispersão de poluentes como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) e os metais-traço zinco (Zn), cádmio (Cd) e chumbo (Pb)¹, para o solo e águas pluviais (JARTUN & PETERSEN, 2010).

Para Müller *et al.* (1977), os contaminantes nos sistemas aquáticos podem ser investigados analisando a água, o material em suspensão, ou os sedimentos. Como o material inorgânico e orgânico nos sedimentos de rios e lagos estão predispostos a rápidas trocas na composição com a coluna de água, eles se configuram em um importante meio de avaliação da poluição (LEMES, 2001).

Os metais-traço, ou pesados, são uma parte natural do ambiente com concentrações geralmente muito baixas, mas as atividades humanas têm contribuído significativamente para o aumento desses elementos no ambiente (SKJELKVÅLE *et al.*, 2001). As concentrações de metais pesados nas águas de superfície são dependentes de vários fatores: a contribuição de fontes a longa distância; fontes pontuais locais; presença natural em formações rochosas e contribuições atmosféricas. Além disso, segundo Skjelkvåle *et al.* (2001), as condições na bacia hidrográfica e nos corpos d'água são importantes para a mobilidade e a disponibilidade de elementos traço na água.

Os metais podem ser encontrados em uma diversidade de formas e compartimentos biogeoquímicos, como íons hidratados ou livres, colóides, precipitados, adsorvidos a fase sólida e na forma de complexos de coordenação com diferentes ligantes orgânicos e inorgânicos (ELDER, 1988).

4.2.1 Principais Fatores na Compartimentação Biogeoquímica dos Metais

O conhecimento das principais características e comportamento dos metais a serem analisados é fundamental para uma correta interpretação de seu papel como contaminante do ambiente.

¹ O chumbo (Pb) é adicionado a gasolina veicular na forma de chumbo tetraetila visando melhoria na octanagem, refletindo em aumento da potência aliado a economia de consumo. No Brasil, desde 1992, foi totalmente substituído pelo etanol. Estima-se que em 1997, 80% da gasolina veicular comercializada legalmente no mundo não continha Pb, entretanto em algumas regiões, como a África, sua presença ainda é significativa (PANTAROTO *et al.*, 2007). Na gasolina de aviação, utilizada em aviões de pequeno e médio porte, não foi realizada a substituição do chumbo tetraetila (PETROBRAS, 2011), sendo seu uso corrente em todo o mundo.

O Zinco (Zn), habitualmente encontrado na forma divalente (Zn^{2+}), é um elemento naturalmente abundante na crosta terrestre, e chega ao meio ambiente na forma de contaminante a partir do desgaste de pneus, óleos automotivos, materiais galvanizados, abrasão de veículos, fluídos hidráulicos e efluentes industriais (Poletto & Castilhos, 2008).

O Níquel é um metal abundante na crosta terrestre, na forma iônica é comumente encontrado na forma de Ni^{2+} . É aplicado em processos de galvanização, fundições, catalisadores, baterias e cunhagem (Oller *et al.*, 1997). Além disso, está presente em óleos lubrificantes, diesel combustível, freios, pavimentação asfáltica e efluentes industriais (Poletto & Castilhos, 2008). Baseado em sua solubilidade em água, compostos de níquel são classificados como formas solúveis e insolúveis. A atividade carcinogênica de compostos de níquel tem mostrado correlacionam-se inversamente à sua solubilidade em água (Oller, 2002; Oller *et al.*, 1997), assim a capacidade dos compostos de níquel insolúveis de induzir a formação do câncer tem sido amplamente estudada (Ouyang *et al.*, 2009).

A compartimentação biogeoquímica dos metais é controlada por diversas características da água e dos sedimentos em que os metais são encontrados. Entre os mais importantes fatores de controle, estão o pH, o potencial de oxi-redução, características hidrológicas, granulometria dos sedimentos, bem como a existência e a natureza das argilas, da matéria orgânica, e dos óxidos hidratados de manganês e ferro. Também há processos biológicos que são importantes, visto o aproveitamento nutricional de alguns metais por parte da biota (ELDER, 1988).

4.2.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

Segundo Edwards (2007), os sedimentos podem ser definidos como os fragmentos de rochas e de solo, desagregados pelo processo de intemperismo, além de partículas de origem orgânica. As partículas minerais podem exibir dois tipos de carga, permanentes ou pH-dependentes (SPARKS, 2003). As cargas permanentes são resultado de substituições isomórficas, que ocorrem na formação dos minerais. Quando um íon de menor carga substitui um de maior carga, há um desbalanceamento na superfície mineral, havendo, nesse caso, um excesso de carga negativa, o que leva a atração de cátions (íons com carga positiva) (INDA JR *et al.*, 2004). Já os componentes de carga variável mantém relação com o pH, devido a protonação ou desprotonação dos grupos funcionais de seus componentes inorgânicos (SPARKS, 2003). Na Tabela 2, são apresentados os principais grupos funcionais que tem suas cargas dependentes do pH. O grupo hidroxil (-OH) apresenta-se como o mais abundante e reativo entre os componentes inorgânicos expostos nas bordas dos argilominerais, nos óxidos,

hidróxidos e oxihidróxidos de Fe, Al, Mn e Si (SPOSITO, 2008). Contudo, a matéria orgânica é a principal fonte de cargas elétricas dependentes de pH nas regiões tropicais e sub-tropicais (MEURER *et al.*, 2004).

Tabela 2 - Grupos funcionais de superfície que geram cargas pH-dependentes

| Grupo Funcional | Localização |
|------------------------|---|
| -COOH | Matéria Orgânica |
| -OH Fenólico | |
| -OH Alcólico | |
| -NH ₂ | |
| Fe] -OH | Óxidos de Ferro |
| Al] -OH | Óxidos de Alumínio |
| Si] -OH | Silanol (bordas dos argilominerais) |
| Al] -OH | Aluminol (bordas dos argilominerais) |

Fonte: Meurer *et al.* (2004)

Segundo Sparks (2003), um dos parâmetros químicos mais útil e significativo, que pode ser determinado por um componente do solo, é o ponto de carga zero (PCZ). O PCZ pode ser definido como o pH em que uma superfície, capaz de realizar trocas iônicas, tem sua carga líquida igual a zero. Se o pH medido do meio é inferior ao PCZ de um mineral, a superfície deste estará carregada positivamente (atraindo ânions), por outro lado, se o $\text{pH} > \text{PCZ}$, a superfície estará carregada negativamente (atraindo cátions).

Segundo Loska & Wiechuła (2000), o fator mais importante no entendimento da mobilização de cobre (Cu^{2+}) a partir de sedimentos de fundo para a água é, antes de tudo, o pH desta. Já a pesquisa conduzida por Linnik *et al.* (2009) demonstrou que a redução do pH foi acompanhada pelo aumento na intensidade da migração de metais para a coluna d'água, principalmente dos íons livres dos metais analisados (Mn^{2+} , Cr^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} e Mo^{2+}).

Assim, fica evidente que alterações de pH nos ambientes aquáticos afetam o tipo de carga predominante na superfície dos sedimentos, possibilitando a liberação de metais anteriormente sorvidos, devido ao efeito de repulsão entre íons de mesma carga (POLETO, 2007). A Figura 3 apresenta o comportamento das cargas do óxido de ferro goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$), que tem seu PCZ em 8,0, demonstrando a inversão de sua carga líquida a partir deste valor de pH.

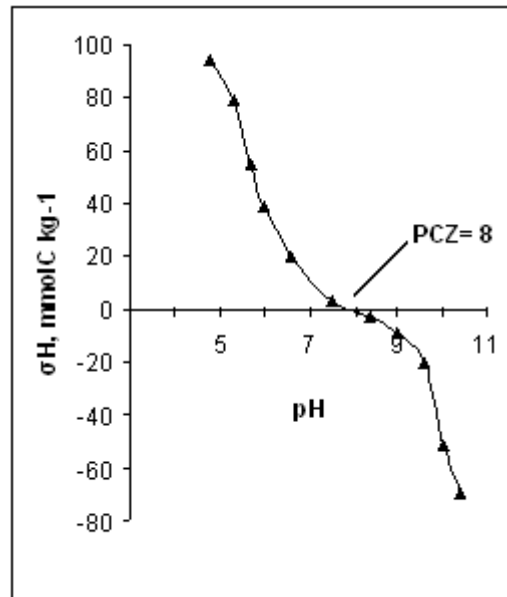


Figura 3 - Ponto de Carga Zero (PCZ) experimental do óxido de ferro (goethita) em 8,0.
Fonte: Adaptado de Sparks (2003)

4.2.2.2. Área Superficial Específica (ASE)

A área superficial das partículas do solo por unidade de massa é definida como área superficial específica (ASE) e é um importante fator na reatividade das partículas, influenciando diretamente a capacidade de troca de cátions (CTC) ou de ânions (CTA) (SPARKS, 2003; GIASSON, 2004). A ASE é inversamente proporcional ao diâmetro das partículas, sendo assim, depende principalmente da textura e da mineralogia das frações mais finas (silte e argila) que possuem maior reatividade. (SOUZA JR. *et al.*, 2007). Este fato é corroborado pela pesquisa de Lemes (2001), que afirma que a troca dos íons da coluna de água para o sedimento o enriquece nas frações de granulometria mais fina, nas quais os poluentes se agregam com maior facilidade por existir uma maior área superficial e, também, porque nesta fração existem diferentes grupos argilominerais com capacidade de troca iônica diferenciada. Na Tabela 3, são apresentadas as áreas superficiais específicas e a CTC correspondente de alguns componentes do solo, na qual se evidencia a relação direta entre as duas propriedades, com destaque para a matéria orgânica, que apresenta a maior ASE e a maior capacidade de troca de cátions, o que será discutido posteriormente.

Tabela 3 - Área Superficial Específica (ASE) e Capacidade de Troca de Cátions (CTC) de argilominerais e de partículas de matéria orgânica

| Partícula | ASE (m².g⁻¹) | CTC (cmol_c.kg⁻¹) |
|------------------|---|---|
| Caulinita | 7 – 30 | 0 – 1 |
| Mica | 40 – 150 | 10 – 40 |
| Vermiculita | 500 – 800 | 100 – 150 |
| Montmorilonita | 600 – 800 | 80 – 150 |
| Matéria Orgânica | 800 – 900 | 200 – 300 |

Fonte: Meurer *et al.* (2004)

Sabendo da influência da granulometria sobre a capacidade de absorver e de transportar poluentes, Poletto *et al.* (2009) avaliaram a composição granulométrica de sedimentos dispostos em ruas pavimentadas e em bocas coletoras de águas pluviais nas regiões centrais de 20 cidades gaúchas, bem como a concentração de cinco metais-traço associados a estes sedimentos. Neste estudo, verificou-se que todas as cidades apresentavam seus sedimentos enriquecidos por poluentes, advindos de atividades antrópicas e, também, conforme apresentado na Figura 4, que a composição predominante dos sedimentos dispostos em vias pavimentadas (A) corresponde às frações mais finas e que, conforme a pesquisa, não ficam retidos nas bocas coletoras (B) onde foram encontradas partículas maiores. Com isso, evidencia-se o poder de dispersão de poluentes associado às águas pluviais, que carregam partículas de sedimentos, associadas a metais-traço, até os corpos d'água, onde podem acumular-se e causar sérios efeitos a qualidade ambiental dos recursos hídricos.

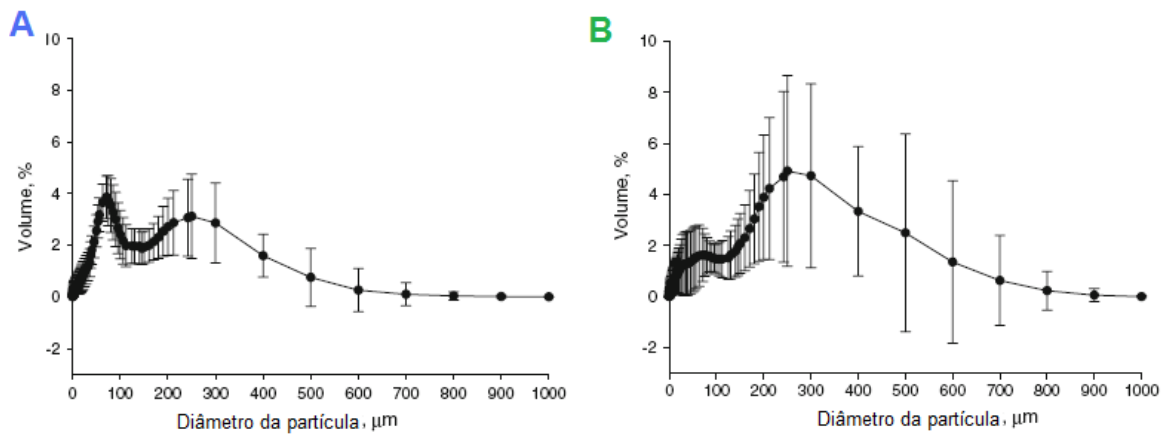


Figura 4 - Distribuição da granulometria de sedimentos coletados em vias pavimentadas (A) e em bocas coletoras de águas pluviais (B) de 20 municípios do estado do Rio Grande do Sul. Adaptado de: Poletto *et al.* (2009)

4.2.2.3. Matéria Orgânica (MO)

O termo matéria orgânica refere-se a todos os compostos que contêm carbono orgânico, incluindo os microrganismos vivos e mortos e os produtos da decomposição realizadas por estes (SILVA *et. al.*, 2004). A MO, que é de origem natural, é derivada principalmente de plantas e/ou resíduos microbianos e pode ser produzida *in situ*, dentro de um corpo de água. Banhados e mangues são um excelente exemplo, pois nesses ambientes, a camada superior dos sedimentos de fundo é composto quase inteiramente de matéria orgânica em diversos estágios de decomposição e o material transfere-se para a coluna de água em forma de partículas ou de colóides. Outros corpos d'água como rios, lagos e oceanos, também permitem o crescimento das plantas e animais aquáticos, mas esse aporte é menos significativo, sendo a maior parte da MO advinda do ambiente terrestre e carregada através das águas pluviais. Além das fontes naturais, são importantes os aportes antrópicos que contribuem para a matéria orgânica na água e no solo, na forma de resíduos como os esgotos domésticos ou efluentes industriais, sem prévio tratamento, ou de compostos orgânicos de origem agrícola (VANLOON & DUFFY, 2005). A Figura 5 demonstra o fluxo da matéria orgânica natural e antrópica nos diversos compartimentos ambientais.

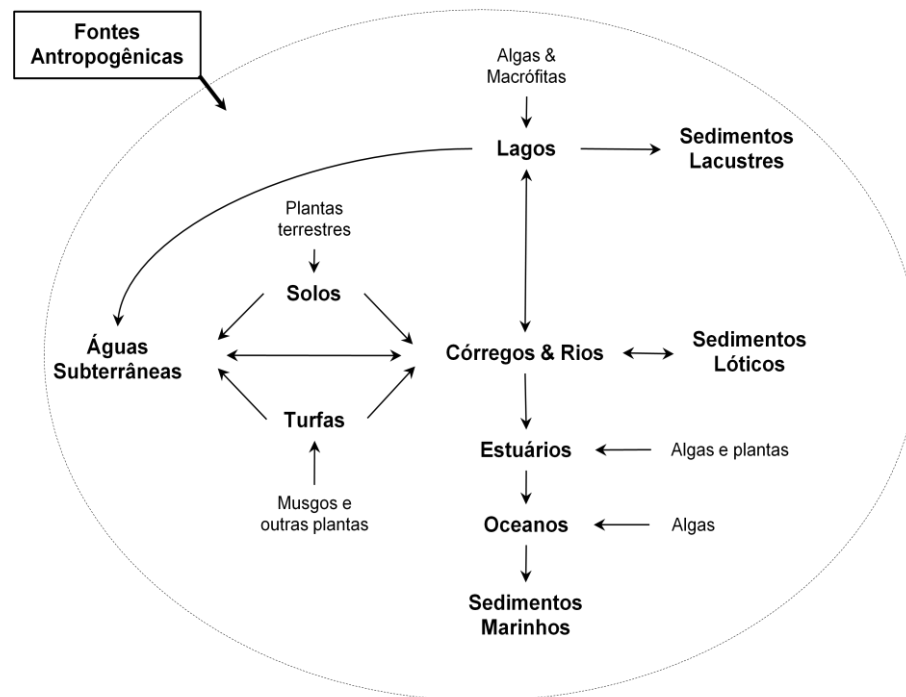


Figura 5 - Diagrama do fluxo ambiental da matéria orgânica.
Adaptado de: Sparks (2003)

Superfícies orgânicas ou cobertas por matéria orgânica possuem grupos funcionais que podem atuar como sítios coordenadores aos quais os cátions metálicos podem se ligar (MARIANI, 2006). Para Mallmann (2009), por ser um dos constituintes dos solos e sedimentos que apresenta alta afinidade com os metais-traço, a MO atua no controle de retenção e toxidez destes ao meio, o que é reafirmado nos estudos de Olajire *et al.* (2003), no estudo de áreas industriais da Nigéria, em que demonstram a grande afinidade entre Cu^{2+} e Zn^{2+} à fração orgânica. Badr *et al.* (2009), no estudo de testemunhos sedimentares na costa saudita do Mar Vermelho, destacam a importância da MO no controle de solubilização do Zn^{2+} , em relação a sua competitividade com o Mn^{2+} .

Segundo Silva *et al.* (2004) a maior reatividade da matéria orgânica, em comparação com os minerais, deve-se a sua grande área superficial específica (ASE), que pode chegar entre 800 e 900 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$, devido à diversidade de seus grupos funcionais, conforme apresentado nas Tabelas 2 e 3.

Ao contrário dos argilominerais que podem apresentar cargas negativas permanentes ou pH-dependentes, a MO apresenta somente cargas pH-dependentes e, predominantemente, negativas. A dissociação de prótons dos grupos funcionais carboxílicos ($-\text{COOH}$) se inicia em valores de pH iguais ou superiores a 3,0 e aumenta com a elevação do pH. A quantidade de

cargas negativas atinge um valor máximo ao redor de pH 9,0, com a dissociação de grupos –OH fenólicos (MEURER *et al.*, 2004).

A natureza molecular dos compostos orgânicos também influencia nas formas de sorção aos cátions, substâncias orgânicas de alto peso molecular podem se ligar fortemente aos cátions metálicos, tornando-os inertes, enquanto que alguns compostos de baixo peso molecular, como os ácidos húmicos, podem aumentar a solubilidade de íons potencialmente perigosos (MALLMANN, 2009).

4.2.2.4. Eh

O potencial de oxi-redução (Eh) é uma medida da disponibilidade de elétrons em um sistema. Representa uma medida da redução do ambiente, quanto maior seu valor, maior é a presença de substâncias reduzidas (ADAMS, 1995).

Para obtenção de energia os microrganismos realizam reações de oxi-redução, necessitando de compostos oxidados (que contem oxigênio), sendo a matéria orgânica a principal fonte presente nas águas (SOUZA *et al.*, 2004).

A redução das espécies químicas segue uma ordem termodinâmica precisa: primeiramente o oxigênio (O₂), em seguida nitratos (NO₃) e óxidos de manganês (MnO₂), uma vez esgotados, são reduzidos os óxidos de ferro (Fe(OH)₃) e finalmente os sulfatos (SO₄⁻²) (ADAMS, 1995). Em ambientes anaeróbios e anóxicos, na ausência de oxigênio (O₂) para receptor os elétrons, são os compostos inorgânicos que passam a ser reduzidos. Isso se deve, segundo Silva *et al.* (2008), a presença da lâmina d'água, que determina a condição de ausência de O₂ no fundo dos lagos, já que a difusão de gases é cerca de 10.000 vezes mais lenta na água do que no ar. Além disso, a adição de resíduos orgânicos, como os esgotos domésticos cloacais *in natura*, se constituem em uma excelente fonte de energia e carbono aos microrganismos anaeróbios, acelerando o processo de redução e acentuando as transformações eletroquímicas e químicas (SILVA *et al.*, 2008).

Com o aumento da fase reduzida, tem-se o consumo de íons H⁺ e, conseqüentemente, uma elevação do pH. Já em áreas de solos alcalinos, o pH é mais resistente a mudanças, em função dos equilíbrios químicos entre CO₂ e carbonatos de cálcio e sódio presente na área. O fato é que quaisquer alterações nos valores de pH levam a mudanças no equilíbrio de sorção/dessorção dos metais às partículas de sedimento (SOUZA *et al.*, 2004; LEMES, 2001).

Em sedimentos anóxicos, quando o consumo de carbono orgânico pelas bactérias chega a reduzir os sulfatos (SO₄⁻²), há a formação do íon HS⁻ (hidrogênio-sulfeto). Este, por sua vez, reage com o Fe²⁺, abundante em solos tropicais lixiviados. O sulfeto de ferro

formado, quando em contato com outros íons metálicos divalentes solúveis (Cd^{2+} , Cu^{2+} , Hg^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+}) reage e gera a troca do íon metálico, formando precipitados insolúveis ou de baixa solubidade, conforme Perin *et al.* (1997) e Mariani (2006). A seletividade por parte dos ânions na formação de ligações, bem como os fatores que a influenciam, serão tratados a seguir.

É importante ressaltar que a ressuspensão de sedimentos anóxicos para ambientes com presença de oxigênio, causada por eventos de dragagem ou mesmo naturais (bioturbação, tempestades, etc.), facilitam a reversão de processos de sorção, resultando em um fluxo maior de metais dissolvidos para a água e, conseqüentemente, aumentando sua biodisponibilidade (Hedge *et al.*, 2009; Teuchies *et al.*, 2011).

A seguir, na Figura 6, é apresentado o fracionamento dos metais em sistemas aquáticos nas três fases principais (interior do triângulo) e algumas condições ambientais que favorecem cada fase (fora do triângulo). Considerando os sedimentos de fundo, Elder (1988) aponta três fatores como fundamentais para compreender a existência de associação dessa fase aos metais: pH, Eh e teor de matéria orgânica.

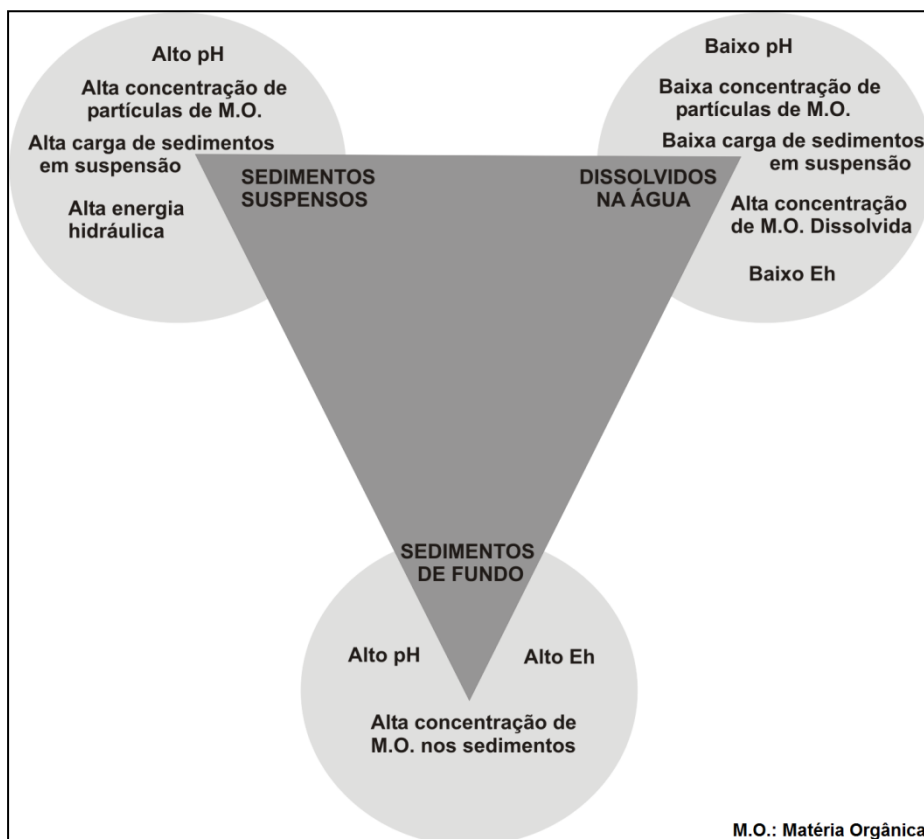


Figura 6 - Características que influenciam a associação de metais nas três fases principais.

Adaptado de: Elder (1988)

4.2.2 Mecanismos atuantes na Sorção dos Cátions Metálicos

O termo sorção é genericamente utilizado para referir os diversos mecanismos de retenção de íons e moléculas a superfícies carregadas (MEURER *et al.*, 2004). Segundo Batley *et al.* (2010), as principais formas de interação entre metais e sedimentos incluem a adsorção, a complexação, a precipitação e a fixação biológica.

A adsorção é o processo predominante porque os metais têm forte afinidade com os oxi-hidróxidos de ferro e manganês e as partículas de matéria orgânica e, em menor grau, os argilominerais (BATLEY *et al.*, 2010). Os complexos de superfície, formados pela adsorção, podem ser classificados de acordo com a energia de ligação do íon com a superfície, o que é determinante para a reversibilidade ou não desta ligação. Os complexos de esfera-externa são formados por atrações eletrostáticas, permitindo a interposição de moléculas de água entre a ligação da superfície e o cátion, apresentando, portanto, baixa energia de interação. Já os complexos de esfera-interna se dão com a ligação direta entre íon e a superfície, pela combinação de ligações covalentes e iônicas, relativamente mais fortes (MEURER, 2004). Na Figura 7 são apresentados os complexos formados na superfície de óxidos e que também ocorrem em radicais orgânicos. Em A, um complexo de esfera-externa, formando por Sr interposto por moléculas de água, e em B destaque para o complexo de esfera-interna bidentado, formado por Pb, que apresentam maior energia de interação entre a partícula e o cátion, sendo, portanto, de baixa reversibilidade (SPOSITO, 2008).

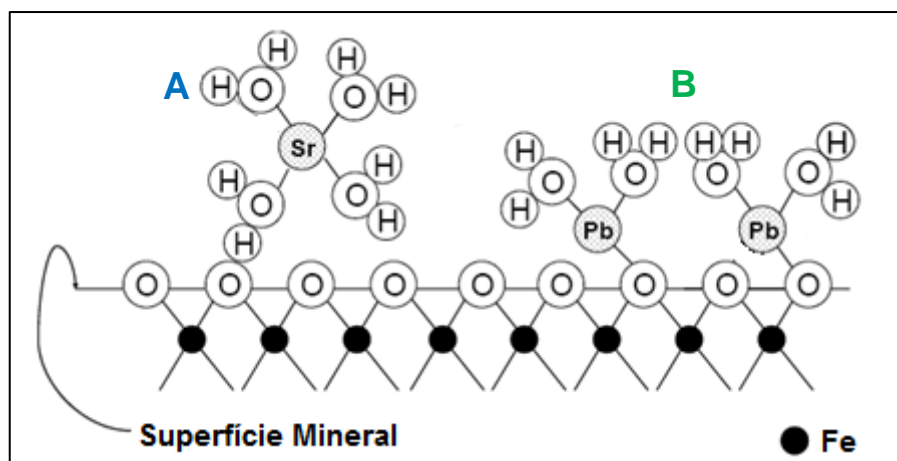


Figura 7 - Representação Esquemática dos Complexos de Superfície.
Adaptado de: Vieira (2006)

Segundo Meurer *et al.* (2004), a seletividade ou preferência na sorção de um ou outro cátion sobre uma superfície carregada passa pelo entendimento das forças de interação

atuantes entre o íon e a partícula. Quando atuam forças do tipo eletrostáticas, considerando elementos de mesma valência, os íons preferidos serão os com menor raio de hidratação, quando há a competição entre íons de valências diferentes, serão os de mais alta carga os escolhidos. Contudo, na atuação de forças do tipo iônicas ou covalentes, a eletronegatividade apresenta-se como um fator importante para determinar qual cátion será preferencialmente sorvido, pois quanto mais eletronegativo, mais forte será a coordenação (ligação) com os átomos do grupo funcional de superfície. Desta forma, para cátions metálicos divalentes, a ordem de preferência, baseada na eletronegatividade é: $\text{Cu} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Pb} > \text{Ca} > \text{Zn} > \text{Mg} > \text{Sr}$. Por outro lado, uma ligação mais forte pode ser formada pelo metal com a maior razão carga/raio, o que resulta numa ordem de preferência diferente para estes mesmos metais. Sparks (2003) afirma que não há uma característica preponderante na definição de preferência de sorção dos cátions a superfícies complexantes, o pH, a concentração dos íons, a natureza da superfície, bem como as propriedades dos cátions estão intrinsecamente vinculadas. Assim, na Tabela 4, são apresentados resultados compilados por Sparks (2003) que demonstram a diferença entre sequências de seletividade nas ligações de cátions metálicos divalentes a superfícies de óxidos metálicos (Al, Mn ou Fe) hidratados.

Tabela 4 - Sequências de afinidade de adsorção de cátions metálicos divalentes a superfícies de diferentes óxidos

| Sequência | Óxido |
|--------------------------------|--------------------------------|
| Pb > Zn > Cd | Fe gel |
| Zn > Cd > Hg | Fe gel |
| Pb > Cu > Zn > Ni > Cd > Co | Fe gel |
| Cu > Zn > Co > Mn | α -FeOOH |
| Cu > Pb > Zn > Co > Cd | α -FeOOH |
| Cu > Zn > Ni > Mn | Fe ₃ O ₄ |
| Cu > Pb > Zn > Ni > Co > Cd | Al gel |
| Cu > Co > Zn > Ni | MnO ₂ |
| Co > Cu > Ni | MnO ₂ |
| Pb > Zn > Cd | MnO ₂ |
| Co \approx Mn > Zn > Ni | MnO ₂ |
| Cu > Zn > Co > Ni | δ -MnOOH |
| Co > Cu > Zn > Ni | α -MnO ₃ |
| Zn > Cu > Ni \approx Co > Mn | Si gel |
| Cu > Zn > Co > Fe > Ni > Mn | SnO ₂ |

Adaptado de: Sparks (2003)

Segundo Sposito (2008), é relevante o fato de que o aumento da concentração de um íon na solução do solo pode provocar o deslocamento de outros íons até então adsorvidos, desta forma cátions de menor valência e com alta concentração tornam-se capazes de deslocar outros de maior valência; isso evidencia o problema dos despejos concentrados de resíduos urbanos/industriais em corpos d'água receptores.

4.2.3 Colunas Sedimentares e o Registro de Atividades Antrópicas

A aplicação do conceito de que os sedimentos são uma resposta à condição de um sistema aquático, levam à conclusão de que estes atuam como um depósito para os contaminantes presentes no ambiente. Ao analisar os sedimentos de superfície, é possível determinar a medida, a distribuição, a origem e os possíveis riscos de uma contaminação real. Já o estudo de colunas sedimentares fornece o registro histórico das substâncias advindas de atividades antrópicas, ou não, que se desenvolveram na bacia hidrográfica ao longo dos últimos anos (MÜLLER *et al.*, 1977), seguindo o princípio da superposição das camadas geológicas, pelo qual as camadas sedimentares são depositadas em uma sequência de tempo, com o estrato mais antigo no fundo e o mais novo no topo.

Para validar os estudos é necessária a identificação dos níveis de base desses elementos na área. Essas amostras, denominadas *background*, possibilitam inferir sobre o enriquecimento de sedimentos por poluentes a partir da determinação de seus níveis naturais, e podem ser obtidas em amostras da base de testemunhos sedimentares lacustres, ou em áreas vegetadas preservadas na área em que se realizará o estudo. A concentração natural dos elementos nos solo, também chamada de fundo geoquímico local, é derivada principalmente do material de origem da área, associado aos processo que atuaram na sua formação geoquímica (MALLMANN, 2009).

Na Figura 8, pode-se observar o resultado da análise de um testemunho sedimentar (datado por técnicas de geocronologia) e os níveis correspondentes à concentração de mercúrio (Hg) nos Grandes Lagos Canadenses no espaço temporal de 1890 a 2004.

Investigações sobre a composição geoquímica de sedimentos lacustres, por meio de testemunhos sedimentares, têm ganhado espaço na busca da identificação da degradação ambiental no Brasil, exemplo disso é o trabalho realizado por Pereira *et al.* (2006) que demonstrou o comprometimento da qualidade de lagoas no município de Fortaleza, no estado do Ceará. Fávaro *et al.* (2008) realizaram, através da extração de colunas sedimentares, a avaliação da qualidade de sedimentos de fundo do reservatório da represa Billings, na Região Metropolitana de São Paulo. Neste estudo foram identificados altos teores de metais na

porção superficial de quase todos os testemunhos e, através da datação geocronológica dos testemunhos, foi possível precisar que os eventos responsáveis pelo enriquecimento identificado ocorreram entre 1980 e a época atual.

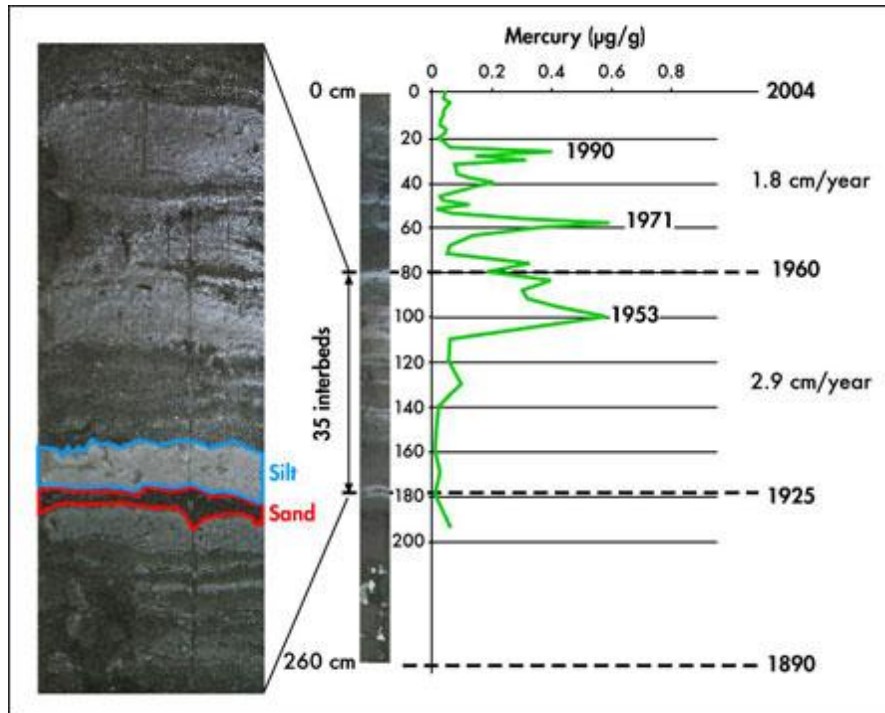


Figura 8 - Resultado de um estudo de evolução temporal da concentração de Hg, entre os anos de 1890 e 2004, nos Grandes Lagos Canadenses.

Fonte: Environment Canada (2010)

Aucoin *et al.* (1999) relataram a contaminação por mercúrio (Hg) em amostras de sedimentos e também em 20% dos peixes retirados de um Lago de Bouef, no sudeste da Louisiana, nos EUA; aprofundando as investigações, por meio de testemunhos sedimentares, foi possível revelar o histórico da entrada de Hg na região e planejar ações de reversão, visto que o Lago Boeuf é um importante ponto de pesca e recreação para a população local. Já Portela *et al.* (2006) demonstraram através de ensaios de toxicidade com sedimentos do Arroio Sapucaia – Região Metropolitana de Porto Alegre/RS – a influência negativa exercida pelo aumento da urbanização em direção ao exutório da bacia, determinando o aumento na toxicidade dos sedimentos, inferido pela diminuição da sobrevivência e da reprodução dos organismos-teste avaliados.

Buscando avaliar alterações na distribuição, biodisponibilidade e toxicidade de metais-traço contidos nos sedimentos do Lago Dufault, no Canadá, Nowierski *et al.* (2006) analisaram a distribuição em perfis verticais sedimentares de Pb, Cd e Cu, e expuseram a estes sedimentos alguns organismos teste. Além de concluir que houve o enriquecimento por metais

desde a época pré-industrial até a data do estudo, os pesquisados identificaram que a biodisponibilidade relativa de Cd é crescente com o passar dos anos, comprovada pela sobrevivência dos organismos que aumentou a medida que se aumentou a profundidade do sedimento a que eram expostos, sugerindo que os sedimentos foram provavelmente menos ou não tóxicos antes do período correspondente a industrialização da região no Quebec.

Já Jayaprakash *et al.* (2010), na análise de poluentes associados a sedimentos estuarinos de Chennai, uma metrópole na costa sudeste da Índia, caracterizada por rápidas urbanização e industrialização e entrada descontrolada de efluentes líquidos, verificaram o enriquecimento por metais-traço (Fe, Mn, Cr, Cu, Ni, Co, Pb, Zn, Cd, Sr, V e Hg) da ordem de 20% a 60% para a maioria dos elementos, quando comparados aos níveis locais. Isso sugeriu a necessidade de imediata implantação de um programa de gerenciamento e acompanhamento regular das fontes de contaminação da área de mangue denominada Pallikaranai, que recebe todo o tipo de resíduos da cidade Chennai. Também em manguezais da costa sudeste da Índia, Rañañen *et al.* (2007) procuraram identificar em testemunhos sedimentares a evolução dos processos antrópicos na modificação da concentração de metais-traço (Fe, Mn, Cr, Cu, Ni, Co, Pb, Zn e Cd). Identificaram, a 90 cm na coluna de sedimentos, um evento diferente que sugere uma mudança, refletida pelo aumento na deposição e nas concentrações dos elementos analisados.

Neste contexto, evidencia-se que por meio do estudo de colunas sedimentares é possível identificar a variação temporal das atividades antrópicas desenvolvidas em uma bacia, bem como mensurar seus impactos a biota e a qualidade das águas. Além disso, partindo da identificação dos poluentes ali presentes, pode-se dar partida a programas de monitoramento e gestão que visem a reversão dos processos que geram a degradação do ecossistema aquático, sendo transferido, a curto ou longo prazo, para as populações animais e humanas.

4.3. Geotecnologias e aplicação a estudos ambientais

Com o crescimento de estudos na área ambiental, crescem também as variáveis e fenômenos passíveis de análise e mapeamento. Os fenômenos estudados variam constantemente no espaço e no tempo, dificultando assim o agrupamento e processamento das enormes quantidades de dados que são necessários para proporcionar uma boa visão de sua variação. Nesse contexto, as geotecnologias surgem como essencial às pesquisas que

pretendem entender e demonstrar a dinâmica espacial e, também, temporal em projetos de análise, planejamento e gerenciamento ambiental.

O espaço urbano é composto por múltiplas variáveis que precisam ser levantadas e integradas para uma melhor compreensão de sua dinâmica. Com o avanço das geotecnologias – que englobam técnicas de sensoriamento remoto, geoprocessamento e sistema de posicionamento global – e com a modernização e aperfeiçoamento das imagens de satélites, o uso dessas técnicas cresceu bastante nos estudos de avaliação e planejamento urbano (CARDOSO, 2008).

O uso integrado de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e imagens de satélite de alta resolução espacial permite ao poder público verificar a exequibilidade dos projetos de desenvolvimento local com base na legislação ambiental e na ocorrência do uso inadequado da terra, tendo como referência os aspectos técnicos e legais (OLIVEIRA *et al.*, 2008). Dentre as vantagens de se adotar abordagens automatizadas para tais processos, destacam-se a confiabilidade e a reprodutibilidade dos resultados, que podem então ser organizados e facilmente acessados sob a forma de bases de dados digitais (RIBEIRO *et al.*, 2005).

Nas atividades de planejamento e gestão urbana se faz necessária a utilização de tecnologias que possibilitem a sistematização de grande quantidade de informações de natureza distinta e que são necessárias a análise do espaço urbano. Segundo Arruda & Sá (2006), diante dessa complexidade, os Sistema de Informações Geográficas (SIG) são instrumentos potenciais e eficazes na elaboração de diagnósticos e cenários sobre o ambiente construído, que permitem, a partir de análises espaciais, embasar propostas e intervenções. Além disso, são capazes de reconhecer as características da cidade e viabilizar a preservação através do estabelecimento de usos compatíveis (THUM *et al.*, 2006).

O sensoriamento remoto é definido como a coleta de dados sobre um objeto ou fenômeno sem que ocorra contato físico entre o mesmo e o coletor. Estes dados advêm da interação com a radiação eletromagnética, refletida ou emitida pelo objeto em estudo. São os sistemas sensores, instrumentos principais do sensoriamento remoto, responsáveis pela captação desta radiação e conversão para uma forma que possibilite análises e interpretações (INPE, 2010).

As imagens são o produto do registro da resposta espectral de objetos captados pelos sistemas sensores. Existem diversos níveis de captação dessas informações, os satélites são os principais instrumentos utilizados em nível orbital. Já no nível suborbital, os principais instrumentos são os sistemas fotográficos, *scanners* e radares transportados por aeronaves tripuladas, além de equipamentos para videografia. As fotografias aéreas foram, durante

muito tempo, utilizadas para estudos que necessitavam de detalhamento, mas perderam espaço com o advento das imagens de satélite de alta resolução espacial, que possuem menores custos. Em nível terrestre, são utilizados os espectrorradiômetros, sensores instalados em laboratório ou em campo, que permitem o conhecimento de especificidades de comportamento espectral de materiais, fornecendo padrões para interpretação posterior em imagens orbitais.

Atrelada aos dados de sensoriamento remoto estão sempre associadas às informações das resoluções dos dados. Para imagens de satélite são quatro as resoluções: a espectral, a espacial, a temporal e a radiométrica, sendo as mesmas inerentes ao sensor e não ao satélite.

Segundo Cardoso *et al.* (2009), a resolução espectral é um conjunto de informações composto pelo número de faixas ou bandas espectrais e, também, pelo posicionamento destas bandas no espectro eletromagnético, além da largura da faixa de comprimento de onda na qual a radiação eletromagnética refletida é medida pelo sensor.

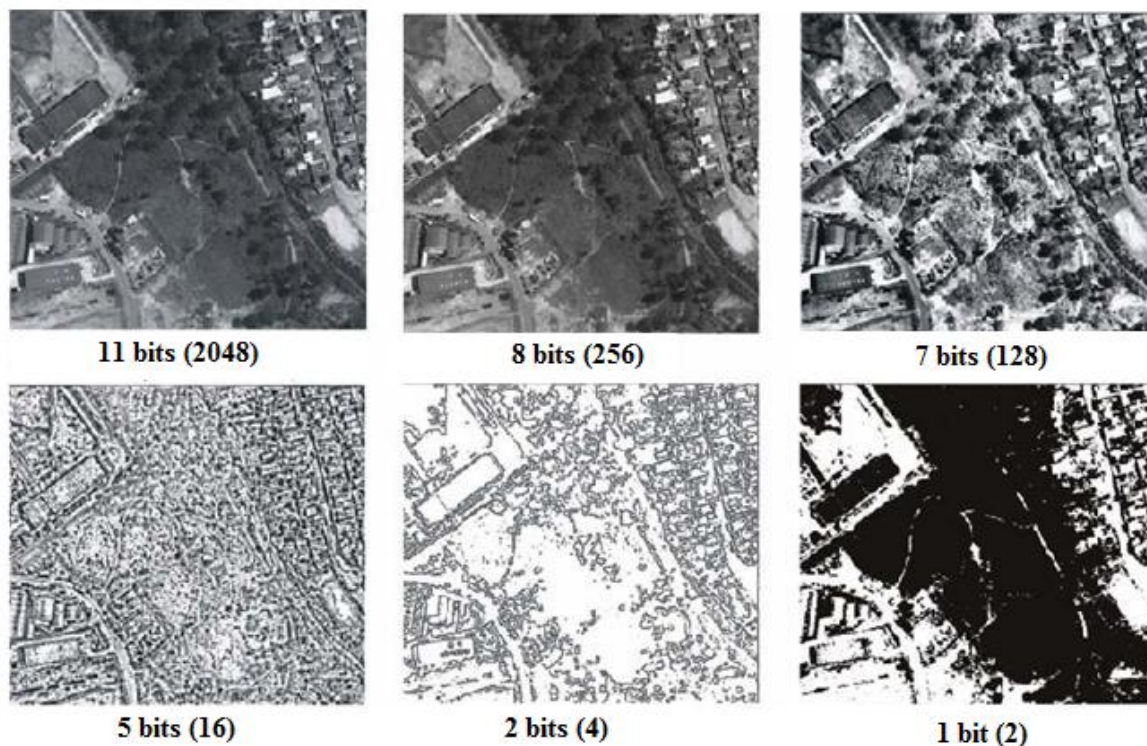
Já a resolução temporal indica o intervalo de tempo que o satélite leva para voltar a recobrir a área de interesse, ou seja, é o tempo de revisita sobre uma mesma região da superfície da Terra, sendo importante porque permite fazer um acompanhamento dinâmico dos alvos a serem monitorados (MOREIRA, 2001).

A resolução radiométrica refere-se à capacidade de discriminação do sensor, numa área imageada, alvos com pequenas diferenças de radiação refletida e/ou emitida. Pode ser descrita pelo número de *bits* (números binários) necessários para armazenar os valores de número digital e define o número de níveis de cinza de uma imagem (MOREIRA, 2001; CARDOSO *et al.*, 2009). Quanto maior o número de *bits* melhor será a representação produzida pela imagem, o que pode ser visualizado na Figura 9, a seguir, na qual, a mesma área é representada em diferentes níveis de cinza.

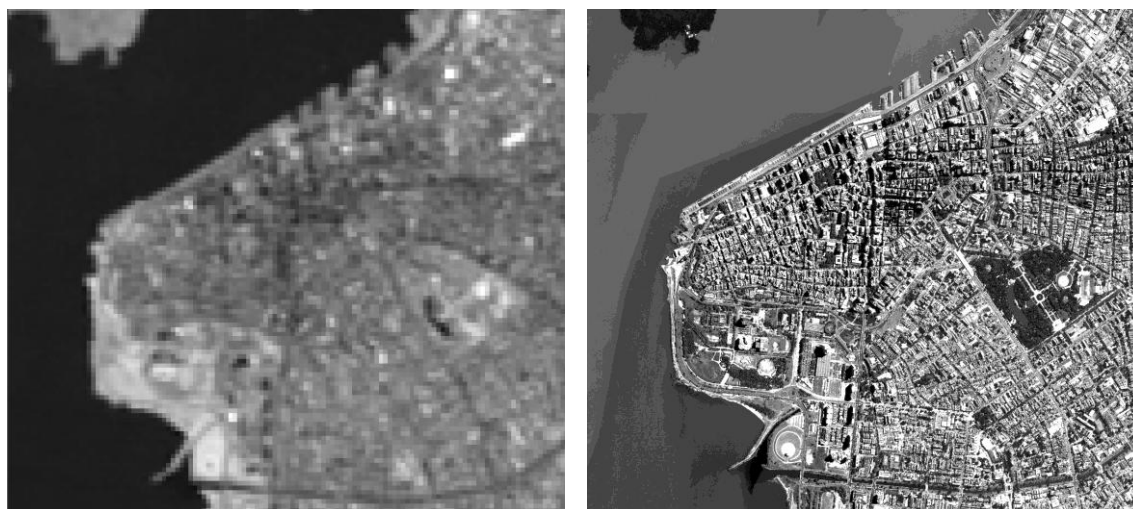
A resolução espacial é definida pela projeção da área do detector no terreno, onde a energia eletromagnética refletida por todos os alvos, dentro desta área, retornará um único sinal para o sensor, refere-se à habilidade do sistema sensor em distinguir e medir os alvos (MELO, 2003). Conseqüentemente, a resolução espacial define a capacidade de um sensor em identificar objetos na superfície terrestre, além disso, a resolução espacial também define o tamanho do *pixel* de uma imagem. Na Figura 10, um comparativo entre imagens de diferentes resoluções espaciais, à esquerda (A), imagem Landsat, com *pixel* de 30 m, e a direita (B), Quickbird, com resolução espacial de 0,60 m.

A partir da definição dos termos acima, pode-se caracterizar e diferenciar os sistemas sensores orbitais. Cada sistema sensor foi desenvolvido para um propósito específico e

destinado a uma determinada aplicação, além de terem sua importância para a evolução dos sensores atuais (MELO, 2003). Sendo assim, na Tabela 5, são apresentadas algumas características de sensores de média e alta resolução espacial e, por isso, utilizados para monitoramentos urbano e ambiental, especialmente no Brasil.



**Figura 9 - Mesma área imageada com diferentes resoluções radiométricas.
Adaptado de: Melo (2003)**



**Figura 10 - Imagem Landsat (A) e Quickbird (B) da Região Central de Porto Alegre/RS.
Adaptado de: CARDOSO *et al.* (2009)**

Tabela 5 - Características de alguns satélites/sensores utilizados no Brasil

| Satélite | Sensor | Resolução Espacial (m) | Resolução Temporal (dias) | Resolução Espectral (nm) | Resolução Radiométrica (bits) | Início da operação | Disponibilização | Origem |
|-----------|------------------|------------------------|---------------------------|--------------------------|-------------------------------|--------------------|------------------|----------------------------------|
| LANDSAT 5 | TM | 30 | 16 | 450 – 1100 (5 bandas) | 8 | 1984 | Gratuita | USA |
| | MMS ² | 80 | 16 | 500 – 1750 (5 bandas) | 8 | | | |
| LANDSAT 7 | ETM+ | 30 | 16 | 450 – 1750 (5 bandas) | 8 | 1999 | Gratuita | USA |
| CBERS | CCD | 20 | 3 – 26 | 510 – 890 (5 bandas) | 8 | 2007 | Gratuita | Brasil /China |
| | HRC | 2,7 | 130 | 500 – 800 (1 banda) | | | | |
| IKONOS II | PAN | 1 | 2,9 | 450 – 900 (1 banda) | 11 | 1999 | Comercial | EUA |
| | MS | 4 | 1,5 | 450 – 900 (4 bandas) | 11 | | | |
| SPOT 5 | HRG | 2,5 – 20 | 26 | 480 – 1750 (4 bandas) | 8 | 2002 | Comercial | França/Suécia/ Bélgica/Itália |
| QUICKBIRD | PAN | 0,60 – 0,72 | 1 – 3,5 | 445 – 900 (1 banda) | 11 | 2001 | Comercial | EUA |
| | MS | 2,4 – 2,8 | 1 – 3,5 | 450 – 900 (4 bandas) | 11 | | | |

Modificado de: EMBRAPA (2010)

² Fora de operação desde 1995.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Descrição da Área de Estudo

5.1.1 Características Gerais da Área

A área de estudo localiza-se no município de Viamão (Vila Santa Isabel), região metropolitana de Porto Alegre (RMPA), no estado do Rio Grande do Sul (Figura 11). A bacia Mãe d'Água é uma das componentes da cabeceira do Arroio Dilúvio, importante curso d'água que se estende para o município de Porto Alegre, cortando-o no sentido leste-oeste e abrigando mais de 250 mil habitantes.

A bacia em estudo é composta por quatro arroios, totalizando uma área de 353 ha e tem como exutório a barragem Mãe d'Água, que se situa no Campus do Vale da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Figura 12).

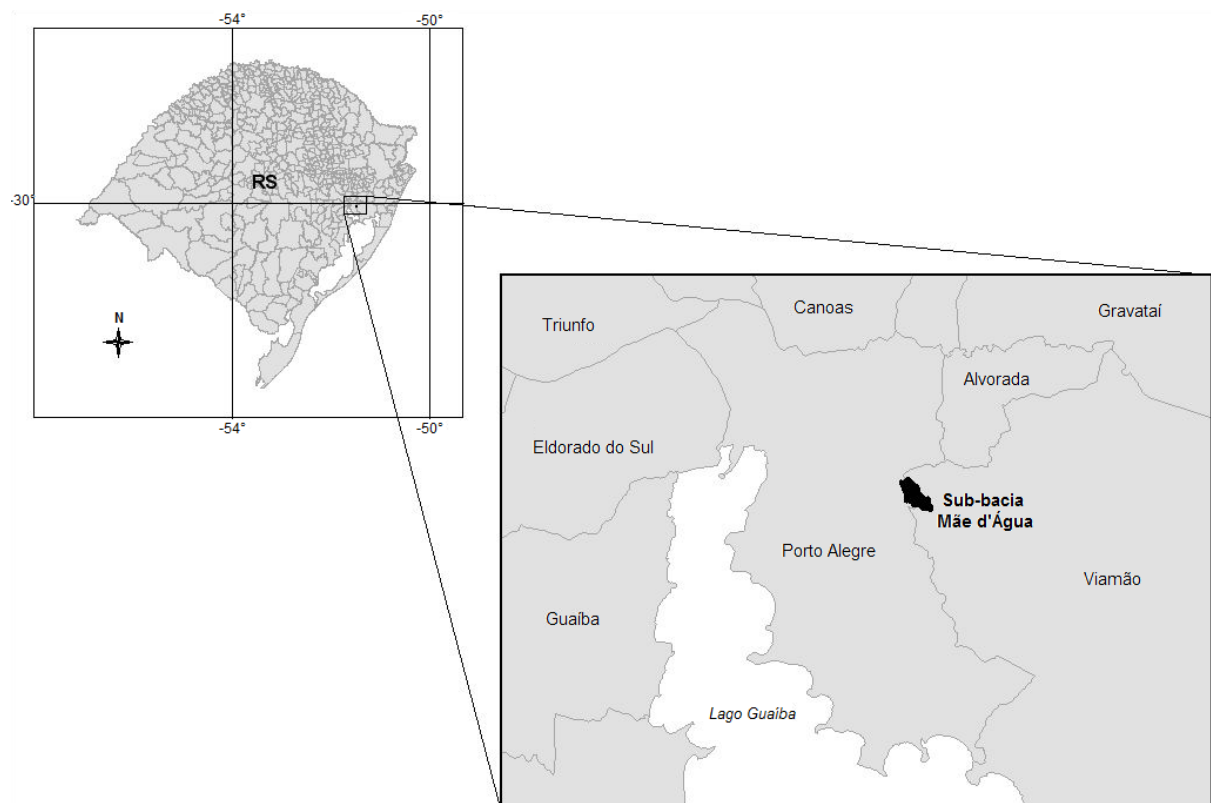


Figura 11 - Localização da área de estudo na Região Metropolitana de Porto Alegre – RS.

A área encontra-se na porção sudeste do morro Santana, um corpo granítico, de forma alongada, com sentido NE-SW e cujo posicionamento está associado à implantação de uma

zona de cisalhamento transcorrente ocorrida no final do Proterozóico. Geologicamente a constituição do morro é formada por K-feldspato granito, com textura equigranular grossa (5-9 mm) com uma composição mineral à base de K-feldspato e quartzo e, ainda, com a presença de biotita a teores muito baixos (ALVES, 2000).

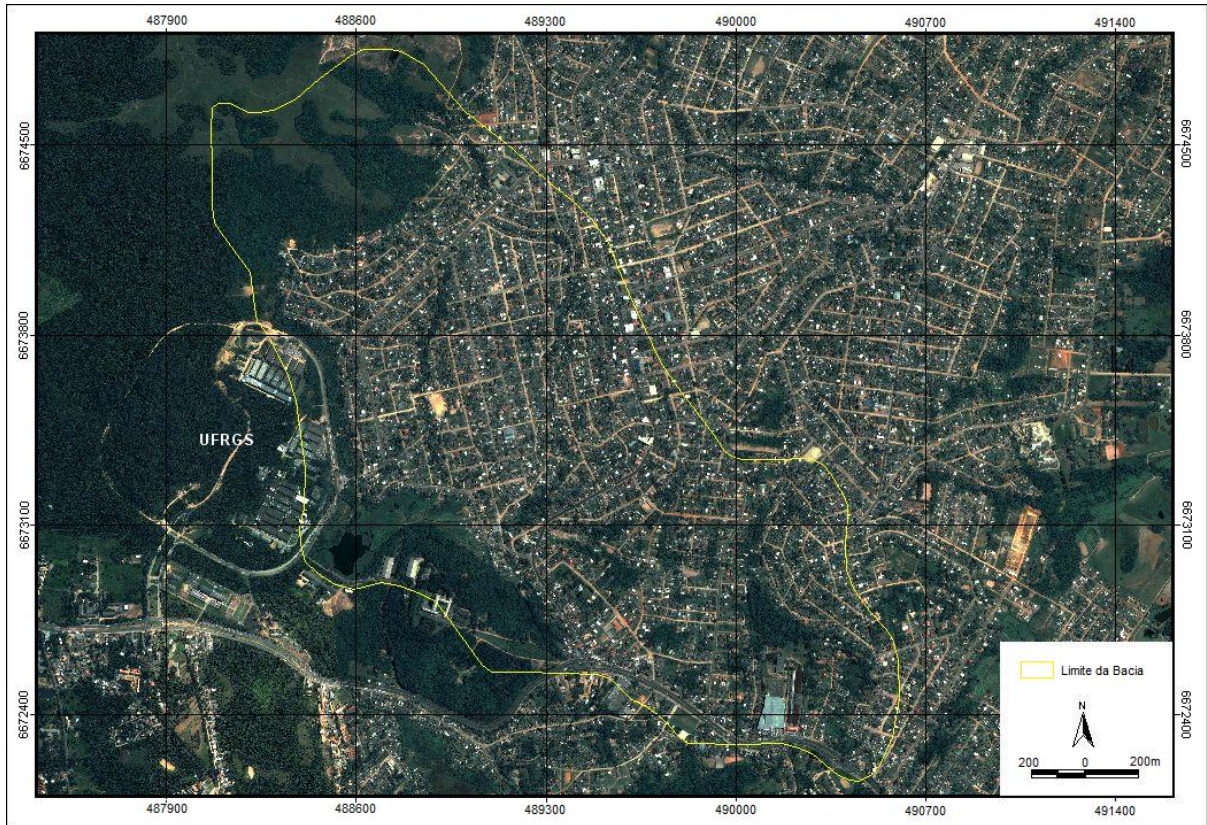


Figura 12 - Carta imagem da área de estudo, base na imagem Quickbird do ano de 2003.

A topografia da área é suavemente ondulada e, segundo Alves (2000), o perfil destes solos está diretamente relacionado com a rocha subjacente em virtude das suas propriedades texturais e a declividade das vertentes. Segundo o Levantamento de Reconhecimento de Solos do Rio Grande do Sul realizado em 1973, a área possui um solo do tipo Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (STRECK *et al.*, 2002).

Quanto ao clima, segundo Livi (1999), a Região Metropolitana de Porto Alegre por estar situada na latitude 30°S e a 100 km do Oceano Atlântico é classificada como subtropical úmido (Cfa), segundo classificação de Köppen (1928), por registrar valores de temperatura média do mês mais quente superior a 22°C. Como característica marcante tem-se a grande variabilidade dos elementos do tempo meteorológico ao longo do ano, com temperatura média para o mês mais frio (junho/julho) entre -3°C e 18°C e superior a 22°C no mês mais quente

(janeiro/fevereiro). A precipitação é uniforme todo o ano, com totais superiores a 1200 mm (ZURITA & TOLFO, 2000).

5.1.2 Represa Mãe d'Água e Processos Antropogênicos

Toda a água drenada pela bacia é direcionada a um lago artificial, a Represa Mãe D'Água, que foi inaugurada em 1962 pelo Departamento Nacional de Obras e Saneamento. Inicialmente a água represada visava suprir as necessidades do Instituto de Pesquisas Hidráulicas e também das granjas experimentais da Faculdade de Agronomia, ambos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (FUJIMOTO, 2001).

Embora o contexto atual da área de estudo seja de ocupação predominantemente residencial, dominando a poluição advinda de fontes difusas, conforme demonstrou a pesquisa de Poletto (2007), houve no passado uma importante indústria metalúrgica, inclusive atrativa aos migrantes pioneiros da Bacia do Lago Mãe d'Água: a Metalúrgica Heraud, que segundo Escobar (2010) teve como principal demanda o fornecimento dos componentes metálicos para a Travessia Getúlio Vargas (Ponte do Guaíba). Esse é um fato importante para o entendimento do crescimento da concentração dos metais-traço nas sub-amostras de base (mais antigas), visto que Bonetto (2010) refere o enfraquecimento desta indústria já no início da década de 1970.

Baseada em entrevistas de moradores e técnicos envolvidos na obra, além de fotografias, Fujimoto (2001) reconstruiu o panorama ambiental anterior a construção da Barragem: áreas ciliares preservadas, fauna abundante e pequenas bacias de acumulação construídas pelos moradores. Foi verificado também que os primeiros loteamentos aprovados pelo Poder Municipal para a área da bacia datam da década de 1950. Contudo, foi a construção e implantação do Campus do Vale da UFRGS, que iniciou-se na década de 1970, e a melhoria da infra-estrutura urbana e viária que o acompanhou, o principal fator de atração para a ocupação da Vila Santa Isabel e adjacências.

A maior parte da área de drenagem está situada no município de Viamão, estando, portanto, inserida no contexto de formação e desenvolvimento urbano da Região Metropolitana de Porto Alegre. A evolução da ocupação relacionada ao aumento populacional e as diferentes formas de intervenção na bacia hidrográfica, proporcionaram uma transformação das suas características ao longo dos anos. Na Figura 13 é apresentada uma análise da área correspondente ao espelho d'água do Lago, desde 1972 até 2008 verifica-se uma redução de 50%, corroborando o estudo de Viana *et al.* (2005) o crescimento de macrófitas devido ao excesso de nutrientes nas águas e a inexistência de medidas de

contenção de erosão e dos sedimentos são fatores importantes para o entendimento deste processo.

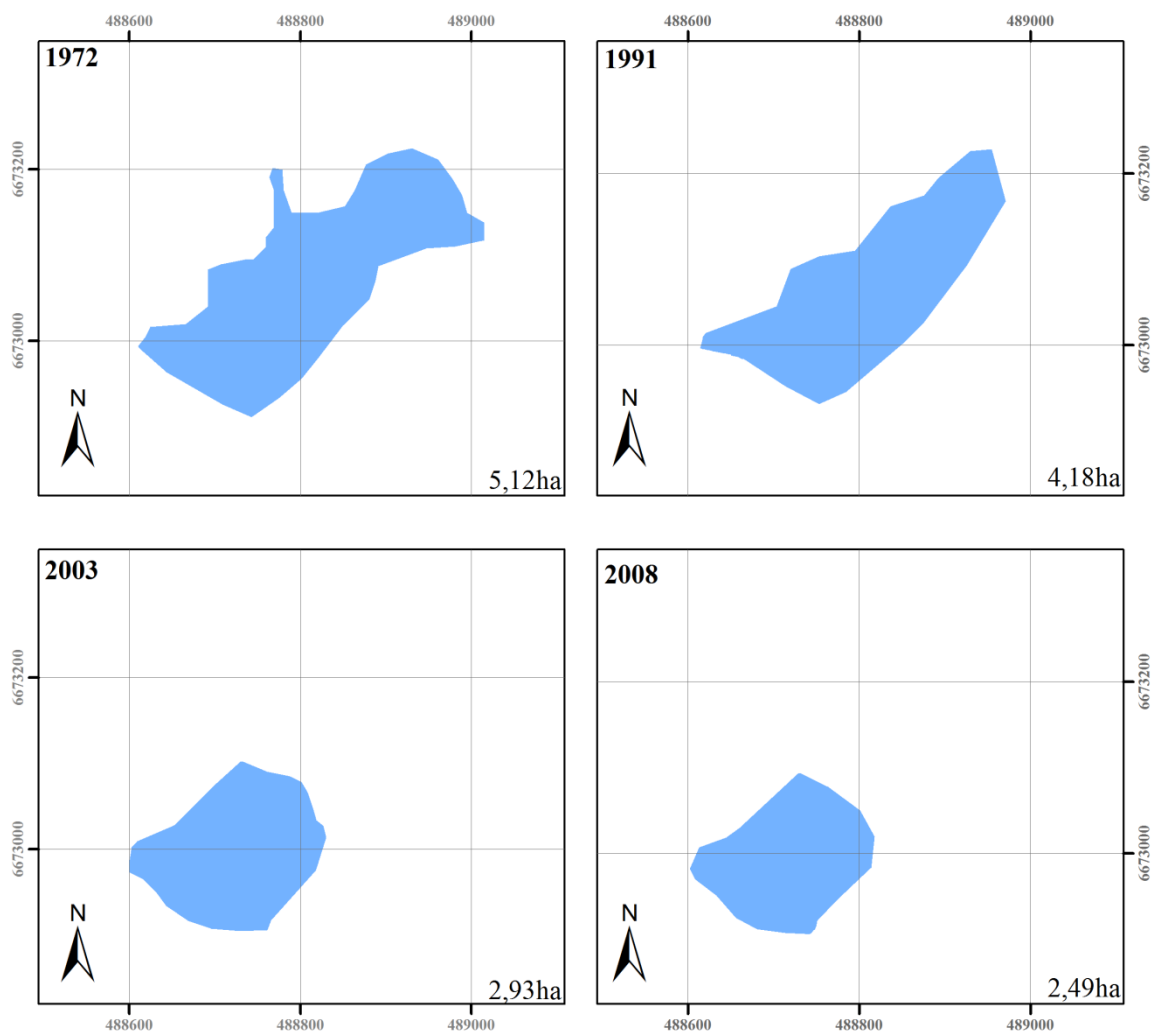


Figura 13 - Evolução do espelho d'água da represa Mãe d'Água (1972-2008).

Freitas (2005) realizou o monitoramento e caracterização de importantes indicadores ambientais do Lago da represa: qualidade da água (variáveis físicas, químicas e microbiológicas), análises de sedimentos de fundo (textura e teor de matéria orgânica) além da composição da macrofauna bentônica³. As conclusões deste estudo apontam os perversos efeitos da disposição dos esgotos e demais resíduos antrópicos na qualidade ambiental do Lago: o excesso de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo), advindos dos esgotos domésticos da

³ Segundo Esteves (1998), o uso de bioindicadores como os macroinvertebrados bentônicos se deve ao fato destes estarem presentes nos mais variados ambientes, sua grande diversidade, natureza sedentária e ciclos de vida relativamente longos, permitindo uma exposição por longos períodos às substâncias presentes na água e nos sedimentos de fundo dos corpos d'água.

área, aumenta a atividade de bactérias e fungos e propicia a proliferação de macrófitas aquáticas (favorecidas pela baixa profundidade do Lago, cuja máxima medida foi 2 m), com isso há a redução da concentração de oxigênio dissolvido (OD) nas águas, afetando diretamente o desenvolvimento da fauna existente. Ainda, conforme Freitas (2005), quando o consumo do OD é excessivo, a degradação da matéria orgânica passa a ser anaeróbica, com geração de substâncias poluentes e fétidas, como metano (CH_4), amônia (NH_3) e ácido sulfídrico (H_2S), produzindo o mau cheiro perceptível nas imediações do Lago, especialmente no verão. Na Figura 14, pode-se verificar a alta concentração de MO, perceptível pela coloração variável em tons de cinza e preto (influência sazonal), nas águas do vertedouro da barragem.



Figura 14 - Aspecto das águas no vertedouro do Lago Mãe d'Água.

Poleto (2007), no desenvolvimento de um estudo da qualidade dos sedimentos que são carreados em direção a represa, observou também a alta concentração de Carbono Orgânico Total (COT) em amostras de sedimentos fluviais em suspensão. Apresentados em um comparativo com os níveis do *guideline* canadense⁴, na Figura 5, estes dados demonstram o grande aporte de matéria orgânica de apenas um dos quatro arroios contribuintes do Lago.

⁴ Para avaliar o nível de contaminação e seus impactos ecológicos utilizam-se *guidelines* que são desenvolvidos com base em extensos estudos e apresentam limites numéricos ou recomendações narrativas de níveis seguros de concentrações de metais, nutrientes e/ou compostos orgânicos presentes no ambiente aquático (POLETO, 2007). Contudo a que se ter cuidado com a universalização destes níveis, reconhecendo as diferenças geoambientais entre o local de origem do estudo e o que se está analisando.

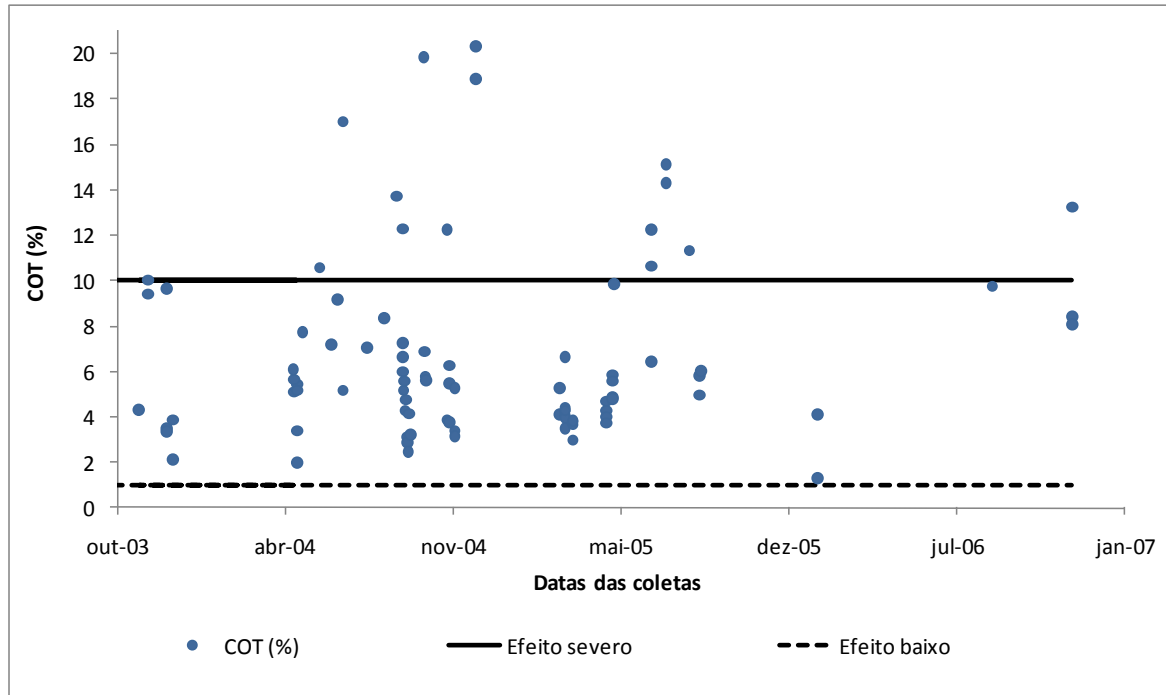


Figura 15 - Concentração de COT em amostras de sedimentos fluviais em suspensão coletadas entre os anos de 2003 e 2006 em um dos arroios contribuintes do Lago da barragem Mãe d'Água, com valores de referência estabelecidos pela OMEE (1993).

Fonte: Poleto (2007)

É imprescindível considerar que os valores de referência apresentados pelo *guideline* acima foram obtidos no Canadá, em uma região de clima temperado, com baixas taxas de decomposição de MO, transferindo essas informações para o clima subtropical, onde as amostras foram obtidas, as concentrações de COT podem ser consideradas muito elevadas e vão refletir diretamente na diminuição da disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD) para a biota do Lago, corroborando com o estudo de Freitas (2005).

A MO abundante no Lago advém de fontes naturais, mas principalmente dos esgotos cloacais dispostos nos corpos d'água contribuintes ao Lago, em levantamento realizado por Poleto (2007), em uma das sub-bacias componentes da área em estudo, 31% dos moradores afirmaram realizar a descarga de seus esgotos diretamente no arroio, de forma clandestina, 43% tinham ligação direta a rede de drenagem pluvial, 19% fossa negra ligada a rede pluvial e somente 7% dispunham o esgoto em fossa negra. Desta forma, 93% da carga orgânica gerada pela população residente tinha como destino final o Lago da represa Mãe d'Água.

Na Tabela 6 são apresentadas as principais características relativas à composição granulométrica e orgânica dos sedimentos de fundo⁵ do Lago, percebe-se que a granulometria

⁵ Coletados com amostrador tipo draga de Ekman, que, conforme Figueiredo Jr.&Brehme (2001), captura somente a camada superficial dos sedimentos depositados no fundo dos corpos d'água.

fina (<63µm – silte e argilas) é predominante, o que aliada a abundância de matéria orgânica favorece a sorção de metais-traço às partículas de sedimento.

Tabela 6 - Características das amostras de sedimentos da Represa Mãe d'Água, nas estações de verão (V) e inverno (I) do ano de 2004

| Unidade Amostral | Tamanho Médio | % Silte | % Argila | %MO |
|-------------------------|----------------------|----------------|-----------------|------------|
| 1V | Silte | 77,2 | 18,0 | 16,6 |
| 2V | Silte | 83,8 | 13,0 | 13,4 |
| 3V | Silte | 89,3 | 8,1 | 13,8 |
| 4V | Silte | 88,0 | 9,2 | 13,4 |
| 1I | Silte | 76,4 | 19,9 | 9,0 |
| 2I | Silte | 92,9 | 6,6 | 17,4 |
| 3I | Silte | 92,0 | 7,8 | 13,6 |
| 4I | Silte | 89,2 | 8,7 | 12,5 |

Adaptado de: Freitas (2005)

5.1.3 Percepção da população em relação à área de estudo e a identificação da situação das áreas de preservação permanente (APP)

Vários estudos têm demonstrado um alto nível de degradação da qualidade ambiental da área, Fujimoto (2001) avaliou de forma abrangente os aspectos físicos, sociais, históricos e econômicos que atuaram na produção do espaço e no surgimento dos problemas de degradação da área de estudo. Cardoso *et al.* (2007) relacionaram as rápidas modificações no uso e ocupação do solo e a evolução das fontes de sedimentos, salientando as principais alterações que a urbanização desordenada gera ao meio ambiente e a população local. Poletto & Merten (2007) avaliaram a qualidade dos sedimentos transportados em suspensão e verificaram elevadas concentrações dos elementos-traço chumbo (Pb), zinco (Zn) e cromo (Cr). Já, a percepção que os moradores têm desta situação de degradação ambiental verificada na área foi alvo de investigação de Rangel (2008) e Ungaretti (2010).

Segundo Rangel (2008), a população que habita a bacia da represa Mãe d'Água reconhece a situação de degradação do Lago (90% dos entrevistados), contudo a mantém como referência de paisagem natural relacionada à água nas imediações que vive (35%). Já a Prefeitura de Viamão, na figura do Departamento de Meio Ambiente, afirma ter conhecimento dos diversos problemas da área, e alega falta de recursos, e alta densidade

populacional da Vila Santa Isabel como empecilhos para tomada de ações de controle e também reconhece a irregularidade da maioria dos lotes e a inexistência de sistemas mínimos do tipo fossa/sumidouro para destinação de seu esgoto (RANGEL, 2008).

Ungaretti (2010) buscou conhecer e compreender as relações entre as percepções e práticas da população face à precariedade da gestão de resíduos sólidos urbanos no trecho inferior da bacia Mãe D'água, sendo este verificado como o mais carente em escolaridade, renda, infraestrutura e regularização fundiária. Já com relação às informações sobre a destinação correta dos resíduos sólidos toda a população carece de informações que subsidiem sua participação e promova a gestão compartilhada de resíduos sólidos domiciliares, o que resulta no descarte inadequado e no acúmulo nas águas dos contribuintes e do próprio Lago da represa Mãe d'Água, como pode ser verificado na Figura 16.



Figura 16 - Acúmulo de resíduos sólidos e as macrófitas que se desenvolvem na superfície do Lago.

As Áreas de Preservação Permanente⁶ (APP) são áreas legalmente protegidas, cobertas ou não por vegetação nativa, que têm a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem estar das populações humanas (BRASIL, 1965). São consideradas

⁶ Definidas e regulamentadas pelos seguintes instrumentos legais: Lei nº 4.771/65; Lei nº 7.803, de 1989 e Lei nº 11.934, de 2009, além da Medida Provisória nº 2.166-67, de 2001, Resolução CONAMA, 302/2002 e 303/2002, e 369/2006.

APP as florestas e demais formas de vegetação natural situadas nas áreas ciliares de cursos d'água (perenes e intermitentes), nascentes e olhos d'água, lagoas, lagos e reservatórios (naturais ou artificiais). A largura da faixa territorial, a ser considerada, é determinada pelo maior nível do curso d'água medido por ocasião da cheia sazonal. Também são consideradas Áreas de Preservação Permanente os topos de morros, montes, montanhas e serras; as encostas ou partes destas, com declividade superior a 45° (ou 100%); as restingas; as bordas dos tabuleiros ou chapadas; e as áreas com altitude superior a 1.800 metros, qualquer que seja a vegetação.

A Figura 17 apresenta as APP encontradas na área de estudo e a sua ocupação no ano de 2003. Nesse período, 12% do total da área da sub-bacia Mãe d'Água perfazem APP, somando aproximadamente 44 ha. O regime de proteção das APP é bastante rígido: a regra é a intocabilidade, admitida excepcionalmente a supressão da vegetação apenas nos casos de utilidade pública ou interesse social legalmente previstos (ARAÚJO, 2002). Contudo, foi verificado no trabalho realizado por Cardoso *et al.* (2010) que mais de 65% dessas áreas já estavam ocupadas em 2003.

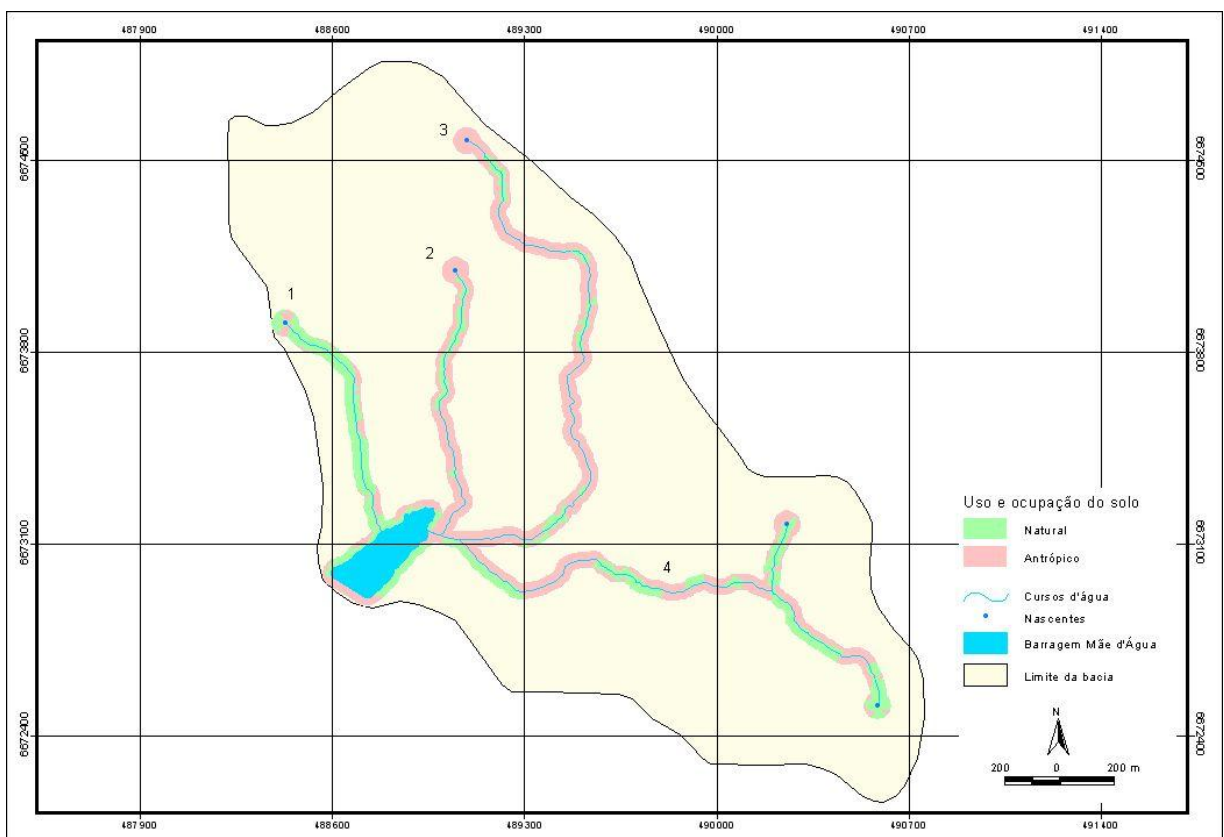


Figura 17 - Situação das APP na bacia Mãe d'Água em 2003.

Fonte: Cardoso *et al.* (2010)

5.2. Estruturação da base de dados geográficos

5.2.1 Delimitação da Bacia Hidrográfica do Lago Mãe d'Água

O passo inicial na estruturação da base de dados foi a delimitação da bacia hidrográfica do Lago da represa Mãe d'Água, para isso foi utilizado um modelo numérico de terreno (MNT) da área, baseado nas isolinhas de 20 metros da carta do Exército na escala 1:50.000, Porto Alegre, MI 2987/2, que foi cedido pelo Laboratório de Geoprocessamento do Centro de Ecologia da UFRGS.

Segundo Felgueiras (1998), para a representação de uma superfície real no computador é indispensável a elaboração e criação de um modelo digital, que pode estar representado por equações analíticas ou em rede (grade) de pontos, de modo a transmitir ao usuário as características espaciais do terreno. Assim, o MNT resulta da interpolação dos dados altimétricos obtidos através das curvas de nível digitalizadas da carta planialtimétrica gerada pelo Exército Brasileiro.

O processo de delimitação foi realizado através da ferramenta *watershed*, do software IDRISI[®] versão Taiga, utilizando o MNT como base para realizar o processamento. Ainda no IDRISI[®], foi realizada a extração da rede de drenagem através da ferramenta *runoff*, para determinar as linhas de escoamento.

Depois de extraída a drenagem, o arquivo foi vetorizado e exportado para o CartaLinx[®], a fim de separar apenas os cursos d'água que fazem parte da bacia em estudo. Também no CartaLinx foram identificadas e vetorizadas as nascentes. Com a drenagem devidamente editada, o arquivo foi exportado para o ArcView[®] 3.2, onde foram também delimitadas as APP, embora estas áreas não sejam objetos de estudo particularizado neste trabalho, elas são variáveis de monitoramento importantes e portanto foram adicionadas ao banco de dados geográficos da bacia. De acordo com as faixas determinadas pela legislação, através da ferramenta *create buffers*, foram delimitadas as APP para posterior acompanhamento de sua ocupação.

Os parâmetros utilizados para a delimitação das Áreas de Preservação Permanente foram retirados da Lei nº 4.771/65 (Código Florestal) e da Resolução do CONAMA 303/02, sendo aplicados na área de estudo os seguintes:

- 30 m na faixa marginal de cursos d'água de até 10 m de largura;
- 30 m no entorno de corpos d'água, naturais ou artificiais, situados em área urbana consolidada;

- 50 m ao redor de nascentes ou olho d'água, ainda que intermitentes.

5.2.2 Análise da Evolução Urbana na Bacia em Estudo

Para a avaliação da evolução da urbanização na área de estudo foram utilizados dois tipos de produtos de sensoriamento remoto: fotografias aéreas e imagens de satélite, que foram integradas em um banco de dados geográficos através do pacote de aplicativos ArcView[®] versão 9.2.

As fotografias aéreas são ferramentas fundamentais para trabalhos que buscam, através do sensoriamento remoto, investigar as transformações do espaço geográfico a partir da segunda metade do século XX. As cópias de fotografias utilizados neste trabalho foram obtidas junto ao órgão de planejamento e gestão da Região Metropolitana de Porto Alegre – METROPLAN, sendo priorizadas as que fornecerem maior detalhamento, com escala maior. Na Tabela 7, são apresentados alguns parâmetros dos produtos analógicos, que foram digitalizados, por meio de *scanner*.

Tabela 7 - Características dos produtos de origem analógica utilizadas

| Produto | Ano | Escala | Fonte |
|------------------|------------|---------------|--------------|
| Fotografia aérea | 1973 | 1:8.000 | METROPLAN |
| Fotografia aérea | 1991 | 1:8.000 | METROPLAN |

Buscando avaliar o período mais recente da urbanização da área, foi utilizada uma imagem do satélite Quickbird, do ano de 2003, com resolução espacial de 0,60 m, que permite o monitoramento de atividades que exijam alta precisão, como mapeamentos urbanos e de cadastramento rural. Do ano de 2008 foi utilizado um produto do satélite sino-brasileiro CBERS, sensor HRC.

As imagens do satélite Quickbird podem ser adquiridas junto a empresas especializadas no ramo de sensoriamento remoto, mediante pagamento. Já as do satélite CBERS são disponibilizadas gratuitamente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), através da Divisão de Geração de Imagens (DGI)⁷. A seguir, na Tabela 8, são apresentadas as características dos produtos digitais utilizados.

⁷ Catálogo de imagens disponível em: < <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 10 fev. 2011.

Tabela 8 - Características dos produtos digitais que foram utilizados

| Satélite/Sensor | Data | Resolução Espacial (m) | Fonte |
|------------------------|-------------|-------------------------------|--------------|
| Quickbird | 18/01/2003 | 0,60 | GEOTEC |
| CBERS 2B/HRC | 01/01/2008 | 2,7 | DGI/INPE |

Após aquisição do material na escala adequada, procedeu-se o georreferenciamento dos produtos, que consiste em atrelar a um sistema de referência uma imagem ou um mapa, tornando suas coordenadas conhecidas e válidas dentro deste sistema. Para tanto, se faz necessário o conhecimento das coordenadas de pontos na imagem a ser georreferenciada, os denominados pontos de controle (CARDOSO, 2008). Os pontos de controle, feições físicas de caráter estável e facilmente identificáveis, tais como intersecções de ruas, grandes prédios, estacionamentos ou quadras esportivas, foram obtidos através a imagem do satélite Quickbird, que teve o georreferenciamento realizado pelos profissionais da empresa GEOTEC. A partir destes pontos, as fotografias aéreas e demais imagens de satélite foram atreladas ao sistema de coordenadas UTM (*Universal Transverse Mercator*), fuso 22S, e ao *datum* SAD69, em concordância com o sistema encontrado no MNT utilizado na delimitação da bacia hidrográfica. Nesta etapa do trabalho foi utilizado o *software* ENVI[®], versão 4.2. A tela do processo de georreferenciamento pode ser visualizada na Figura 18, a seguir.

Na elaboração da análise de evolução urbana foram determinadas duas categorias de classificação: áreas antropizadas e áreas naturais. Áreas que apresentam visível alteração dos padrões naturais da bacia em estudo, que seja da cobertura vegetal formada por matas, ou por campos – estes últimos presentes, sobretudo, na porção superior da bacia – foram consideradas antropizadas e classificadas na categoria de mesmo nome. As áreas que demonstraram nenhum ou um menor grau de alterações impostas pela ação humana, foram consideradas áreas naturais. Desta forma, obtiveram-se valores correspondentes a urbanização, para cada ano analisado. No comparativo dos anos pode-se verificar o avanço gradual da ocupação humana sobre a bacia.

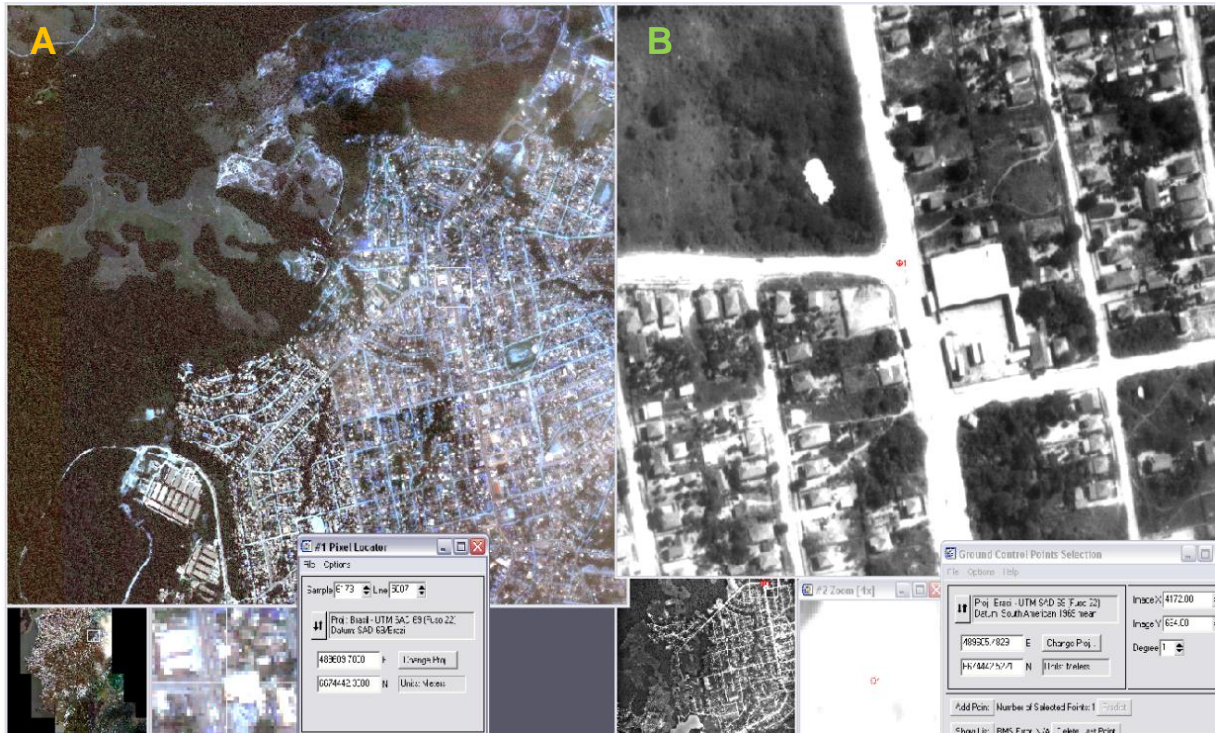


Figura 18 - Tela do processamento no ENVI[®] 4.2, em (A) imagem Quickbird, utilizada como base para o georreferenciamento da fotografia aérea (B).

A interpretação foi realizada de forma visual (não automática), no programa CartaLinx[®], versão 1.2, utilizando chaves de interpretação, algumas descritas por Moreira (2005) da seguinte forma:

- Padrão: características das feições, tais como arruamentos, ou como padrão de drenagem (dendrítico, paralelo, etc.); padrão de carregadores, que caracteriza florestamentos, entre outros;
- Tonalidade e cor: baseia-se na diferença da resposta dos alvos à radiação da energia solar, quando os alvos são muito semelhantes, apresentarão resposta espectral semelhante. A cor é muito empregada no lugar da tonalidade, já que nossos olhos têm mais facilidade em distinguir objetos coloridos, do que em tons de cinza;
- Textura: produzida através do agregamento de vários alvos, corresponde a padrões de arranjo espacial dos elementos texturais, é função da resolução espacial da imagem.

Os dados espaciais integrados formaram um banco de dados geográficos (BDG), sendo agregado a estas informações referentes ao contingente populacional do município de

Viamão, baseado nos Censos do IBGE de 1991, 2000 e 2010, além da contagem da população de 1996. Utilizando as informações de Fujimoto (2001) referentes a população da Grande Santa Isabel, unidade espacial delimitada pelo IBGE para o Censo de 1991, e que é praticamente coincidente a área da bacia, foi realizada uma estimativa do crescimento populacional, tendo como referência a taxa de crescimento do município de Viamão, nos anos aferidos pelo IBGE. Desta forma, o BDG reúne todas as informações e análises do presente estudo, subsidiando futuros trabalhos acadêmicos, ações de monitoramento e, também, o planejamento urbano e ambiental da bacia do Lago Mãe d'Água.

5.3. Amostragem dos perfis sedimentares

Através de perfis sedimentares podem ser obtidos registros históricos relacionados às modificações de uso e ocupação do solo de uma área, estas informações remetem a períodos ancestrais, nos quais não eram intensas as atividades antrópicas de modificação do ambiente, até o período recente, fornecendo, portanto, um panorama evolutivo dos processos de degradação ambiental (MARTINS & FIGUEIRA, 2008).

A coleta dos testemunhos foi realizada no dia 17/12/2009, os pontos de amostragem localizam-se na porção sudeste do Lago devido ao impedimento do acesso as demais porções pela presença de plantas (macrófitas) e regiões colmatadas, geradas pelo processo de eutrofização que impera neste ambiente. Foram extraídos três testemunhos, sendo que as informações relativas a cada um deles são apresentadas na Tabela 9 e, na Figura 19, apresenta-se a sua localização geográfica.

Tabela 9 - Informações dos testemunhos coletados

| Amostra | Coordenadas UTM (m) | | Lâmina d'água (m) | Comprimento da amostra (m) |
|---------|---------------------|-----------|-------------------|----------------------------|
| | X | Y | | |
| T1 | 488.763 | 6.672.941 | 1,00 | 0,60 |
| T2 | 488.761 | 6.673.003 | 1,30 | 2,01 |
| T3 | 488.707 | 6.673.029 | 1,75 | 1,65 |

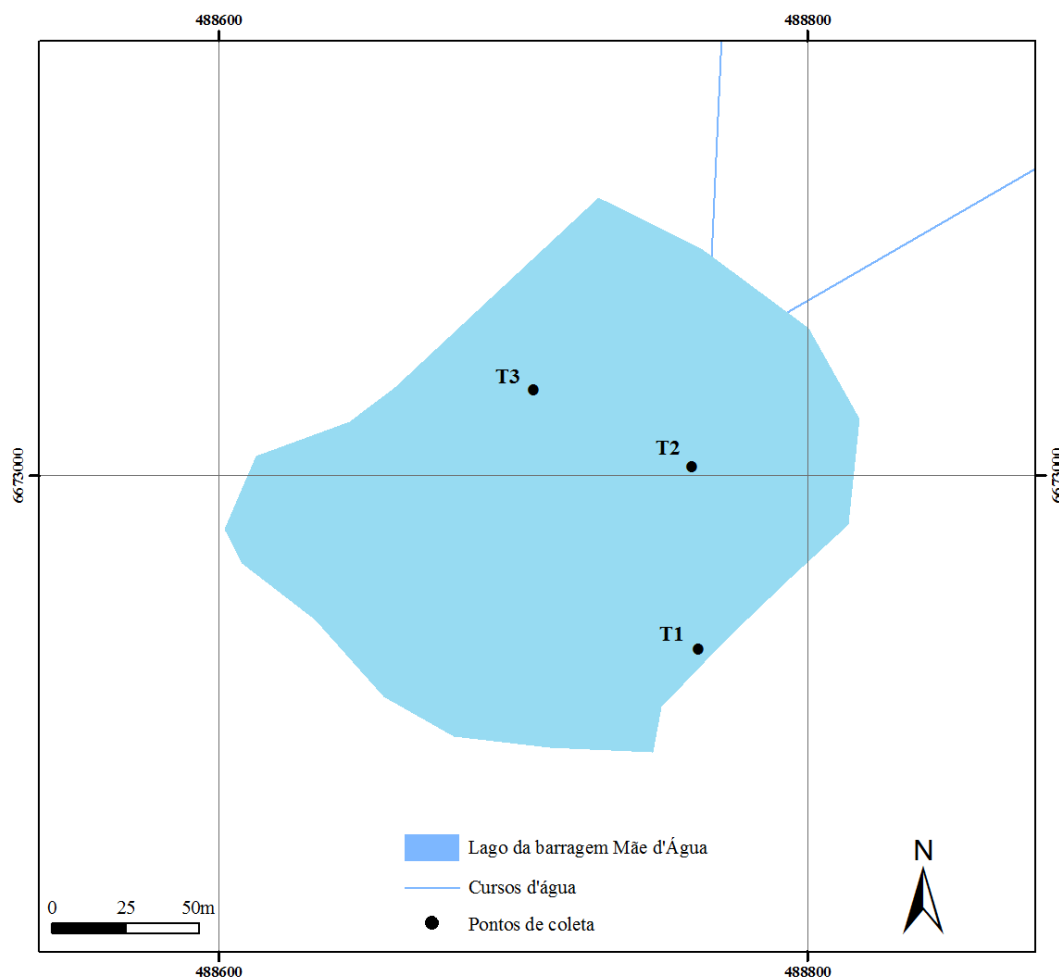


Figura 19 - Pontos de coleta dos testemunhos sedimentares.

Foi empregada a técnica de amostragem por percussão, que consiste na introdução de um tubo cilíndrico rígido no sedimento de fundo, através do impacto, produzido de forma manual. Na Figura 20 é apresentado o ferramental utilizado: o batente (peça A), quando deslizada, impacta fortemente em B, denominada abraçadeira, que está presa ao tubo, fazendo com que este penetre na coluna sedimentar, até que seja encontrada uma barreira suficientemente sólida que impeça a continuidade da penetração.

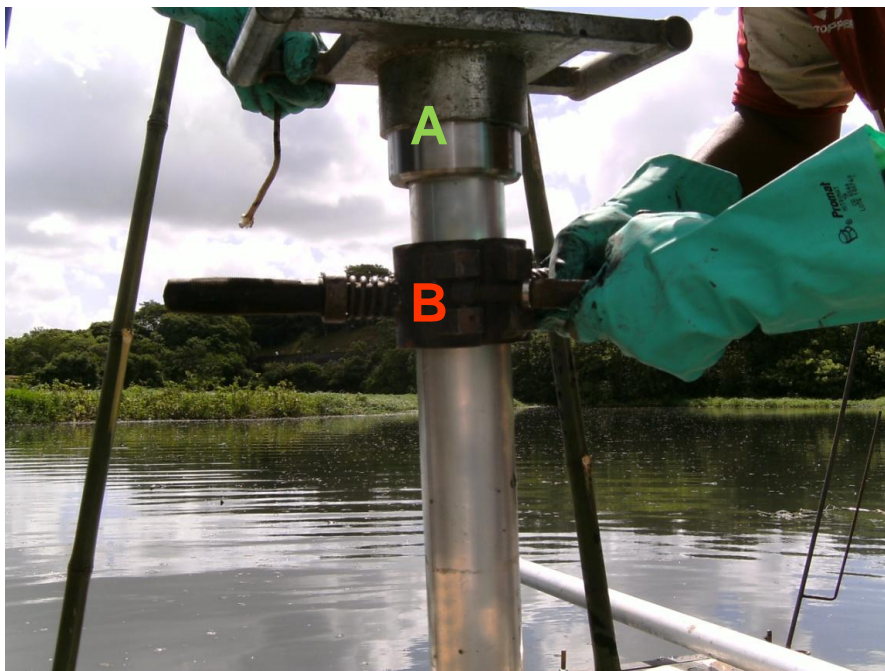


Figura 20 - Ferramentas utilizadas na coleta das amostras.

Para garantir que os resíduos sólidos de origem antrópica depositados na área do lago não impedissem o prosseguimento da penetração do tubo no material de fundo, optou-se pela utilização de canos de alumínio, com diâmetro de 75 mm. Os tubos foram previamente preparados em laboratório, sendo implantado um sifão na parte superior e uma “garra” metálica na base, que na ocasião foi recoberta com plástico e fixada por meio de rebites. Estes acessórios são para evitar o escorregamento do sedimento e a mistura das camadas no momento da retirada da amostra da coluna sedimentar. A Figura 21 apresenta uma garra encaixada na parte inferior de um tubo de alumínio.

A embarcação utilizada no procedimento de coleta (Figura 22) foi desenvolvida especialmente para este tipo de atividade, consiste em uma plataforma quadrada com 4m x 4m com uma abertura central de 1m x 1m, garantindo a estabilidade necessária para movimentação da tripulação e retirada dos testemunhos. A estrutura é metálica e a flutuação é realizada por tonéis plásticos encaixados a esta, recoberto por estrados de madeira.



Figura 21 - Detalhe do sistema de retenção instalado na base do tubo de coleta para impedimento do escorregamento e mistura de camadas da amostra.



Figura 22 - Embarcação utilizada na coleta.

5.4. Processamento das Amostras de Sedimentos

O processo em laboratório iniciou-se imediatamente após a coleta, sendo que os testemunhos foram transportados até o laboratório e, então, foram abertos. Devido ao grande volume de material coletado e visando a otimização dos recursos financeiros disponíveis, os testemunhos foram subamostrados a cada 5 cm. Desta forma, o Testemunho 1 (T1) foi seccionado em 12 sub-amostras, o Testemunho (T2) em 40 sub-amostras e, por fim, o Testemunho 3 (T3) rendeu 33 sub-amostras. Na Figura 23, o registro da abertura do T2, onde se observa a abundância de matéria orgânica e de sedimentos de característica lamosa.



Figura 23 - Abertura da amostra T2.

Para as subamostras destinadas a investigação do enriquecimento por metais pesados, é imprescindível evitar o contato com qualquer material metálico. Como as paredes do tubo utilizado na coleta eram de alumínio, foi aproveitada apenas a parte central, o “miolo” da amostra, para destinação ao laboratório de análises químicas, ficando o restante destinado as posteriores análises físicas.

As alíquotas retiradas foram acondicionadas em frascos de vidro, com capacidade de 100 mL e encaminhadas à estufa para secagem completa a temperatura constante de 40°C.

5.5. Caracterização das amostras

Os testemunhos sedimentares foram fatiados a cada 5 cm gerando uma grande quantidade de sub-amostras. Para otimização dos gastos relativos as análises de concentração de metais, foi realizada uma seleção das sub-amostras a serem analisadas quimicamente. Para cada testemunho, de acordo com seu comprimento, foram selecionados os estratos, buscando distribuir de forma uniforme o intervalo entre as sub-amostras selecionadas em cada testemunho. Assim, na Tabela 10 são apresentadas a nomenclatura adotada de acordo com as profundidades de cada sub-amostra escolhidas para a determinação de metais. No Testemunho 1 foram selecionadas 4 amostras (comprimento total 0,60 m), em T2 foram 11 amostras (comprimento total de 2,01 m) e em T3 foram utilizadas 9 amostras (comprimento total 1,65 m).

Tabela 10 - Sub-amostras selecionadas para determinação da concentração de metais

| Testemunho 1 | | Testemunho 2 | | Testemunho 3 | |
|--------------|-------------|--------------|-------------|--------------|-------------|
| Nome | Estrato (m) | Nome | Estrato (m) | Nome | Estrato (m) |
| 0,00 | 0,00 – 0,05 | 0,00 | 0,00 – 0,05 | 0,00 | 0,00 – 0,05 |
| 0,25 | 0,25 – 0,30 | 0,20 | 0,20 – 0,25 | 0,25 | 0,25 – 0,30 |
| 0,40 | 0,40 – 0,45 | 0,35 | 0,35 – 0,40 | 0,45 | 0,45 – 0,50 |
| 0,55 | 0,55 – 0,60 | 0,55 | 0,55 – 0,60 | 0,65 | 0,65 – 0,70 |
| | | 0,70 | 0,70 – 0,75 | 0,85 | 0,85 – 0,90 |
| | | 0,90 | 0,90 – 0,95 | 1,00 | 1,00 – 1,05 |
| | | 1,10 | 1,10 – 1,15 | 1,20 | 1,20 – 1,25 |
| | | 1,30 | 1,30 – 1,35 | 1,45 | 1,45 – 1,50 |
| | | 1,50 | 1,50 – 1,55 | 1,60 | 1,60 – 1,65 |
| | | 1,70 | 1,70 – 1,75 | | |
| | | 1,95 | 1,95 – 2,01 | | |

5.5.1 Granulometria

As sub-amostras selecionadas foram homogeneizadas em almofariz de ágata e, então, peneiradas em equipamentos de plástico, com malhas de abertura igual a 62 μm . A fração mais grosseira destas amostras foi dispensada, visto que a fração fina ($<63\mu\text{m}$) é a considerada mais significativa no acúmulo de metais (Horowitz, 1991; Mudroch *et al.*, 1997; Poletto & Teixeira, 2006; Martinez, 2010).

5.5.2 Concentração total de metais

Foram encaminhados ao Laboratório de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS 5 g de cada sub-amostra a ser avaliada a concentração total de metais. As digestões foram realizadas em duplicata mais 01 branco (amostra branca é feita utilizando os mesmos reagentes e procedimentos, mas sem a adição da amostra de sedimentos) para o controle de qualidade das análises (Poletto & Gonçalves, 2006). Além disso, foram utilizados dois materiais de referência, cujas concentrações são conhecidas, adquiridos junto a USGS (*U.S. Geological Survey*): SGR-1b e SCO-1.

A metodologia de digestão ácida empregada foi a EPA 3050, que é direcionada a análise de concentração de elementos inorgânicos em sedimentos, lodos e solos, e foi desenvolvida e adotada pela *U.S. Environment Protection Agency*. Esta metodologia envolve fortes digestões ácidas das amostras, dissolvendo quase todos os elementos que podem se tornar biodisponíveis. Por isto, elementos ligados em estruturas de silicatos normalmente não são dissolvidos por esse procedimento, já que normalmente estes não são móveis no ambiente (EPA, 1996).

Para a implementação do método é necessário de 1 a 2 g de sedimento que é digerido por repetidas adições de ácido nítrico (HNO_3) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2) 30%. Posteriormente é adicionado ácido clorídrico (HCl) visando a liberação dos metais mais resistentes (EPA, 1996).

Na etapa final do método foi realizada a leitura dos extratos das amostras resultantes das extrações no equipamento de espectroscopia de emissão indutiva de plasma acoplado (ICP-OES), marca Perkin Elmer, no Laboratório de Solos da UFRGS.

Os valores de *background*, utilizados nessa pesquisa, foram baseados no trabalho de Poletto (2007). O referido Autor obteve uma concentração média representativa das concentrações naturais dos metais analisados na área de estudo através de três amostras compostas (cada amostra era resultante de outras três sub-amostras da camada superior do solo). As coletas foram realizadas na região de cabeceira da bacia do Lago Mãe d'Água, no

alto do Morro Santana, em áreas de mata que não apresentavam alterações antrópicas. Os valores obtidos para os metais Zinco e Níquel são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - Valores de base dos metais-traço analisados

| Metal-traço | Valores de <i>background</i> (mg.kg⁻¹) |
|--------------------|--|
| Zinco | 47,4 |
| Níquel | 4,9 |

Adaptado de: Poletto (2007)

5.6. Controle de qualidade

Para o efetivo controle de qualidade das análises químicas foram utilizados Materiais de Referência Padrão em paralelo com as amostras analisadas e, assim, obter a faixa de exatidão das amostras, bem como possibilitar correções de desvios encontrados nos resultados. Esse controle de qualidade ficou na faixa de 10% do total de todas as amostras realizadas, ou seja, para cada 10 amostras de sedimentos analisadas pelo menos 01 do Material de Referência Padrão, conforme procedimentos utilizados pelos laboratórios americanos da USGS (Poletto & Teixeira, 2006).

Os reagentes analíticos e as soluções extratoras preparados para as análises são da marca Merck[®], que possuem um alto grau de pureza. A água utilizada para as diluições foi do tipo Milli-Q (extrapura), pois a água de destilação simples poderia apresentar complexos orgânicos de íons metálicos.

Todos os equipamentos e vidrarias utilizados nos procedimentos de coleta de amostras e processamento das amostras foram lavados com água deionizada, ficando de molho em solução de ácido nítrico 14% (v/v) por 24 horas e enxaguados novamente com água deionizada.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Evolução da Ocupação Urbana na Bacia do Lago Mãe d'Água

6.1.1 Análise do uso do solo baseado em fotografia aérea de 1972

A formação dos primeiros loteamentos na área da bacia remonta a década de 1950. Na década de 1960, as obras de construção da barragem e a instalação do Campus do Vale foram acontecimentos marcantes na história urbana da Vila Santa Isabel e é somente do ano de 1972 o primeiro registro aerofotogramétrico catalogado que recobre a área da bacia do Lago Mãe d'Água, na escala nominal 1:8000.

Na interpretação das fotos aéreas do ano de 1972, apresentada na Figura 24, já se evidencia o processo acelerado de ocupação urbana da bacia. As áreas ocupadas por vegetação representavam apenas 23% da área total, localizavam-se principalmente na cabeceira da bacia, no Morro Santana. Além disso, verificam-se áreas de mata ciliar preservadas, estando a esta época as margens dos cursos d'água medianamente impactadas por atividades antrópicas. As cabeceiras das sub-bacias localizadas a leste também mostravam-se preservadas. Contudo, são nas áreas adjacentes ao Campus do Vale da UFRGS que se encontravam as maiores áreas de vegetação arbórea conservada, ao longo do anel viário que envolve o Campus, bem como os fundos do Instituto de Pesquisas Hidráulicas, localizado na margem leste da barragem.

Na Tabela 12 são apresentados os dados referentes as áreas resultantes da interpretação visual das aerofotografias do ano de 1972. Ações antrópicas foram identificadas em 267 ha da área, correspondendo a 76% da bacia.

Tabela 12 - Resultados da interpretação do uso do solo no ano de 1972

| Categoria | Área (ha) | % |
|------------------|------------------|----------|
| Antrópico | 267 | 76 |
| Natural | 80 | 23 |
| Barragem | 5 | 1 |

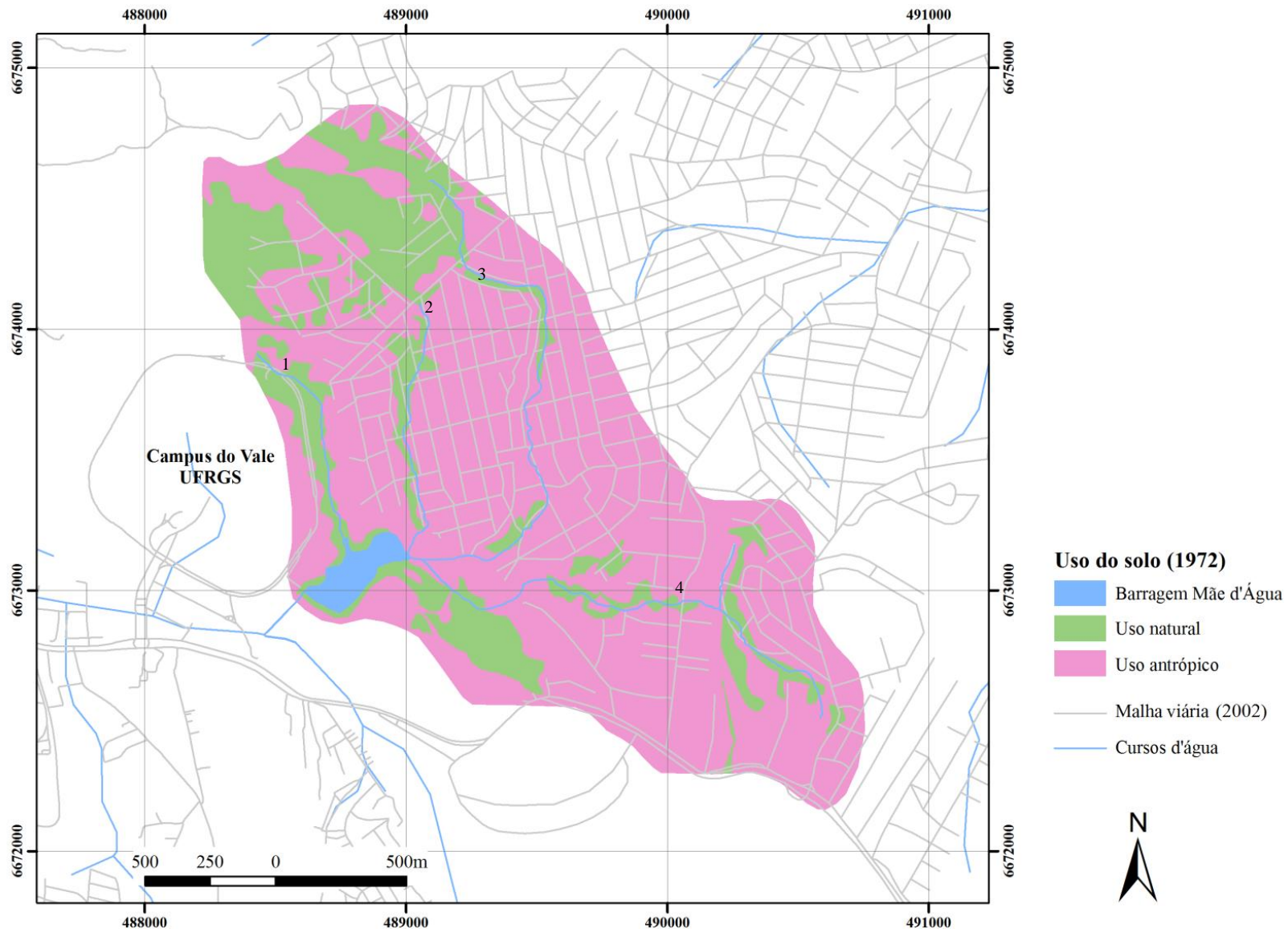


Figura 24 - Interpretação do uso do solo baseada em fotografias aéreas de 1972.

6.1.2 Análise do uso do solo baseado em fotografia aérea de 1991

O produto do voo aerofotogramétrico realizado pela METROPLAN no início da década de 1990, na escala 1:8000, permitiu a análise espacial cujos dados são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Resultados da interpretação do uso do solo no ano de 1991

| Categoria | Área (ha) | % |
|------------------|------------------|----------|
| Antrópico | 290 | 82 |
| Natural | 58 | 17 |
| Barragem | 4 | 1 |

Percebe-se uma retração nas áreas de vegetação, especialmente a mata ciliar do curso d'água 3 foi altamente impactada pela urbanização, sobretudo irregular, e, também, nas adjacências do arroio 4 tornou-se mais delgada a faixa de vegetação. A ocupação das áreas ribeirinhas constitui-se em um risco eminente aos moradores, além de estar vedada por Lei, no entanto se constituem em uma das poucas alternativas para as famílias excluídas no processo de ocupação do solo urbano (Jacobi, 2006). A região do Morro Santana e da Universidade mantiveram o padrão de preservação, embora se perceba migrações das áreas identificadas como naturais em 1972. Esse fato pode ser explicado por dois fatores: (a) substituição de áreas vegetadas, mas com o crescimento de vegetação em alguns pontos e a retirada em outros locais no período de 19 anos existentes entre os registros fotográficos; e, (b) um pequeno deslocamento geométrico comum ao processo de georreferenciamento de aerofotos compostas em mosaicos para análise de áreas maiores que o recobrimento de uma fotografia.

Na Figura 25 é apresentado o resultado da interpretação das fotografias de 1991. A área antropizada correspondia, em 1991, a 82% da área total da bacia, um incremento de 6% na comparação com 1972. O aumento percentual não é elevado, contudo acredita-se em uma queda da qualidade das novas moradias construídas, devido a conjuntura econômica desfavorável na década de 1980, levou a uma conhecida precarização das condições de moradia nas cidades, com a explosão do processo de favelização, que certamente atingiu a área de estudo já nesta época.

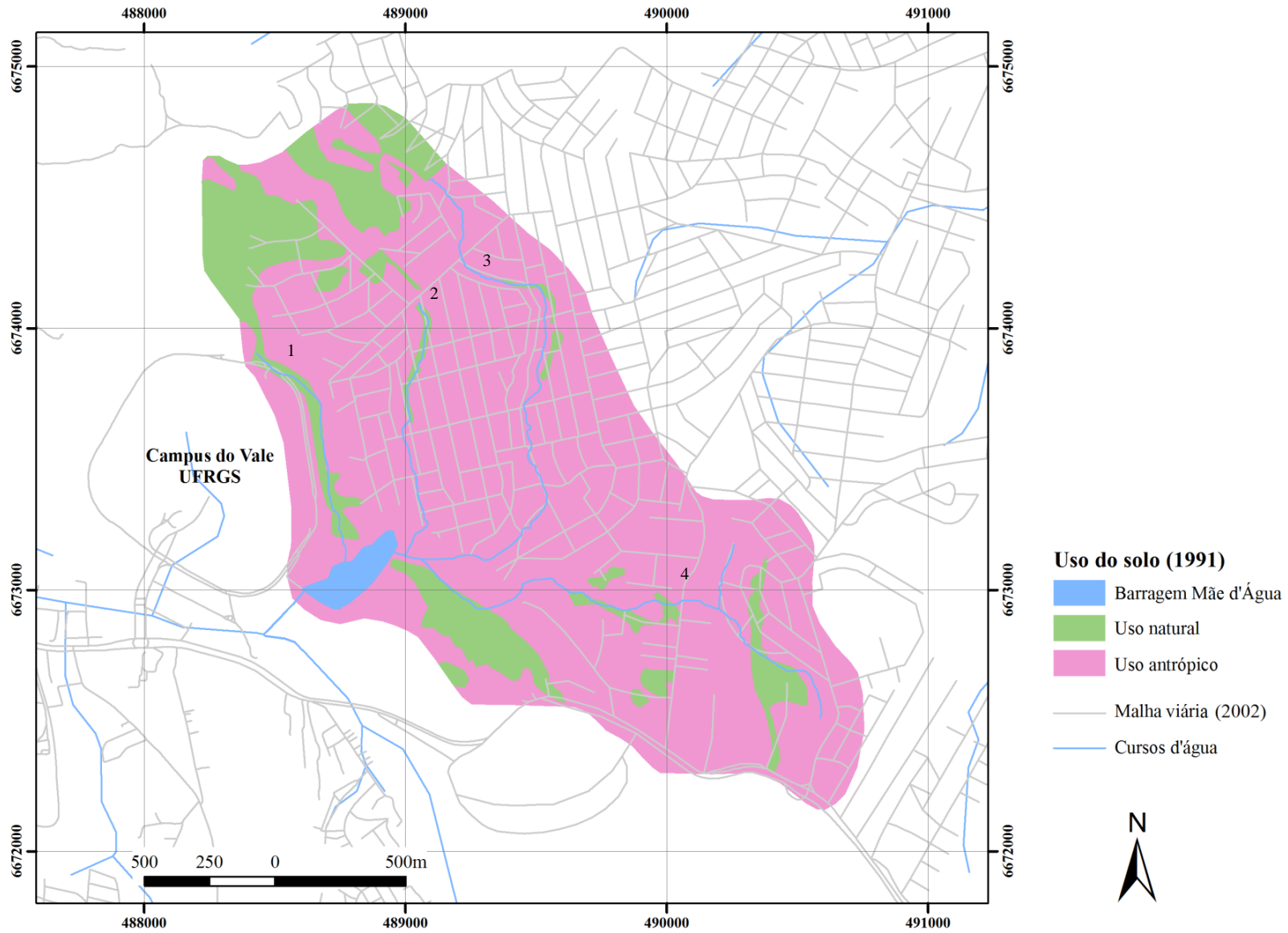


Figura 25 - Interpretação do uso do solo baseada em fotografias aéreas de 1991.

6.1.3 Análise do uso do solo baseado em imagem de satélite de 2003

A imagem do satélite *Quickbird* do ano de 2003, pancromática, com 0,60 m de resolução espacial foi o produto utilizado para determinação do uso do solo da bacia no início da década de 2000. Diferentemente das fotografias aéreas empregadas na análise do período anterior, as imagens deste satélite dispõem do recurso da cor, o que para interpretação visual é um auxílio importante.

Baseado nos dados da Tabela 14 percebe-se uma sensível diminuição nas áreas de vegetação. Os locais de preservação mantêm-se: áreas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e topo do morro Santana. Para minimizar o efeito sobre os números aferidos como área natural causado pelo crescimento de vegetação de grande porte introduzida por moradores, que acaba por recobrir moradias, foi realizado o monitoramento das manchas de vegetações, com especial cuidado sobre o surgimento de novas áreas vegetadas, sendo feita verificação em campo para dirimir quaisquer dúvidas.

O que há nos últimos anos é uma forte densificação de ocupação das áreas onde a vegetação já havia sido removida. O crescimento das famílias e a falta de alternativas locais para a população de baixa renda fizeram com que se desenvolvessem pequenos loteamentos familiares, caracterizado por condições precárias e aglomeração de várias habitações no mesmo terreno. Isso pôde ser visualizado pela diferenciação entre telhados de construções antigas e novas, localizadas, sobretudo nos fundos de moradias já existentes, e, também, em terrenos já limpos desde as análises anteriores, como pode ser visualizado na Figura 26.

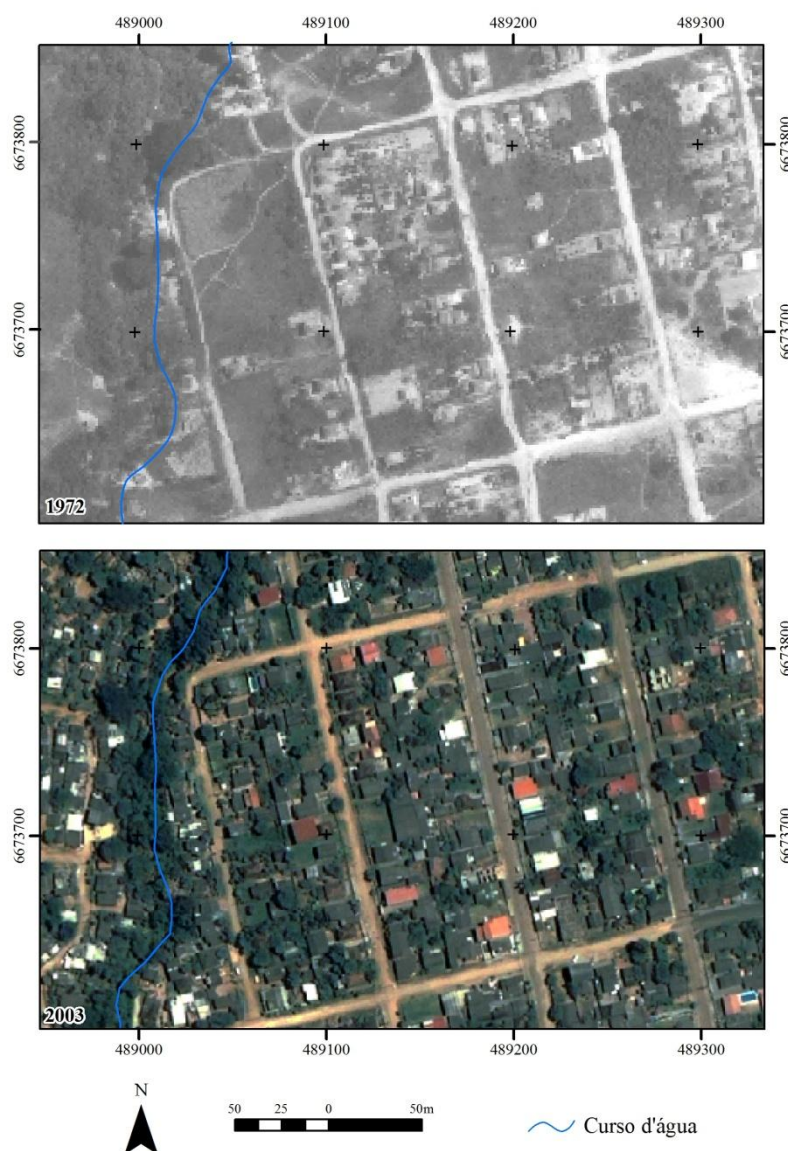


Figura 26 - Densificação de ocupação dos lotes

Na Figura 27 é apresentado o resultado da interpretação da imagem *Quickbird* do ano de 2003. A área antropizada recobria 84% da bacia e, pode-se destacar, a redução de mais 2 ha (50%) no espelho d'água da barragem no período de três décadas, de 1972 a 2003.

Tabela 14 - Resultados da interpretação do uso do solo no ano de 2003

| Categoria | Área (ha) | % |
|------------------|------------------|----------|
| Antrópico | 297 | 84 |
| Natural | 53 | 15 |
| Barragem | 3 | 1 |

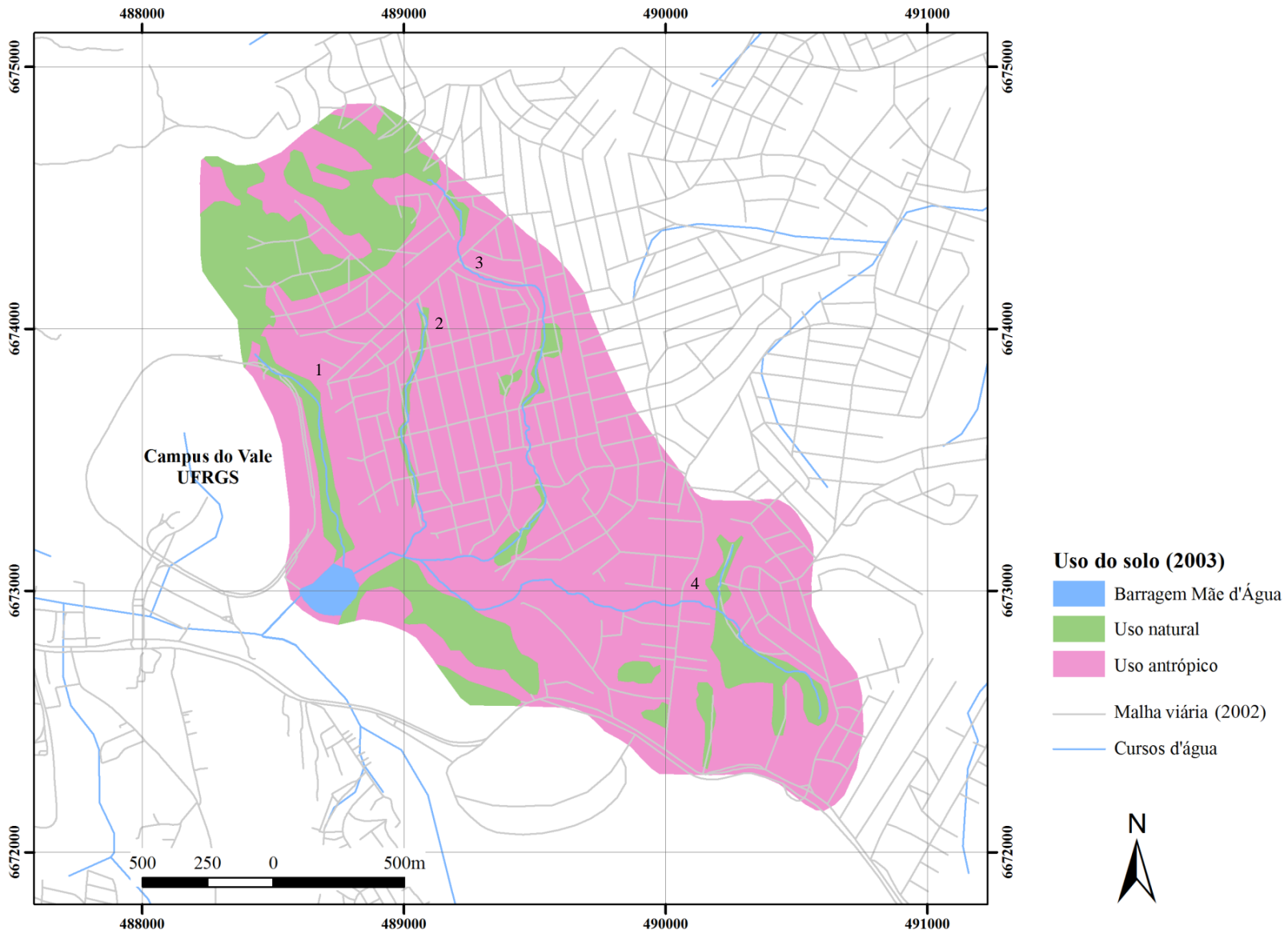


Figura 27 - Interpretação do uso do solo baseada em imagem de satélite de 2003.

6.1.4 Análise do uso do solo baseado em imagem de satélite de 2008

Partindo de um produto também digital, a imagem do satélite sino-brasileiro CBERS, sensor HRC, serviu como base à avaliação da ocupação urbana recente na bacia, no ano de 2008. Voltando a análise monocromática, em tons de cinza, o monitoramento das áreas de vegetação se mostrou a melhor alternativa para identificação do processo de ocupação em curso na área.

Os números obtidos são bastante semelhantes aos verificados em 2003, devido à proximidade das datas (Tabela 15). A área corresponde à ocupação antrópica era de 299 ha, 85% da bacia. Pôde ser verificada a continuidade do processo de densificação e destaca-se, a diminuição significativa das áreas vegetadas na zona leste da bacia.

Tabela 15 - Resultados da interpretação do uso do solo no ano de 2008

| Categoria | Área (ha) | % |
|------------------|------------------|----------|
| Antrópico | 299 | 85 |
| Natural | 51 | 15 |
| Barragem | 2 | 1 |

A implantação de uma Unidade de Conservação (UC), por parte da UFRGS, encaminhada no ano de 2001, e tramitando desde então, parece ter contribuído para a diminuição da ocupação das áreas de cabeceira, principalmente do arroio 1 que é adjacente a Universidade. Entretanto, as áreas de matas ciliares continuaram sendo as áreas mais reduzidas, por efeito da ocupação irregular, como foi bem exposto por Ungaretti (2010) em seu trabalho.

Na Figura 28 é apresentado o resultado da interpretação da imagem CBERS do ano de 2008. A área antropizada já recobria 84% da bacia, 299 ha, um crescimento de 2% em cinco anos.

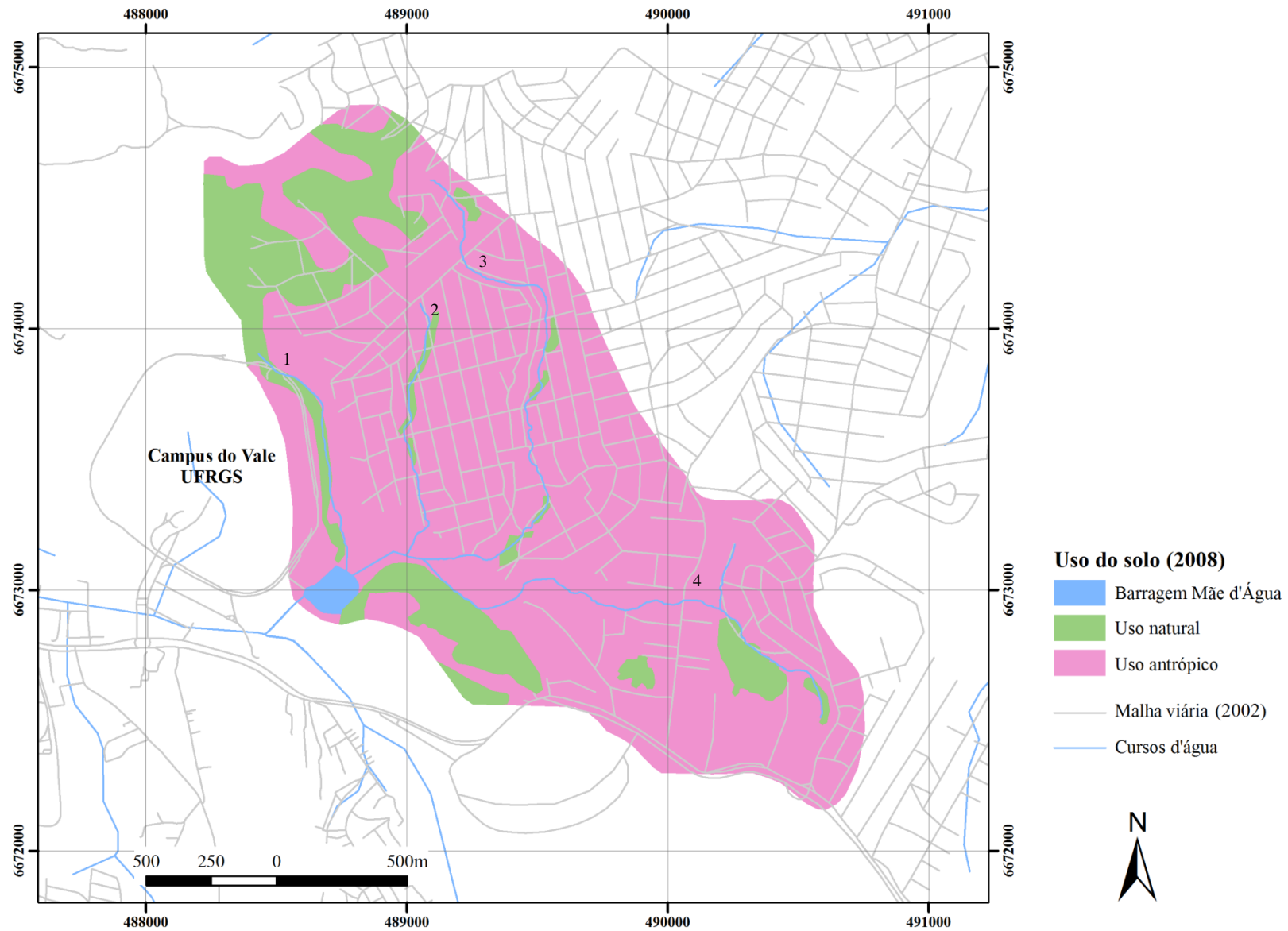


Figura 28 - Interpretação do uso do solo baseada em imagem de satélite de 2008.

Na análise dos dados globais, apresentado na Figura 29, evidencia-se o crescimento das áreas antropizadas em detrimento das áreas ocupadas por vegetação. Também é preocupante a redução de 50% da área superficial do Lago da Barragem, principalmente pelo efeito de assoreamento e crescimento de macrófitas.

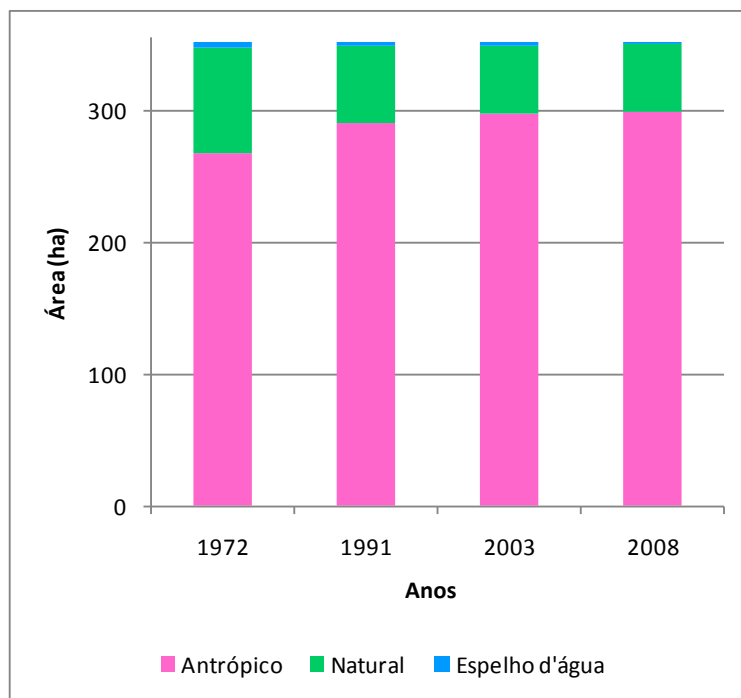


Figura 29 - Dados globais da evolução da ocupação urbana da bacia.

O processo de densificação da ocupação da área, não evidente somente pela análise das áreas antropizadas da bacia fica visível quando avaliada a evolução populacional da área. Baseado nos dados apresentados por Fujimoto (2001), estimou-se a densidade demográfica a partir dos dados censitários do município de Viamão e da área denominada Grande Santa Isabel, praticamente coincidente com a área da bacia.

Estima-se, desta forma, um incremento de 30% na população e, conseqüentemente, na densidade demográfica da bacia (Figura 30). Quando comparado ao aumento de apenas 3% na área ocupada por atividades antrópicas, na avaliação do mesmo período (1991 – 2003), fica evidente o processo de adensamento urbano na área de estudo.

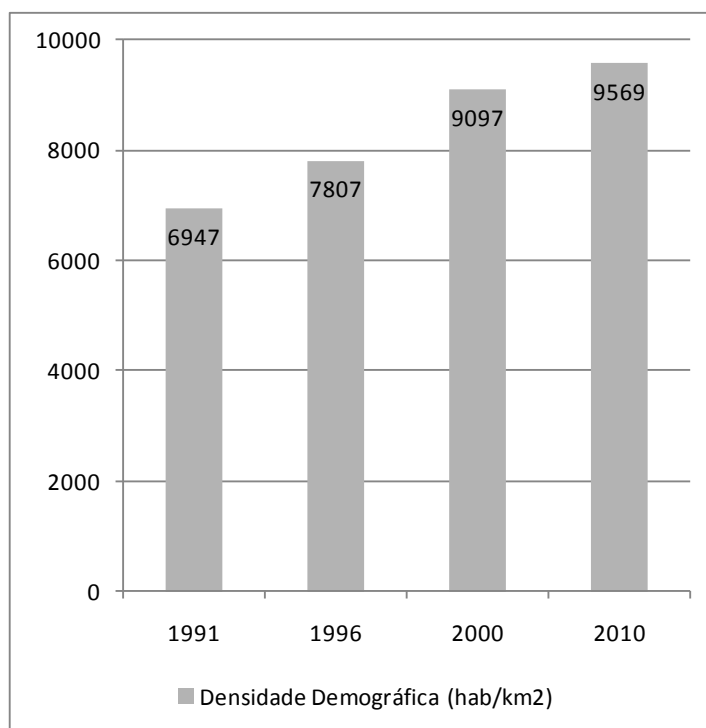


Figura 30 - Densidade demográfica da Grande Santa Isabel com base nos dados do IBGE (1991, 1996, 2000 e 2010) e FUJIMOTO (2001).

6.2. Concentração Total de Metais-Traço nos Testemunhos Sedimentares

Os valores de *background*, referência local representativa do nível natural de concentração de um elemento químico nos solos/sedimentos, adotados neste trabalho baseia-se na pesquisa de Poletto (2007) e são apresentados juntamente aos dados resultantes das análises dos sedimentos depositados no Lago Mãe d'Água.

6.2.1 Zinco

Nas áreas urbanas, as partículas de poeira dispostas nas vias de tráfego entram em contato com os resíduos do desgaste e emissões dos veículos, que é uma das mais importantes fontes de metais-traço (Sezgin *et al.*, 2003), especialmente do Zn^{2+} .

O padrão de distribuição vertical de Zn, nos três testemunhos sedimentares (T1, T2 e T3) retirados do Lago Mãe d'Água, é apresentado na Figura 31, na qual todas as sub-amostras analisadas apresentaram valores acima do *background* local ($47,4 \text{ mg.kg}^{-1}$), um sinal de enriquecimento desses sedimentos depositados no Lago.

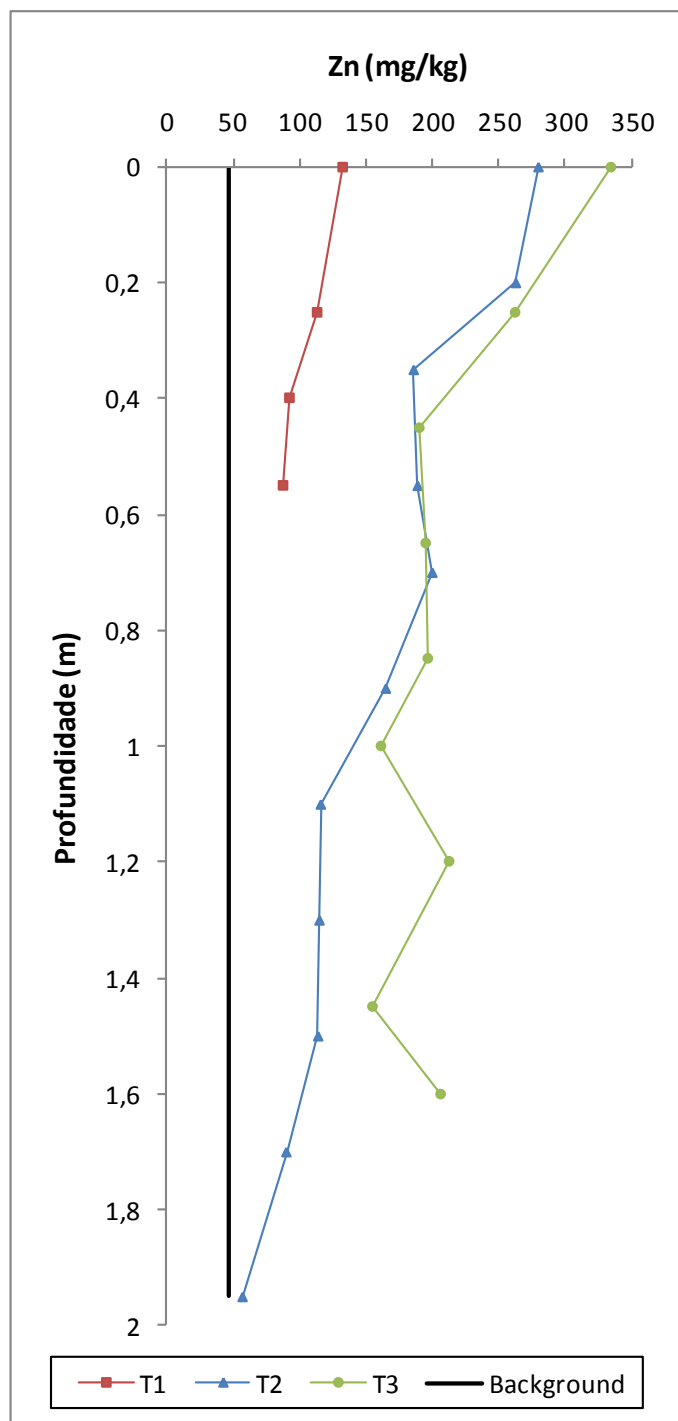


Figura 31 - Distribuição de Zn (mg.kg^{-1}) nos sedimentos dos três testemunhos coletados.

Foram verificadas flutuações periódicas nas concentrações e, como padrão geral, um aumento da associação do Zn aos sedimentos depositados no fundo do Lago com o passar dos anos (redução da profundidade). Esta tendência é clara, sobretudo, na análise dos Testemunhos 1 e 2.

O Testemunho 1 (T1) está localizado mais próximo a margem do Lago e, portanto, menos suscetível a variações na deposição de material. A concentração inicial, encontrada na base da amostra, foi de 88 mg.kg⁻¹ e foi crescente até o valor 133 mg.kg⁻¹, determinado nos sedimentos mais recentes (na superfície do testemunho). A concentração média dos sedimentos acumulados neste ponto do Lago é de 107 mg.kg⁻¹, com desvio-padrão de 21 mg.kg⁻¹ em 0,60 m de amostra.

A concentração inicial encontrada em T2 (57 mg.kg⁻¹) aproxima-se muito do *background* estabelecido para área (47,4 mg.kg⁻¹), demonstrando que este ponto de coleta abrange, certamente, um significativo período da história de deposição do Lago da Represa. Esta amostra apresenta um enriquecimento significativo na comparação das sub-amostras de base (extrato mais antigo: 57 mg.kg⁻¹) e de topo (extrato mais recente: 280 mg.kg⁻¹), verificando-se um aumento de aproximadamente aumento de 5 vezes (491%).

Já o Testemunho 3 tem em suas sub-amostras mais antigas (de 1,6 a 1,0 m) concentrações bastante oscilantes, não apresentando um padrão contínuo de crescimento no sentido base-topo, contudo, a partir de 1,0 m em direção ao topo e especialmente nos últimos 0,65 m de amostra passa a ter um comportamento semelhante ao T2, com incremento crescente das concentrações de Zn.

Os dados tabulados referentes a variação das concentrações de Zn (mg.kg⁻¹) são apresentados na Tabela 16. O ponto 3 apresentou-se como o mais poluído, com 334 mg.kg⁻¹, em contrapartida o ponto 1, apresentou a menor concentração no extrato atual (133 mg.kg⁻¹). Na análise de dados médios, T1 também aparece como o ponto de deposição em que os sedimentos apresentam menor associação ao metal-traço Zn e, T3, a maior.

As concentrações de zinco são máximas nas porções superiores dos três testemunhos e declinam, acentuadamente, com o aumento da profundidade. A natureza dinâmica da água intersticial (dos poros) e a geoquímica da fase sólida de outros elementos sugerem que os metais-traço sorvidos nos sedimentos podem sofrer especiações devido a variações sazonais significativas na especiação. Isso se reflete diretamente na biodisponibilidade e toxicidade de metais (Koretsky *et al.*, 2006).

Tabela 16 - Concentração de Zn (mg.kg^{-1}) nos sedimentos acumulados no Lago Mãe d'Água

| T1 | | T2 | | T3 | |
|--------------------------|----------------------------|--------------------------|----------------------------|--------------------------|----------------------------|
| Profundidade (m) | Zn (mg.kg^{-1}) | Profundidade (m) | Zn (mg.kg^{-1}) | Profundidade (m) | Zn (mg.kg^{-1}) |
| 0,00 | 133 | 0,00 | 280 | 0,00 | 334 |
| 0,25 | 113 | 0,20 | 263 | 0,25 | 263 |
| 0,40 | 92 | 0,35 | 186 | 0,45 | 190 |
| 0,55 | 88 | 0,55 | 189 | 0,65 | 195 |
| | | 0,70 | 200 | 0,85 | 196 |
| | | 0,90 | 165 | 1,00 | 162 |
| | | 1,10 | 116 | 1,20 | 212 |
| | | 1,30 | 115 | 1,45 | 155 |
| | | 1,50 | 114 | 1,60 | 207 |
| | | 1,70 | 90 | | |
| | | 1,95 | 57 | | |
| Média: 107 | | Média: 161 | | Média: 213 | |
| Desvio Padrão: 21 | | Desvio Padrão: 51 | | Desvio Padrão: 55 | |
| Mínimo: 88 | | Mínimo: 57 | | Mínimo: 155 | |
| Máximo: 133 | | Máximo: 280 | | Máximo: 334 | |

As oscilações encontradas na sorção de Zn aos extratos mais antigos, como verificado no Testemunho 3, tem relação com a dinâmica dos metais-traço entre a coluna d'água e as partículas de sedimento. Variações como esta são mencionadas por Rubio *et al.* (2001), que as atribui a uma migração do Zinco para os estratos de sedimentos superiores durante a degradação da matéria orgânica. Outro fator, apontado por Badr (2009), é a sensibilidade dos fenômenos de sorção do Zn às condições de redução do ambiente, demonstrada pela alta correlação entre Zn e Mn ($r = 0.90$, $p < 0.05$) e Zn e MO ($r = 0.90$, $p < 0.05$) evidenciando a instabilidade na formação de compostos e precipitados.

Mesmo com as oscilações ocorridas, os dados obtidos para as concentrações de Zinco, associado aos sedimentos carregados para o Lago, permitem inferir o crescimento da poluição da área de estudo, advinda, sobretudo de fontes difusas, fruto do incremento da urbanização verificado nas últimas décadas.

6.2.2 Níquel

A exemplo dos resultados obtidos nas análises do metal-traço Zinco, a distribuição vertical das concentrações de Ni nos sedimentos de fundo do Lago, conforme apresentada na Figura 32, demonstram o enriquecimento destes sedimentos, já que todas as sub-amostras analisadas tiveram concentrações acima do valor de *background* local ($4,9 \text{ mg.kg}^{-1}$).

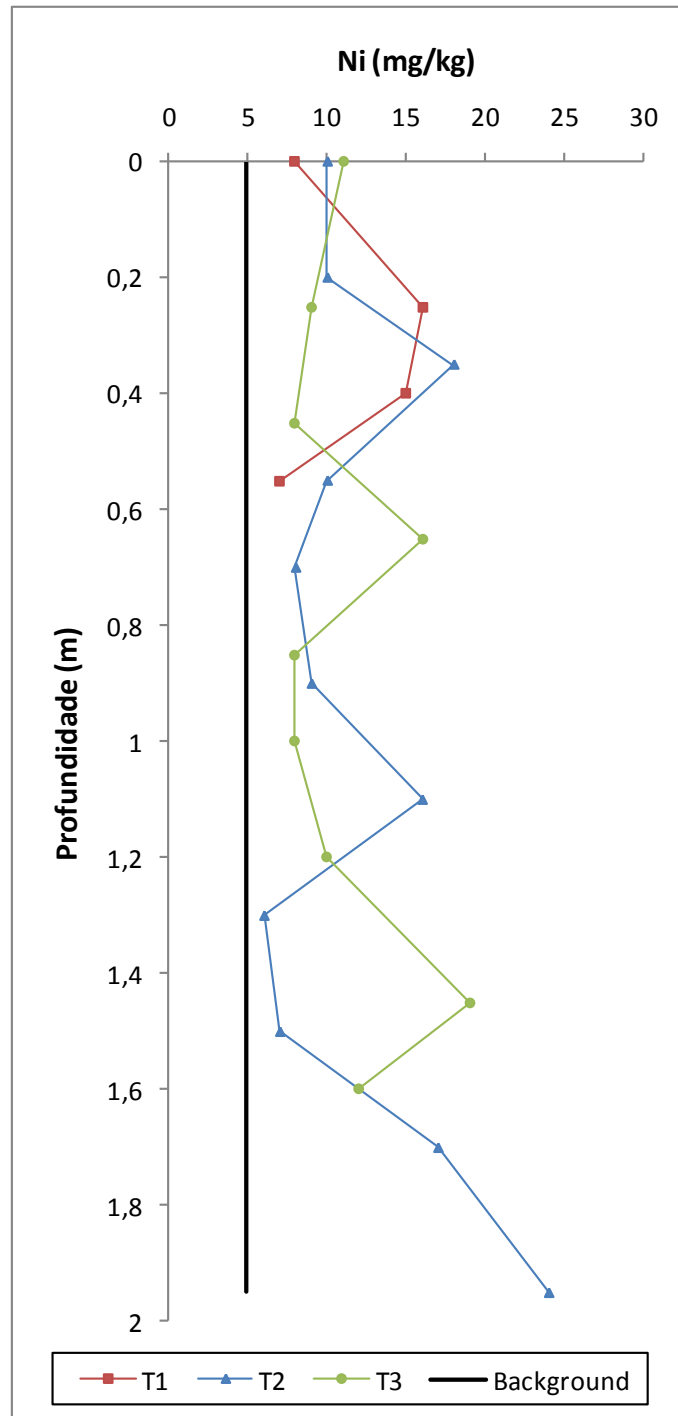


Figura 32 - Distribuição de Ni (mg.kg^{-1}) nos sedimentos dos três testemunhos coletados.

Os sedimentos recentes, representados pela amostra a 0,0 m (topo) não apresentaram os maiores níveis de poluição. No Testemunho 1, esta se encontra a 0,25 m da superfície sedimentar atual (16 mg.kg^{-1}), já para T2, um pico significativo está na profundidade de 0,35 m (18 mg.kg^{-1}).

Diferentemente do encontrado para o Zinco, as maiores associações entre Níquel e sedimentos encontram-se nos estratos mais antigos (profundos), isso fica bastante evidente na verificação do T2, que apresenta seu valor máximo (24 mg.kg^{-1}) na sua amostra de base. A seletividade de sorção entre os metais, em que o Zinco devido a suas características químicas é mais “preferido” do o Níquel, além do efeito de massa exercido pela grande quantidade de Zn comprovadamente disponível na área, são algumas das possíveis explicações. Mas, também, a antiga atividade industrial na área da bacia (Metalúrgica Heraud) é um fato importante para o entendimento da maior profundidade em que se encontram os valores mais significativos de Ni, visto que, segundo Bonetto (2010), o auge e declínio da atividade metalúrgica na área deram-se no estreito período de uma década (1963 ~ início da década de 1970).

São frequentes as oscilações nas concentrações verificadas nos três testemunhos. Contudo, são pouco prováveis variações sazonais tão bruscas na disponibilização de fontes deste metal para os sedimentos da área, sobretudo se considerada a taxa de urbanização desta. De acordo com Zwolsman *et al.* (1996), a variação do teor de níquel nas camadas mais profundas deve-se à sorção do metal a oxihidróxidos de manganês. O estado de redução dos sedimentos determina em que medida a mobilização do Mn e Ni associados ocorrerá. Badr *et al.* (2009) demonstra uma significativa correlação positiva entre Ni e Mn ($r = 0,97, p < 0,05$) em estudos realizados na Arábia Saudita.

A degradação da MO, abundante no material carregado para o Lago, é uma fonte para possíveis alterações no pH e Eh dos sedimentos depositados, influenciando também na mobilidade de Níquel no perfil sedimentar. Sabe-se que o Ni é insolúvel em valores de pH superiores a 7, estando predominantemente na forma de hidróxidos de Ni (Sunderman & Oskarsson, 1991), que, por sua vez, podem rapidamente incorporados nos sedimentos (Badr *et al.*, 2009).

Apesar das variações, na análise dos dados médios evidencia-se uma homogeneidade na distribuição da contaminação por Níquel no tempo e, também, entre os pontos de coleta analisados. Os valores mínimos detectados foram semelhantes: 7 mg.kg^{-1} no T1, 6 mg.kg^{-1} em T2 e 8 mg.kg^{-1} no Testemunho 3. Na Tabela 17, são

apresentados os dados tabulados para as sub-amostras analisadas dos três testemunhos coletados.

Tabela 17 - Concentração de Ni (mg.kg^{-1}) nos sedimentos acumulados no Lago Mãe d'Água

| T1 | | T2 | | T3 | |
|-------------------------|--|-------------------------|--|-------------------------|--|
| Profundidade (m) | Ni (mg.kg^{-1}) | Profundidade (m) | Zn (mg.kg^{-1}) | Profundidade (m) | Zn (mg.kg^{-1}) |
| 0,00 | 8 | 0,00 | 10 | 0,00 | 11 |
| 0,25 | 16 | 0,20 | 10 | 0,25 | 9 |
| 0,40 | 15 | 0,35 | 18 | 0,45 | 8 |
| 0,55 | 7 | 0,55 | 10 | 0,65 | 16 |
| | | 0,70 | 8 | 0,85 | 8 |
| | | 0,90 | 9 | 1,00 | 8 |
| | | 1,10 | 16 | 1,20 | 10 |
| | | 1,30 | 6 | 1,45 | 19 |
| | | 1,50 | 7 | 1,60 | 12 |
| | | 1,70 | 17 | | |
| | | 1,95 | 24 | | |
| Média: 12 | | Média: 12 | | Média: 11 | |
| Desvio Padrão: 5 | | Desvio Padrão: 6 | | Desvio Padrão: 4 | |
| Mínimo: 7 | | Mínimo: 6 | | Mínimo: 8 | |
| Máximo: 16 | | Máximo: 24 | | Máximo: 19 | |

Mesmo assim, a partir da avaliação do valor de *background* da área, verifica-se um incremento da presença desse contaminante, advindo de atividades antrópicas, no material carreado pela bacia. Os dados aqui levantados demonstram a existência de interação entre os sedimentos da área e os compostos de Níquel, mas expõe, também, uma possível fragilidade dessa interação, visto os padrões oscilantes de associação entre metal-sedimento ao longo da coluna sedimentar. A solubilização de compostos de Níquel, sabidamente carcinogênicos, é um risco que precisa ser avaliado, sobretudo, no caso de realização de uma dragagem do material depositado no Lago.

Além disso, Saifullah *et al.* (2002) e Lepp & Madejón (2007) indicam ainda a interação entre metais-traço e plantas, que pode ser também considerada na análise dos

dados referentes a contaminação do Lago Mãe d'Água, já que há uma certa abundância de plantas macrófitas fixadas ao substrato superficial dos sedimentos depositados no Lago. Fatores pontuais também devem ser levados em consideração assim, na Figura 33, são apresentados artefatos encontrados na sub-amostra correspondente a profundidade 1,20 m do Testemunho 3.



Figura 33 - Detritos metálicos e vegetais da sub-amostra 1,20 m do T3.

Além de atuar no controle da sorção de poluentes ao sedimento, a presença de resíduos vegetais (MO) e detritos metálicos, como os encontrados na sub-amostra a 1,20 m de T3, demonstram a complexidade do material carregado de áreas urbanas, como a área de estudo, e que são acumulados em ambientes lânticos, como o Lago Mãe D'água.

As fontes difusas de poluição, características de áreas urbanas residenciais, fornecem uma imensa variedade de poluentes ao ambiente, entre estes se destacam os metais-traço, como o Níquel e o Zinco. A ausência de tratamento dos esgotos cloacais e a disposição inadequada destes resíduos fornecem uma grande carga de matéria orgânica, agente fundamental no controle dos processos de sorção e dessorção dos metais ao sedimentos.

7. CONCLUSÕES

- A urbanização desordenada e a inatividade do Poder Público permitiu que as atividades antrópicas avançassem sobre áreas naturais situadas, sobretudo, nas nascentes e nas cabeceiras da bacia do Lago Mãe d'Água. Além disso, o adensamento populacional em áreas já antropizadas mostrou-se como um fator importante para a compreensão do processo de urbanização da área e a crescente degradação dos corpos d'água da bacia, especialmente do corpo receptor final, o Lago Mãe d'Água;
- Os sedimentos de granulometria $<63\mu\text{m}$, depositados no Lago, demonstraram afinidade aos metais-traço Zinco e Níquel, sendo que todos os estratos da coluna sedimentar analisados apresentaram concentrações acima do valor de *background* e, portanto, evidenciam a existência de enriquecimento dos sedimentos por esses elementos;
- Considerando que a área de estudo caracteriza-se historicamente pela ocupação residencial, com predominância de poluição de fontes difusas, a dinâmica urbana é o principal agente fornecedor de poluentes ao corpos d'água, assim o aumento das concentrações de Níquel e Zinco na análise do perfil vertical de sedimentos demonstra o incremento da poluição carregada ao Lago nas últimas quatro décadas;
- As concentrações de Zn apresentaram incrementos nas concentrações de forma mais definida e contínua do que o Ni, mostrando-se crescente nos três testemunhos analisados, ratificando a alta afinidade deste elemento à sedimentos compostos de fração orgânica, abundante na área devido a inexistência de tratamento de esgotos;
- As oscilações identificadas no perfil sedimentar para as concentrações de Níquel podem ser explicadas por migrações verticais do metal-traço por meio da água intersticial, o curto período pretérito de atividade industrial na área, bem como pelo efeito de massa exercido pelo metal Zinco, presente em grande quantidade nos sedimentos depositados no Lago.

8. RECOMENDAÇÕES

Com o intuito de ampliar o conhecimento da dinâmica da urbanização, seus impactos sobre os sedimentos e, conseqüentemente, a degradação dos corpos d'água, foram elaboradas algumas sugestões para futuras pesquisas:

- Realizar estudos de geocronologia nos sedimentos depositados no Lago buscando estimar a taxa de sedimentação anual do Lago, o que permite datar os dados de poluição encontradas;
- Determinar o volume de material acumulado no Lago por meio de levantamentos batimétricos, com uso de equipamentos modernos que permitam o conhecimento dos principais componentes das camadas sedimentares, permitindo a avaliação da vida útil da barragem;
- Aprofundar os estudos na área geoquímica, avaliando a contribuição de cada uma das frações químicas das partículas de sedimentos urbanos na adsorção de outros metais-traço e os efeitos de uma possível retirada de material, por meio de dragagem, sobre os fenômenos de dessorção dos metais presentes nos sedimentos;
- Incentivar pesquisas acerca de sistemas sustentáveis de drenagem, buscando reduzir o potencial poluidor e a carga de sedimentos que são carregados pelas águas pluviais até os corpos d'água.

9. REFERÊNCIAS

- ADAMS, M. **Fundamentos de Química de Suelos**. 1995. Universidad Central de Venezuela. Caracas: Anauco Ediciones C.A. 393p.
- ALVES, L. C. 2000. Perspectiva sócio-ambiental na Vila Santa Isabel, Viamão - RS: estudo de caso. In: **Ambiente e Lugar no Urbano: A Grande Porto Alegre**. Suertegaray, D. M. A.; Basso, L. A.; Verdum, R. Porto Alegre: UFRGS. pp.135-159.
- ARAÚJO, S. M. V. G. As Áreas de Preservação Permanente e a Questão Urbana. **Consultoria Legislativa**. Brasília: Câmara dos Deputados, 2002. Disponível em: <<http://bd.camara.gov.br/bd/handle/bdcamara/1083>> Acesso em 09 de out. 2009.
- ARRUDA, A.K. T. de; SÁ, L. A. C. M. de. 2006. Análises espaciais do ambiente construído em um sistema de geoinformações. In: ERBA, Diego Alfonso. **Sistemas de Información Geográfica aplicado a estudios urbanos: Experiencias latinoamericanas**. Cambridge: Lincoln Institute. pp. 80-90.
- AUCOIN, J.; BLANCHARD, R.; BILLIOT, C.; PARTRIDGE, C.; SCHULTZ, D.; MANDHARE, K.; BECK, M. J.; BECK, J. N. 1999. Trace Metals in Fish and Sediments from Lake Boeuf, Southeastern Louisiana. **Microchemical Journal**. v.62. pp. 299-307.
- BADR, N.B. E.; EL-FIKY, A. A; MOSTAFA, A. R.; AL-MUR, B. A. 2009. Metal pollution records in core sediments of some Red Sea coastal areas, Kingdom of Saudi Arabia. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 155. pp. 509–526.
- BAKKE, T.; KÄLLQVIST, T.; RUUS, A.; BREEDVELD, G. D. HYLLAND, K. 2010. Development of sediment quality criteria in Norway. **Journal of Soils and Sediments**. v.10 n.2. pp. 172-178.
- BATLEY, G.; BIRCH, G.; ELDER, J. F.; FEARON, R.; HARLE, K. **Metals Contaminants**. Disponível em: <http://www.ozcoasts.org.au/indicators/metal_contaminants.jsp> Acesso em: 10 mar. 2010.
- BEVILACQUA, J. E. 1996. **Estudos Sobre a Caracterização e a Estabilidade de amostras de Sedimento do Rio Tietê, SP**. Tese (Doutorado) Universidade de São Paulo.
- BONETTO, M. Personalidades: Mainar Bonetto. **Revista Santa Isabel**. Disponível em: <<http://www.vilasantaisabel.com.br/persona-010.htm>>. Acesso em: 17 jun. 2010.
- BORTOLUZZI, E. C.; POLETO, C. 2006. Metodologias para estudos de sedimentos: ênfase na proporção e na natureza mineralógica das partículas. In: Poletto, C.; Merten, G. H. (Org.). **QUALIDADE DOS SEDIMENTOS**. 1ed. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH, pp.83-140.
- BRASIL, Lei nº 4.771, de 15 de Setembro de 1965.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 302, de 20 de março de 2002.

- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 369, de 28 de março de 2006.
- CALHOUN, D.L., FRICK, E.A., AND BUELL, G.R. 2003. Effects of urban development on nutrient loads and streamflow, upper Chattahoochee River Basin, Georgia, 1976–2001. In: **Proceedings of the 2003 Georgia Water Resources Conference**. Athens, Georgia. 5p.
- CAMPOS FILHO, C. M. 1992. **Cidades brasileiras: seu controle ou o caos**. 2 ed. São Paulo: Nobel.
- CARDOSO, A.. 2008. **Análise da supressão de áreas verdes no entorno do Parque Jardim Botânico de Porto Alegre**. Porto Alegre. Monografia - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 52 f.
- CARDOSO, A. R.; FONSECA, E.; POLETO, C.; FERRARO, L W. 2009. Geoprocessamento aplicado a estudos ambientais. In: POLETO, C.(Org). **Gerenciamento Ambiental**. Rio de Janeiro: Interciência.
- CARDOSO, A. R.; PESSOA, M. L.; POLETO, C. 2010. Conflitos de Uso e Ocupação do Solo em Áreas De Preservação Permanente na sub-bacia Mãe D'água - Arroio Dilúvio, Região Metropolitana De Porto Alegre/RS. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 7. **Anais...** Porto Alegre.
- CARDOSO, A. R.; POLETO, C.; MERTEN, G. H. 2007. Processo de Urbanização e a Potencialização das Fontes de Sedimentos. In: Merten, G.H.; Poleto, C.; Oliveira, A. L. B. (Org.). **Sedimentos: o desafio da multidisciplinaridade – VII ENES**. ABRH: Porto Alegre, 2007. pp 34-47.
- CORNELISSEN G.; PETTERSEN A.; NESSE E., EEK E., HELLAND A., BREEDVELD G.D. 2008. The contribution of urban runoff to organic contaminant levels in harbor sediments near two Norwegian cities. **Marine Pollution Bulletin**, v. 56, pp.565-573.
- EA – Environmental Agency of United Kingdom. 2011. **Sources of diffuse water pollution** Disponível em: <<http://www.environment-agency.gov.uk/business/topics/pollution/36564.aspx>>. Acesso em: 15 jan. 2011.
- EDWARDS, R.J. 2007. Sedimentary indicators of relative sea-level changes - low energy. in Scott A. **Encyclopedia of Quaternary Science**. Elsevier. pp. 2994-3005.
- ELDER, J. F. 1988. **Metal Biogeochemistry in Surface-Water Systems - A Review of Principles and Concepts**. U.S. Geological Survey Circular 1013. 50p.
- EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (MONITORAMENTO POR SATÉLITE). **Sistemas Orbitais de Monitoramento e Gestão Territorial**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2009. Disponível em: <<http://www.sat.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 16 mar. 2010.
- ENVIRONMENT CANADA. 2010. **Mercury Concentrations in Sediments in the Great Lakes**. Disponível em: <http://www.qc.ec.gc.ca/csl/inf/images/inf051_013_e.jpg> Acesso em: 20 dez. 2008.

- EPA – ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (EUA). 1996. **Method 3050: Acid digestion of sediments, sludges, and soils**. Revision 2, December 1996. Disponível em: <<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf>> Acesso em: 20 dez. 2010. 12p.
- ESCOBAR, E. **História da Grande Santa Isabel**: Ao pé do Morro Santana. Disponível em: <<http://www.vilasantaisabel.com.br/historia.htm>>. Acesso em: 15 jun. 2010.
- ESTEVES, F. A. Elementos Traço. In: **Fundamentos de Limnologia**. Esteves, F. A. Rio de Janeiro: Interciência. 1998. pp.285-299.
- FÁVARO, D. I. T.; BOSTELMANN, E.; DAMATTO, S. R.; CAMPAGNOLI, F.; MAZZILLI, B. P. 2008. **Avaliação da qualidade de sedimentos do reservatório Billings, braço Rio Grande, em relação aos contaminantes inorgânicos**. Disponível em: Fórum Tietê Vivo. <<http://tietevivo.wordpress.com/microbacias/>> Acesso em: 20 dez. 2008.
- FELGUEIRAS, C. A. 1998. Modelagem Numérica de Terreno. In: CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. **Geoprocessamento em Projetos Ambientais**. 1ed. São José dos Campos: INPE. pp.01-39. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/tutoriais/gis_ambiente/4mnt.pdf> Acesso em 01 de jun. de 2010.
- FREITAS, C. 2005. **Caracterização ecológica da represa Mãe d'Água, Campus do Vale da UFRGS, Morro Santana, Porto Alegre – RS (Brasil)**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 54p.
- FUJIMOTO, N. S. V. M. 2001. **Análise ambiental urbana na área metropolitana de Porto Alegre - RS**: sub-bacia hidrográfica do Arroio Dilúvio. São Paulo. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo. 236 f.
- GIASSON, E. Introdução ao estudo dos solos. In: MEURER, E. J. (Ed) **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Genesis. pp. 11-34.
- HEDGE, L.H. ; KNOTT, N.A.; JOHNSTON, E.L. 2009. Dredging related metal bioaccumulation in oysters. **Marine Pollution Bulletin**. v. 58. pp. 832–840.
- HEIS - Hydro-Engineering Institute of Sarajevo. **Diffuse Source Pollution**. Disponível em: <<http://www.heis.com.ba/life/difpoll.html>>. Acesso em: 20 jan. 2011.
- HOROWITZ, A. J. 1991. **A primer on sediment-trace element chemistry**. 2 ed. Chelsea, EUA: Lewis Publishers. 136p.
- INDA JR, A. V.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C. 2004. Composição da Fase Sólida Mineral do Solo. In: MEURER, E. J. (Ed) **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Genesis. p. 35-70.
- INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. 2010. Introdução ao Geoprocessamento. **Manuais: Tutorial de Geoprocessamento**. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/tutorial/introducao_geo.html> Acesso em: 10 mar. 2010.
- JACOBI, P. 2006. Impactos Sócio-Ambientais Urbanos na Região Metropolitana de São Paulo. **Revista Veracidade**. v. 1, pp. 1-12.
- JAYAPRAKASH, M.; URBAN, B.; VELMURUGAN, P. M.; SRINIVASALU, S. 2010. Accumulation of total trace metals due to rapid urbanization in microtidal

- zone of Pallikaranai marsh, South of Chennai, India. **Environmental Monitoring And Assessment**, v. 170, pp.609-629.
- JARTUN M.; OTTESEN R.T.; STEINNES E.; VOLDEN T. 2008. Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. **Science of Total Environment**, v. 396, pp.147-163.
- JARTUN, M.; PETTERSEN, A. 2010. Contaminants in urban runoff to Norwegian fjords. **Journal of Soils and Sediments**. v.10 n.2. pp. 155-161.
- KONRAD, C. P. 2003. **Effects of Urban Development on Floods**. Disponível em: <<http://pubs.usgs.gov/fs/fs07603/>> Acesso em 20 de fev. 2010.
- KORETSKY, C. M.; HAAS, J. R.; NDENGA, N. T.; MILLER, D. 2006. Seasonal variations in vertical redox stratification and potential influence on trace metal speciation in minerotrophic peat sediments. **Water, Air, and Soil Pollution**. v. 173. pp. 373-403.
- KÖPPEN, W.; GEIGER, R. 1928. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. Disponível em: <<http://klima-der-erde.de/koeppen.html>> Acesso em: 10 mar. 2010.
- LEMES, M. J. de L. **Avaliação de Metais e Elementos-traço em Águas e Sedimentos das Bacias Hidrográficas dos Rios Mogiguaçu e Pardo, São Paulo**. São Paulo. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo/IPEN. 248 f.
- LEPP, N.W.; MADEJON, P., 2007. Cadmium and zinc in vegetation and litter of a voluntary woodland that has developed on contaminated sediment-derived soil. **Journal of Environmental Quality** v.36. pp. 1123-1131.
- LINNIK, P. N.; ZUBKO, A. V; ZUBENKO, I. B.; IGNATENKO I. I; MALINOVSKAYA, L. A. 2009. Influence of pH on the migration of various forms of metals in the "botto sediments - water" system under experimental conditions. **Hydrobiological Journal** .v 45. pp. 92-100.
- LIVI, F. P. Elementos do Clima. In: Menegat, R.; Porto, M. L.; Carraro, C. C.; FERNANDES, L. A. D. (org) **Atlas Ambiental de Porto Alegre**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS. 1999. pp.70-72.
- LOSKA, K.; WIECHUŁA, D. 2000. Effects of pH and aeration on copper migration in above-sediment water. **Polish Journal of Environmental Studies**. v. 9. n. 5. pp. 433-437.
- LUNARDI, S. 2002. **Experimental investigation at the creek Cordevole (Arabba, BL) on the excavation downstream thresholds skiing: sedimentological and geometrical aspects**. Tese (Doutorado) University of Padova - Itália. 124 f.
- MALLMANN, F. J. K. (2009). **Simulação do Transporte Vertical de Zinco, Chumbo e Cobre em Solos Contaminados**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Santa Maria. 147f.
- MARIANI, C. F. 2006. **Reservatório Rio Grande: Caracterização Limnológica da Água e Biodisponibilidade de Metais Traço no Sedimento**. Dissertação (Mestrado) Universidade de São Paulo. 138f.
- MARTINEZ, L.L.G. 2010. **Distribuição de Poluição Difusa por Sedimentos Urbanos em Áreas Impermeáveis de Porto Alegre-RS**. Porto Alegre. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 97f.

- MARTINS, C. C.; FIGUEIRA, R. C. L. 2008. Emprego de colunas sedimentares em estudos do histórico da poluição ambiental. In: POLETO, C. (Org.). **Ambiente e Sedimentos**. 1ed. Porto Alegre: ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1ed., pp.109-148.
- MELO, D. H. C. T. B. 2003. **Uso de Dados IKONOS II na Análise Urbana: Testes Operacionais na Zona Leste de São Paulo**. São José dos Campos. Dissertação (Mestrado) - INPE. 146 f.
- MEURER, E. J.; RHEINHEIMER, D.; BISSANI, C. A. Fenômeno de Sorção em Solos. In: MEURER, E. J. (Ed) **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Genesis. pp. 131-181.
- MOREIRA, M. A. 2001. Sistemas Sensores. In: **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. INPE. Disponível em: < <http://www.ltid.inpe.br/dsr/mauricio/sensores.PDF> >. Acesso em: 20 de fev. 2010.
- MOREIRA, M.A. 2005. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 3ªed. Viçosa: Ed. UFV. 421p.
- MOTTA, D. M. 2002. **Gestão do Uso do Solo Disfunções do Crescimento Urbano**. Instrumento de Planejamento e Gestão Urbana em Aglomerações Urbanas: Uma análise Comparativa. Brasília: IPEA, v. 1. 29p.
- MUDROCH, A.; AZCUE, J. 1995. **Manual of Aquatic Sediment Sampling**. Florida, EUA: CRC Press. 219p.
- MUDROCH, A.; AZCUE, J.; MUDROCH, P. 1997. **Manual of Physico-Chemical Analysis of Aquatic Sediments**. Florida, EUA: CRC Press. 287p.
- MÜLLER, G.; GRIMMER, G. BÖHNKE H. 1977. Sedimentary Record of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Lake Constance. **Naturwissenschaften**. v. 64, pp.427-431.
- NASCENTE, J. P. C. 2007. **Impactos sócio-ambientais provocados pelas ocupações irregulares do solo urbano: estudo de caso do loteamento serra azul**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - UCG. 46p.
- NASCIMENTO, M. C.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A. S; SILVA, E. 2005. Delimitação automática de Áreas de Preservação Permanente (APP) e identificação de conflito de uso da terra na bacia hidrográfica do rio Alegre. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. Goiânia. **Anais...** Goiânia, pp. 2289-2296.
- NOWIERSKI M.; DIXON, D. G.; BORGMANN, U. 2006. Lac Dufault sediment core trace metal distribution, bioavailability and toxicity to *Hyalella azteca*. **Environmental Pollution**. v.139 pp.532-540.
- OLAJIRE, A. A.; AYODELE, E. T.; OYEDIRDAN, G. O.; OLUYEMI, E. A. 2003. Levels and speciation of heavy metals in soils of industrial southern Nigeria. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 85. pp.135–155.
- OLLER, A.R. 2002. Respiratory carcinogenicity assessment of soluble nickel compounds. **Environmental Health Perspectives**. v. 110. pp.841–844.
- OLLER, A.R. COSTA M., OBERDÖRSTER, G. 1997. Carcinogenicity assessment of selected nickel compounds. **Toxicology and Applied Pharmacology**. v.143. pp.152–166.

- OLIVEIRA, F. S. de; SOARES, V. P.; PEZZOPANE, J. E. M.; GLERIANI, J. M.; LIMA, G. S.; SILVA, El.; RIBEIRO, C. A. A. S. ; OLIVEIRA, A. M. S. 2008. Identificação de conflito de uso da terra em áreas de preservação permanente no entorno do parque nacional do Caparaó, Estado de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, pp. 899-908.
- OMEE – Ontario Ministry of the Environment and Energy. 1993. **Guidelines for the Protection na Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario**. Toronto: Ontario Ministry of the Environment and Energy.
- OUYANG, W.; ZHANG, D.; LI, J.; VERMA, N. U.; COSTA, M.; HUANG, C. 2009. Soluble and insoluble nickel compounds exert a differential inhibitory effect on cell growth through IKK α -dependent cyclin D1 down-regulation. **Journal of Cellular Physiology**. v. 218. pp. 205–214.
- PACKMAN, J.J; COMINGS, K.J.; BOOTH, D.B. 1999. Using turbidity to determine total suspended solids in urbanizing streams in the Puget Lowlands. **Water Resources Association**. pp. 158–165.
- PARDOS, M.; BENNINGHOFF, C.; ALENCASTRO, L. F.; WILDI, W. 2004. The Impact of a Sewage Treatment Plant's Effluent on Sediment Quality in a Small Bay in Lake Geneva (Switzerland-France), Part I: Spatial Distribution of Contaminants and the Potential for Biological Impacts. **Lakes&Research an Management**. v.9. pp.41-52.
- PASCALICCHIO, A. E. 2002. **Contaminação por metais pesados: Saúde pública e medicina ortomolecular**. São Paulo: AnnaBlume. 132 p.
- PEREIRA, L. L.; FREIRE, G. S. S. ; AGUIAR, P. F.; FERNANDES, D.; GOMES, D. F. 2006. Geoquímica dos sedimentos lacustres - lagoas de Paripueira e do Sal no município de Beberibe - CE. **Revista de Geologia** (Fortaleza), v.19, pp.215-223.
- PERIN, G.; FABRIS, R.; MANETE, S.; WAGENER, R. A.; HAMACHER, C.; SCOTTO, S. 1997. A Fiver-Year Study on the Heavy Metal Pollution of Guanabara Bay Sediments (Rio de Janeiro, Brazil) and Evaluation of the Metal Bioavailability by Means of Geochemical Speciation. **Water Resources**. v.31, n.12. pp. 3017-3028
- POLETO, C. 2007. **Fontes potenciais e qualidade dos sedimentos fluviais em suspensão em ambiente urbano**. Porto Alegre. Tese (Doutorado) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 137 f.
- POLETO, C.; BORTOLUZZI, E. C.; MERTEN, G. H. 2006. **Amostras de Sedimentos Fluviais em Suspensão Dispersos por Ultra-Som e Leituras com Difratomia Laser**. In: VII ENES SIMPÓSIO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS, Porto Alegre.
- POLETO, C.; BORTOLUZZI, E. C.; CHARLESWORTH, S.; MERTEN, G. H. 2009. Urban sediment particle size and pollutants in southern brazil. **Journal of Soils and Sediments**. v.9. pp.317-329.
- POLETO, C.; CASTILHOS, Z. C. 2008. Sedimentos e Poluição Difusa em Bacias Urbanas. In: POLETO, C. (Org.). **Ambiente e Sedimentos**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. pp. 193-227.
- POLETO, C.; LAURENTI, A. 2008. Sedimentos Urbanos e Corpos d'água. In: POLETO, C. (Org.). **Ambiente e Sedimentos**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. pp. 109-148.

- POLETO, C.; MERTEN, G. H. 2007. Urban Watershed Studies in Southern Brazil. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, v.1, pp.70-78.
- POLETO, C.; TEIXEIRA, E. C. 2006. Processamento de Amostras e Extrações Sequenciais. In: POLETO, C.; MERTEN, G. H. (Org.). **Qualidade dos Sedimentos**. Porto Alegre: ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos. pp.282-322.
- PORTELA, C. M. S.; ARENZON, A. ; RAYA-RODRIGUEZ, M. T. M. 2006. Avaliação ecotoxicológica do Sedimento do Arroio Sapucaia, RS, Brasil, através de ensaios de Toxicidade utilizando diferentes amostradores e organismos-teste. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v.1, pp.119-122.
- RANGEL, M. L. 2008. **A percepção sobre a água na paisagem urbana: bacia hidrográfica da barragem Mãe d'Água – Região Metropolitana de Porto Alegre/RS**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 164 p.
- RAŠANEN, J.; KAUPPILA, T.; SALONEN, V. 2006. Sediment-based investigation of naturally or historically eutrophic lakes—implications for lake management. **Journal of Environmental Management**. v. 79 pp. 253–265.
- RIBEIRO, C. A. A. S.; SOARES, V. P.; OLIVEIRA, A. M. S.; GLERIANI, J. M. 2005. O desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 2, pp. 203-212.
- RUBIO, B.; PYE, K.; RAE, J. E.; REY, D. 2001. Sedimentologic characteristics, heavy metal distribution and magnetic properties in subtidal sediments, Ria de Pontevedra, NW Spain. **Sedimentology**. v.48. pp. 1277-1296.
- SAIFULLAH, S.M.; KHAN, S.H.; ISMAIL, S. 2002. Distribution of nickel in a polluted mangrove habitat of the Indus Delta. **Marine Pollution Bulletin** v. 44 pp. 551-576.
- SEPA – Scottish Environment Protection Agency. 2011. **Diffuse pollution**. Disponível em: < http://www.sepa.org.uk/water/water_regulation/regimes/pollution_control/diffuse_pollution.aspx >. Acesso em: 11 jan. 2011.
- SEZGIN, N.; OZCAN, H. K.; DEMIR, G.; NEMLIOGLU, S.; BAYAT, C. 2003. Determination of heavy metal concentrations in street dust in Istanbul E-5 highway. **Environment International**, v.29. pp. 979-985.
- SIMÕES, L. B. 2004. O papel da mata ciliar na preservação dos rios. In: UIEDA, Wilson; PALEARI, Lucia Maria. **Flora e Fauna: Um dossiê ambiental**. Botucatu: Editora UNESP. pp. 49-58.
- SKJELKVÅLE B. L.; ANDERSEN, T.; FJELD E.; MANNIO, J. WILANDER, A.; JOHANSSON, K.; JENSEN, J. P.; MOISEENKO, T. 2001. Heavy Metal Surveys in Nordic Lakes: Concentrations, Geographic Patterns and Relation to Critical Limits. **Ambio**. V. 30, n. 1.
- SILVA, L. S.; SOUZA, R. O.; POCOJESKI, E. 2008. Dinâmica da Matéria Orgânica em Ambientes Alagados. In: SANTOS, G. de A.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da Matéria Orgânica no Solo**. Porto Alegre: Metrópole. p. 525-544.
- SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. O., CERETTA, C. A. 2004. Composição da fase sólida orgânica do solo. In: MEURER, E. J. (Ed) **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Genesis. p. 73-100.

- SOUZA, R.; CAMARGO, F. A. O.; VAHL, L. C. 2004. Solos Alagados (Reações Redox). In: MEURER, E. J. (Ed) **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Genesis. p. 207-237.
- SOUZA JUNIOR, I. G.; COSTA, A. C.S.; SAMBATTI, J. A.; PETERNELE, W. S.; TORMENA C. A.; MONTES, C. R.; CLEMENTE, C. A. 2007. Contribuição dos constituintes da fração argila de solos subtropicais à área superficial específica e à capacidade de troca catiônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.31. n. 6. pp.1355-1365.
- SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, 2003. 352 p.
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 2008. 329 p.
- STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLANT, E.; NASCIMENTO, P. C.; SCHNEIDER, P. 2002. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS; Ed. UFRGS.
- STROHAECKER, T. M. 2004. A urbanização no Rio Grande do Sul: uma análise preliminar. In: VERDUM, R.; BASSO, L. A.; Suertegaray, D. M. A. (Org.). **Rio Grande do Sul: paisagens e territórios em transformação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS. pp. 163-169.
- SUNDERMAN, W. F.; OSKARSSON, A. 1991. Nickel. In: MERIAN, E. (Ed.) **Metals and their compounds in the environment** Weinheim (Alemanha): VCH. pp. 1101-1126.
- TAYLOR, K. Urban Environments. 2007. In: TAYLOR, K.; PERRY, C. **Environmental Sedimentology**. Manchester: Blackwell. pp. 441.
- TEUCHIES, J.; BERVOETS, L.; COX, T. J. S.; MEIRE, P.; DECKERE, E. 2011. The effect of waste water treatment on river metal concentrations: removal or enrichment? **Journal of Soils and Sediments**. v.11. pp.364-372.
- THUM, A.B.; AVEIRO, C. E.; VERONEZ, M. R. 2006. Regularização Fundiária – Caso da Vila Caí, Porto Alegre/RS. In: ERBA, Diego Alfonso (org). **Sistemas de Información Geográfica aplicado a estudios urbanos: Experiencias latinoamericanas**. Cambridge: Lincoln Institute. pp. 07-17.
- UNGARETTI, A. R. 2010. **Perspectiva socioambiental sobre a disposição de resíduos sólidos em arroios urbanos: Um estudo na sub-bacia hidrográfica Mãe D'Água no município de Viamão – RS**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 245p.
- VANLOON, G. W.; DUFFY, S. J. 2005. **Environmental Chemistry: A Global Perspective**. : New York: Oxford Press University. 2 ed. 537p.
- VIANA, A. M.; FERREIRA, R. C.; SUERTEGARAY, D. M. A. 2000. Estudo Preliminar do Processo de Assoreamento e Formação de Depósitos Tectogênicos: Represa do IPH/UFRGS. In: **Ambiente e Lugar no Urbano: A Grande Porto Alegre**. Suertegaray, Dirce M. A.; Basso, Luís Alberto; Verdum, Roberto. Porto Alegre: Ed. UFRGS. pp.161-183.
- VIEIRA, A. R. 2006. **Surface Complexation Modeling of Pb(II), Cd(II) and Se(IV) onto Iron Hydroxides in Single and Bislute Systems**. Dissertação (Mestrado) University of Texas. 251p.

- ZURITA, M. L. L.; TOLFO, A. M. (orgs.). 2000. **A Qualidade do Ar em Porto Alegre**. Porto Alegre: Secretaria Municipal de Meio Ambiente – Porto Alegre. 92p.
- ZWOLSMAN, J.; VAN ECK, G.; BURGER, G. 1996. Spatial and temporal distribution of trace metals in sediments from the Scheldt Estuary, south-west Netherlands. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 43. pp. 55-79.