



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS  
E GEODINÂMICA

**QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E ANÁLISE MULTI-TEMPORAL  
DO ASSOREAMENTO DO LAGO PARANOÁ - DF**

**TESE DE DOUTORADO  
Nº 65**

**ELTON SOUZA OLIVEIRA**

**Orientador: Prof. Dr. Henrique Llacer Roig**

**Coorientador: Prof. Dr. Jérémie Garnier**

**Brasília - DF  
2021**



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS  
E GEODINÂMICA

**QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E ANÁLISE MULTI-TEMPORAL  
DO ASSOREAMENTO DO LAGO PARANOÁ – DF**

**Elton Souza Oliveira**

**Orientador: Prof. Dr. Henrique Llacer Roig**

**Coorientador: Prof. Dr. Jérémie Garnier**

Tese apresentada junto ao curso de Pós-graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica (Área de concentração em Geoprocessamento e Análise Ambiental) do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília para obtenção do título de Doutor em Geociências Aplicadas.

**Brasília - DF**

**2021**

# FICHA CATALOGRÁFICA

**Ficha catalográfica elaborada automaticamente,  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

00048qq Oliveira, Elton Souza  
Qualidade dos sedimentos e análise multi-temporal do  
assoreamento do Lago Paranoá-DF / Elton Souza Oliveira;  
orientador Henrique Llacer Roig; co-orientador Jérémie  
Garnier. -- Brasília, 2021.  
169 p.

Tese (Doutorado - Doutorado em Geociências Aplicadas) --  
Universidade de Brasília, 2021.

1. Gestão. 2. Geoquímica. 3. Topobatimetria. 4.  
(Bio)disponibilidade. 5. Extração química. I. Roig, Henrique  
Llacer, orient. II. Garnier, Jérémie, co-orient. III. Título.

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS  
E GEODINÂMICA

**QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E ANÁLISE MULTI-TEMPORAL  
DO ASSOREAMENTO DO LAGO PARANOÁ – DF**

**Elton Souza Oliveira**

**BANCA EXAMINADORA**

Presidente

Dr. Henrique Llacer Roig

Dr. Geraldo Resende Boaventura

Membro Interno

Dr. Fernando Campagnoli

Membro Externo

Dr. Patrick Thierry Seyler

Membro Externo

**Brasília-DF, 20 de agosto de 2021**

A todos que acreditam que a ciência é  
o caminho a ser trilhado para se livrar  
das amarras nefastas da ignorância.

*“Há três espécies de cérebros: uns entendem por si próprios; os outros discernem o que os primeiros entendem; e os terceiros não entendem nem por si próprios nem pelos outros; os primeiros são excelentíssimos; os segundos excelentes; e os terceiros totalmente inúteis.”*

Nicolau Maquiavel

## AGRADECIMENTOS

Ao longo dessa jornada várias pessoas foram importantes para que esse processo se consolidasse. Apesar de ter sido um processo longo e trabalhoso, ele se tornou agradável e divertido em diversos momentos, graças as pessoas que fizeram parte dele. Assim, meus mais sinceros agradecimentos vão aos meus orientadores, professor Henrique Llacer Roig e Jérémie Garnier, por serem profissionais que me motivaram a ser melhor.

Minha eterna gratidão a minha melhor amiga, Bruna Cardoso, que sempre acreditou nos meus objetivos e que nunca me deixou recuar ou desistir, sempre dizendo: vai dar tudo certo, você vai conseguir. Sempre serei grato a ela, por tudo que me ensinou e por todo o apoio que meu deu, tanto nos bons, quanto nos maus momentos. Agradeço aos amigos, Álvaro e Derlayne, que se tornaram companheiros valiosos em minha jornada, me ajudaram nos campos, no laboratório e nos momentos que eu precisava apenas de uma conversa para descontrair. A Maria Elisa e ao Welber fica aqui meus agradecimentos, pois além da ajuda intelectual me acompanharam em diversos campos e sempre foram pessoas presentes quando necessitei.

Deixo ainda meus agradecimentos a todos do Lageq que deram contribuições nas discussões dos dados e em etapas importantes do trabalho. Ao Myller por ter me explicado os procedimentos do laboratório, a Hikari Kobayashi que me ajudou a processar as amostras e me deu um “*help*” em mineralogia e a Vitória que sempre esteve disponível para ajudar nas rotinas do laboratório. Quero que saibam que essa pesquisa é resultado de um esforço coletivo e que me sinto grato por ter recebido a ajuda de tantas pessoas. Agradeço ainda aos meus familiares, meu irmão Nilton, por ter parado para me ouvir quando eu estava em dúvida sobre quais caminhos trilhar. E agradeço ao Zé, meu pai, que me ensinou a ser uma pessoa melhor durante a pandemia. Valeu Zé!

Por fim destaco que:

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001;

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal (FAP-DF);

O presente trabalho foi realizado com apoio da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA);

O presente trabalho foi realizado com apoio da Agência Reguladora de águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal (ADASA).

# QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E ANÁLISE MULTI-TEMPORAL DO ASSOREAMENTO DO LAGO PARANOÁ - DF

**Elton Souza Oliveira**

## RESUMO

A bacia do Lago Paranoá (LP) é uma das áreas do Distrito Federal que apresenta altas taxas de ocupação urbana e se desenvolveu junto com a capital do Brasil. Durante seu processo de ocupação a mesma sofreu com o processo de urbanização, propiciando o lançamento de efluentes domésticos, a presença dos canteiros de obras, o surgimento de ocupações irregulares entre outros. Esses processos fizeram com que o Lago Paranoá, construído para amenizar a situação climática de Brasília, geração de energia elétrica e nos dias atuais também utilizado para o abastecimento público, fosse fortemente impactado em diferentes estágios durante os seus mais de 60 anos de existência. Isso levou o lago a sofrer com processos de eutrofização e assoreamento. Apesar do senso comum de que o lago vem sofrendo fortemente com o assoreamento, não existem estudos científicos que demonstrem as reais taxas de assoreamento e como os sedimentos transportados e depositados no lago impactam a qualidade do ambiente. Nesse contexto, a presente pesquisa buscou, por meio de estudos geoquímicos, analisar as transformações ocorridas na bacia do LP e levantamentos batimétricos sanar essa lacuna do conhecimento. Para o desenvolvimento do estudo foram utilizadas imagens aéreas históricas, do ano de 1958 até 2016, dados topobatimétricos, perfis estratigráficos, amostras de material de sarjeta, solos e matéria em suspensão, com vista a avaliar tanto os processos de ordem física, quanto química. Os resultados indicaram que: (1) A taxa de assoreamento por década do LP, 1,59%, está dentro da média de outros reservatórios do Brasil que é de 4,42%; (2) O assoreamento está concentrado nos braços do LP, com taxas de assoreamento por década entre 2,45% a 7,68%; (3) Os perfis estratigráficos demonstram a deposição diferenciada do sedimento indicando a presença de diversas fases do lago, associadas ao uso e cobertura da terra; (4) A maior parte da estrutura fluvial do Rio Paranoá não foi afetada; (5) Parte dos braços do LP e o meio dele possuem apenas sedimentos finos, com camadas em torno de 50cm; (6) Existem fontes antrópicas ligadas ao lançamento de esgoto doméstico e construção civil que afetam a qualidade dos sedimentos; (7) As principais atividades antrópicas responsáveis pela alteração da qualidade do sedimento e das águas superficiais são as construções civis e o lançamento de esgoto e efluentes de tratamento de esgoto. Esses efluentes geram/levam por exemplo a enriquecimento em P e Zn dos sedimentos do Lago Paranoá.

**Palavras-chave:** geoquímica, gestão, topobatimetria, extração química ou (bio)disponibilidade

# **SEDIMENT QUALITY AND MULTI-TEMPORAL ANALYSIS OF THE SITING OF LAKE PARANOÁ – DF**

**Elton Souza Oliveira**

## **ABSTRACT**

The Lake Paranoá (LP) basin is one of the areas of the Federal District that has high urban occupancy rates and is integrated with the capital of Brazil. During its occupation process, it suffered from the urbanization process, allowing the release of domestic effluents, the presence of construction sites, the appearance of irregular occupations, among others. These processes caused the Lake Paranoá, built to alleviate the climate situation in Brasília, generating electricity and currently also used for public supply, to be heavily impacted at different stages during its more than 60 years of existence. This caused the lake to suffer from processes of eutrophication and siltation. Despite the common sense that the lake has been suffering heavily from silting, there are no scientific studies that demonstrate how real silting rates and how sediments transported and deposited in the lake impact the quality of the environment. In this context, this research sought, through geochemical studies, to analyze the transformations in the LP basin and bathymetric surveys to remedy this knowledge gap. For the development of the study, historical aerial images from the year 1958 to 2016, topobathymetric data, stratigraphic profiles, the gutter material, soils, and suspended matter were used to evaluate both the physical and chemical processes. The results indicated that: (1) The siltation rate per decade of the LP, 1.59%, is within the average of other reservoirs in Brazil, which is 4.42%; (2) Silting is concentrated in the LP arms, with sedimentation rates per decade between 2.45% and 7.68%; (3) The stratigraphic profiles demonstrate the differentiated sediment deposition indicating the presence of different phases of the lake, associated with land use and land cover; (4) Most of the river structure of the Paranoá River was not affected; (5) Part of the LP arms and the middle of it have only fine sediments, with layers around 50cm; (6) There are anthropogenic sources linked to the discharge of domestic sewage and civil construction that affect the quality of the sediments; (7) The main anthropogenic activities responsible for altering the quality of sediment and surface water are civil construction and the discharge of sewage and sewage treatment effluents. These effluents generate / lead, for example, to enrichment in P and Zn of the sediments of Lake Paranoá.

**Keywords:** geochemistry, management, topobathymetry, chemical extraction or (bio)availability

## LISTA DE SIGLAS

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico  
ADASA - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal  
CAESB - Companhia Ambiental de Saneamento Ambiental  
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente  
DF – Distrito Federal  
DRX - Difratometria de Raios-X  
FE - Fator de Enriquecimento  
FAP-DF - Fundação de Apoio à Pesquisa do DF  
HF - Ácido fluorídrico  
HNO<sub>3</sub> - Ácido nítrico  
H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> - Peróxido de hidrogênio  
HCL - Ácido clorídrico  
IUPAC - União Internacional de Química Pura e Aplicada  
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
IG - Instituto de Geociências  
LP - Lago Paranoá  
LAGEQ - Laboratório de Geoquímica e Água  
MO – Matéria Orgânica  
MDS - Modelos Digital de Superfície  
MDT - Modelo Digital do Terreno  
MPS - Material Particulado em Suspensão  
MRUS - Motion Reference Unit  
ONU - Organização das Nações Unidas  
ONU-BR – Organizações Unidas no Brasil  
SVP - Sound Velocity Probe  
SEDUH - Secretária de Desenvolvimento Urbano e Habitação  
SHN - Setor Habitacional Norte  
USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos  
UnB - Universidade de Brasília

## SUMÁRIO

<b>Apresentação .....</b>	<b>6</b>
<b>1. Introdução .....</b>	<b>7</b>
<b>1.1. Objetivos .....</b>	<b>11</b>
<b>1.1.1. Objetivos Específicos .....</b>	<b>11</b>
<b>2. Área de estudo .....</b>	<b>12</b>
<b>3. Revisão teórica .....</b>	<b>17</b>
<b>3.1. Alterações urbanas .....</b>	<b>17</b>
<b>3.2. Dinâmica hidrossedimentológica em ambiente urbano .....</b>	<b>19</b>
<b>3.3. Identificação de fontes de sedimento.....</b>	<b>22</b>
<b>3.4. Reatividade dos sedimentos e diagênese precoce.....</b>	<b>23</b>
<b>4. Materiais e métodos .....</b>	<b>27</b>
<b>4.1. Organização e coleta de dados .....</b>	<b>27</b>
<b>4.2. Evolução temporal do uso e cobertura da terra.....</b>	<b>28</b>
<b>4.3. Recuperação e ortorretificação das fotos históricas do Rio Paranoá .....</b>	<b>28</b>
<b>4.4. Organização dos Dados batimétricos (1960 – 2018) .....</b>	<b>28</b>
<b>4.5. Estratigrafia e sedimentologia .....</b>	<b>32</b>
<b>4.6. Solos e Material de Sarjeta .....</b>	<b>35</b>
<b>4.7. Coleta de Perfis de Sedimento de Fundo .....</b>	<b>36</b>
<b>4.8. Coleta e preparação do Material Particulado em Suspensão (MPS).....</b>	<b>39</b>
<b>4.9. Determinação da mineralogia dos matérias sólidos coletados.....</b>	<b>40</b>
<b>4.10. Determinação de C e N.....</b>	<b>42</b>
<b>4.11. Determinação da composição química e da especiação.....</b>	<b>42</b>
<b>4.12. Análises dos dados geoquímicos .....</b>	<b>44</b>

<b>5. Artigo I – Avaliação Espaço Temporal do Assoreamento do Lago Paranoá – Distrito Federal / Brasil.....</b>	<b>46</b>
5.1. Introdução .....	46
5.2. Materiais e Métodos.....	47
5.2.1. Área de estudo.....	47
5.2.2. Levantamento topobatimétrico .....	48
5.2.3. Coleta e análise dos perfis estratigráficos.....	50
5.2.4. Evolução temporal do uso e cobertura da terra.....	52
5.3. Resultados e Discussões .....	52
5.3.1. Situação atual e evolução do assoreamento do Lago Paranoá.....	53
5.3.2. Assoreamento e Estratigrafia dos braços do Lago Paranoá. ....	59
5.3.2.1. Braço do Torto.....	61
5.3.2.2. Braço do Bananal .....	64
5.3.2.3. Braço do Gama .....	67
5.3.2.4. Braço do Riacho Fundo.....	69
5.4. Considerações Finais .....	73
5.5. Referências .....	74
<b>6. Artigo II - Solid speciation in sediment from shadow urban lake: case of Paranoa lake in the Federal district of Brazil .....</b>	<b>81</b>
6.1. Introduction.....	81
6.2. Material and methods.....	83
6.3. Results and Discussion .....	89
6.4. Conclusion .....	104
6.5. References.....	106
7. Considerações finais. ....	115
8. Referências .....	117
9. Anexo I – Cota-Área-Volume do Lago Paranoá entre 1960 à 2018.....	131
10. Anexo II – Variação temporal da descarga sólida em suspensão e identificação de minerais a partir de aperfeiçoamento de método de amostragem automática no Córrego Riacho Fundo, Brasília, Distrito Federal. ....	134
11. Anexo III – Perfis Estratigráficos.....	149

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Unidades hidrográficas da bacia do Lago Paranoá .....	13
<b>Figura 2</b> - Mapa Geológico da Bacia do Paranoá .....	14
<b>Figura 3</b> - Mapa pedológico da Bacia do Lago Paranoá.....	15
<b>Figura 4</b> - Uso e ocupação do solo, 2009.....	16
<b>Figura 5</b> - Entradas de elementos no sistema.....	18
<b>Figura 6</b> - Tipos de carga no transporte de sedimento .....	20
<b>Figura 7</b> - Processo de remoção e deposição do material erodido no canal fluvial .....	21
<b>Figura 8</b> - (A) - Fluxos de metais traços entre ecossistemas aquáticos; (B) - Processos geoquímicos de ciclagem de metais na coluna d'água; (C) - Processos geoquímicos nos sedimentos.....	24
<b>Figura 9</b> - Entrada de contaminantes nas fases do sistema aquático e relação com a bioacumulação (HAP – hidrocarbonetos aromáticos policíclicos PCB – bifenilpoliclorado) .....	25
<b>Figura 10</b> - Reações de mineralização da matéria orgânica.....	26
<b>Figura 11</b> – Processamento não paramétrico das fotografias aéreas.....	28
<b>Figura 12</b> – Ecobatímetros monofeixe (a) e multifeixe (b).....	30
<b>Figura 13</b> – Recortes representativos dos braços do Lago Paranoá.....	31
<b>Figura 14</b> - Perfil do Riacho Fundo (A); Perfil do Torto (B).....	32
<b>Figura 15</b> - Pontos de amostragem dos perfis estratigráficos .....	33
<b>Figura 16</b> - Coleta dos testemunhos – 2017 .....	34
<b>Figura 17</b> - Sistema construído para o corte dos testemunhos. (A) - Perfil de 1 m no suporte para corte; (B) Serra elétrica portátil (Makita) posicionada para a realização do corte; (C) Perfil de 1m exposto após o corte. ....	35
<b>Figura 18</b> - Pontos de coleta de Material de Sarjeta e solos .....	36
<b>Figura 19</b> - Pontos de amostragem dos perfis de sedimento de fundo.....	37
<b>Figura 20</b> - Piston-Corer da Uwitec Sampling Equipment .....	38
<b>Figura 21</b> - Preparação de amostras .....	38
<b>Figura 22</b> - Pontos de amostragem de material particulado em suspensão.....	39
<b>Figura 23</b> - Coleta e preparação das águas superficiais .....	40
<b>Figura 24</b> – Pontos de coleta para análise mineralógica .....	40
<b>Figura 25</b> – Material retido nos filtros de Millipore de 0,7 $\mu\text{m}$ .....	41

## **LISTA DE TABELAS**

**Tabela 1** – Área em porcentagem (%) dos tipos de uso presentes na Bacia do Paranoá ... **15**

## **LISTA DE QUADROS**

<b>Quadro 1</b> – Protocolo de abertura de amostras em Savillex®. ....	<b>43</b>
<b>Quadro 2</b> – Protocolo de extração sequencial.....	<b>44</b>

## **Apresentação**

A Tese, aqui apresentada, foi elaborada como requisito para o doutoramento do programa de Pós Graduação de Geociências Aplicadas e Geodinâmica, na área de concentração de Geoprocessamento e Análise Ambiental, do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília. O documento está estruturado no formato de artigos científicos, organizado em seis capítulos, mais 3 anexos. O capítulo I introduz a temática; o II descreve a área de estudo e suas características físicas; o Capítulo III apresenta o referencial teórico sobre temáticas presentes no estudo; o IV descreve detalhadamente os procedimentos metodológicos utilizados, em português, visto que em um dos artigos as etapas e métodos estão descritos em inglês; o capítulo V apresenta os resultados e discussões por meio dos artigos desenvolvidos durante a pesquisa.

O primeiro artigo trata sobre o assoreamento do Lago Paranoá e como o assoreamento evoluiu entre os períodos de 1960 a 2018. O segundo aborda a origem dos materiais particulados transportados, suas relações com os sedimentos depositados, as partições geoquímicas dos sedimentos de fundo do Lago Paranoá e como a disponibilidade dos metais podem afetar a qualidade das águas superficiais e potencialmente a biota aquática. Como os resultados estão apresentados em formato de artigos as figuras, quadros e tabelas possuem numeração própria, não seguindo a ordem do texto da tese.

No capítulo final, VI, consta as considerações finais a respeito da pesquisa desenvolvida. O anexo I é referente as tabelas de cota-área-volume da série histórica analisada (1958-2018) e o anexo II se trata do artigo intitulado “Variação temporal da descarga sólida em suspensão e identificação de minerais a partir de aperfeiçoamento de método de amostragem automática no Córrego Riacho Fundo, Brasília, Distrito Federal” (Aquino et al., 2018), do qual sou coautor e que faz parte do projeto, ao qual a tese aqui apresentada faz parte, e os dados foram importantes para definir estratégias de coleta de amostras e avaliação do assoreamento.

## **1. Introdução**

A disponibilidade hídrica sempre foi um dos fatores que ditou, durante o desenvolvimento da civilização humana, o processo de ocupação do território pelo homem (Cavalcanti, 1997; Piterman e Greco, 2005, Pickett, et al. 2011). Até hoje a presença ou não de água determina o processo de ocupação do uso da terra (Pinto Coelho e Motta, 2015; Lavor et al. 2017). Neste contexto, os recursos hídricos sempre sofreram, em maior ou menor grau, os impactos ocasionados pelos padrões de uso e ocupação da terra (Aswatha Narayana, 2001; Tundisi, 2008; Pickett, et al. 2011; Carter, 2018). Assim, as atividades humanas, tais como agricultura, indústria e urbanização passaram a alterar o ciclo hidrológico, comprometendo a qualidade dos recursos hídricos e a garantia do acesso a água potável (Patkowska et al., 2005; Jacobson, 2011; Telles, 2013; UN-Water, 2018), fazendo com que seja necessário, cada vez mais, a adoção de estratégias que visem a manutenção dos recursos hídricos, uma vez que são limitados no tempo e no espaço (Cirilo, 2015).

Apesar dos esforços e aprimoramento tecnológico empregados nas atividades humanas, os sistemas aquáticos e a qualidade das águas continuam sendo degradados em níveis alarmantes (Paul e Meyer, 2001; Meyer et al., 2005; Pickett et al., 2011; Pinto Coelho e Motta, 2015), acendendo um sinal de alerta para este problema. Tamanho é a importância dos recursos hídricos que esta questão tem sido tratada como um dos grandes desafios, elencado como o 6º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (6ª ODS - água e saneamento; água potável, segura e a preço acessível para todos) durante a Assembleia Geral da Organização das Nações Unidas (ONU) ocorrida em 2015 (UN-Water, 2018).

Entre os vários caminhos escolhidos para a manutenção da disponibilidade hídrica de qualidade, destaca-se a implantação de reservatórios (Tundisi et al., 2008). Esta é uma estratégia que vem sendo utilizada há séculos, e que ganhou força nos meados do século XIX, com o desenvolvimento industrial e a aceleração do crescimento das populações urbanas (Lehner et al., 2011; Pinto Coelho e Motta, 2015; Liu et al., 2015). Em muitas regiões do mundo, estes reservatórios estão localizados em áreas urbanas ou foram englobados pela sua expansão. As cidades (metrópoles) não são mais agregações isodiamétricas compactas, mas sim quase que um ser vivo, dinâmico, espalhando-se, conectando-se na forma de rede, englobando áreas que anteriormente eram rurais/naturais (Makse et al., 1995; Batty, 2008). Este “metabolismo” urbano (Alvares, 2014; Cao et al, 2021), leva a uma grande pressão aos reservatórios (Carvalho,

2000; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2003; Campagnoli e Tundisi, 2012; Richardson e Kimura, 2016; Petrovic et al., 2011; Pal et al., 2010; Ramos, 2021).

O que se observa é que o fluxo de matéria nas áreas urbanas pode ser visto como um dos responsáveis pelo aumento da carga e disponibilização de contaminantes, ou seja, pela entrada de misturas complexas de poluentes orgânicos e inorgânicos despejados nos reservatórios, por meio de: lançamentos de efluentes domésticos; escoamento superficial proveniente das vias; instalações industriais; e deposição aérea de substâncias originadas da exaustão de veículos (Hall e Ellis, 1985; Ellis e Mitchell, 2006; Morais e Guandique, 2015). Tais alterações podem induzir alterações biogeoquímicas nos ecossistemas, podendo acarretar perturbações além do estágio trófico (eutrofização) dos reservatórios. Assim, o monitoramento e o manejo destes sistemas aquáticos envolvem desafios que são relativamente novos.

Em muitos países o monitoramento dos reservatórios é realizado por meio do levantamento de parâmetros limnológicos, que afetem o estado trófico destes reservatórios (Branco et al., 1994; Hueftle e Stevens, 2001; Bouvy et al., 2003; Hering et al., 2010; Khondker et al., 2010; Mahere et al., 2014; Mackinnon et al., 2016; Van Colen et al., 2017; Villalobos e Pérez). Normalmente estes estudos buscam somente atender o que determina a legislação, vigente no país (Begliutti et al., 2007; Petrovic et al., 2011), deixando de lado outros fatores e parâmetros que são importantes para o entendimento da dinâmica dos ecossistemas aquáticos e da qualidade das águas para uso humano. Entre os processos podemos destacar a importância da dinâmica dos sedimentos e as interações da zona crítica (Rigaud et al., 2013; Brown Jr. e Calas, 2011). Assim, o sedimento se torna parte de um conjunto complexo, devido ao seu papel no transporte, liberação e acúmulo de nutrientes e elementos tóxicos, podendo ser uma fonte de contaminação para os ambientes aquáticos (Forstner e Wittman, 1981; Mozeto, 2004; Fontana et al., 2014).

No Brasil, a grande maioria dos reservatórios urbanos, se não a totalidade, está passando ou já passou pelo processo de degradação acentuada, devido a entrada de poluentes orgânicos e inorgânicos, provenientes principalmente da carga de águas residuárias não tratadas (Campagnoli, 2012; Mariani e Pompêo, 2008; Cardoso-Silva et al., 2016). A grande maioria dos estudos estão voltados para o entendimento do estado trófico e processo de eutrofização, dos reservatórios (Braga et al., 2006; Fontana et al., 2014; Bucci et al., 2015; Souza Beghelli et al., 2016; Lopes-Doral, et al., 2017), onde são poucos os estudos que buscam entender o papel dos sedimentos no processo de degradação ambiental (Li et al., 2012; Remor et al., 2018; Kulbat e Sokolowska, 2019).

O Lago Paranoá (LP), localizado no coração de Brasília – Distrito Federal, faz parte dos reservatórios urbanos que sofrem devido ao seu entorno intensamente urbanizado. Além destes problemas ambientais históricos, em decorrência da crise hídrica no DF em 2017/18, o LP passou a ser utilizado como fonte de abastecimento a partir de 2017 (CAESB, 2017), além dos já estabelecidos usos para geração de energia elétrica e lazer (CAESB, 2003). Assim, a sua escolha como estudo advém, além de sua importância cênica/recreativa e de abastecimento para o DF - que tem levado a questionamentos históricos pela população e entidades ambientais sobre o estado de assoreamento do lago, o fato de podermos estudar a sua evolução desde o início, visto que a sua criação ocorreu simultaneamente com a implantação da Capital.

Com um marco zero definido é possível avaliar de forma cronológica os efeitos da urbanização uma vez que, a bacia de contribuição possui menos de 60 anos de ocupação, onde os dados históricos (batimetria, imagens áreas, entre outros dados), oferecem um cenário ideal para avaliar a magnitude e o histórico das alterações ambientais causadas pela urbanização (quantidade, qualidade/tipo), uma vez que, temos o marco zero (implantação de Brasília) e conseqüentemente o background da área. São poucos casos no mundo onde cidades com mais de 3 milhões de habitantes permitem este tipo de análise temporal.

Neste caso, não é somente a questão da taxa de assoreamento e volume útil que importam, mas também, o processo de degradação do ambiente, ocasionado pelos sedimentos, que podem impactar a qualidade das águas. Pouco se sabe sobre como o processo de assoreamento evoluiu ao longo dos anos e quais as conseqüências das interações do sedimento transportado e depositado com a qualidade das águas no Lago Paranoá. Estudos avaliando a concentração total e o fator de enriquecimento de elementos depositados no Lago Paranoá (Moreira e Boaventura, 2003; Maia et al., 2006; Franz, 2014) já foram realizados, porém existe uma lacuna sobre o destino dos contaminantes e quais os riscos para os ecossistemas aquáticos do Lago Paranoá, ou seja, a especiação e biodisponibilidade desses elementos no lago. Entender essas relações ajudam na compreensão da real capacidade de retenção ou disponibilização dos poluentes por meio dos pacotes sedimentares (Chorover et al., 2007; Sparks, 2005), principalmente nas áreas assoreadas que estão se formando nos braços do lago.

Os sedimentos desempenham funções diversas, conforme as condições do ambiente (Sparks, 2005) devido ao seu processo de deposição gradual e horizontal das camadas mais superficiais que acabam por ficar mais facilmente disponível para interações com a coluna d'água, fazendo com que o sedimento se torne fonte ou receptor para elementos (Pickering, 1986). São justamente os primeiros centímetros na interface água-sedimento que ocorrem, de forma mais intensa, a mobilidade e o fluxo de elementos. Nessa camada denominada zona

crítica ocorre alta interatividade de micro-organismos, presença de matéria orgânica, troca de íons e processos de ressuspensão (Chorover et al., 2007; Brown Jr. e Calas, 2011).

Longe de estarem isolados, todos os compartimentos da zona crítica interagem entre si de acordo com sua mobilidade e ainda há muito que se estudar sobre o que acontece nesta interface (Machado, 2016). Dentre os compartimentos desta zona, o sedimento se apresenta como principal sumidouro de metais, mas também pode atuar como fonte de contaminantes, remobilizando-os a depender das condições geoquímicas (Tessier e Campbell, 1987; Rigaud et al., 2013; Brown Jr. e Calas, 2011). Assim, os sedimentos, além de ocasionar o assoreamento do Lago Paranoá gerando perda de volume útil, tem papel importante no controle dos principais agentes poluentes das águas podendo exercerem a função de catalisador e fixador para outras fontes de poluentes alterando consequentemente a qualidade da água (Carvalho et al., 2000; Taylor e Owens, 2009; Franz et al., 2013a; Franz et al., 2014). Nesse contexto, a busca pela melhoria da qualidade dos sedimentos torna-se um dos grandes desafios atrelados a gestão dos recursos hídricos (Vargas et al., 2014).

O processo de gestão dos recursos hídricos enfrenta diversos obstáculos, entre eles a identificação de fontes responsáveis pela degradação da qualidade das águas, assim o papel dos sedimentos neste processo é o de agregar informações, quando disponíveis. Na bacia do Lago Paranoá apesar da existência de diversos estudos já realizados (Moreira e Boaventura, 2003; Maia et al., 2005, 2006; Gioia et al., 2006; Echeverria, 2007; Menezes, et al. 2010; Araújo, 2012; GDF, 2012; Franz et al., 2013ab e 2014; Mar da Costa et al., 2016; Castro, 2017; Louzada, 2016; Nunes, 2016; Aquino et al, 2018) o que se observa é a ausência de uma abordagem de forma integrada e que sua utilização seja eficaz no entendimento dos processos biogeoquímicos que subsidiem a gestão dos recursos hídricos. Nesse sentido, a utilização de uma abordagem acoplando técnicas hidrossedimentométricas e geoquímicas deverão permitir uma melhor avaliação da qualidade dos sedimentos produzidos na bacia e suas interações.

Por fim deve-se destacar que o estágio de ocupação da Bacia de contribuição do lago continua evoluindo com uma das maiores médias anuais de crescimento populacional brasileiro, em torno de 2,6% (IBGE, 2018). Em virtude do caráter cênico e de lazer do lago, a pressão da sociedade motivou vários setores governamentais a preparar um processo de desassoreamento do lago. Esta situação levou as autoridades competentes a solicitar uma análise previa das condições destas áreas. Toda esta preocupação dar-se-á, pois não se conhece a natureza do material depositado nessas regiões. Sabe-se que existe materiais de naturezas diversas aportando o lago (Franz et al., 2014), porém, não se conhece as suas características *in situ*, nem a variabilidade temporal do material depositado.

## **1.1. Objetivos**

Entender a dinâmica do assoreamento do Lago Paranoá e o seu papel sobre a qualidade dos sedimentos, bem como suas fontes.

### **1.1.1. Objetivos Específicos**

O presente estudo possui os seguintes objetivos específicos:

- Analisar o assoreamento do Lago Paranoá e a perda de volume útil;
- Analisar as áreas assoreadas do Lago Paranoá com vista a identificar camadas potenciais a disponibilização de elementos poluentes importantes;
- Avaliar as composições mineralógicas e geoquímicas dos potenciais áreas fontes de sedimentos (solos, sarjetas) e dos sedimentos (Material Particulado em Suspensão - MPS, sedimentos do fundo do LP e de registros sedimentares de áreas assoreadas);
- Determinação da partição sólida dos metais nos sedimentos de fundo no lago e avaliação da dinâmica dos metais no lago Paranoá.

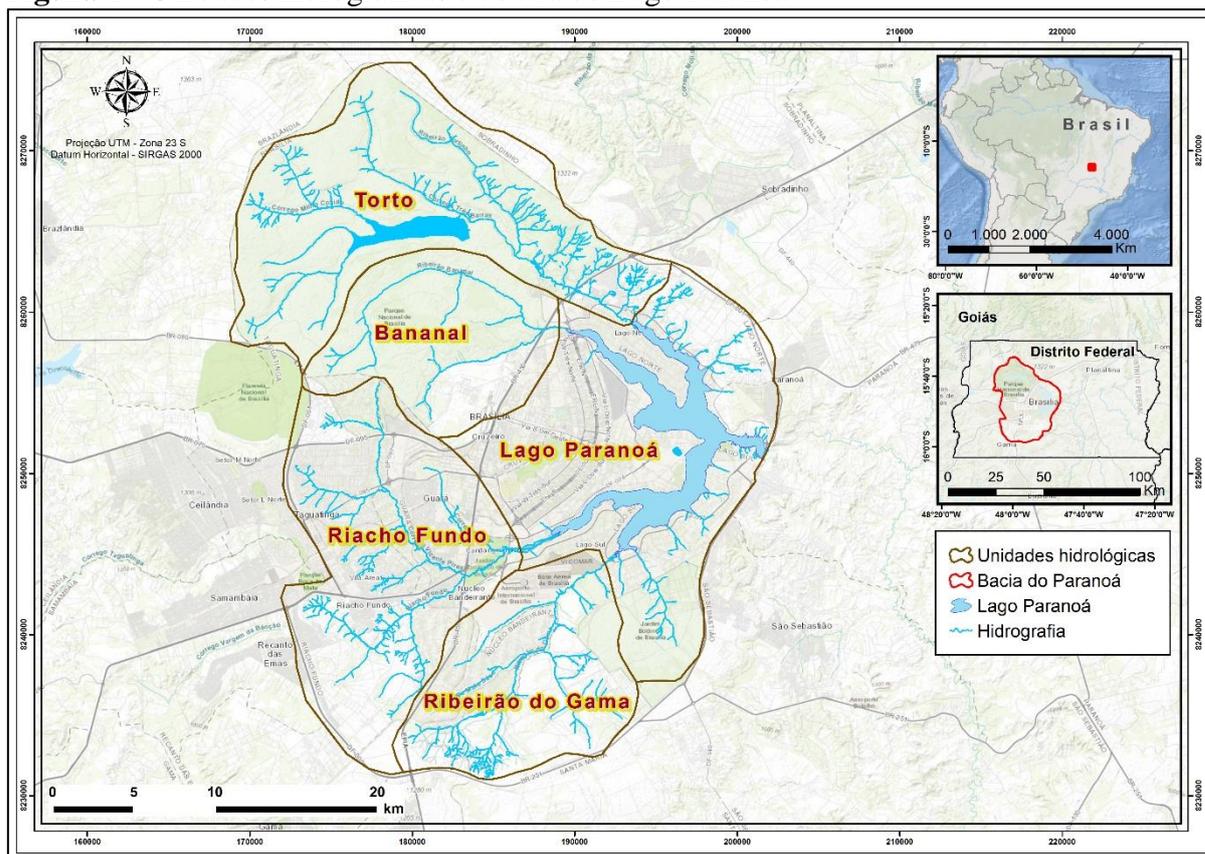
### **2. Área de estudo**

No Centro-Oeste brasileiro o processo de urbanização da nova capital iniciou-se junto com os canteiros de obras. Segundo Paviani (2007) apesar de em 1957 existir somente o povoado de Planaltina, o processo de implantação do Plano Piloto, Brazlândia, Planaltina e Núcleo Bandeirante já contava com aproximadamente 64 mil habitantes e com a inauguração do Plano Piloto, em 1960, o Distrito Federal contava com mais de 141 mil habitantes. Esse forte processo de crescimento foi um dos primeiros indicativos de que a capital necessitaria de grandes reservas de água para abastecer a população instalada, o que motivaria a instalação futura de reservatórios.

Presente na parte central do Distrito Federal, o Lago Paranoá, se encontra na bacia que carrega seu nome, Paranoá, e foi construído com a finalidade de abrandar os efeitos climáticos, devido à baixa umidade da região, e para a produção de energia (França et al., 1964). A bacia do Paranoá é constituída por quatro sub-bacias sendo a do Torto, Bananal, Riacho Fundo, Ribeirão do Gama mias a unidade hidrográfica homônima (figura 1).

Desde 1959, quando o reservatório encheu, o mesmo passou a sofrer impactos devido a degradação de suas características naturais, tendo sofrido alterações significativas em seus parâmetros físicos, químicos e biológicos (Alves et al., 1988). Na década de 60 o lago passou a receber esgoto bruto, oriundo de fontes domésticas (Angelini et al., 2008), isso atrelado a entrada de fósforo de fontes difusas fez com que o lago já na década de 70 sofresse com a presença de altas concentrações de cianobactérias, *Microcystis aeruginosa*, no braço de um de seus principais tributários, o Riacho Fundo, causando perdas ambientais como o alto índice de mortandade de peixes (Burnett et al., 2001).

**Figura 1 - Unidades hidrográficas da bacia do Lago Paranoá**



**Fonte:** adaptado de Ferrante et al., (2001)

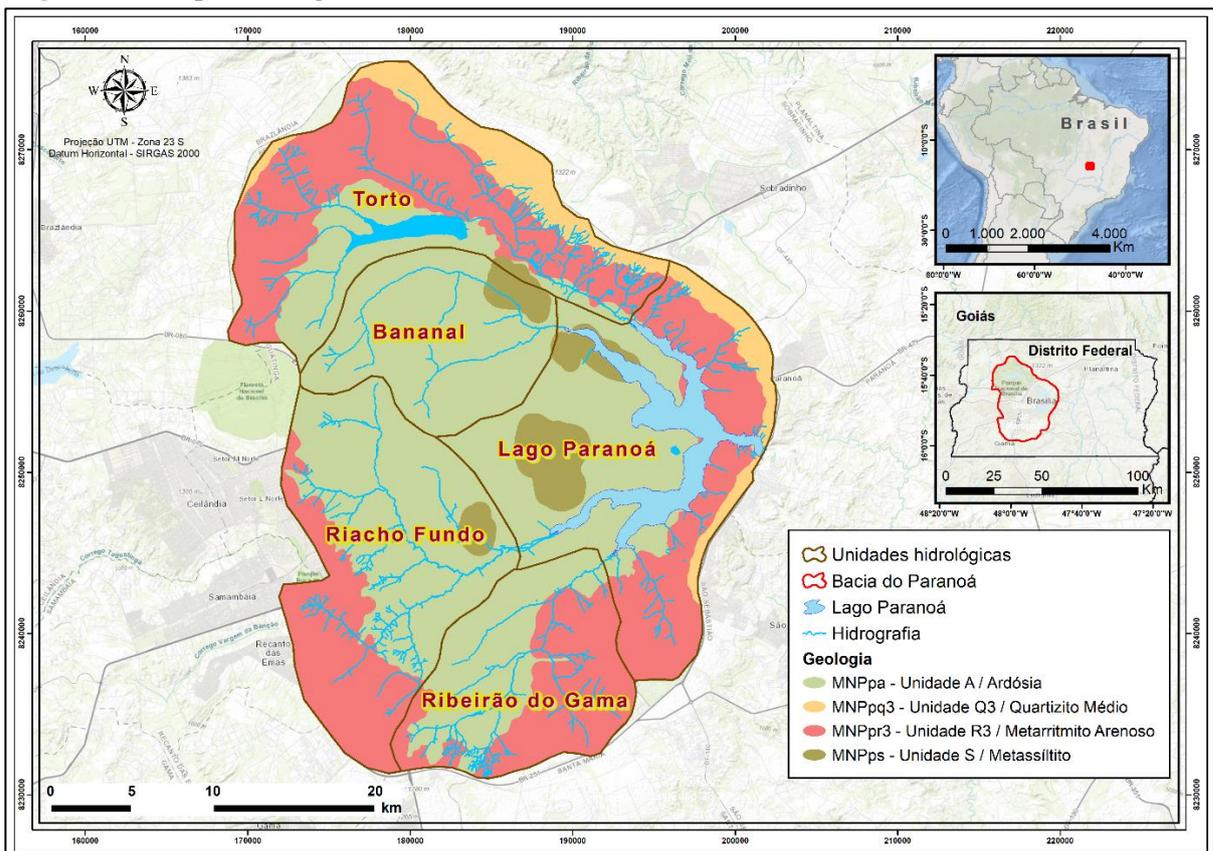
Segundo Walter e Petreire Jr. (2007) desde de 1993 as novas estações de tratamento de esgoto passaram a operar e com isso reduziu-se drasticamente a carga de nutrientes que entravam no LP, possibilitando com isso um maior equilíbrio do ambiente. Porém a atratividade pela capital fez com a bacia do Lago Paranoá passasse por um acelerado processo de alterações das características naturais de sua bacia hidrográfica que segundo Menezes (2010) ocasionou um intenso processo de assoreamento no braço do Riacho Fundo, um dos afluentes do Lago Paranoá, devido as altas taxas de deposição.

Devido a importância do Lago Paranoá para a população de Brasília, diversos trabalhos foram realizados buscando identificar a origem dos sedimentos que chegam ao lago, a qualidade das suas águas bem como os teores de metais e outros elementos (Moreira e Boaventura, 2003; Maia et al., 2005, 2006; Gioia et al., 2006; Echeverria, 2007; Araújo, 2012; Franz et al., 2013, 2014; Mar da Costa et al., 2016; Dias, 2017). Assim, o que se observa é que os processos presentes na bacia do Lago Paranoá podem estar associados, principalmente, as alterações sofridas no uso e cobertura do solo. Principalmente as modificações ocasionadas no ambiente urbano, porém muito ainda é necessário conhecer para um melhor entendimento destes processos afim de avaliar a qualidade das águas e dos sedimentos transportados e depositados

no Lago Paranoá. Conhecer o contexto geomorfológico, pedológico e geológico ajudam a entender melhor as características da bacia de estudo.

A geologia da bacia do Paranoá (figura 2) é marcado pela presença de rochas pertencentes ao Grupo Paranoá de idade mesoproterozóica, recobertas parcialmente por cobertura detrito-lateríticas do Terciário-quaternário e por aluviões recentes do Quaternário (Faria, 1997; Campos e Freitas-Silva, 1998). Observando-se dentro dos limites da bacia a ocorrência de siltitos (S), ardósia (A), metarritmitos arenosos (R3) e quartzitos (Q3) do Grupo Paranoá (Maia, et al., 2005).

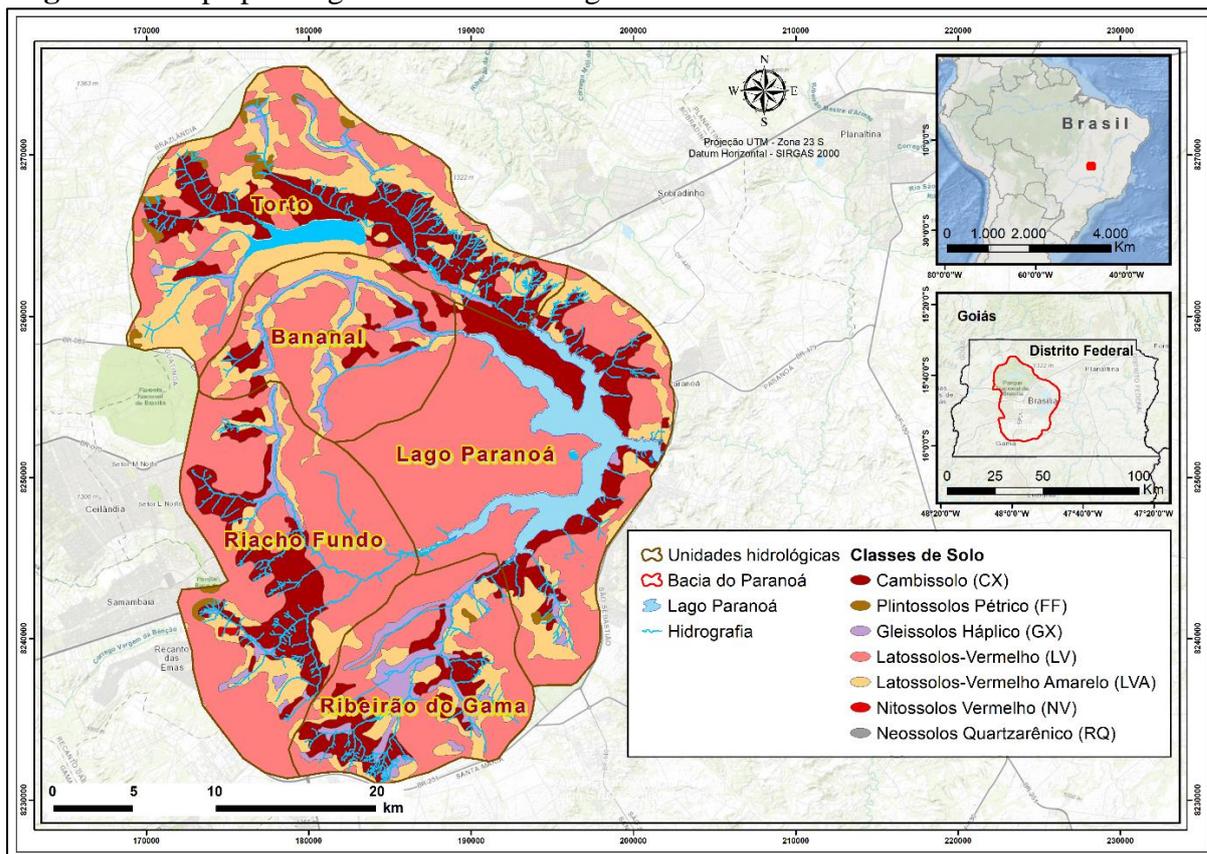
**Figura 2 - Mapa Geológico da Bacia do Paranoá**



**Fonte:** adaptado de Campos e Freitas-Silva (1998).

Seus solos (figura 3) são marcados predominantemente pela existência de Latossolos-Vermelho (LV), 51%, estando presente ainda outros solos em menor proporção como: Latossolos-Vermelho Amarelo (LVA), 19%, Cambissolos Háplico (CX), 19%, Gleissolos Háplico (GX), 5%, Plintossolos Pétrico (FF), 1%, Neossolos Quartzarênico (RQ) e Nitossolos Vermelho (NV), < 1%, (Gonçalves, 2007). Já o clima, segundo a classificação de Koppen, caracteriza-se como tropical de savana com chuvas concentradas no verão e a região apresenta médias entre 1500 a 1700 mm.

**Figura 3 - Mapa pedológico da Bacia do Lago Paranoá**



Fonte: Gonçalves et al., (2007).

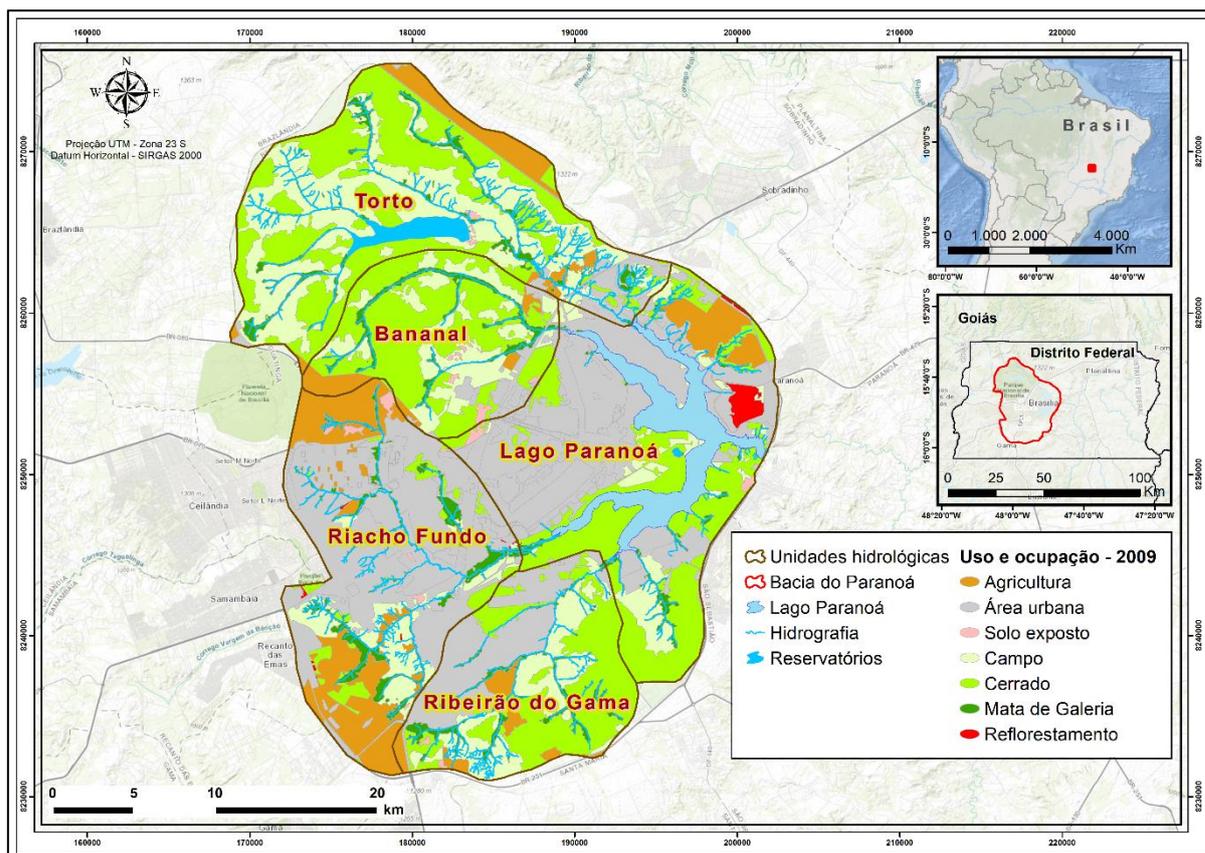
No que diz respeito a cobertura vegetal e ao uso e ocupação (figura 4), a bacia do Paranoá sofreu um grande e rápido processo de ocupação acarretando com isso a alteração da cobertura do solo. Segundo Menezes (2010) houve intensa expansão das áreas urbanas e redução das áreas de vegetação natural, tabela 1, com taxas distintas de expansão urbana em cada uma das bacias de contribuição para o lago - Ribeirão do Torto, Ribeirão do Gama, Córrego do Riacho Fundo e Ribeirão Bananal.

**Tabela 1 – Área em porcentagem (%) dos tipos de uso presentes na Bacia do Paranoá**

USO DA TERRA	1954	1964	1973	1984	1994	1998	2009
Cerrado	56,1	48,4	43,4	31,0	32,1	29,4	25,6
Campo	59,8	36,1	33,7	27,3	25,9	24,3	19,6
Mata de Galeria	14,1	8,3	7,7	8,1	8,3	6,9	6,7
Corpos d'água	0,0	3,9	4,5	4,5	4,7	4,4	4,3
Agricultura	0,0	0,1	2,1	2,6	8,7	7,8	9,1
Solo exposto	0,0	1,4	1,6	4,0	0,8	0,5	0,4
Reflorestamento	0,0	0,0	0,0	3,6	1,6	0,7	0,5
Área urbana	0,0	1,9	6,9	15,9	18,0	26,0	33,9

Fonte: Menezes, (2010).

**Figura 4 - Uso e ocupação do solo, 2009**



Fonte: adaptado de Menezes (2010).

### **3. Revisão teórica**

O estado da arte está estruturado de forma que as temáticas apresentem temas correlatos a pesquisa realizada, abordando estudos bem como a situação atual do conhecimento a respeito das temáticas. Nesse sentido os itens a serem apresentados diz respeito a produção de sedimento em áreas urbanas de regiões tropicais, as relações entre os sedimentos e a qualidade das águas bem como os processos que interferem na disponibilidade dos elementos em ambientes aquáticos continentais.

#### **3.1. Alterações urbanas**

A construção e expansão das áreas urbanas são responsáveis pela disponibilização de contaminantes, orgânicos e inorgânicos, por meio de lançamentos de efluentes para os ambientes aquáticos e pela alteração dos ciclos dos elementos. Essas alterações têm induzido perturbações biogeoquímicas dos ecossistemas (Wong e Thornton, 2006). No Brasil esse processo tem se refletido em diversas áreas urbanas. Segundo Tucci (2008) e Lorz et al., (2012) os processos intensos de urbanização são vistos como intensificadores da contaminação dos recursos hídricos.

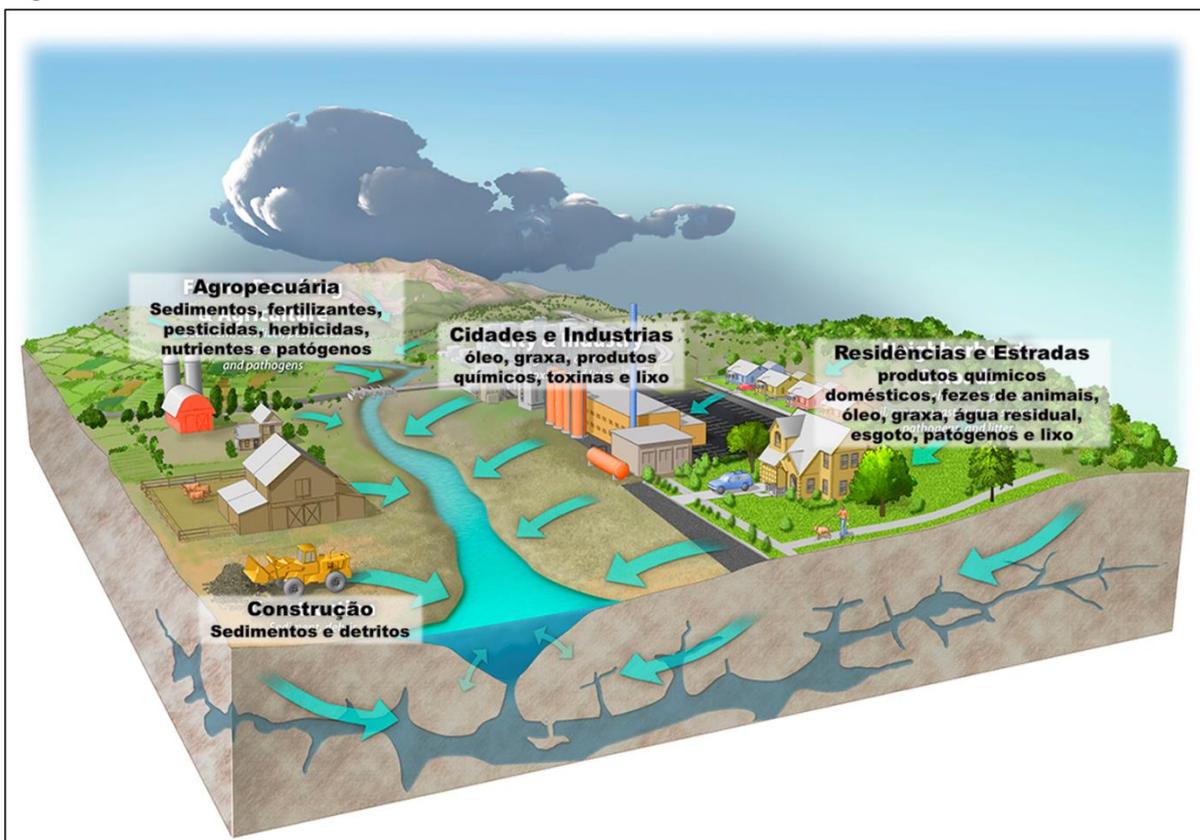
No Centro Oeste do Brasil depois da construção de Brasília diversas áreas circundantes, anteriormente chamadas de cidades satélites, se desenvolveram e expandiram de forma acelerada e desordenada (Jatobá, 2016). O crescimento acelerado dessas áreas urbanas acabou por alterar as características naturais (físicas, químicas e biológicas) do Distrito Federal, em especial da bacia do Paranoá.

As alterações devido a abertura de novas vias, impermeabilização do solo e construção de residências acabaram por modificar os padrões anteriormente existentes de escoamento superficial, infiltração de água no solo e conseqüentemente de araste e deposição de sedimentos. Segundo Poletto et al. (2009) essas transformações acabam aumentando o transporte de sedimentos para dentro dos canais fluviais, bem como outros elementos atrelados aos sedimentos.

O carreamento de outros elementos, juntamente com os sedimentos, se dá devido à complexidade das atividades presente nas áreas urbanas. Esses elementos transportados para dentro dos canais fluviais podem alterar as características dos ambientes sedimentares podendo ocasionar a contaminação dessas áreas devido ao aumento da concentração de determinados elementos (Wong et al., 2006; Horowitz e Stephens, 2008).

Segundo Forstner e Wittman (1981) o material depositado em ambientes aquáticos, sedimento de fundo, possui papel de destaque uma vez que é o principal compartimento de acumulação, reprocessamento e transferência dos elementos-traço. Estes contaminantes se propagam a partir de fontes pontuais (efluentes industriais e urbanos) e difusas (escoamento, deposição úmida e seca atmosférica) na forma de partículas e/ou espécies químicas dissolvidas (figura 5).

**Figura 5** - Entradas de elementos no sistema



Fonte: <http://paulmirocha.com/projects/water-pollution>.

Estudos como os apresentados por Salomons e Forstner (1984) e Barcellos et al., (1991), em bacias urbanas, demonstrou como metais transportados de forma particulada e dissolvida podem causar prejuízos para os ambientes aquáticos. Ficando evidente o quanto é necessário a gestão da qualidade dos sedimentos em áreas urbanas (Forstner e Wittmann, 1981; Forstner, 2002). Porém dada a complexidade das áreas urbanas tem se apresentado como um desafio a realização da gestão dos sedimentos (ADASA, 2018) mesmo diante da importância que o mesmo exerce nos processos de enriquecimento de metais presentes nos sedimentos (Moreira, 1996).

No sentido de se aumentar as informações sobre fontes de poluição pontual e difusa, incluindo os sedimentos, diversos estudos foram realizados (Foster e Lees, 2000; Davis, 2009;

Mukundan et al., 2012). Isso deve-se ao fato de que sedimentos urbanos possuem maior susceptibilidade de conter concentrações elevadas de metais, como Pb, Cr e Ni (Granier et al., 1990). Nesse sentido, tem se observado uma maior preocupação no entendimento do comportamento dos sedimentos em ambientes urbanos (Franz, et al., 2013).

### **3.2. Dinâmica hidrossedimentológica em ambiente urbano**

A dinâmica hidrossedimentar pode ser entendida como a produção, transporte e deposição dos sedimentos gerados dentro do sistema da bacia hidrográfica. Os sedimentos são partículas resultante da degradação física ou química sofrida pelas rochas ou material de origem biológica que são transportados pelo vento ou água até os rios ou ambientes de deposição (Guerra e Guerra, 2011). Assim a produção de sedimentos caracteriza-se como o total de sedimentos que o sistema da bacia hidrográfica transporta em um determinado espaço/tempo. A grande problemática, frente as alterações dos padrões naturais do ciclo hidrossedimentar, é que o mesmo se apresenta como um sistema aberto. Esse fator, segundo Telles (2012), possui como característica o fato de que o material transportado e depositado não retorna a sua área de origem.

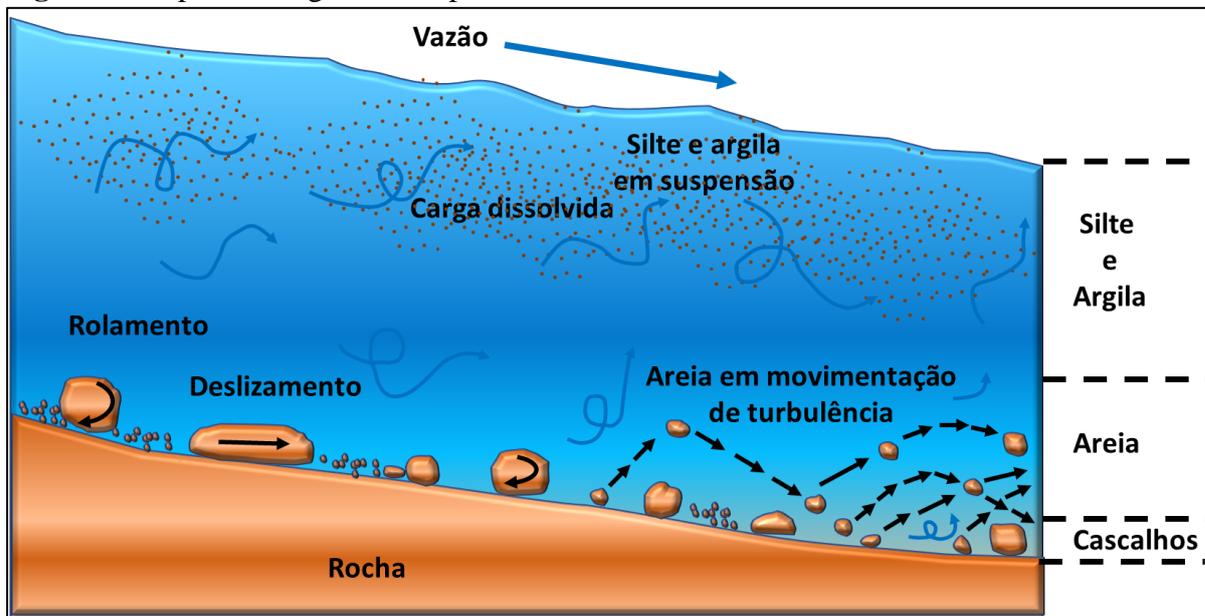
Segundo Bordas e Semmelmann (2007) o ciclo hidrossedimentar tem início através dos processos erosivos, sejam de origem natural ou antrópica. Esses processos erosivos, conforme apresentado por Guerra (2011) são classificados em erosão laminar, sulcos, ravinas ou voçorocas. Cada um dos presentes processos possui características específicas no que diz respeito a tamanho da incisão na paisagem e até mesmo na quantidade de material arrastado. Após o processo de desagregação de suas áreas de origem o material erodido é transportado, seja por ação do vento ou da água.

Segundo Minella et al., (2009) os canais fluviais são responsáveis pelo transporte de sedimentos provenientes de diversas fontes e cada uma dessas fontes contribuem de forma diferente. O que se observa, em ambientes antropizados, é a sedimentação acelerada de canais fluviais e reservatórios devido as alterações sofridas nas bacias hidrográficas, alterando consequentemente diversos processos, como o escoamento superficial, qualidade das águas e a dinâmica hidrossedimentar. Tais alterações acarretam prejuízos relativos a perdas de qualidade do solo, problemas associados a alteração dos padrões de qualidade das águas, alterações nos ambientes aquáticos e redução da vida útil de equipamentos hidroelétricos (Williams, 1989; Ouillon, 1998; Horowitz, 2003).

Segundo Carvalho et al. (2000) o transporte de sedimento ainda pode se dividir em três categorias, sendo elas: carga de sólidos dissolvidos, carga de fundo e em suspensão (figura 6).

Essa categorização apresentada possui relação com o formato, tamanho e peso das partículas além do tipo de escoamento, velocidade e declividade do leito (Julien, 1998).

**Figura 6** - Tipos de carga no transporte de sedimento

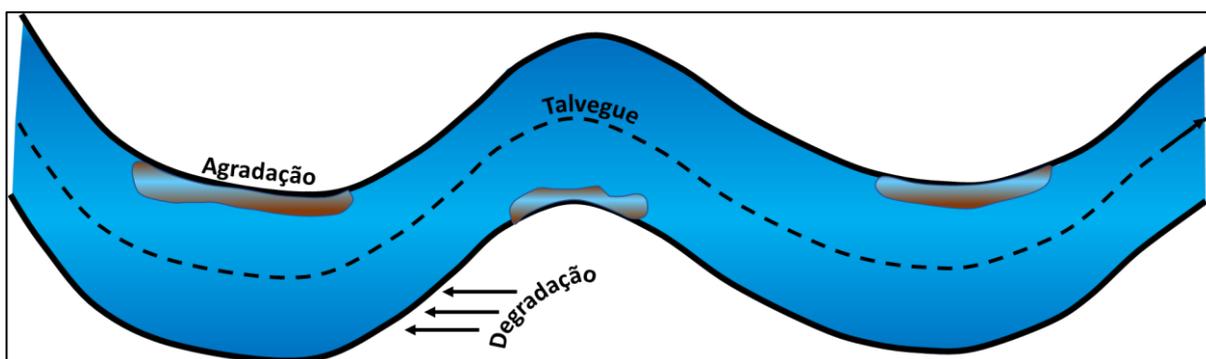


Fonte: O autor

Segundo Clark (1985) o aumento da carga dos sedimentos em suspensão pode acarretar aumento na manutenção e operação dos sistemas de tratamento de água e Reid et al., (1997) apresentou que o aumento ou redução da carga de sólidos em suspensão está associado as alterações dos padrões de uso e cobertura do solo presentes na bacia de drenagem bem como na capacidade de transporte do fluxo d'água e do formato do canal. Alterações essas que acabam por modificar o ciclo hidrossedimentológico (Bordas e Semmelmann, 1997). Nessa mistura de materiais ainda se encontra a carga dissolvida que é resultante dos processos intempéricos, presentes na bacia, bem como os processos oriundos da poluição pontual e difusa (Santos et al., 2001).

Como etapa final da dinâmica hidrossedimentar temos a deposição do material que foi erodido e transportado ao longo do sistema da bacia hidrográfica, causando conseqüentemente o assoreamento dos canais fluviais e reservatórios. Ao longo do processo de transporte e sedimentação, ainda, pode ocorrer dois fenômenos ao longo do canal fluvial, relacionados à energia presente no processo de transporte, são eles: aggradação e degradação. O primeiro se refere ao material que é transportado pelo canal fluvial e que fica retido no leito (figura 7) o segundo se refere ao material que é levado do leito (Brooks et al., 2012).

**Figura 7** - Processo de remoção e deposição do material erodido no canal fluvial



Fonte: O autor

Segundo Brooks et al., (2012) os fatores que afetam a dinâmica hidrossedimentar podem se dividir em forças ativas e passivas. Os fatores considerados ativos possuem relação com o clima, intensidade e duração das chuvas, temperatura e vento. Já as forças passivas estão relacionadas as características do solo, relevo e cobertura do solo.

Devido há tamanha complexidade existente fica nítido a necessidade de se compreender a dinâmica hidrossedimentar nos sistemas ambientais presentes na área de estudo. Tal compreensão se faz necessário para evitar os processos de perda de solo e assoreamento de rios e reservatórios uma vez que do material erodido parte fica depositado na calha do canal fluvial e o restante é levado até o exutório (Minella e Merten, 2011), onde o mesmo acaba se depositando acarretando a perda de volume útil e outros problemas que vão além do assoreamento.

Em estudos como o realizado por Almeida e Rocha (2006) fica evidente a importância de se entender o comportamento dos sedimentos de fundo uma vez que os mesmos possuem papel relevante nos processos de biodisponibilização de contaminantes. Tratando-se de ambientes fluviais observa-se que a grande maioria dos elementos químicos estão associados aos sedimentos em suspensão e de fundo (Elderfield et al., 1990; Mortatti et al., 2002).

Apesar do sedimento fazer parte da dinâmica hidrossedimentar e apresentar importância para manutenção de paisagens ribeirinhas e ecossistemas aquáticos (Vercruyse et al, 2017) a sua produção em excesso pode prejudicar essas áreas (Walling e Collins, 2016) além de contribuir com a transferência de contaminantes que se encontram associados as partículas transportadas (Gateuille et al., 2014). Segundo Edwards et al., (2000) e Stone e Haight (2000) o aumento de nutrientes e contaminantes na água possuem como fonte os sedimentos finos.

Segundo Forstner e Wittmann (1983) o surgimento de análises mais robustas das características do sedimento subsidiou um novo campo da ciência, denominado qualidade do sedimento. Essa nova área acabou integrando campos como a hidrologia, sedimentologia e

qualidade da água e solo, com isso surgiram novos estudos voltados para a análise de características físico-química dos sedimentos e sua relação com a qualidade das águas bem como formas de se quantificar as cargas de sedimento produzidas por meio de modelagem computacional.

### **3.3. Identificação de fontes de sedimento**

Além da quantificação de sedimentos produzidos dentro do sistema das bacias hidrográficas é necessário entender a origem do material que é transportado pelo escoamento superficial e posteriormente pelos canais fluviais. Essa gestão dos sedimentos requer a compreensão dos processos naturais, sua localização e a contribuição das diferentes fontes (Walling, 1983). Ainda, segundo Walling (1990), não basta apenas monitorar os parâmetros hidrossedimentométricos no exutório das bacias. É necessário ir além, quantificar e qualificar as fontes de sedimento. Nesse sentido, entende-se que os sedimentos carregam com si informações provenientes de suas fontes de origem (Walling, 1983).

A composição química e física dos sedimentos, proveniente de sua fonte, podem transportar de forma associada nutrientes e metais. Tais substâncias associadas podem acarretar alterações das características físicas e químicas do sedimento o que requer certo entendimento para tomada de ações no que diz respeito a gestão de sedimentos (Walling e Amos, 1999). Quantificar a produção de sedimentos em bacias hidrográficas sempre foi uma atividade importante para auxílio na gestão dos Recursos Hídricos, porém gerir o que já foi produzido pode se tornar uma atividade onerosa para economia e meio ambiente.

Existem diversas iniciativas voltadas para a identificação e discriminação de fontes de sedimentos. Nesse sentido já foram realizados trabalhos que buscaram identificar as fontes por meio de variáveis granulométricas e morfológicas, magnéticas, fragmentos de rochas, mineralógicas, espectrometria, radiométrica, química, isotópica e orgânica (Collins et.al., 1997; Hassan et al., 1999; Andrello et al., 2003; Oostwoud Wijdenes et al., 2003; Poulenard et al., 2009; Lana e Castro, 2008; Peart e Walling, 1986; Douglas et al. 1995; Peart, 1995). Porém o grande obstáculo para a discriminação das fontes é a inexistência de recomendações de caráter universal para a seleção de quais traçadores devam ser utilizados (Collins; Walling, 2002). Segundo Soares et al. (2004) o levantamento dos valores químicos dos sedimentos sem se considerar as fontes presentes no sistema da bacia hidrografia pode levar a superestimação das contribuições antropogênicas.

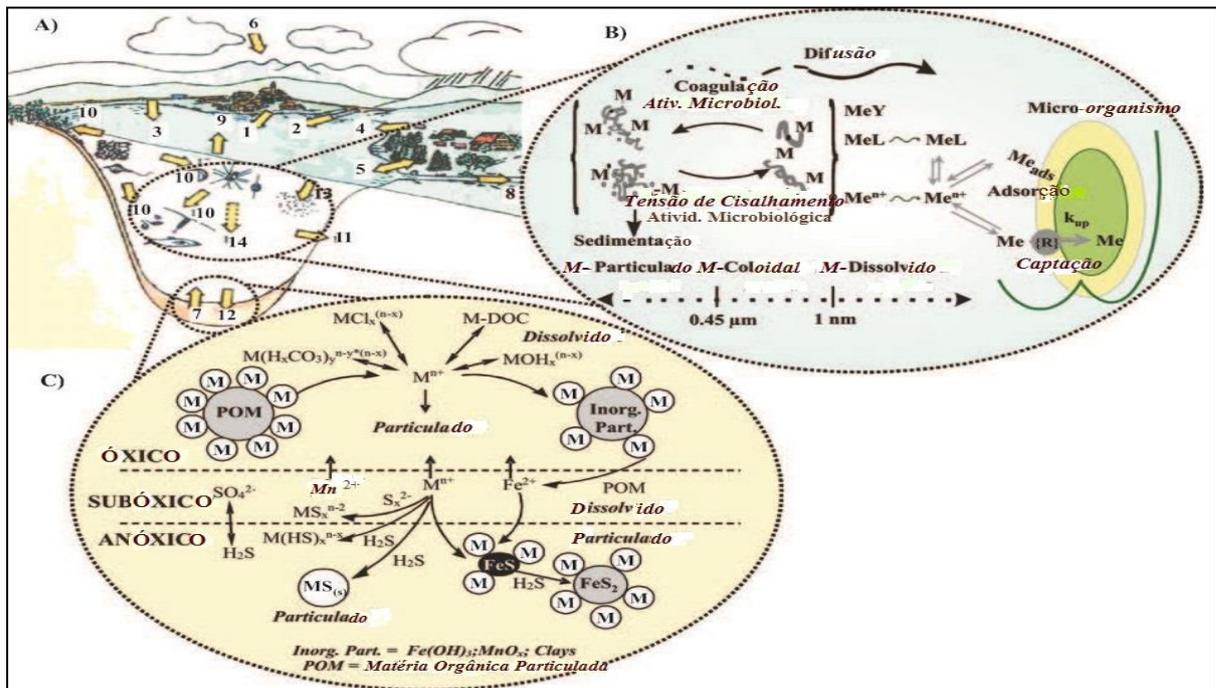
### **3.4. Reatividade dos sedimentos e diagênese precoce**

Os sedimentos são tanto fonte quanto sumidouro de contaminantes, sendo que as numerosas reações biogeoquímicas na interface sedimento-água-organismos influenciam na especiação dos metais (Mclaughlin et al., 2000). Essa interface é um sistema dinâmico e complexo onde ocorre reações de complexação, oxi-redox, adsorção/dessorção, (co) precipitação/dissolução de compostos com ou sem atuação biológica concomitante e diagênese (Brown e Calas, 2011). Elementos poluentes como As, Hg, Cr e Se podem sofrer redução ou oxidação ao interagir com a superfície dos minerais (Myneni et al., 1997).

O equilíbrio, balanço de reações, determina a mobilidade e a biodisponibilidade dos metais na interface (Langston e Bebianno, 1998). Segundo Calmano et al., (1996) a participação direta dos sedimentos nos ciclos biogeoquímicos pode afetar, em escalas distintas, vários compartimentos da cadeia alimentar de diversas espécies. O que se observa é que devido à baixa capacidade de retenção, acumulação ou depuração de poluentes, os sedimentos acabam por se tornarem sensíveis a alterações antrópicas. Segundo Pickering (1986) a concentração dos metais apresenta características variadas de acordo com a granulometria do material, aumentando conforme a granulometria diminui. Em seu estudo Kralik (1998) apresenta essa relação ao relatar que frações finas de sedimentos, menor que 0,2 mm, são boas para se estipular a contaminação e até mesmo para separar as fontes antrópicas dos naturais.

O que se observa em ambientes antropizados (figura 8), devido a atividades comerciais, industriais e agrícolas é que existe uma tendência na liberação de poluentes potencialmente tóxicos (Nriagu, 1979; Nriagu e Pacyna, 1988). Evidenciando que ambientes urbanos tendem a ser áreas potencializadoras, fazendo com que o meio urbano esteja susceptível a degradação ambiental (Kreimer, 1992; Campagnoli, 2002).

**Figura 8** - (A) - Fluxos de metais traços entre ecossistemas aquáticos; (B) - Processos geoquímicos de ciclagem de metais na coluna d'água; (C) - Processos geoquímicos nos sedimentos

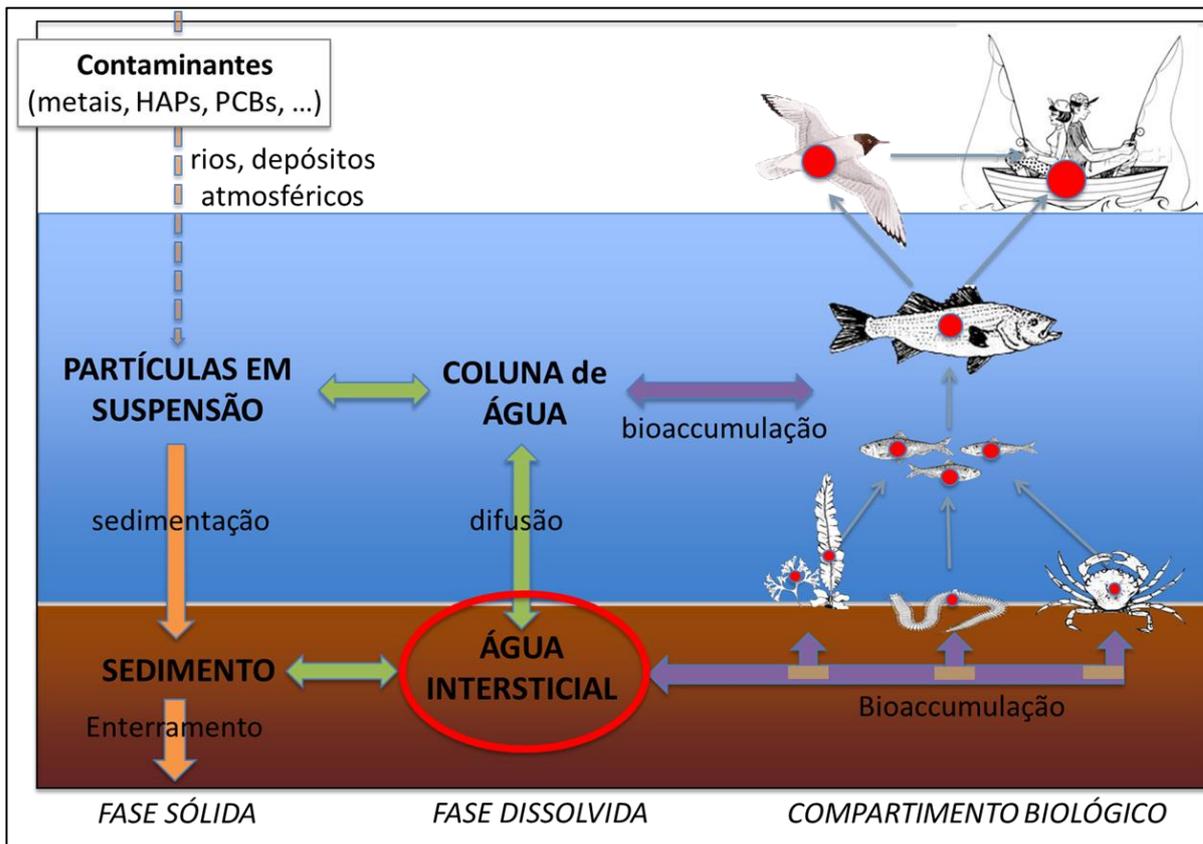


Fonte: Tercier-Waeber and Taillefert, 2008

Conforme apresentado por Pickering (1986), os principais repositores dos elementos químicos, em ambientes aquáticos, são os compostos orgânicos. Em ambientes marinhos a matéria orgânica chega a ocupar o papel de substância de maior importância para a disponibilização de energia para as reações biológicas (Libes, 1992). Young et al., (1992) complementa em seu trabalho ao apresentar que outros repositores, nos ambientes aquáticos, podem estar presentes nos oxido-hidróxidos de Al, Fe e Mn e nos argilominerais.

A distribuição sólido-líquido de metais afeta significativamente sua mobilidade e biodisponibilidade em sistemas aquáticos. Neste contexto, os processos de sorção/dessorção, das propriedades texturais das partículas e a composição mineralógica dos sedimentos são relevantes no controle da mobilidade e destino dos metais traços. Assim, a toxicidade dos metais presentes em ambientes aquáticos, nos sedimentos, está relacionada não apenas a sua concentração total, mas sim como a forma que o elemento está disponível e a sua partição no *continuum* sedimento-água-organismo e a forma (figura 9).

**Figura 9** - Entrada de contaminantes nas fases do sistema aquático e relação com a bioacumulação (HAP – hidrocarbonetos aromáticos policíclicos PCB – bifenilpoliclorado)



Fonte: comunicação pessoal com J. Garnier

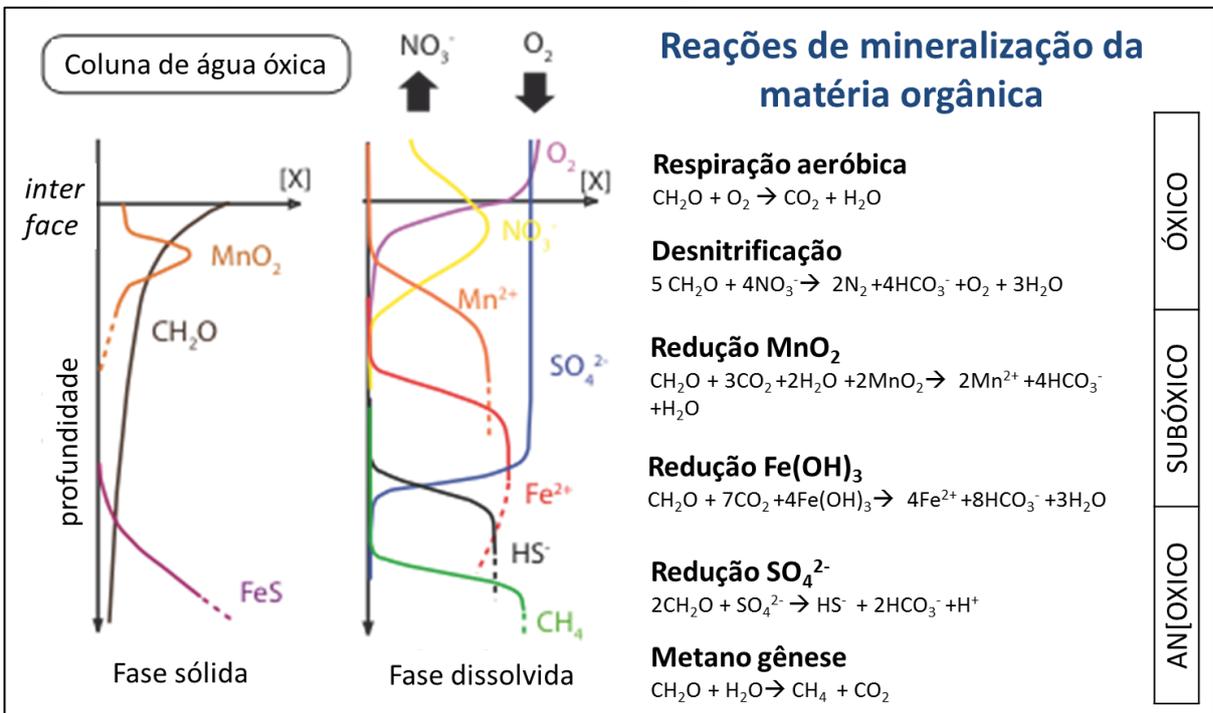
O que se observa a partir do modelo apresentado é que o processo de especiação atua na disponibilidade, mobilidade e biodisponibilidade sendo então necessária para a determinação da toxicidade dos elementos presentes no meio. A International Union of Pure and Applied Chemistry - IUPAC (União Internacional de Química Pura e Aplicada) define especiação como: “distribuição de uma espécie em um sistema entre seus diferentes estados de oxidação, distribuição eletrônica, estrutura molecular, e/ou composição isotópica”. Hoje em dia, nos estudos ambientais, a determinação da especiação de um metal é uma etapa fundamental para avaliar a mobilidade, biodisponibilidade ou labilidade, toxicidade e riscos. A toxicidade dos metais pode variar em função da especiação. Por exemplo, metais tais como As, Cr ou Hg podem ser mais ou menos disponíveis e tóxicos conforme a sua especiação (valência, formas inorgânicas/orgânicas).

As diversas reações biogeoquímicas na interface sedimento-água-organismos afetam o processo de especiação dos metais (McLaughlin et al., 2000). A diagênese caracteriza-se como as mudanças químicas, biológicas ou físicas sofridas pelos sedimentos ou rochas sedimentares após o processo de deposição (Rigaud et al., 2013). Assim, segundo Sparks (2005) os processos

naturais de intemperismo e erosão mobilizam os elementos químicos além de processos antrópicos como atividade agrícola e urbanização. Então as mudanças nos padrões físico-químico e biológico do pH, estado de oxidação, condutividade e fonte de matéria orgânica (MO) pode acarretar o aumento nos processos de remobilização dos elementos presentes nos sedimentos.

Segundo Ritchie e Perdue (2003) a Matéria Orgânica (MO) se encontra nos ambientes aquáticos como partículas, moléculas dissolvidas e coloides. Essa MO pode ser considerada como alóctone, quando proveniente da vegetação, erosão e atmosfera, ou autóctone, quando resultante da fotossíntese e metabolismo dos organismos aquáticos, já a MO quando proveniente do lançamento de efluentes é considerada como de origem antropogênica (Baker et al., 2008; Aitkenhead-Peterson, 2003). Tratando-se de metais os ciclos sofrem influência do processo de diagênese precoce devido a degradação da MO e as atividades microbianas (figura 10). Desta forma, os processos diagenéticos podem influenciar na qualidade das águas.

**Figura 10 -** Reações de mineralização da matéria orgânica



Fonte: Dias (2017).

#### **4. Materiais e métodos**

Entender o comportamento dos elementos entre as interfaces, água/sedimento, é fundamental para a gestão eficaz do lago Paranoá e de suas bacias de contribuição, principalmente no que se refere a contaminação dos ambientes aquáticos. Porém a dinâmica presente no meio dificulta os processos de monitoramento e análise dos processos, o que demonstra a necessidade de novas abordagens, eficazes e possíveis de serem executadas.

Para o presente estudo foram realizadas campanhas específicas para amostragem de solo, material acumulado nas sarjetas, sedimento de fundo, águas superficiais. Para cada material amostrado foi utilizado metodologia específicos em cada fases de amostragem, preparação e análise.

##### **4.1. Organização e coleta de dados**

Quantificar e qualificar uma grande gama de processos presentes em uma determinada área exige grande esforço amostral e disponibilidade de recursos. Tendo em vista tal natureza a presente pesquisa fez parte de uma iniciativa maior que integrou o Instituto de Geociências e Departamento de Engenharia Civil da Universidade de Brasília, a Companhia Ambiental de Saneamento Ambiental (CAESB), Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e a Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (ADASA).

Parte dos dados utilizados são oriundos de outras atividades de pesquisa, trabalhos de mestrado e doutorado, pesquisas realizadas pela Universidade de Brasília (UnB), levantamento de campo dos entes envolvidos e dados primários levantados na presente pesquisa. Assim o trabalho dividiu-se inicialmente em duas fases, sendo elas uma de organização e complementação dos dados existentes (batimétricos, sedimentológicos e de uso e cobertura do solo) e outra referente ao levantamento e processamento dos dados de campo (sedimentológicos, geoquímicos e de uso e cobertura do solo).

A definição dos pontos de amostragem levou em consideração os padrões de uso e ocupação do solo, com base no trabalho de Castro et al., (2019), posição na bacia e possíveis zonas de contribuição para lançamentos de resíduos e efluentes bem como a localização das três estações de tratamento de esgoto presentes na área de estudo, sendo elas: Estação de Tratamento de Esgoto do Riacho Fundo, Estação de Tratamento de Esgoto Sul e Norte, as duas últimas com lançamento de efluente tratado direto no Lago Paranoá.

#### 4.2. Evolução temporal do uso e cobertura da terra

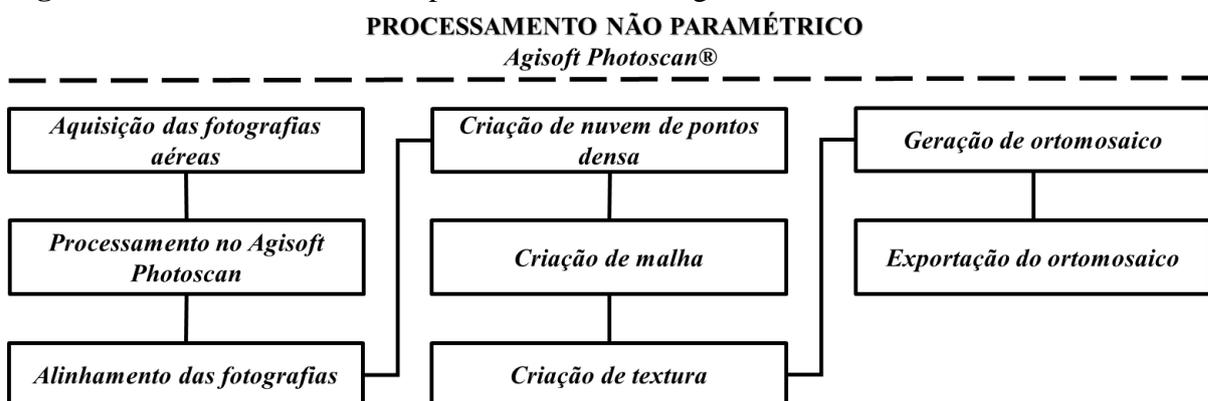
Para determinação da evolução do uso e cobertura da terra foram utilizados os dados levantados por Menezes et al. (2010) e ajuste da nomenclatura dos dados de Costa (2019) para que houvesse padronização da informação. As áreas não mapeadas por Costa (2019) foram complementadas utilizando imagens Pleiades de 2016 fornecidas pela Terracap - Companhia Imobiliária de Brasília. Após o processo de vetorização das áreas ausentes no levantamento de 2016 os dados foram compilados para realização de análise topológica.

A execução da conferência topológica, utilizando a ferramenta *Topology* no *ArcGis* 10.3, teve como objetivo verificar a existência de possíveis sobreposições e vazios entre os polígonos gerados. Após os dados consistidos foi possível a confecção dos mapas, gráficos e tabelas com informações relativas a classes de uso e cobertura do solo ao longo da série histórica analisada (1953-2016).

#### 4.3. Recuperação e ortorretificação das fotos históricas do Rio Paranoá

Para a restituição da drenagem do Rio Paranoá foi utilizado o ortomosaico referente a 225 fotografias aéreas que foram disponibilizadas pelo Instituto de Geociências da Universidade de Brasília, como data provável de 1958. As fotografias não apresentavam dados sobre o voo, sistemas e métodos de aquisição. Para a elaboração do mosaico foi utilizado o software *Agisoft Photoscan*® e o procedimento adotado foi o proposto por Rego (2019), figura 11. Para o alinhamento das imagens foi utilizado um limite de 73.000 pontos chave.

**Figura 11** – Processamento não paramétrico das fotografias aéreas.



Fonte: adaptado de Rego, (2019).

#### 4.4. Organização dos Dados batimétricos (1960 – 2018)

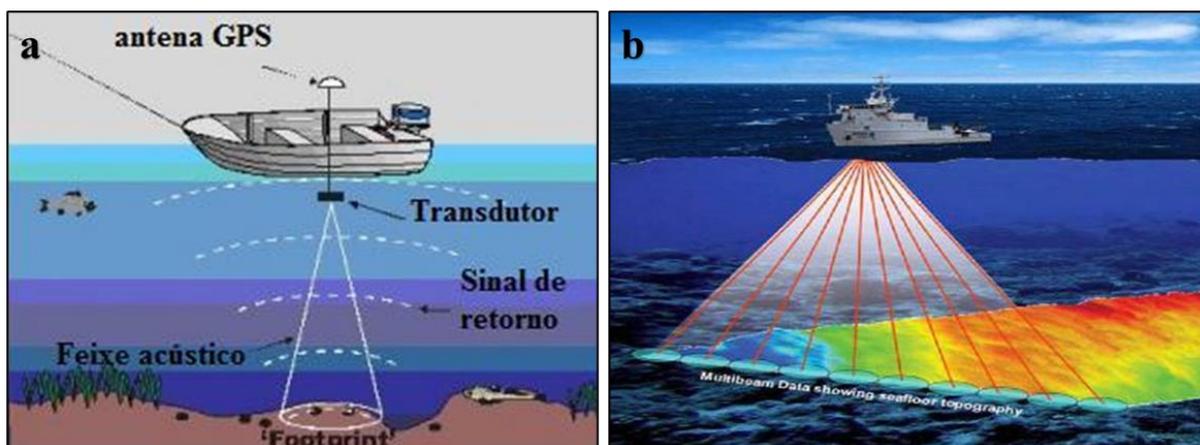
O procedimento se deu em duas etapas, a primeira referente a digitalização da drenagem original, período anterior a construção do LP, por meio de imagens aéreas de 1958 (Rego, 2019) e digitalização de cartas analógicas (1960 e 1979), que foram realizados em escalas de 1:25.000

e 1:10.000. Na segunda etapa os levantamentos, 2009 e 2018, foram realizados em escala de 1:2.000, pelo Instituto de Geociências da Universidade de Brasília. Em 2009 pelo projeto de pesquisa financiado pela FAP-DF intitulado “Caracterização Morfológica e Estratigráfica do Lago Paranoá” (Pires e Ianniruberto, 2008) e os dados de 2018 pelo projeto de pesquisa financiado pela ADASA intitulado “Estudo multidisciplinar do estado físico do Lago Paranoá: topobatimétrica, qualidade dos sedimentos e balanço hídrico” (Roig, et al 2019).

Para o georreferenciamento das cartas, de 1958 a 1979, foi utilizando o software *ArcGis* 10.3, por meio de pares de coordenados originais com o uso de pontos de controle. O polinômio de transformação utilizado foi o de 1ª ordem, *Affine*, e para a interpolação o método *bi cúbico*. As cartas foram projetadas para o Sistema Cartográfico do Distrito Federal (SICAD), utilizando pontos de controle e os marcos disponíveis no local. Por fim foram projetadas para SIRGAS 2000. A geração dos MDEs de 1960 e 1979 se deu por meio dos pontos topo batimétricos, drenagem e curvas de nível utilizando o método *Topo to raster*. O método de interpolação mais comumente utilizado para geração de MDEs, devido ao melhor desempenho em representar a morfologia do terreno (Arun, 2013) é o *Topo to raster*, incorporado no ArcGIS (ESRI, 2016) o mesmo é baseado no algoritmo ANUDEM (Hutchinson et al., 2011), especificamente designado para a criação de MDEs de bacias hidrológicas. A integração dos dados topobatimétrico recentes, para geração do Modelo Digital do Terreno (MDT), se deu com o processamento dos dados de profundidade coletadas com sonar mono e multifeixe, e os dados topográficos adquiridos com a utilização de LIDAR, após redução ao datum horizontal SIRGAS 2000 e datum altimétrico Imbituba.

Os levantamentos recentes das áreas submersas foram realizados com ecobatímetro multifeixe e monofeixe, utilizado onde não houve condições de navegação com o sensor multifeixe, de alta frequência, sendo utilizados dois modelos: o Reson Seabat 8101 (frequência de 240 kHz e 511 feixes) e o Reson T50-P (420 kHz e 512 feixes), ambos integrado a um sistema de posicionamento por satélite *GNSS* diferencial com precisão horizontal estimada de cerca de 4 cm. O ecobatímetro monofeixe (figura 12a), conhecido como *single beam*, realiza a medição de profundidade por meio da emissão de único pulso acústico. Já o ecobatímetro multifeixe (figura 12b), ou *multi beam*, realiza uma varredura por meio da emissão de inúmeros pulsos acústicos (SEABEAM INSTRUMENTS, 2000).

**Figura 12** – Ecobatímetros monofeixe (a) e multifeixe (b).



Fonte: Gagg, (2016)

Fonte: GEOSPACE SURVEY SERVICES (GSS), 2016

Para garantir melhor precisão do sensor multifeixe ainda foram utilizados um sensor de movimento (Motion Reference Unit, MRU) e uma sonda de velocidade do som (Sound Velocity Probe, SVP), o que permitiram compensar tanto as oscilações do barco quanto as variações de velocidade de propagação do som na água, respectivamente. Ressalta-se que o levantamento com multifeixe ficou restrito a profundidade média de 2m, devido às limitações de navegação apresentadas pela embarcação utilizada.

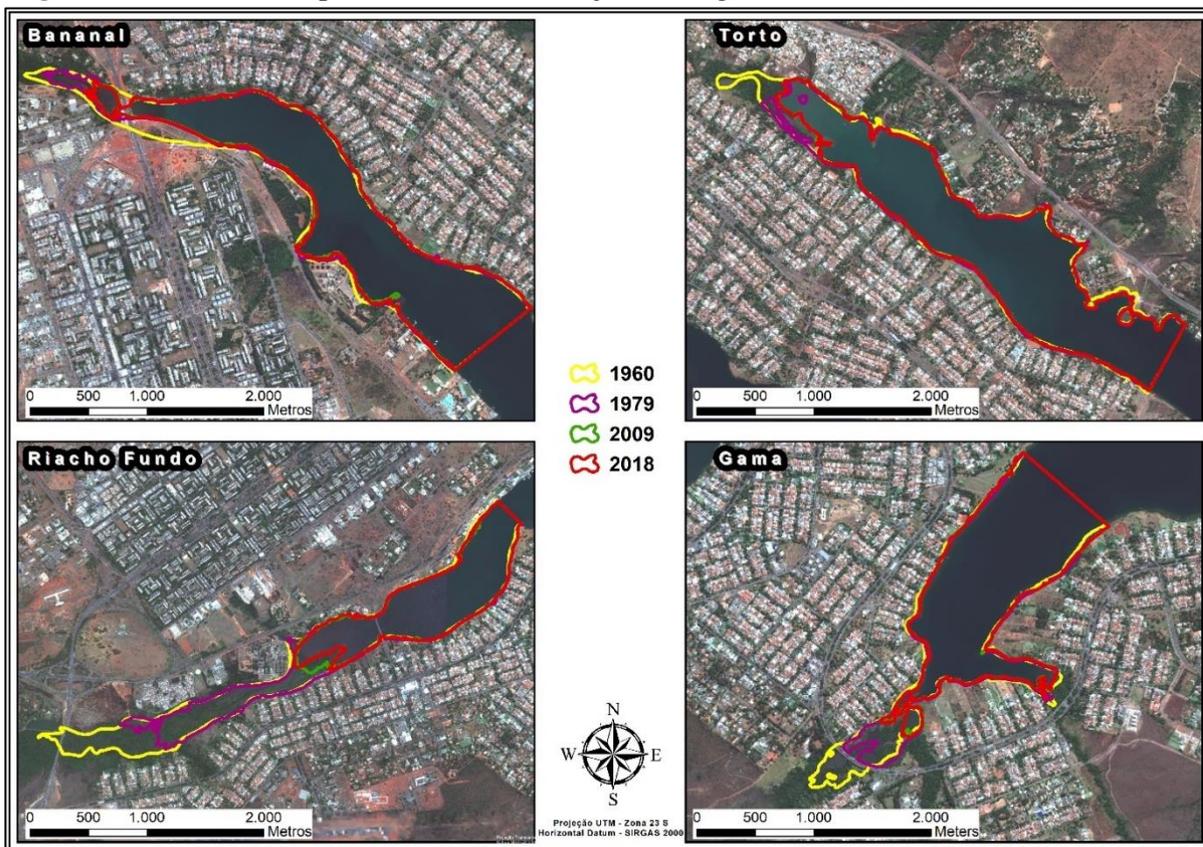
As cotas batimétricas foram reduzidas a cota 1000 m do Lago utilizando as leituras do nível da régua instalada próximo a barragem do Paranoá e disponíveis no site da ANA (<http://gestorpcd.ana.gov.br/exportarDados.aspx>). Utilizando o dado reduzido foi possível transformar as cotas batimétricas em elevações do terreno, passo propedêutico a integração com dados topográficos e de aerolevanteamento. O controle de qualidade dos dados adquiridos com o ecobatímetro monofeixe foi realizado no Hypack, a mesma *suíte* software utilizada para a aquisição, já o controle do multifeixe foi realizado no pacote software PDS2000 da Reson.

A redução ao *datum* vertical de referência, neste caso para cota de 1000 metros sobre o nível do mar, utilizada como referência para o Lago Paranoá, é realizada inserindo a correção de nível na ferramenta *Tide Editor*. Nos dias em que o levantamento foi realizado com cota do lago acima de 1000 metros, a diferença foi descontada da profundidade para obter o valor reduzido; dados adquiridos quando o nível do lago estava abaixo da cota 1000 m tiveram o valor incrementado pela diferença entre a cota de referência e a cota observada. Após redução ao *datum* comum é possível juntar medidas realizadas em tempos diferentes, com diferentes elevações da superfície do lago.

O cálculo do volume e da superfície alagada em passos da cota 1000 do Lago Paranoá, foi realizada utilizando a técnica de integração trapezoidal do MDE, comumente adotada para

determinação do volume de estruturas geológicas (Slavinić & Cvetković, 2016). Neste trabalho utilizou-se a ferramenta “*Surface Volume*” por meio de código *Python* disponíveis no *ArcGis* 10.3. Para determinação da perda de volume e área foram utilizados recortes representativos (Figura 13) de cada um dos quatro braços do Lago Paranoá. Os recortes foram necessários para se estimar o assoreamento a partir de um volume inicial idêntico, de 14.000.000 m<sup>3</sup>, para cada um dos braços. E para analisar os níveis de assoreamento foram traçados perfis transversais.

**Figura 13** – Recortes representativos dos braços do Lago Paranoá



Com relação aos dados, deve-se destacar que os levantamentos realizados em 1960 e 1979 não foram executados com o objetivo de determinar a cota-área-volume do lago, mas sim, com a finalidade de gerar uma carta náutica para navegação na escala de 1:10.000 na parte central e 1:25.000 nos Braços pela DHN, em 1979, e na escala de 1:10.000 em 1960. É importante destacar que, em 1960 e 1979 os levantamentos cartográficos no DF não utilizavam uma rede geodésica de referência e que todo o processo de correção foi feito utilizando-se pontos homólogos entre as cartas antigas e os levantamentos mais modernos como as ortofotos de 1991, 2009 e 2016. Assim, foi possível realizar as correções com vistas a sua utilização no sistema de referência atual (SIRGAS 2000). Apesar disso, não é possível determinar com precisão o erro associado no processo de georreferenciamento.

Deste modo, estes dados devem ser usados com cautela e os resultados da comparação com os novos levantamentos, que foram realizados com tecnologias de última geração (multifeixe) e com densidade de informações compatíveis com a escala de 1:2.000 ou maior, não podem ser considerados como valores absolutos, mais sim como uma ordem de grandeza. Em especial, para o cálculo do volume e área inicial do lago, foram usados os dados batimétricos de 1960, data de enchimento do Lago, e o sistema de drenagem da carta planialtimétrica de 1958 recuperada do Acervo Histórico do DF. Inclusive estas cartas foram utilizadas pela DHN com referência para geração da carta Náutica. Esta integração propiciou a geração de um MDT mais realista como veremos mais à frente.

Apesar destas limitações, a integração dos modelos disponíveis (1960, 1979, 2009 e 2018) permitiu “recuperar” a tabela de cota-área-volume de 1960 (Anexo I). O segundo produto de grande importância, talvez o mais importante, para a gestão do lago foi a geração da cota-área-volume atualizado a partir da base topobatimétrica de 2018 (Ianniruberto & Roig et al., 2021).

#### 4.5. Estratigrafia e sedimentologia

A determinação da estratigrafia e sedimentologia das áreas acometidas pelo processo de assoreamento se deu por meio do levantamento dos perfis de sedimento, que variam de 56 cm a 449 cm, para posterior comparação com os resultados da evolução das áreas assoreadas. Foram utilizados os perfis anteriormente coletados por Ressa, 2016 e Araújo, 2012 e em amostragens recentes foram coletados 5 perfis, dois no braço do Riacho Fundo (figura 14a), um no braço do Ribeirão do Torto (figura 14b), um no Bananal e por fim no braço do Gama.

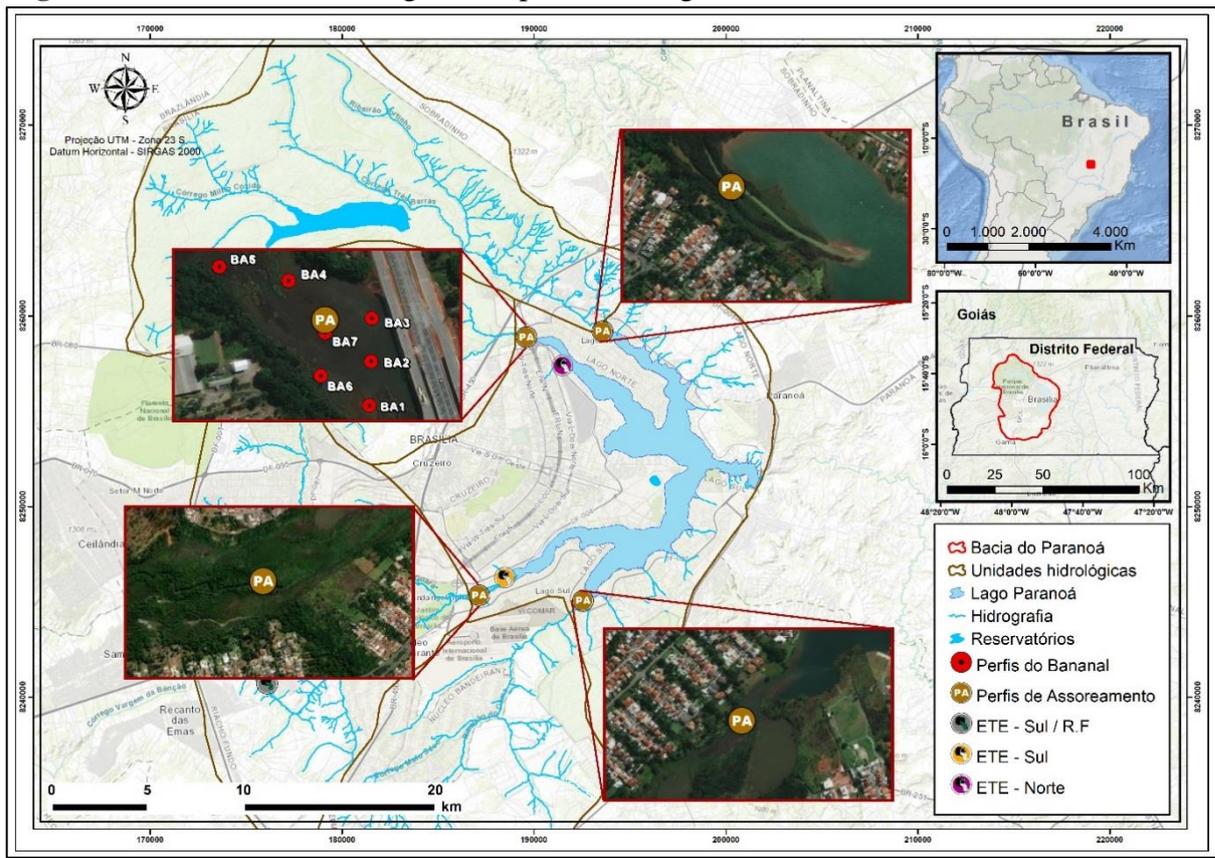
**Figura 14** - Perfil do Riacho Fundo (A); Perfil do Torto (B)



**\*base dos perfis amostrados**

Para definição dos pontos de amostragem (figura 15) foram utilizadas imagens históricas do Lago Paranoá (1964 – 2018). O levantamento dos perfis teve como finalidade a caracterização química e física dos materiais inconsolidados (estrutura, textura e espessura) a fim de identificar possíveis limites entre depósitos naturais e os depósitos antropogênicos.

**Figura 15 - Pontos de amostragem dos perfis estratigráficos**



Para a coleta dos testemunhos (figura 16) foi utilizado o perfilador do tipo *Core Sampler* da empresa Eijkelkamp com tubo de acrílico e martelo pneumático profissional (GSH 16-28) de 45 J (Joules) de potência, com objetivo de minimizar a compactação do material. Neste caso, a amostragem foi realizada com intervalos de 1m onde o material coletado ficou preservados em tubo de PVC de 50mm de diâmetro. Nos pontos onde o material era menos coeso a amostragem foi feita sobre uma coluna d'água superior a 50cm, os testemunhos foram realizados sem o auxílio do martelo hidráulico. Neste caso, foram utilizados tubos maiores (2 a 5m de comprimento) os quais foram vedados, após a perfuração, para evitar o escape do material pela base durante a remoção deste do leito do lago. Ainda com o tubo no local amostrado, mediu-se a espessura da lâmina d'água para posterior cálculo da espessura da coluna de sedimentos.

**Figura 16** - Coleta dos testemunhos – 2017



Após a coleta dos testemunhos o material foi acondicionado na vertical imediatamente após a chegada do campo e permaneceram em descanso por um período de 1 há 2 semanas a depender da quantidade de água nos sedimentos. Deste modo, após a secagem o processamento dos testemunhos consistiu no corte dos cilindros de acrílico, descrição das camadas (inspeção visual), composição e determinação das espessuras dos pacotes e preparação das amostras para as análises mineralógica e geoquímica.

Os perfis foram colocados na horizontal e cortando longitudinalmente com a utilização de serra elétrica portátil, apoiada em sistema construído artesanalmente (figura 17A). Destaca-se que, o sistema foi construído para que a serra, a medida do possível, não entrasse em contato com os sedimentos. Após o corte do tubo, os sedimentos foram cortados com o auxílio de um fio de nylon que atravessou longitudinalmente o perfil ao longo do tubo cortado. Deste modo, temos duas seções do perfil (figura 17C). Uma foi guardada para estudos futuros e a outra utilizada para este estudo. As amostras separadas para análise foram secas e desagregadas, por meio de gral de ágata.

**Figura 17** - Sistema construído para o corte dos testemunhos. (A) - Perfil de 1 m no suporte para corte; (B) Serra elétrica portátil (Makita) posicionada para a realização do corte; (C) Perfil de 1m exposto após o corte.

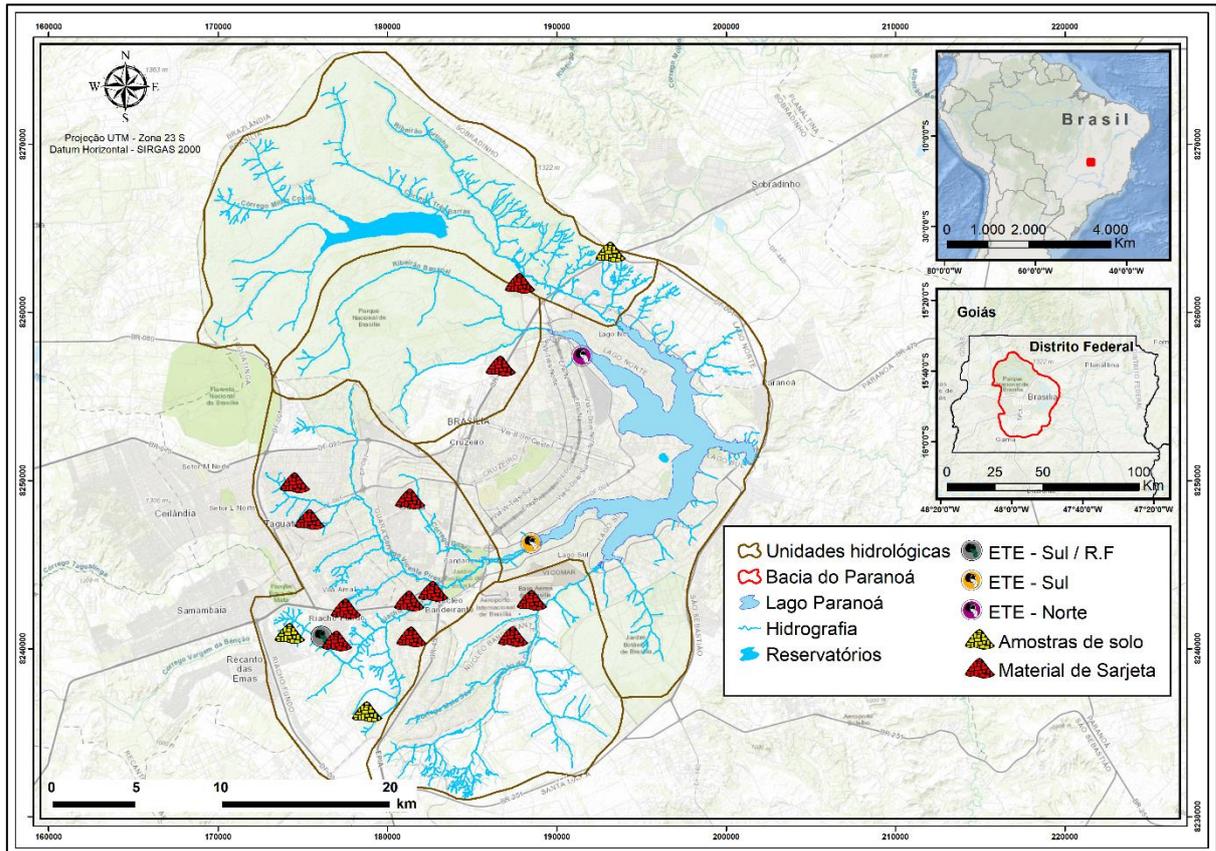


#### 4.6. Solos e Material de Sarjeta

O material de sarjeta corresponde aos resíduos acumulados na entrada ou dentro das bocas de lobo nas áreas urbanas. Quando ausente tais estruturas o material foi coletado junto ao meio fio das vias. A metodologia utilizada consistiu na coleta do material acumulado, conforme apresentado por Franz et al., (2014) e Dias (2017) utilizando pá não metálica. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos, selados logo após a coleta. Após cada coleta o material de amostragem era limpo para evitar possíveis contaminações.

A coleta do material proveniente de sarjetas foi realizada em setembro de 2017 em diversos pontos na Bacia do Paranoá. A amostragem priorizou a diversidade de padrões de uso e ocupação da terra, levando em consideração não apenas o adensamento, mas também o tipo de atividade desenvolvida em cada uma das áreas. Nesse sentido houve uma distribuição de pontos que contemplou áreas agrícolas, residenciais, com alto adensamento, baixo adensamento e áreas com presença de oficinas. Para definição dos locais de amostragem foi utilizado o mapeamento da morfologia urbana apresentado por Castro (2019). Já a amostragem de solo foi realizada em áreas representativas e o material amostrado corresponde as camadas superiores, até 10 cm de profundidade (figura 18).

**Figura 18 - Pontos de coleta de Material de Sarjeta e solos**

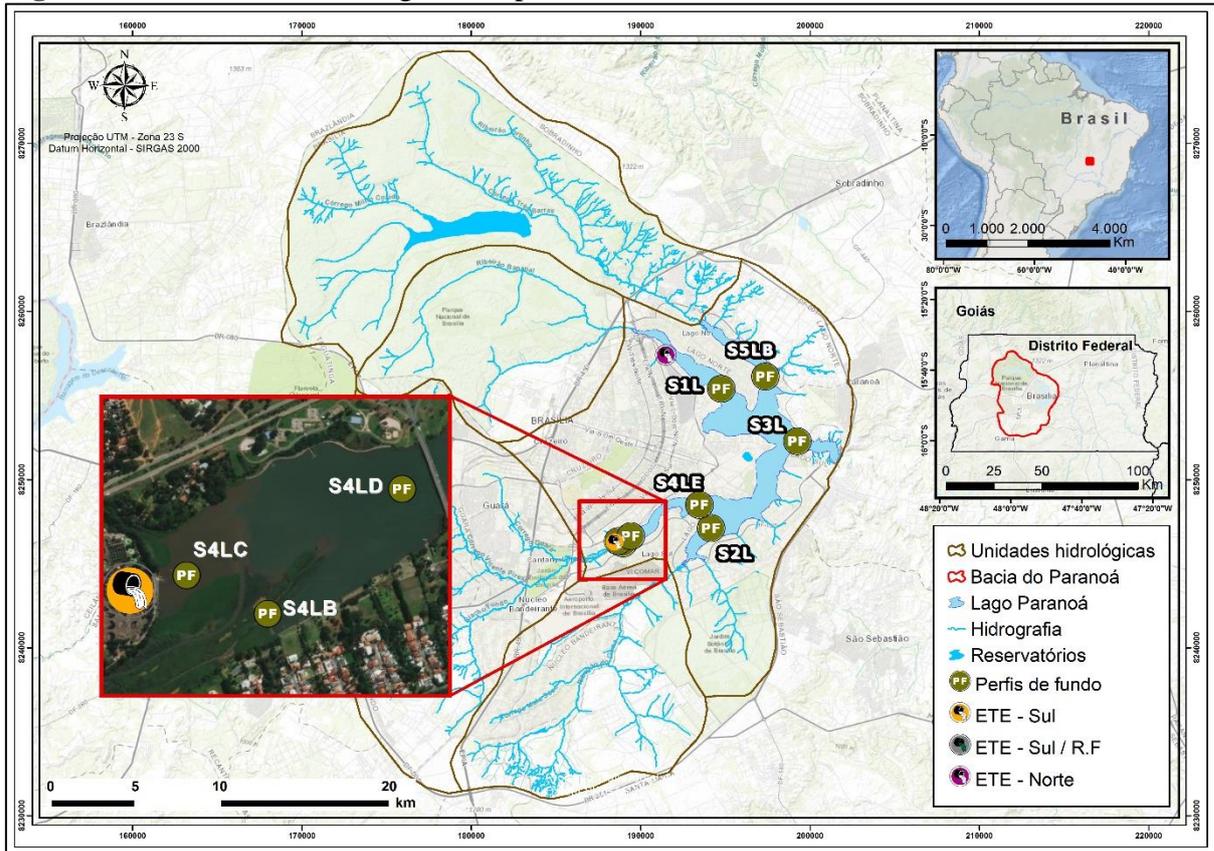


Após coleta o material foi levado para laboratório onde posteriormente foi deixado secando ao ar, peneirado a 2mm e desagregado, por meio de Gral de Ágata, em seguida foi separado aproximadamente 10 gramas de amostra, de cada um dos pontos, para realização das análises geoquímicas.

#### 4.7. Coleta de Perfis de Sedimento de Fundo

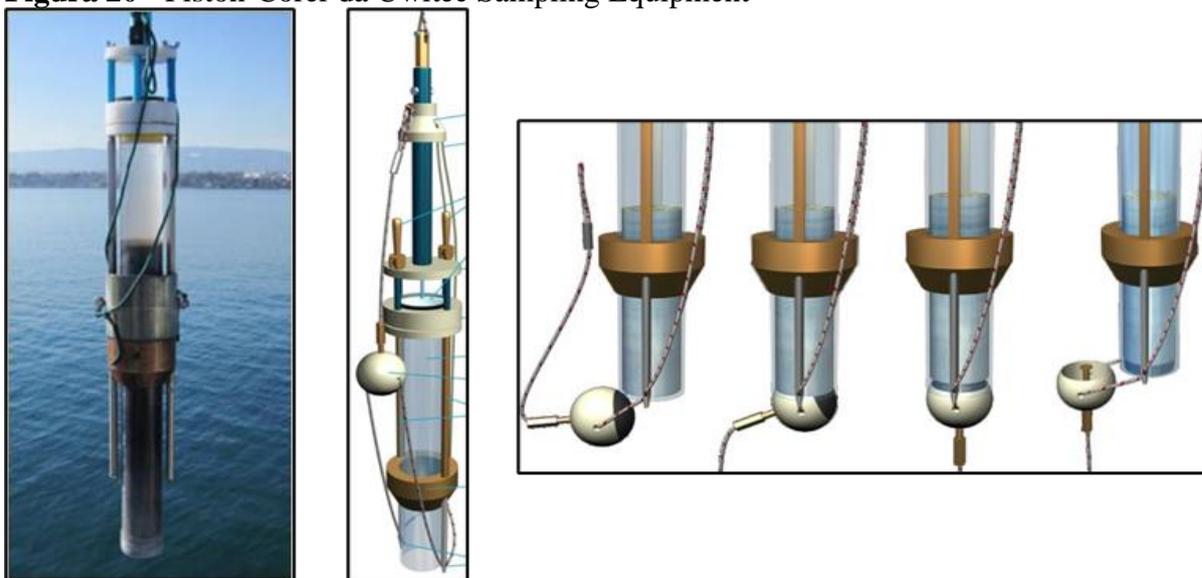
A definição dos locais de amostragem (figura 19) levou em consideração a existência prévia de duas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), no braço do Córrego Riacho Fundo e no Bananal. Os pontos restantes, braço do Ribeirão Gama, Torto e Meio do Lago foram selecionados para avaliar o comportamento dos elementos fora das zonas de lançamento de efluente.

**Figura 19 - Pontos de amostragem dos perfis de sedimento de fundo**



Os perfis de sedimento de fundo foram coletados por meio do *Piston-Corer* da *Uwitec Sampling Equipment*. O equipamento é capaz de coletar perfis de sedimento por meio de tubos de polietileno (10 cm de diâmetro por 50 cm de comprimento) (figura 20). As amostras utilizadas foram coletadas nos anos de 2016 e 2018, nos quatro braços do Lago Paranoá e no meio do mesmo.

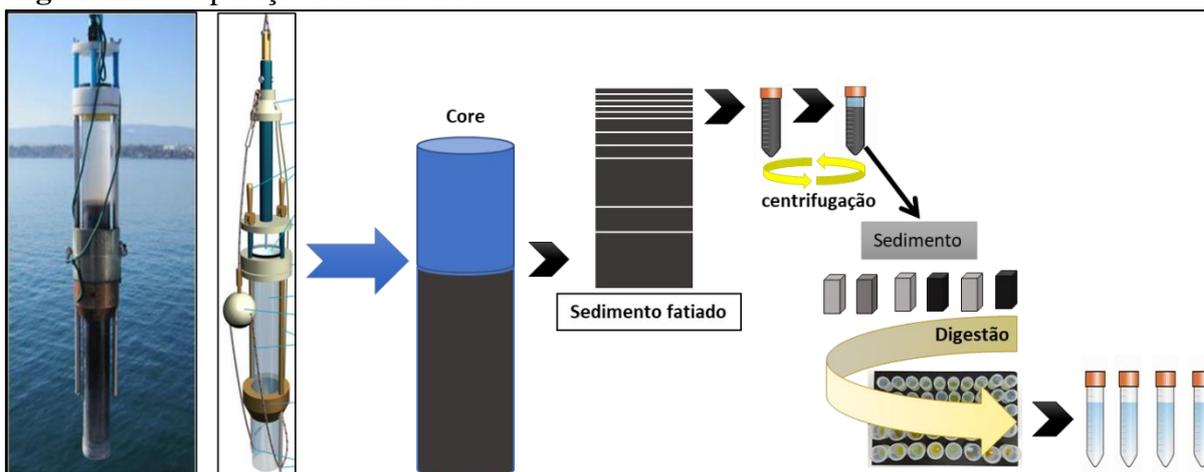
**Figura 20 - Piston-Corer da Uwitec Sampling Equipment**



Fonte: [www.uwitec.at](http://www.uwitec.at)

A preparação das amostras seguiu o método proposto por Dias (2017), onde após a coleta o material foi levado a laboratório e o sedimento foi fatiado utilizando um sistema de bombeamento hidráulico. O modelo esquemático (figura 21) apresenta de forma simplificada as fases de preparação da amostra.

**Figura 21 - Preparação de amostras**



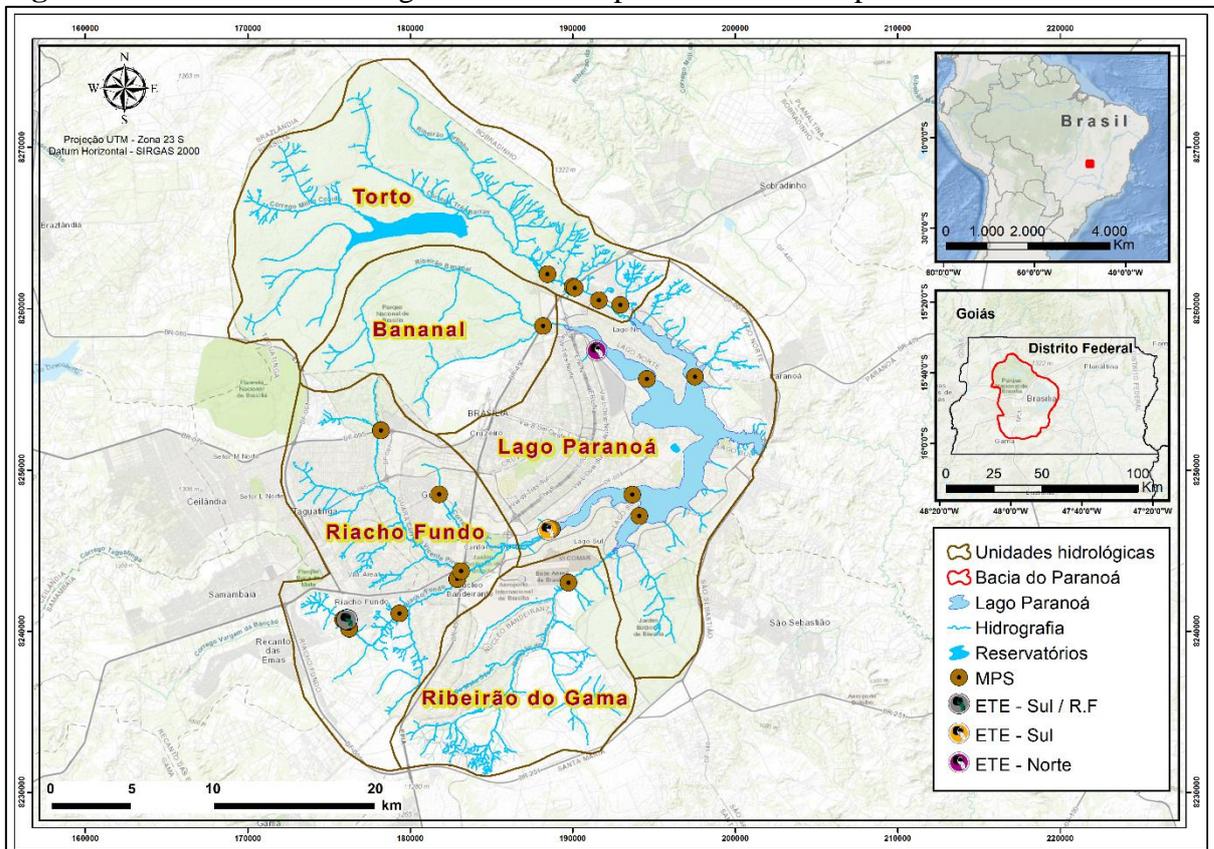
Para separar a água intersticial presente no sedimento os tubos foram levados à centrífuga durante 15 minutos em rotação de 3000 RPM. Após a separação da parte líquida do sedimento o material foi extraído por meio de seringas estéreis. O material preparado foi separado para análise de cátions por meio de *ICP-MS*. Para evitar qualquer contaminação das amostras todo o material utilizado, para preparação das amostras em laboratório, foi lavado com ácido (HCL 10% ou HNO<sub>3</sub> 10%) onde o material ficou em repouso por oito horas e posteriormente foram enxaguados com água ultrapura do tipo I em abundância.

#### 4.8. Coleta e preparação do Material Particulado em Suspensão (MPS)

Para realização da coleta foi utilizado frascos de polietileno, com capacidade de 2 litros, previamente lavados com solução ácida (HCL 10%). Os frascos ficaram em repouso em solução por 8 horas e posteriormente foram enxaguados com água ultrapura do tipo I em abundância. As amostras foram coletadas a uma profundidade média de 10 cm da superfície.

Os MPS foram coletados (figura 22) em locais que contemplam áreas com usos distintos primando pela possível identificação de fontes lançadoras oriundas de atividades antrópicas. Em áreas previamente identificadas como emissárias de efluente, Estações de Tratamento de Esgoto, foram coletadas amostras sempre a jusante e a montante do lançamento. Em áreas também identificadas com a existência em potencial para lançamentos irregulares foram coletadas amostras a montante e jusante.

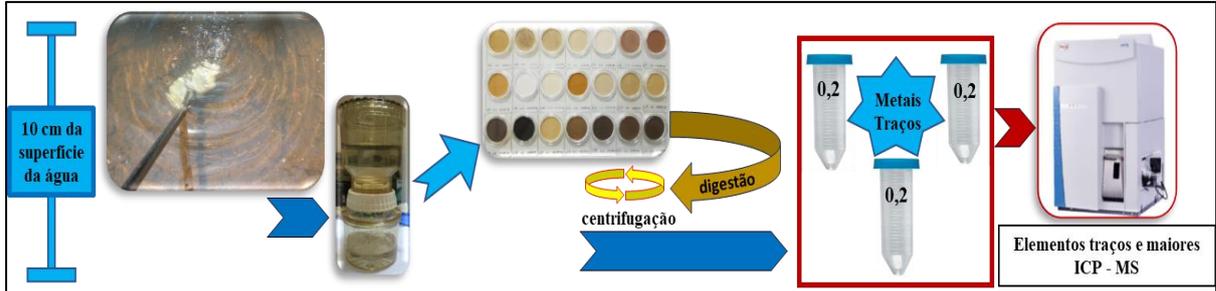
**Figura 22 - Pontos de amostragem de material particulado em suspensão**



No momento da coleta os frascos foram ambientados com água do ponto de coleta. Além dos procedimentos utilizados para minimizar qualquer contaminação ou interferência na amostragem foi utilizado uma garra com haste para que as amostras não fossem coletadas próximo da margem. Em laboratório as amostras foram filtradas em membranas de 0,22µm de

porosidade e armazenadas em tubos estéreis (figura 23). A partir dos filtros foi realizado novo procedimento para análise geoquímica dos mesmos.

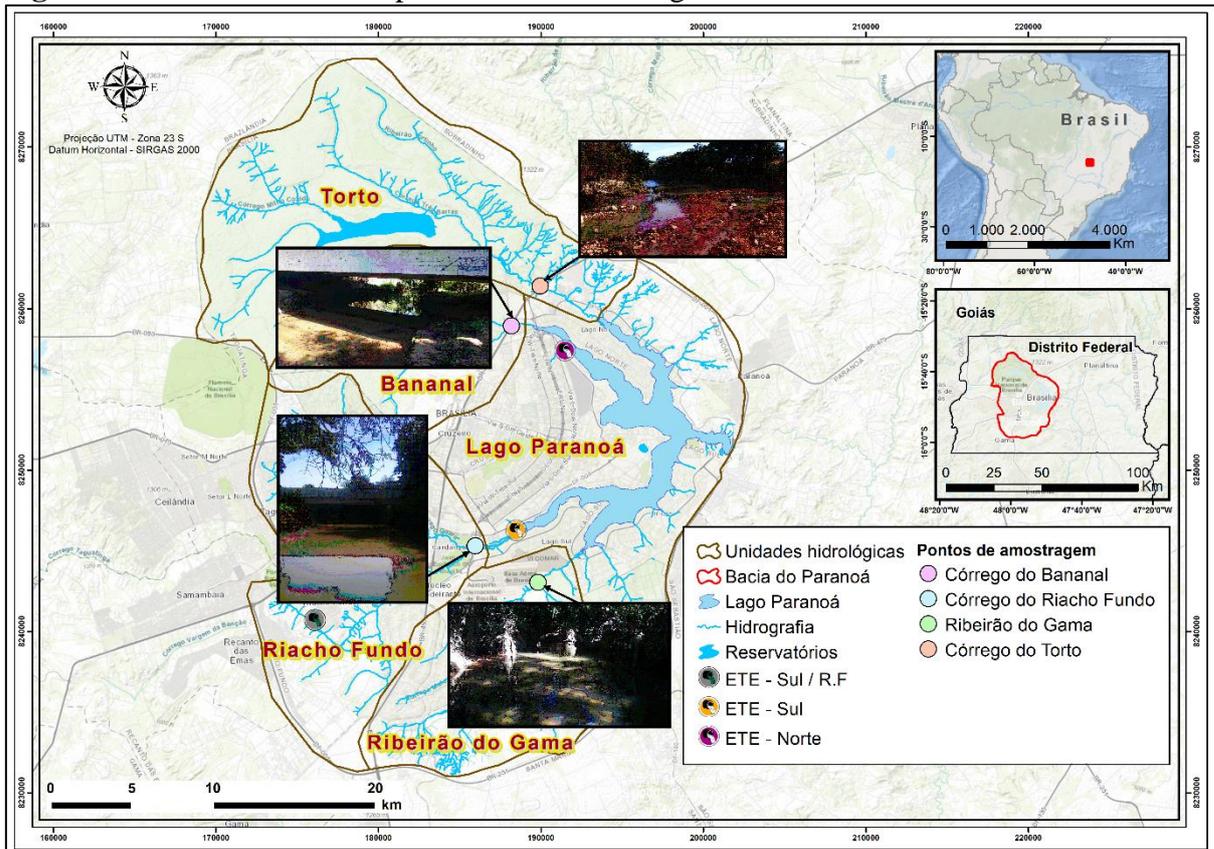
**Figura 23 - Coleta e preparação das águas superficiais**



#### 4.9. Determinação da mineralogia dos materiais sólidos coletados

A escolha dos pontos de coleta (figura 24) levou em consideração os quatro tributários do Lago Paranoá e as características relacionadas a ocupação do solo em cada um dos contribuintes. Além da amostragem nos tributários, foram utilizados dados referentes aos trabalhos de Dias (2017) e Aquino (2018), onde houve amostragem mais detalhada na bacia do Riacho Fundo.

**Figura 24 – Pontos de coleta para análise mineralógica**



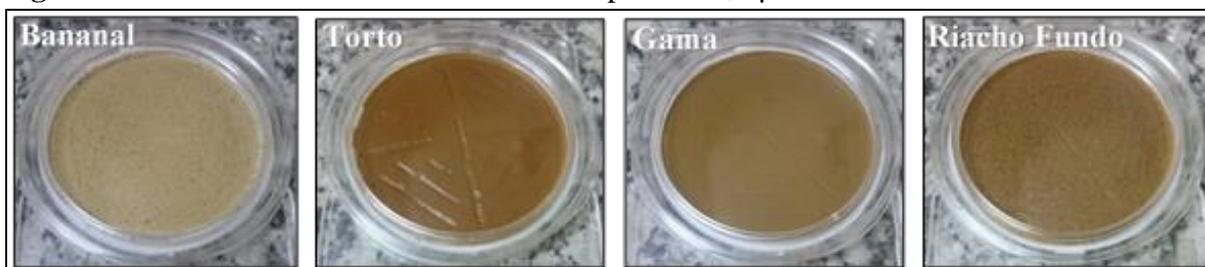
A coleta de amostras para definição da mineralogia dos tributários por meio do MPS foi realizada no período de estiagem, setembro de 2016. As coletas foram realizadas no mesmo dia e em cada um dos pontos foi coletado três litros de água. Os frascos utilizados foram preparados conforme o procedimento de coleta do Laboratório de Geoquímica e Água da UnB, isto é, lavagem com solução de ácido clorídrico 10% e posteriormente enxágue com água ultrapura do tipo I.

Após a coleta as amostras foram levadas ao Laboratório de Geoquímica e Água (LAGEQ), no Instituto de Geociências (IG) da Universidade de Brasília (UnB) para realização da etapa de filtração. O procedimento consistiu na separação da parte dissolvida da particulada por meio da filtração das amostras por meio de unidades de filtração com filtros Millipore® GF/F de 0,7  $\mu\text{m}$ . Posteriormente as amostras foram secas à temperatura ambiente para em seguida serem analisadas por meio de Difractometria de Raios-X (DRX).

A análise por DRX foi realizada no Laboratório de Raios-X IG/UnB, no difratômetro RIGAKU – ULTIMA IV, operando com tubo de cobre e filtro de níquel, sob 35 kV e corrente de 15 mA, velocidade da varredura de 2°/minuto, passos de 0,05°. As análises foram realizadas no intervalo 2 $\theta$  a 40° e o processo consistiu em três varreduras: uma da argila normal, com etileno glicol e por fim com glicerol.

O método utilizado foi o apresentado por Albers et al., (2002) com adaptações devido a especificidade das amostras. As amostras não foram aquecidas devido o processo ter sido realizado no próprio filtro de Millipore®, o mesmo utilizado no processo de filtração das amostras (figura 25).

**Figura 25** – Material retido nos filtros de Millipore de 0,7  $\mu\text{m}$



Após análise das amostras os difratogramas gerados foram interpretados e os minerais foram identificados, com apoio do *software* JADE 9.0 da MDI, que dispõem de rotinas de busca automática de picos e pesquisa de possíveis minerais no banco de dados PC-PDF (Powder Diffraction File – PDF para PC/ICDD).

#### **4.10. Determinação de C e N**

Os teores de C e N nas amostras de sarjeta, solos e sedimentos foram analisados no analisador CHNS (Vario Macro, Elementar Analysensysteme, Hanau). Existem diversos métodos para a determinação do teor de carbono orgânico, que se baseiam em princípios de combustão a seco e combustão úmida. O método por combustão via seca (analisador elementar – CHNS) é considerado uma referência mundial, e é eficiente na determinação de carbono e nitrogênio (Skejmstad; Taylor, 1999).

As amostras coletadas foram inicialmente deixadas secando ao ar, posteriormente peneiradas utilizando peneiras de 2mm de abertura e em seguida foram desagregadas, por meio de Gral de Ágata. Para análise foram separadas 50 mg de amostra, o material analisado foi envolvido em capsula de estanho para acelerar o processo de combustão. Com isso a amostra é totalmente queimada e em seguida os gases da sua combustão são analisados e os produtos são CO<sub>2</sub> para análise de C e NO para análise de N.

#### **4.11. Determinação da composição química e da especiação**

A determinação da composição química se deu por meio de dois processos, o primeiro por meio da digestão total o segundo por meio da Extração Sequencial e Seletiva. Em laboratório limpo, as amostras de sedimentos, solos e sarjeta assim como os MPS foram digeridas seguindo o protocolo abaixo, quadro 1, com mistura ácida (HF, HCl, HNO<sub>3</sub>) e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> em savilex® e utilização de chapa quente. A digestão total das amostras foi utilizada para definição da concentração total dos elementos.

**Quadro 1** – Protocolo de abertura de amostras em Savillex®.

ETAPA	PROCEDIMENTO
1	Pesar 0,1 g da amostra
2	Adição de 4 ml de HF + 1 ml de HNO <sub>3</sub> à 120 °C por 36 horas
3	Após a evaporação à 90 °C, adição de 3 ml de HCl + 1 ml de HNO <sub>3</sub> à 120 °C por 48 horas.  Após esta etapa, se ainda houver matéria orgânica não dissolvida, adiciona-se 2 ml de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> + 2 ml de HNO <sub>3</sub> à frio por 24 horas e mais 12 horas a 120 °C.  Se a dissolução total ocorrer passa-se para a etapa 4. Caso contrário, adiciona-se pequenas alíquotas de 0,5 ml de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> em chapa quente à 60 °C com cuidado e atenção para evitar o desprendimento de gases de forma vigorosa. Prossegue-se esta etapa até a completa eliminação da matéria orgânica.
4	Após evaporação à 90 °C, adição de 2 ml de HCl à 120 °C por 24 horas.
5	Após evaporação à 90 °C, adição de 1 ml de HCl à 120 °C por 8 horas.

Diferentemente da digestão total a especiação tem por finalidade determinar as frações disponíveis ou potencialmente biodisponível na fase sólida. Esta especiação pode ser determinada por técnicas direta ou indireta. A extração sequencial possibilita a determinação do conteúdo de elementos presentes nas diferentes frações componentes dos sedimentos (fração trocável, óxidos, sulfetos, matéria orgânica, silicatos) e, informações sobre mobilidade no sistema aquático e a biodisponibilidade para a biota (Raous et al., 2010; Garnier et al., 2009). As análises de especiação de metais podem ser usadas para compreender os efeitos prejudiciais de sua ocorrência em águas e sedimentos, avaliar seu potencial de mobilidade no meio ambiente.

Para análise da especiação dos metais traços dos sedimentos foi utilizado o procedimento de extração sequenciais e específicas. A instituição europeia *Bureau Communautaire de Référence* (BCR) padronizou o procedimento para extração sequencial o qual tem sido utilizado em diversos trabalhos (Gardolinski et al., 2002; Kartal et al., 2006). Conceitualmente, os metais (ou elementos) contidos em um material sólido podem ser fracionados em formas geoquímicas específicas, e podem ser seletivamente extraídos pelo uso de reagentes apropriados. O protocolo BCR utiliza agentes específicos em quatro etapas para análise de elementos-traço nas frações: trocável para determinação de espécies solúveis e carbonatos; reduzível para determinação das espécies ligadas aos óxidos de ferro e manganês;

oxidável para determinação das espécies associadas à matéria orgânica e sulfetos; e residual para dissolver metais-traço retidos na estrutura cristalina do mineral (Mossop e Davidson, 2003). Dentre os vários protocolos existentes na literatura, aquele proposto pela Comunidade Europeia tem sido amplamente utilizado e validado por materiais de referência (Quadro 2).

Por fim para a determinação dos cátions e traços e os elementos terras raras foi utilizado o ICP-OES 5100 dual view e ICP-MS (Q-Thermo Scientific, EUA) do Laboratório de Geoquímica da Universidade de Brasília e HSM Montpellier.

#### Quadro 2 – Protocolo de extração sequencial

Protocolo de extração sequencial de metais*		
Etapa	Fração	Condições de extração do material sólido
1	Trocável + Carbonática	CH <sub>3</sub> COCH 0.11 mol L <sup>-1</sup> , agitação por 16 horas
2	Redutível/Associada a óxidos/hidróxidos de Fe e Mn	NH <sub>2</sub> OH.HC 0.5 mol L <sup>-1</sup> , pH = 1.5; agitação por 16 horas
3	Oxidável – Associada a matéria orgânica e sulfetos	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 8.8 mol L <sup>-1</sup> ; aquecimento a 85 °C; 1 h; Adição de CH <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub> 1 mol L <sup>-1</sup> , pH = 2
4	Residual (aluminossilicática)	Água régia (HCl/HNO <sub>3</sub> , 3:1) *+HF

\*Protocolo de extração sequencial de metais propostos pela Comunidade Europeia (material de referência certificado BCR 701) modificado

#### 4.12. Análise dos dados geoquímicos

A porcentagem de perda por ignição (LOI) foi obtida pela perda de matéria orgânica e sólidos voláteis em mufla a 1000 ° C usando o método gravimétrico (Heiri et al. 2001) e a qualidade dos metais presentes nos sedimentos foi avaliada com base em níveis de referência propostos por diversos órgãos, como a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - USEPA (Thomas, 1987), as Diretrizes Canadenses de Qualidade de Sedimentos para a Proteção da Vida Aquática e o Ministério do Meio Ambiente (CCME, 2003; CONAMA 454-11 / 2012).

Para avaliar os riscos associados a alguns elementos do sedimento, foi calculado o Fator de Mobilidade (FM) a partir das frações F1 e F2, que podem sofrer maiores alterações devido às mudanças de pH e Eh. A equação utilizada foi a proposta por Sahuquillo et al., (2003), conforme a equação modificada 1, que consiste na avaliação das frações que apresentam maior potencial de disponibilidade ao meio ambiente.

### **Equação 1 - Fator de Mobilidade**

$$FM = (F1 + F2) / (F1 + F2 + F3 + F4) \times 100$$

Para a interpretação do conjunto de dados amostrais, foram utilizadas ferramentas como estatística descritiva (média, mediana e desvio padrão) e análise multivariada (análise dos componentes principais - ACP) por meio da ferramenta *XLSTAT* presente no software *Excel*. A abordagem multivariada com análise de componentes principais (PCA) com rotação varimax foi utilizada para reduzir o número de variáveis sem perder a significância entre elas (Mulholand et al., 2012).

Para os metais Zn, Ni, Cr, Cu e Sr, foi calculado o Fator de Enriquecimento (EF) normalizado por Th (Equação 2), que parametriza os efeitos adversos que podem ocorrer no ambiente aquático (Macdonald et al., 2000; Sutherland 2000).

### **Equação 2 - Fator de Enriquecimento**

$$FE = (Mt / Th) \text{ amostra} / (Mt / Th) \text{ ref.}$$

Onde (Mt / Th) amostra e (Th / Mt) ref. são a razão de concentração na amostra de sedimento e na amostra de referência (fundo), respectivamente. Os valores de referência foram os propostos por Moreira e Boaventura (2003). Valores de FE abaixo de 2 não indicam poluição antropogênica, entre 2 e 5 representam poluição moderada, valores entre 5 e 20 indicam poluição significativa e entre 20 e 40 a poluição é considerada alta (Andrews e Sutherland 2004). Para comparar o conjunto amostral, dada as variações granulométricas das amostras analisadas, foi realizada normalização por meio de um elemento conservador, o Al (Sakan et al., 2010).

## **5. Artigo I – Avaliação Espaço Temporal do Assoreamento do Lago Paranoá – Distrito Federal / Brasil**

### **5.1. Introdução**

Com o crescimento da população mundial, aumentou-se a pressão sobre os recursos hídricos, gerando assim, uma maior preocupação em manter a oferta em quantidade e qualidade suficiente (ONU-BR, 2017). Entre os desafios para a gestão dos recursos hídricos, podemos destacar a manutenção dos reservatórios como sendo uma das tarefas difíceis a se realizar, principalmente os localizados em áreas urbanas, devido as pressões sofridas pelas atividades antrópicas. Atividades que podem gerar prejuízo, devido a processos de contaminação e perda de seu volume, ocasionado pelo assoreamento. O assoreamento se dá devido a perda do solo na bacia de contribuição, ocasionando a perda de volume nos reservatórios (Alam, 1999; Davis e Foz, 2009; Kim et al., 2014; Alemu, 2016) além de poder levar a alterações na biota aquática (Jordão et al, 1997), devido a qualidade dos sedimentos depositados. Tais alterações na qualidade está associada as características das áreas fonte (Johnsson, 1993) e pode potencializar os problemas devido a alterações químicas (Gioia et al, 2006; Abessa et al, 2008; Franz et al, 2013).

Alterações nos padrões de uso e cobertura da terra tem contribuído para o aumento nas taxas de assoreamento, que vem crescendo mais rápido que a capacidade de implementação de novos reservatórios (Sumi e Hirose, 2009; Schleiss & De Cesare, 2010). Essas taxas chegam a apresentar quantidades maiores do que se levaria centenas de anos, sob condições naturais, para se produzir (Simões & Coiado, 2001). As alterações de ambiente, lacustres para fluviais, podem ainda impactar diretamente a capacidade de regulação do fluxo prejudicando com isso a navegação, abastecimento de água para população e produção de energia (Morris e Fan, 1998; Brandt, 2000). Esses problemas fazem com que estudos voltados para mitigação dos processos de assoreamento sejam necessários para a manutenção dos reservatórios já implantados e manutenção das atividades econômicas e características ambientais existentes nesse sistema.

Em regiões com períodos secos prolongados, como o caso do Planalto do Centro-Oeste brasileiro, a manutenção dos reservatórios é vista de forma estratégica para manutenção das características ambientais e atividades econômicas. Nesse sentido o assoreamento tem sido tratado como um desafio na gestão das águas, visto que, reservatórios em estágio avançado de assoreamento tem sua recuperação dificultada, devido a carência de informações sobre o quanto

do volume original foi perdido. Assim é comum que a dragagem dos sedimentos seja vista como uma alternativa para estágios mais críticos. Porém a dragagem, sem a mitigação dos processos que alteram o ciclo hidrossedimentológico da bacia, pode acabar sendo uma medida temporária e de pouco efeito. Estudos anteriores já demonstraram que na região central do Brasil as alterações no uso e cobertura do solo resultaram em aumento de processos erosivos (Chaves *et al.* 1996, Valentin, 2008), mudança na qualidade das águas superficiais (Moreira & Boaventura, 2003; Carmo *et al.*, 2005; Echeverria, 2007), perda da vegetação nativa (Falcomer, 2001 e Menezes, *et al.* 2010) e assoreamento dos corpos hídricos (Bicalho, 2006; Roig *et al.*, 2010).

O Lago Paranoá, localizado em Brasília – no Distrito Federal (DF), capital do Brasil, ao longo de sua história foi afetado pelas diversas fases de expansão urbana ocorridas em sua bacia, resultantes dos processos de desenvolvimento do DF. Essas alterações ocasionou a perda de qualidade das águas do Lago Paranoá, na década de 80, e perda de volume, sendo necessário estudos batimétricos para determinar a real taxa de assoreamento e perda de volume. Apesar da visível perda de área do lago Paranoá, em parte devido as ocupações das margens, e consequentemente perda de volume, ainda existe uma lacuna no conhecimento de como o processo evoluiu e quais foram os períodos de maior intensidade. Estudos como o de Higgins *et al* (2007), que serve de modelo, onde se avaliou a sedimentação entre os anos de 1978 a 2000 em reservatórios da região de São Francisco/Califórnia nos EUA não são frequentes no Brasil, devido a limitação de dados disponíveis. A existência de dados dispersos e de fontes distintas, desde a década de 60 do Lago Paranoá torna-se um caso raro uma vez que permite uma reconstrução da evolução do processo de assoreamento (Gomez *et al.*, 2015), até os dias atuais. Nesse sentido o trabalho tem por objetivo avaliar a evolução do assoreamento, por meio da análise de perfis sedimentares coletados, e dados batimétricos e sua comparação com os dados da evolução histórica do uso e cobertura do solo das sub-bacias, a fim de avaliar o real impacto gerado no lago Paranoá.

## **5.2. Materiais e Métodos**

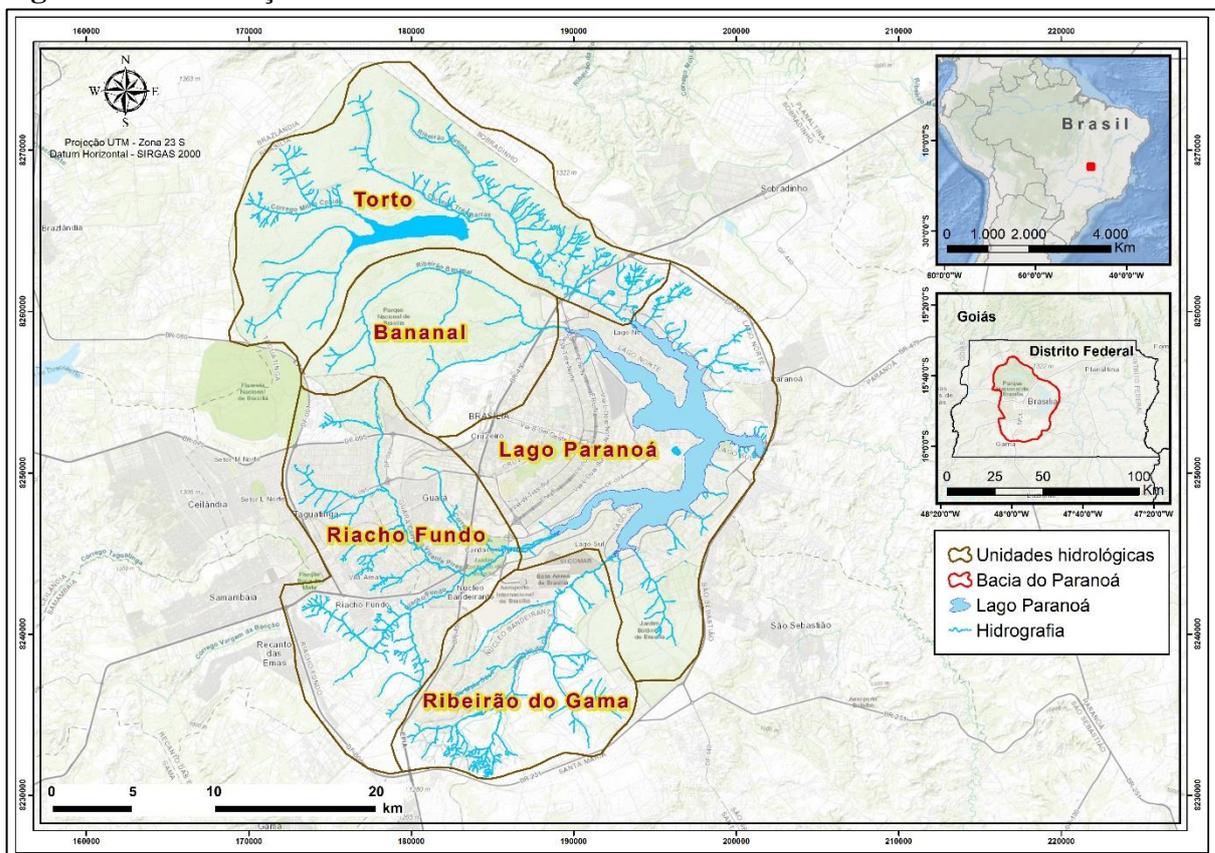
### **5.2.1. Área de estudo**

A bacia hidrográfica do Lago Paranoá, localizada na região central do Distrito Federal, com uma população em torno de 3 milhões de habitantes e um crescimento em torno de 2,6% (IBGE, 2018), figura 1, entre as latitudes 15°35' e 15°59' ao sul e longitudes 47°47' e 48°05' a oeste. Seu solo é composto predominantemente por Latossolos, seguido por Cambissolos, Gleissolos, Neossolos Quartzarênico, Plintossolos e Nitossolos (Gonçalves, 2007). Criado com

o objetivo de aumentar a umidade do ar e gerar energia (França et al., 1964), o Lago Paranoá é resultante do represamento, em 1959, do rio Paranoá que possui como principais afluentes os Ribeirões do Gama, Bananal, Torto e o Córrego do Riacho Fundo.

O crescimento populacional atrelado as alterações no uso e ocupação da terra fez com que o lago sofresse pressões cada vez mais intensas. Já nos primeiros anos após o fechamento das comportas e enchimento o lago passou a receber esgoto (Alves et al., 1988; Burnett et al., 2001; Angelini et al., 2008) o que elevou as concentrações de fósforo e levou ao surgimento de cianobactérias *Microcystis aeruginosa* no Braço do Riacho Fundo (BRF). Considerado um dos principais tributários do Lago Paranoá o braço do Riacho Fundo apresenta a maior contribuição de sedimentos para o lago (Aguiar, 2015; Menezes, 2010; Aquino et al., 2018) além de apresentar um histórico de ocupação irregular presente em sua bacia (Menezes et al., 2010; Castro et al., 2019), principalmente nas áreas de Vicente Pires e Riacho Fundo.

**Figura 1** – Localização da área de estudo



Fonte: adaptado de Ferrante et al., (2001).

### 5.2.2. Levantamento topobatimétrico

O procedimento se deu em duas etapas, a primeira referente a digitalização da drenagem original, período anterior ao lago, por meio de ortomosaico gerado a partir das fotografias aéreas

de 1958 utilizando a metodologia proposta por Rego (2019) e digitalização das cartas batimétricas analógicas (1960 e 1979), que foram realizados em escalas de 1:25.000 e 1:10.000. Na segunda etapa os levantamentos, 2009 e 2018, foram realizados em escala de 1:2.000, pelo Instituto de Geociências da Universidade de Brasília (Pires e Ianniruberto, 2008; Roig, et al 2021).

Para o georreferenciamento das cartas, de 1958 a 1979, foi utilizando o software *ArcGis* 10.3, por meio de pares de coordenados originais com o uso de pontos de controle. O polinômio de transformação utilizado foi o de 1ª ordem, *Affine*, e para a interpolação o método *bi cúbico*. As cartas foram projetadas para o Sistema Cartográfico do Distrito Federal (SICAD), utilizando pontos de controle e os marcos disponíveis no local. Por fim foram projetadas para SIRGAS 2000. Todo o processo de digitalização dos dados de 1958 a 1979 se deu no software *ArcGis*.

A geração dos MDTs de 1960 e 1979 se deu por meio dos dados digitalizados (pontos topo batimétricos, drenagem e curvas de nível) utilizando o algoritmo *ANUDEM* (Hutchinson, 1989) implementado no *ArcGis* por meio da ferramenta *topo to raster*. A geração do modelo topobatimétrico recentes (2018), se deu pela integração dos dados de profundidade coletadas com sonar mono e multifeixe (Ianniruberto e Roig, 2021), e os dados topográficos adquiridos com a utilização de LIDAR (TERRACAP, 2018), após redução ao datum horizontal SIRGAS 2000 e datum altimétrico Imbituba.

As cotas batimétricas para as cartas 1960 e 1979, foram reduzidas a cota 1000 m do Lago utilizando as leituras do nível da régua instalada próximo a barragem do LP e disponíveis no site da ANA (<http://gestorpcd.ana.gov.br/exportarDados.aspx>). Utilizando o dado reduzido as cotas batimétricas foram transformadas em elevações do terreno. A redução ao *datum* vertical de referência, neste caso para cota de 1000 metros sobre o nível do mar, utilizada como referência para o Lago Paranoá, é realizada inserindo a correção de nível na ferramenta *Tide Editor*. Nos dias em que o levantamento foi realizado com cota do lago acima de 1000 metros, a diferença foi descontada da profundidade para obter o valor reduzido; dados adquiridos quando o nível do lago estava abaixo da cota 1000 m tiveram o valor incrementado pela diferença entre a cota de referência e a cota observada.

O cálculo do volume e da superfície alagada em passos da cota 1000 do Lago Paranoá, foi realizada utilizando a técnica de integração trapezoidal do MDE, comumente adotada para determinação do volume de estruturas geológicas (Slavinić & Cvetković, 2016). Neste trabalho utilizou-se a ferramenta “*Surface Volume*” por meio de código *Python* disponíveis no *ArcGis* 10.3. Para determinação da perda de volume e área foram utilizados recortes representativos de

cada um dos quatro braços do Lago Paranoá e para determinação dos níveis de assoreamento foram traçados perfis transversais.

É importante destacar que em 1960 e 1979 os levantamentos cartográficos no DF não utilizavam uma rede geodésica de referência e que todo o processo de correção foi feito utilizando-se pontos homólogos entre as cartas antigas e os levantamentos mais modernos como as ortofotos de 1991, 2009 e 2016. Assim, foi possível realizar as correções com vistas a sua utilização no sistema de referência atual (SIRGAS 2000). Apesar disso, não é possível determinar com precisão o erro associado no processo de georreferenciamento.

### **5.2.3. Coleta e análise dos perfis estratigráficos**

O estudo foi realizado com base nos perfis anteriormente coletados por Ress (2016) e Araújo (2012) e em amostragens recentes. Para definição dos pontos de amostragem foram utilizadas imagens históricas do Lago Paranoá (1964 – 2018). O levantamento dos perfis teve como finalidade a caracterização física dos materiais inconsolidados (estrutura, textura e espessura) a fim de identificar possíveis limites entre depósitos naturais e os depósitos antropogênicos. Para a coleta dos testemunhos (figura 2) foi utilizado um perfilador do tipo *Core Sampler* da empresa Eijkelkamp com tubo de acrílico e martelo pneumático profissional (GSH 16-28) de 45 J (Joules) de potência, com objetivo de minimizar a compactação do material.

**Figura 2** – Sistema de amostragem (*Core sampler*). (A) Sistema preparado para coleta; (B) Encaixe da “aranha” no tubo para evitar perda de amostra; (C) tubo de acrílico de amostragem com 50mm de diâmetro; e (D) detalhe da boca do tubo.

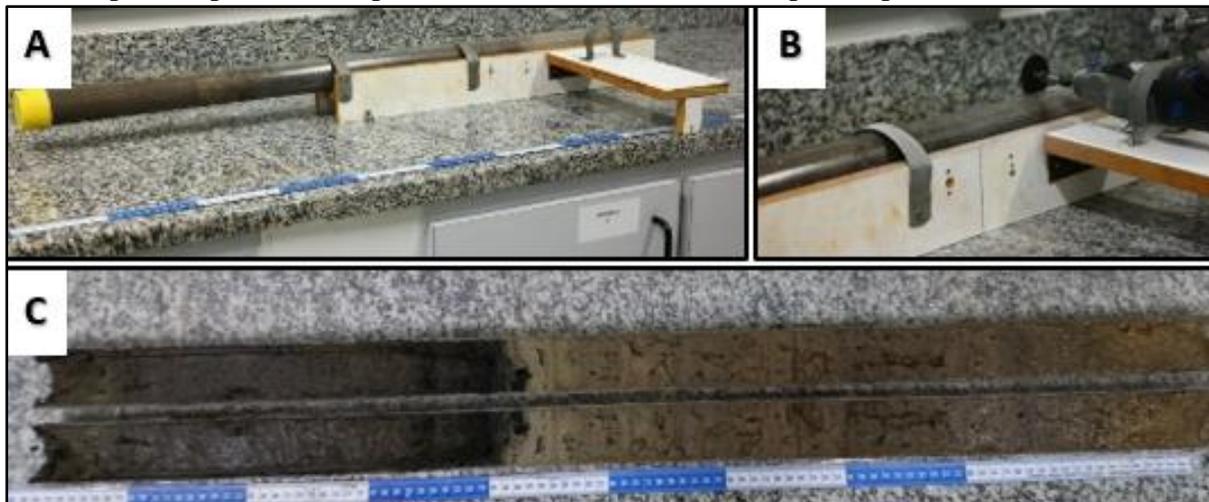


A amostragem foi realizada com intervalos de 1m e o material coletado ficou preservados em tubos de PVC de 50mm. Nos pontos onde o material era menos coeso a amostragem foi feita sobre uma coluna d'água superior a 50cm, os testemunhos foram amostrados sem o auxílio do martelo hidráulico. Neste caso, foram utilizados tubos maiores (2 a 5m de comprimento) os quais foram vedados, após a perfuração, para evitar o escape do material pela base durante a remoção deste do leito do lago. Ainda com o tubo no local amostrado, mediu-se a espessura da lâmina d'água para posterior cálculo da espessura da coluna de sedimentos.

Após a coleta o material foi acondicionado verticalmente e permaneceram em descanso por um período de 1 há 2 semanas, a depender da quantidade de água presente nos sedimentos. Após a secagem o processamento dos testemunhos consistiu no corte dos cilindros de acrílico, descrição das camadas, composição e determinação das espessuras dos pacotes. Os perfis foram cortados longitudinalmente com a utilização de sistema construído (figura 3). O sistema foi construído para que a serra, a medida do possível, não entrasse em contato com os sedimentos. Após o corte do tubo, os sedimentos foram cortados com o auxílio de um fio de *nylon* que

atravessa longitudinalmente o perfil ao longo do tubo cortado. Deste modo, temos duas seções do perfil (figura 3C). As amostras separadas para análise foram secas e desagregadas, por meio de gral de ágata.

**Figura 3** - Sistema para corte dos testemunhos. (A) - Perfil no suporte para corte; (B) Serra elétrica portátil posicionada para o corte; (C) Perfil de 1m exposto após o corte.



A determinação estratigráfica e sedimentológica das áreas acometidas pelo assoreamento foram analisadas por meio do levantamento de perfis coletados em cada um dos quatro braços do Lago Paranoá e interpretados com base na descrição granulométrica proposta por Wentworth (1992) e interpretadas com auxílio de fotos aéreas, disponíveis no Geoportall da Secretária de Desenvolvimento Urbano e Habitação (SEDUH) do Distrito Federal. Os resultados dos perfis foram posteriormente comparados com a evolução e assoreamento do Lago Paranoá.

#### **5.2.4. Evolução temporal do uso e cobertura da terra**

A análise da evolução do uso e cobertura da terra se deu com base nos dados de Menezes et al. (2010) e adaptação da legenda dos dados de Costa (2019). As áreas faltantes no mapeamento de 2016 foram complementadas por meio da vetorização de imagens Pleiades, fornecidas pela Terracap - Companhia Imobiliária de Brasília. Após compilação e reclassificação dos dados foi realizada análise topológica, com a ferramenta *Topology* no *ArcGis* 10.3, a fim de conferir possíveis sobreposições e vazios entre os polígonos.

### **5.3. Resultados e Discussões**

Os resultados apresentados a seguir foram obtidos a partir da análise das fotos aéreas históricas (1953 e 58), da série de dados batimétricos (1960, 1979, 2009 e 2018) e dos perfis

estratigráficos coletados e compilados. Com vista a facilitar o entendimento da possível relação entre a evolução do assoreamento do Lago Paranoá e as taxas de urbanização das suas bacias de contribuição, os resultados serão apresentados a seguir em duas partes. A primeira parte tratará das condições atual do lago (2018), da variabilidade da cota-área-volume baseado na série histórica, de modo a estimar a perda de capacidade de armazenamento do reservatório/lago. Em seguida, iremos avaliar o padrão de assoreamentos dos 4 braços (áreas de remanso) do lago, com destaque para o Braço do Riacho Fundo, o qual sofreu a maior perda tanto em volume como em área, e a relação entre o processo de assoreamento e o padrão de urbanização de cada sub-bacia.

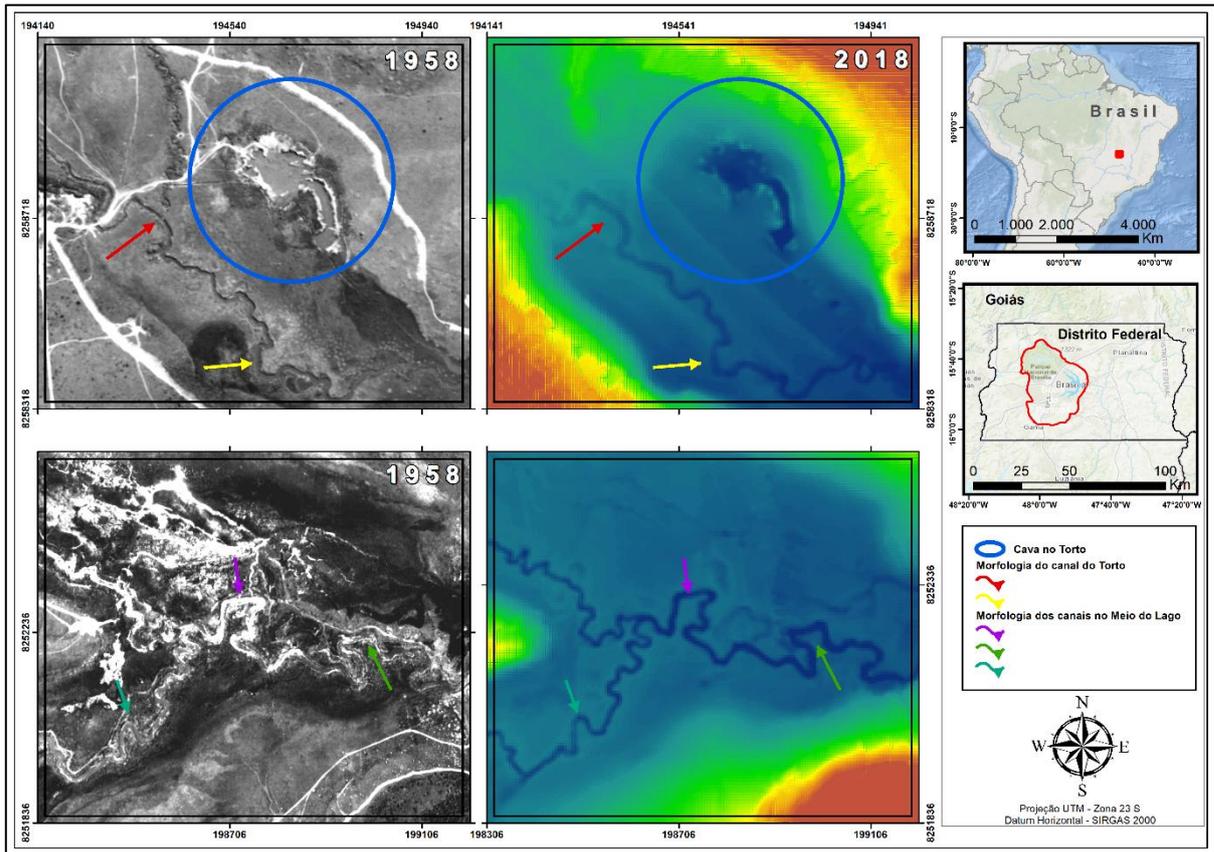
### **5.3.1. Situação atual e evolução do assoreamento do Lago Paranoá**

A partir do levantamento com multifeixe de 2018 (Ianniruberto & Roig, 2021) integrado com o levantamento com LIDAR (Terracap, 2018), obteve-se o novo mapa topobatimétrico do Lago Paranoá. Com base neste modelo do fundo do lago, foi possível atualizar a curva cota-área-volume, tendo como referência a cota geodésica 955,3m (profundidade máxima). Deste modo, o volume total do lago para a cota máxima (1000,80m) é de 484.280.000 m<sup>3</sup>, e o volume útil (entre as cotas 999,8 e 1000,8m) é de aproximadamente 37.290.000 m<sup>3</sup>.

A presença do leito do Rio Paranoá e seus afluentes, como as que ocorrem na região do braço do Torto e na parte central do lago, idêntico as feições fluviais observadas nas ortofotos áreas de 1958, bem como as intervenções antrópicas, como as escavações no braço do Torto (Figura 4), demonstram a baixa taxa de deposição destas regiões.

Neste contexto, diferentemente do senso comum, que acreditava que o lago passou por um forte processo de assoreamento, o novo modelo topobatimétrico de 2018, demonstrou que a maior parte do substrato do lago (cerca de 92%) ainda apresenta as feições morfológicas originais anteriores ao enchimento do lago.

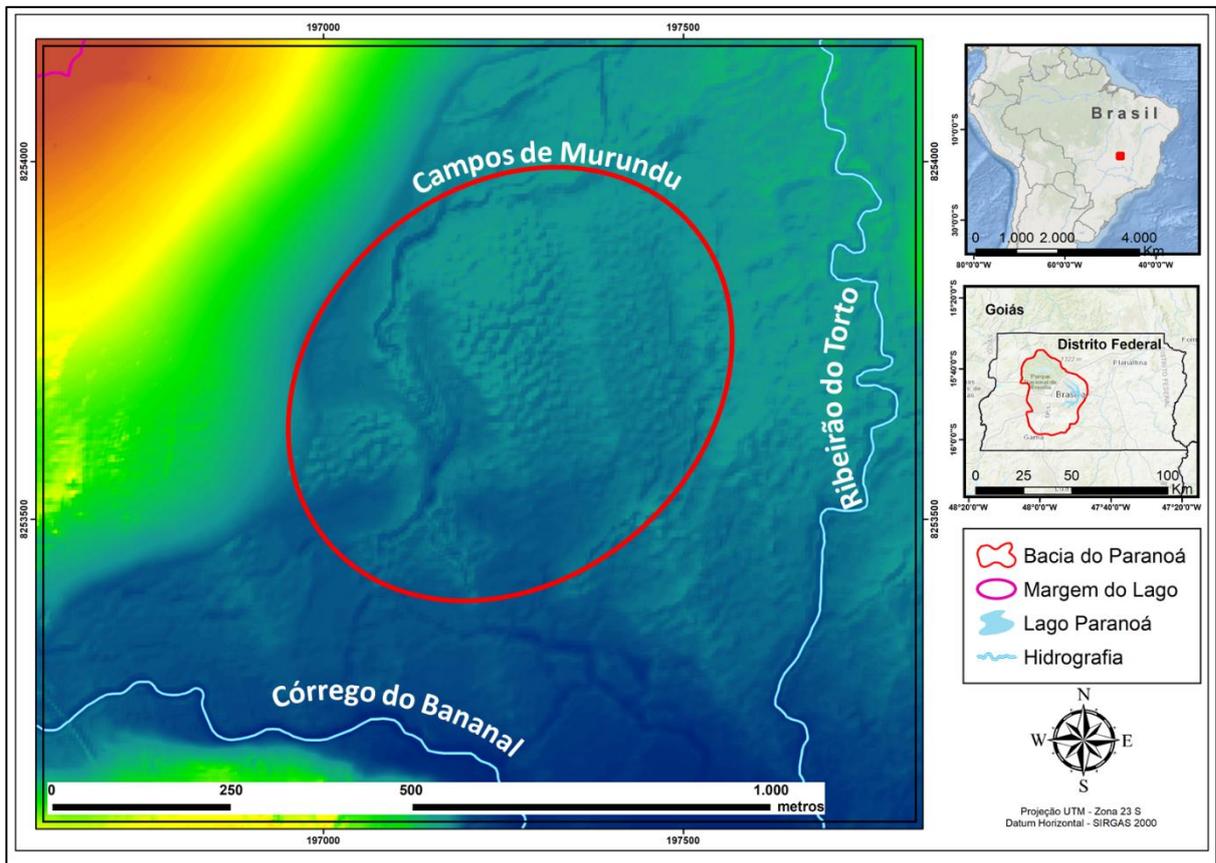
**Figura 4** – Padrões morfológicos preenchimento encontrados no fundo do lago para.



Outras feições naturais ainda podem ser identificadas, como campos de murundus (Figura 5), este fato é corroborado pelo estudo de Dias (2017), que avaliou as características geoquímicas do substrato do lago e identificou que, para os pontos amostrados na parte central e nos braços do Lago, os sedimentos depositados não devem ser superiores a 50cm de espessura.

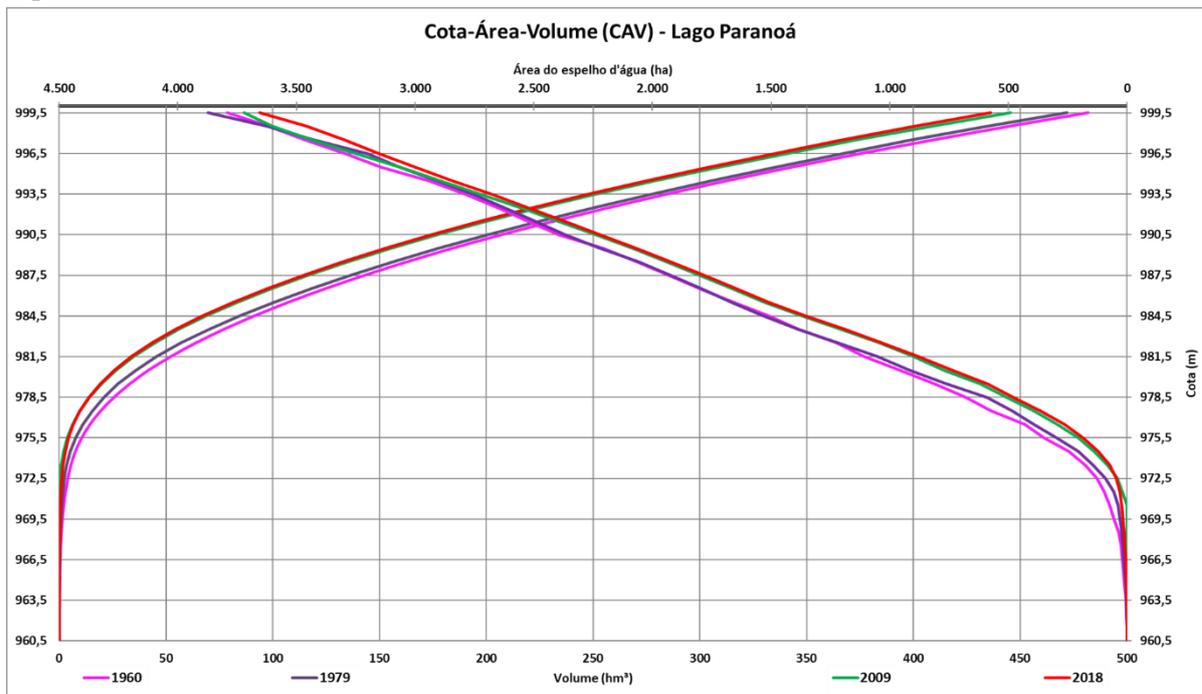
Estes fatos indicam que, com exceção das áreas de remanso, toda a área central e grande parte dos braços do LP não foram acometidas pelo processo de sedimentação após o enchimento do lago. Ocorrendo apenas a decantação de material de granulometria muito fina - silte e argila, processo esse já esperado.

**Figura 5** –Imagem multifeixe do fundo do Lago Paranoá onde é possível observar os Campos de Murundus.



Passando para a análise da evolução do processo de assoreamento, apesar das limitações cartográficas e da diferença tecnológica relativa aos levantamentos batimétricos, os dados permitiram a geração dos MDTs da série histórica (1960-2018) e a reconstituição das curvas cota-área-volume para cada data analisada (figura 6, anexo I), e consequentemente a análise e estimativa da perda volumétrica e em área do Lago Paranoá (tabela 1). Como veremos em maior detalhe, o processo de assoreamento ocorreu principalmente nas áreas de remanso, porém de modo diferenciado em cada braço. Os trabalhos de Menezes et al. (2010) e Aquino et al (2019) já apontaram, mesmo que de forma indireta, a existência de uma relação entre as taxas de assoreamento e processo de urbanização das áreas de contribuição (sub-bacias).

**Figura 6** – Curva Cota-Área-Volume (CAV) do Lago Paranoá extraída dos modelos digitais topobatimétricos de (1960 – 2018).



**Tabela 1** – Perda de área e volume do Lago Paranoá

Ano	Período	Nº de Anos	Área do lago (km <sup>2</sup> )	Perda em área (%)	Volume (m <sup>3</sup> )	Perda de volume (%)
1960 <sup>+</sup>	-	-	38,75	-	500.826.457	-
1979*	1960-1979	19	38,74	0,03	471.857.417	5,78
2009 <sup>+</sup>	1960 -2009	49	37,64	2,87	464.027.882	7,35
2018 <sup>+</sup>	1960-2018	58	37,18	4,06	454.510.572	9,25

\*Cota de referência: 999,5m; <sup>+</sup>Cota de referência: 1000m.

Integrando os dados do volume assoreado com os dados de densidade média dos sedimentos, 0,89 g/cm<sup>3</sup>, obtido a partir da análise estratigráfica dos perfis coletados (Anexo III), constatou-se uma taxa de produção de sedimentos de aproximadamente 709 t/km<sup>2</sup>/ano. Material esse que foi depositado no lago, o que levou a um acúmulo total de 41.263.230 t ao longo de 58 anos. Esses valores são considerados altos (Carvalho, 2000; Campagnoli, 2002 e 2006) e levanta o pressuposto de que a frequência utilizada durante a realização do levantamento batimétrico pode ter sofrido influência do fundo móvel do lago, que é composto por material coloidal e se encontra sobre a superfície rígida, superestimando com isso os valores encontrados.

Analisando os dados de área, para a cota de referência de 1000 metros, em 1960, o lago apresentava aproximada de 38,75 km<sup>2</sup> e ao longo dos anos ocorreu uma redução até atingir 37,18 km<sup>2</sup> em 2018. Esta diferença resultou em uma redução de 4,06% de sua área total, que ocorreu concentrada nos braços. Os dados de assoreamento (tabela 2) indicam que a área mais afetada está localizada no Braço do Riacho Fundo, confirmando o que já havia sido apresentado por Menezes et al. (2010) de forma qualitativa.

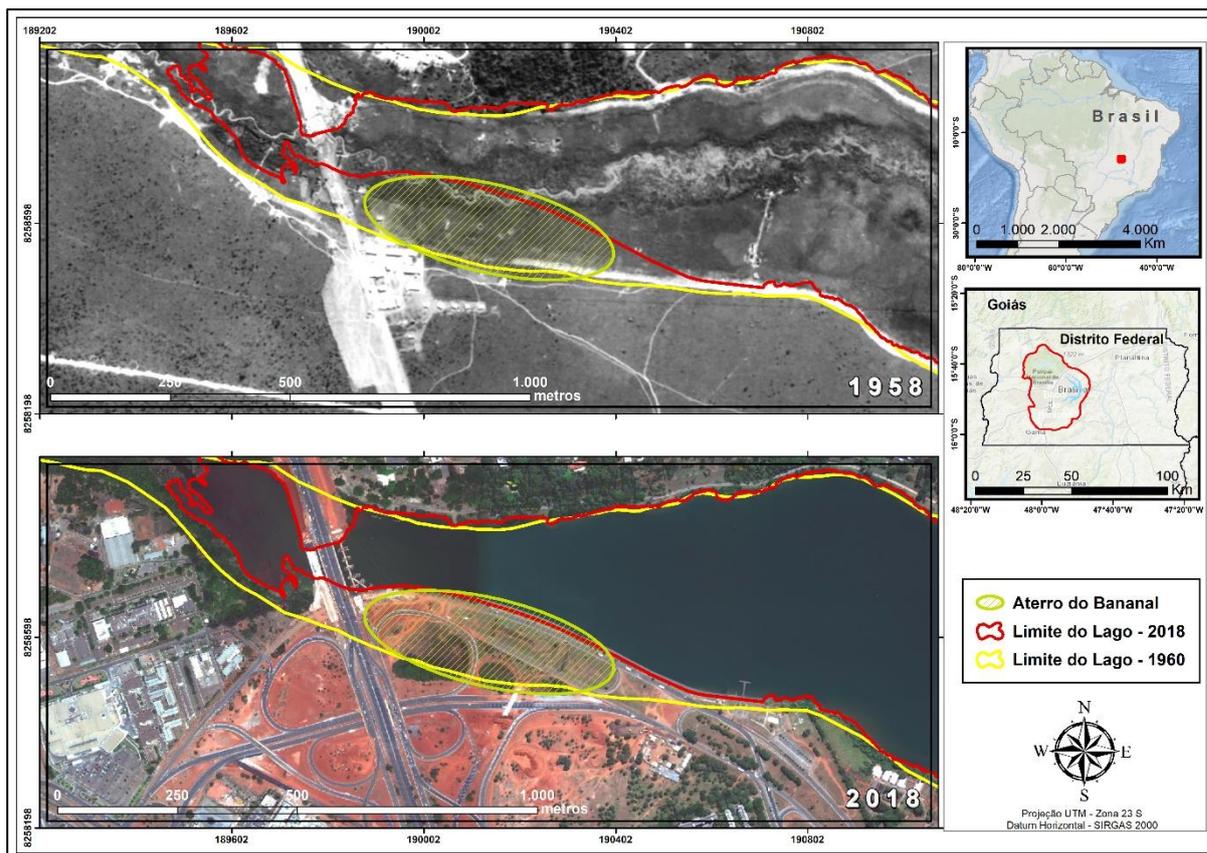
**Tabela 2** – Volume assoreado e produção de sedimentos nos braços do Lago Paranoá

Braços	Área da bacia (km <sup>2</sup> )	Volume assoreado (m <sup>3</sup> )	Sedimento depositado (t/ano)	Produção de sedimento (t/km <sup>2</sup> /ano)
Riacho Fundo	217	6.122.961	94.052	7,5
Torto	243	1.682.454	25.843	1,8
Bananal	123	2.669.338	41.002	5,7
Ribeirão do Gama	141	2.142.323	32.907	4,0

Ao utilizar o assoreamento do braço do Riacho Fundo como geoindicador (Campagnoli, 2002, 2006, 2012; Campagnoli e Tundisi, 2012), tendo em vista que a área possui o maior nível de assoreamento e a maior parte não se encontra submerso, isso reduziria as possíveis interferências relativas à parte coloidal do fundo do reservatório. Com isso as taxas de produção de sedimentos para a bacia do Paranoá seriam em torno de 434.718 toneladas em um período de 58 anos.

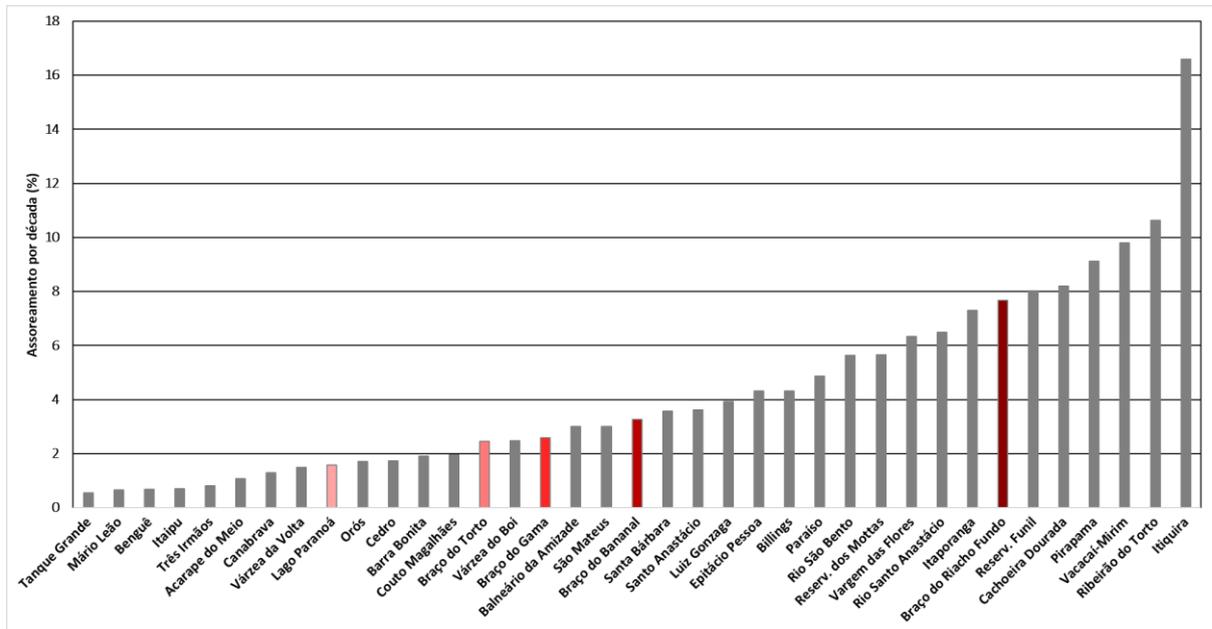
Com os dados dos braços e a partir da análise da borda do lago, percebe-se claramente que houve mudanças em sua geometria original, provocada principalmente pela invasão do espelho d'água pelo processo de urbanização com a criação de aterros e muros de contenção, onde podemos destacar o aterro provocado pelo sistema viário do Bragueto (Figura 7). Entretanto, devido a escala e qualidade dos dados da década de 60 e 70 (1:25.000) não foi possível realizar uma avaliação deste processo ao longo de toda a borda do lago embora saibamos que ocorreram e continuam ocorrendo aterro associados as áreas residenciais ao longo das margens do lago.

**Figura 7 – Área aterrada no braço do Bananal.**



A análise dos dados de cota-área-volume, também, indica que houve uma perda média volumétrica de  $798.550 \text{ m}^3/\text{ano}$ , na série histórica de 58 anos, o que representa uma perda média de 1,59% por década. Se compararmos estes resultados com os dados apresentado por Negreiros e Neto (2014), o lago Paranoá estaria abaixo tanto da média nacional de assoreamento que é de 4,42% por década, como da média mundial que é de 10% (Morris et al., 2008). Entretanto, ao analisarmos o assoreamento dos braços, verificamos que as taxas de assoreamento por década ficaram acima de 2,45%, figura 8.

**Figura 8** – Taxa de assoreamento por década (%) de 33 reservatórios brasileiros e os braços do Lago Paranoá.



**Fonte:** adaptado Negreiros e Neto (2014)

Deste modo, com vista a um melhor entendimento da relação assoreamento x uso do solo, a seguir trataremos da evolução do processo de assoreamento de cada Braço do LP em conjunto com os dados quantitativos de uso do solo, para uma análise mais direta e robusta com relação a influência do processo de evolução de Urbanização.

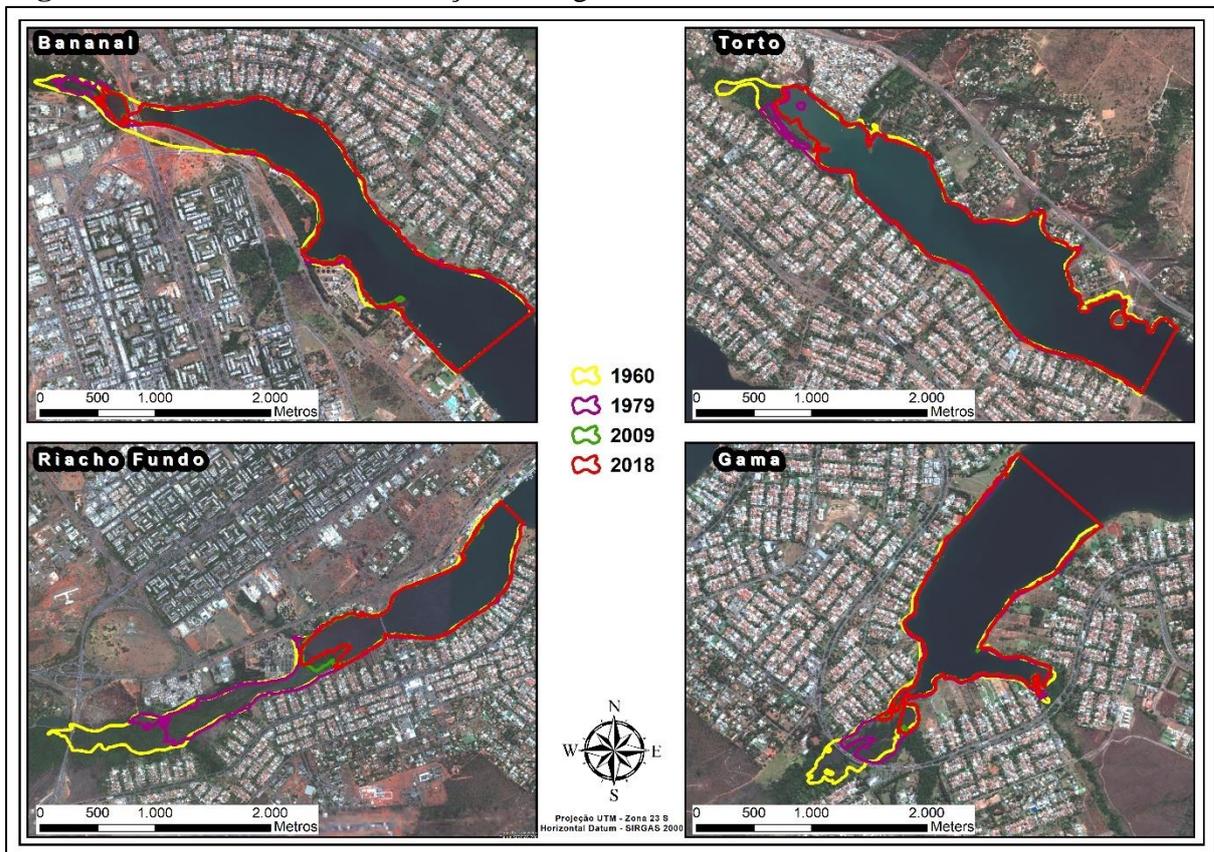
### 5.3.2. Assoreamento e Estratigrafia dos braços do Lago Paranoá.

De modo geral, os dados obtidos indicam que os depósitos sedimentados nos braços apresentam uma clara heterogeneidade sedimentológicas, demarcadas tanto pela variação granulométrica/textural (grau de seleção) como das estruturas sedimentares, Para Suguio (1973), o grau de seleção e a variabilidade das estruturas sedimentares podem estar associados ao mecanismo de transporte das partículas no ambiente fluviolacustre. Esse autor destaca que o grau de seleção dos sedimentos aumenta com a distância transportada, tendo como consequência um decréscimo das classes granulométricas. Isso é esperado quando se instala um reservatório, como neste caso, pois provoca mudanças nas condições hidrodinâmicas do ambiente. As condições iniciais, anteriores ao lago, eram de um ambiente lótico, com rios meandantes e planícies de inundação bem desenvolvidas, que passaram para um ambiente lântico, de baixa energia, com a implantação do reservatório. Esta passagem de um ambiente fluvial para lagunar, causa uma série de mudanças, entre elas, a mudança do nível de base, e a capacidade de transporte. A depender das características morfológicas do fundo do reservatório

e das condições de descarga das bacias de contribuições diferentes sistemas de deposição podem ser instalado, o que parecer ser o caso para os braços analisados.

Para facilitar a comparação entre os processos de assoreamento de cada braço foi realizado um recorte da porção inicial dos mesmos com aproximadamente 14.000.000 m<sup>3</sup> para o ano de 1960 (volume inicial), embora saibamos que a área e volume destes seguimentos possam variar com relação a morfologia de cada braço do lago (1960). Porém, as análises estratigráficas ficaram restritas as áreas com franca atuação do processo de assoreamento (figura 10), pois estas são as áreas que são de interesse para a gestão efetiva do lago pelas instituições governamentais, tais como a ADASA e permite entender o processo hidrossedimentológico que ocorreu nestas regiões.

**Figura 10** – Perda de área dos braços do Lago Paranoá na cota de 1000 metros.

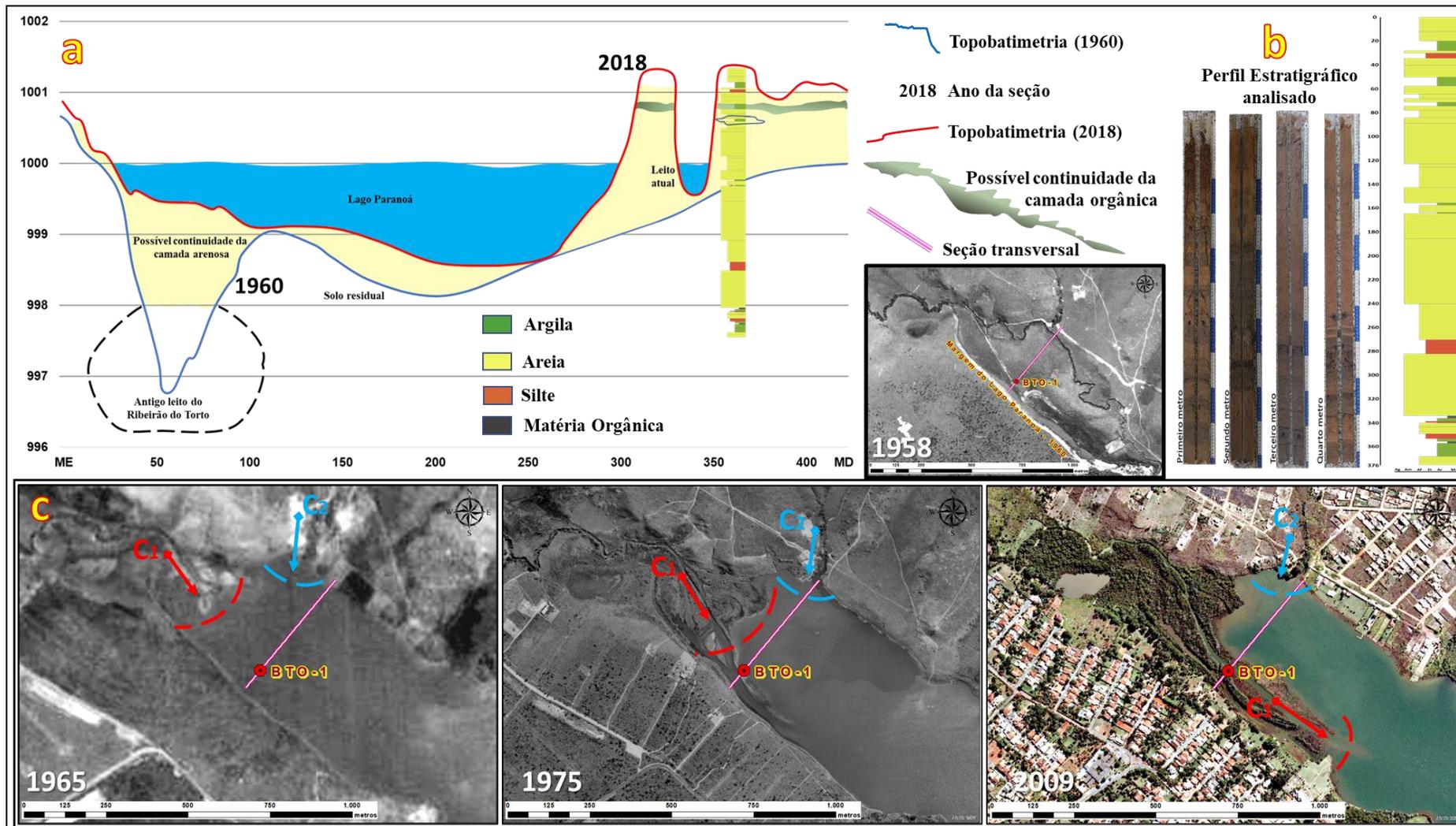


### **5.3.2.1. Braço do Torto**

Entre os quatro braços analisados, o Torto foi o que apresentou a menor taxa de assoreamento, com perda de 9,8% em sua área e seu volume apresentou redução de 14,9%, passando para 11.958.301 m<sup>3</sup>, em 2018. Durante o processo de assoreamento do braço do Torto (figura 11a) a evolução do assoreamento iniciou-se na forma de leques aluvionares na entrada do ribeirão homônimo (Figura 11c – foto de 1965). Entretanto, em algum momento entre 1965 e 1975 o canal principal passou a ocupar o perfil de um canal preexistente na margem direita, fazendo com que a desembocadura do córrego migrasse para margem direita onde devido o processo de assoreamento formou-se um cordão alongado de bancos de areia, gerando um novo canal que foi migrando lateralmente na década de noventa e depois no início do século.

A formação desse novo canal, devido a evolução dos leques de assoreamento, de certa forma, mitigou a deposição de sedimentos na margem esquerda do braço do Torto. Como consequência do processo de evolução do novo canal, o ambiente pode progredir a ponto de formar um ambiente lagunar confinado.

Figura 11 – Perfil batimétrico transversal (a), perfil estratigráfico (b), evolução do assoreamento (c).

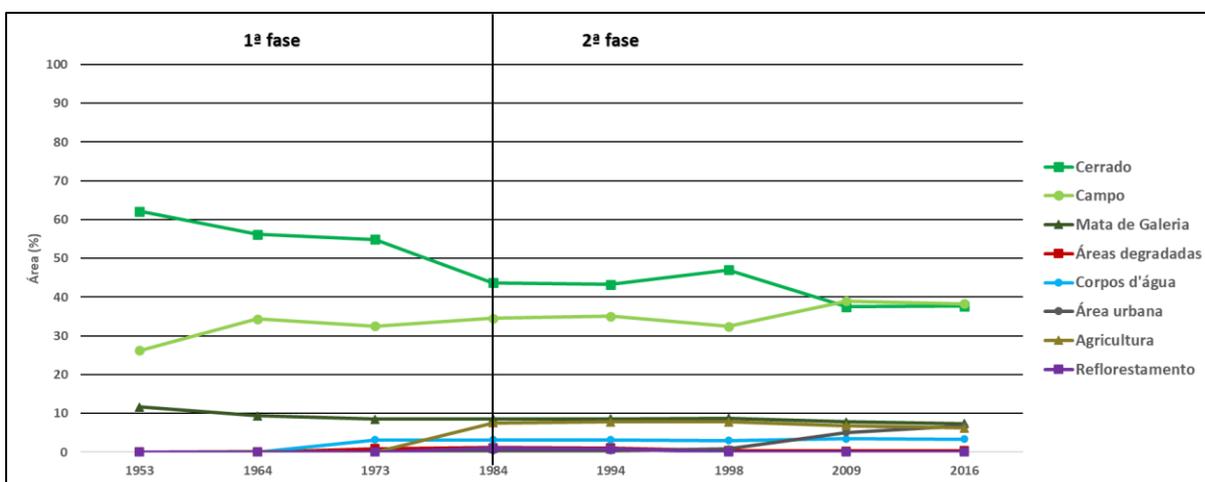


C<sub>1</sub> – evolução do leque sedimentar do Torto; C<sub>2</sub> – afluente lateral do LP.

Os dados batimétricos indicam que apesar da deposição e perda de volume na área do Torto o assoreamento ficou concentrado na parte inicial do braço. O transporte de sedimentos para áreas mais interiores do lago foi capaz de transportar apenas material de granulometria mais fina. A mudança entre ambientes lacustres e fluvial (figura 11c) pode ser observada no perfil coletado (figura 11b). As camadas de areias médias e finas, da base para o topo, indicam o avanço do processo de sedimentação para o ambiente lântico, indicando que houve alterações na bacia. Essa composição pode ser explicada pelas características geológicas da bacia, presença de unidades de Metarritmito Arenoso e Quartizito Médio, responsáveis pela formação de Neossolos Quartzarenicos, que acabam por serem carregados para dentro do canal fluvial, e devido as atividades de construção civil, principalmente obras que movimentam grande volume de terra. Já as camadas contendo silte e argilas, associadas a matéria orgânica nas camadas superiores, devem estar relacionadas a deposição decorrente de eventos de cheia.

Conforme os dados de uso da terra foram duas fases definidas pela transformação do uso e cobertura da terra (figura 12). A primeira fase, até 1984, caracterizada pela redução nas áreas de Cerrado (18,4%) e aumento da agricultura (7,5%). A segunda marcada pela baixa alteração nos padrões de uso e cobertura, entre 1984 e 1998. Após 1998, houve pouca alteração das áreas de Cerrado com expansão das áreas de campo. Esse processo pode ter relação com as queimadas e a lentidão no processo de regeneração da vegetação. Já as áreas apresentaram expansão (6,8%). A expansão das áreas urbanas, em especial as atividades de construção civil, possuem contribuição significativa para o assoreamento do Torto, uma vez que o perfil (figura 11b) apresentou maior proporção de pacotes arenosos.

**Figura 12** – Uso e cobertura do solo na bacia do Córrego do Torto



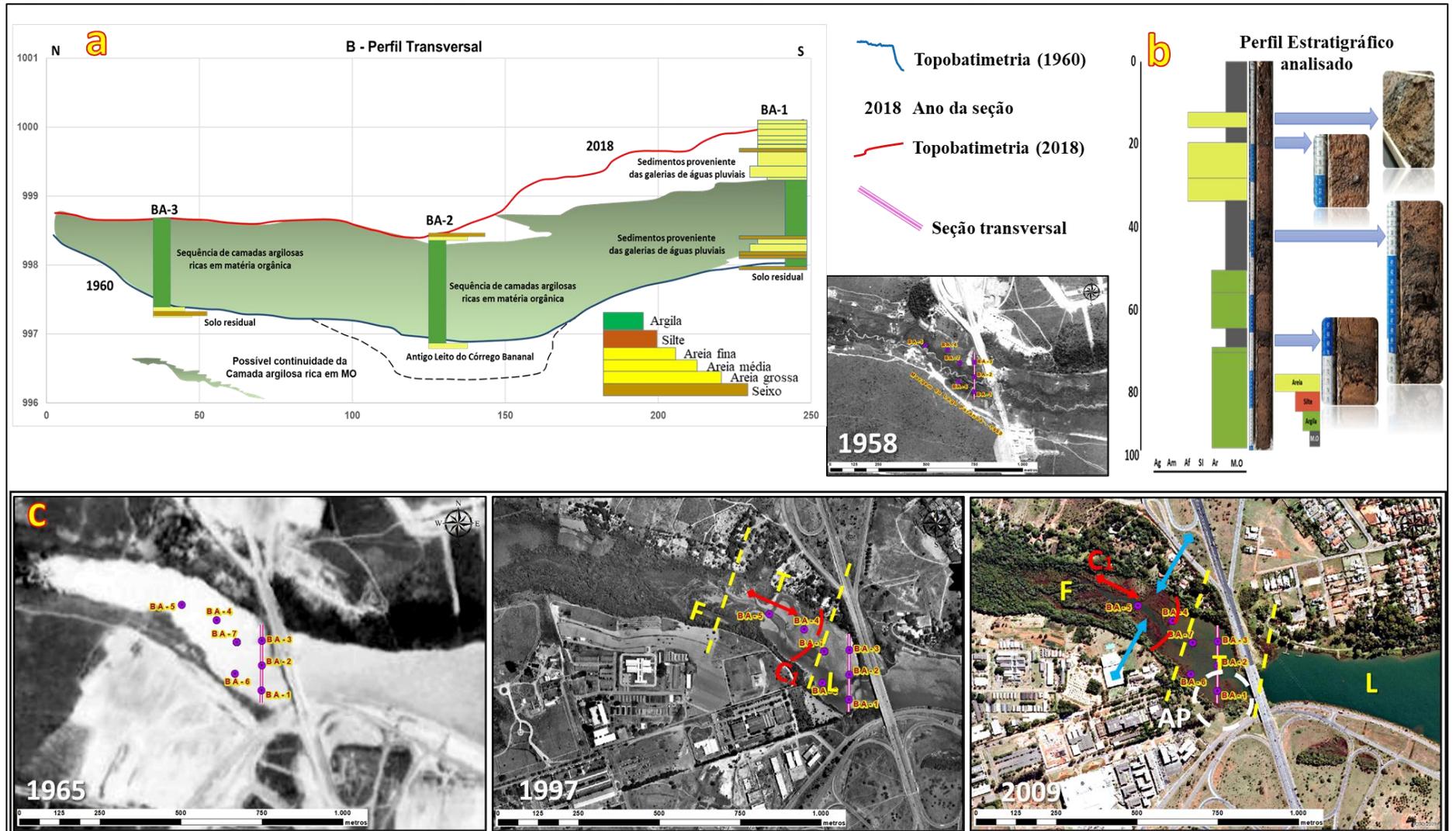
### 5.3.2.2. Braço do Bananal

Diante das alterações sofridas na bacia o braço do Bananal apresentou perda de 11,6% de sua área e o volume passou a ser de 11.385.968 m<sup>3</sup> em 2018, com uma redução de 19% em seu volume. O processo de assoreamento apresentou duas frentes de propagação, uma principal na entrada do córrego homônimo e a secundariamente nas áreas de desembocadura das águas pluviais próximo a ponte do Bragueto (Figura 13c), que se intensificou com a implantação do processo de urbanização do setor Habitacional do Noroeste (SHN), pós 2009, mas que é percebida nas fotos aéreas deste. Esses processos em conjunto com a construção da ponte do Bragueto, resultou no afunilamento do canal do Bananal, figura 13c.

Com a descrição dos perfis coletados foi possível entender como se deu a deposição do material oriundo das duas frentes de propagação e foi possível compor duas seções estratigráficas, longitudinal e transversal (figura 13a e 14). No perfil estratigráfico BA-7 (Figura 13b) a presença de matéria orgânica nas camadas superiores é resultante de folhas e galhos, transportados e depositados recentemente. Já os pacotes de areia fina podem ser associados ao material transportado da região do setor Habitacional do Noroeste (SHN). Isso indica que o principal processo de assoreamento está associado a sedimentação do material mais fino na entrada dos leques aluvionares.

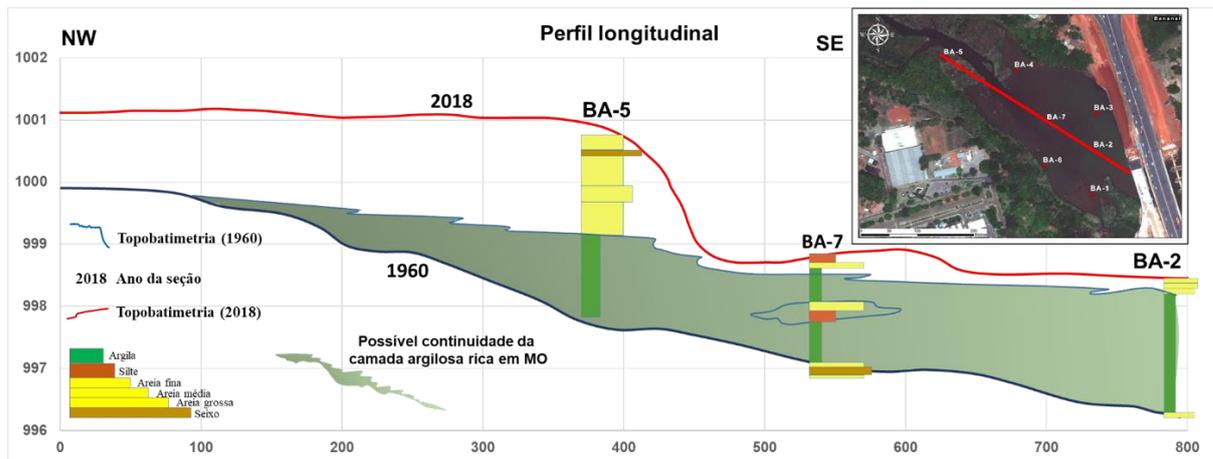
Com os perfis amostrados por Ress (2015) constatou-se a existência de progradação na parte central do braço do Bananal, com presença de pacotes com areia média e grossa inconsolidados na forma de lentes com espessuras variadas de 10 a 30cm. Os pacotes também apresentam areia com presença de restos de folhas e gravetos transportados pelo canal fluvial. Pacotes contendo material não coeso, areia, cascalhos, seixos de calcário e pedaços de plásticos também foram encontrados. Esses materiais de natureza antrópica foram interpretados como resultantes das fases de urbanização e oriundos do escoamento superficial. Esta interpretação corrobora com outros estudos (Roig et al. 2013; Olivetti et al., 2020) que demonstram que o material que adentra o braço do Bananal é oriundo das águas pluviais do Setor Habitacional Norte (SHN).

**Figura 13** –Perfil batimétrico transversal (a), perfil estratigráfico (b), evolução do assoreamento (c).



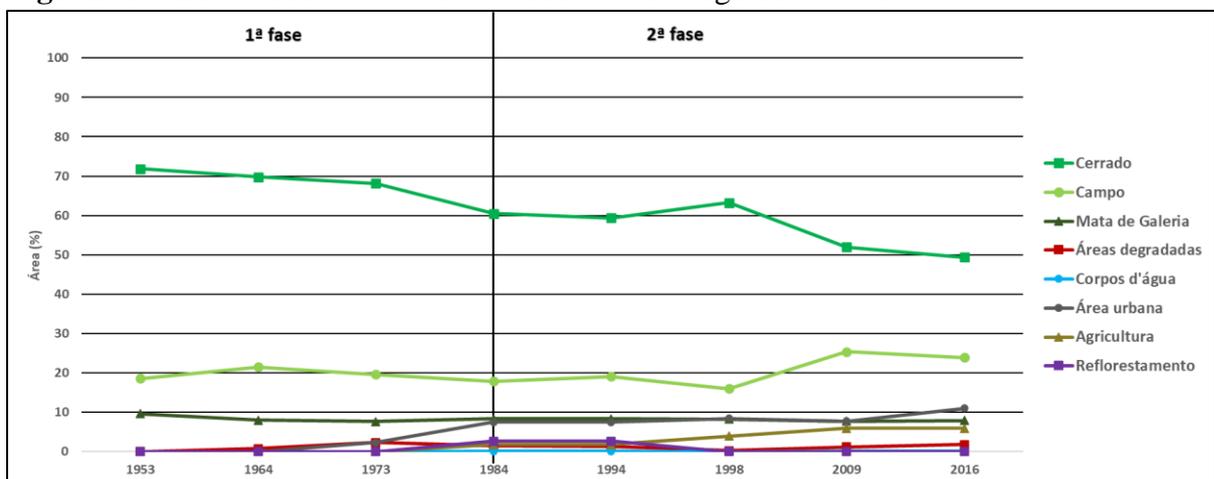
**C<sub>1</sub>** – evolução do leque sedimentar do Bananal; **F** – ambiente fluvial; **T** – ambiente de transição com presença de matéria fino; **L** – ambiente lacustre; **AP** – águas pluviais.

**Figura 14** – Seções esquemáticas mostrando a variação do ambiente de sedimentação e sua relação com a evolução da estratigrafia do lago no braço do Bananal. A – Longitudinal (NW-SE);



Na área da bacia do Bananal o processo de alteração do uso da terra apresentou duas fases (figura 15) que acabaram por corroborar com o processo de assoreamento. O primeiro momento se estendeu até 1984 e houve expansão urbana de 7,5%, essa fase foi marcada pelo início das ocupações e a segunda fase foi marcada pelo aumento das áreas agrícolas, porém as áreas urbanas mantiveram o mesmo patamar de crescimento com um simplório incremento em 2009 das áreas urbanas para 11% em 2016. A estabilidade nos padrões de ocupação de uso da terra na bacia do Bananal é um reflexo da área do Parque Nacional de Brasília, que ocupa parte significativa da bacia. Apesar da pouca alteração nos anos mais recentes a construção de áreas como a do Setor Habitacional Norte (SHN) contribuíram para o processo de assoreamento do presente braço, em decorrência do sistema de águas pluvias.

**Figura 15** – Uso e cobertura do solo na bacia do Córrego do Bananal



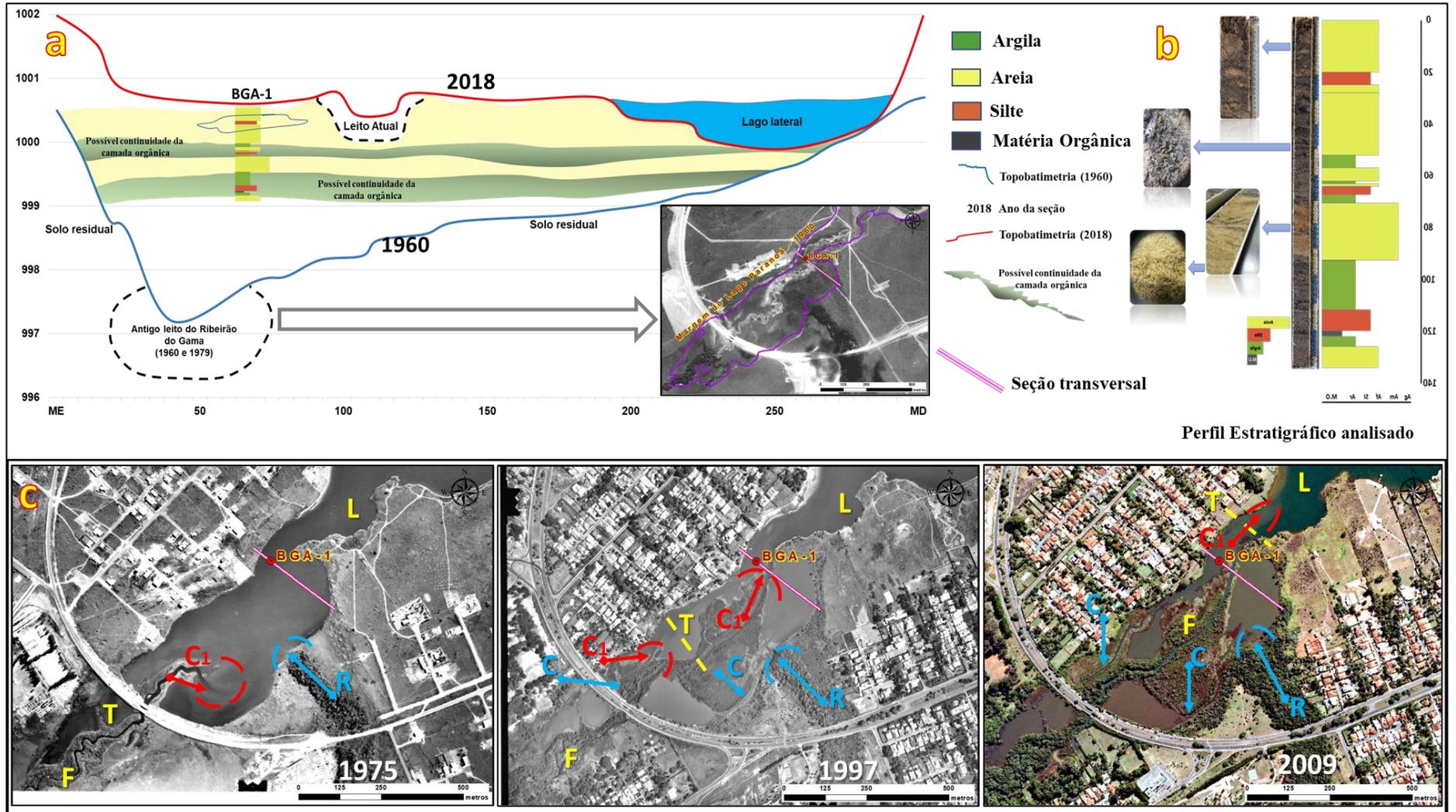
### 5.3.2.3. Braço do Gama

Com as alterações na bacia do Gama houve perda de 16,8% de sua área e o volume passou a ser de 11.914.519 m<sup>3</sup> em 2018, uma redução de 15,2%. Nesse braço o assoreamento formou um novo canal principal, na parte central, o que resultou na formação de lagos isolados próximo as margens. Conforme o processo evoluía houve uma extensão do canal em direção ao centro do lago, criando um novo ambiente fluvial na parte central do braço do Gama. Em 1975 o braço apresentava o início do que seria a recuperação do ambiente fluvial, apresentando com isso ambientes de remanso nas laterais do novo canal formado, esse processo equivale a primeira fase de ocupação da bacia, isso ocasionou tanto a migração do leito original do braço do Gama quanto o surgimento de lagoas desconectadas do LP. Já em 1997 dois canais secundários se formaram (figura 16c), um próximo a margem esquerda e o outro na margem oposta, além da consolidação das lagoas desconectadas do LP.

A análise do perfil coletado (figura 16b) indicou a predominância de areias médias e fina no perfil estratigráfico podem ser oriundas da formação geológica presente na bacia, Quartizito Médio, e seu transporte e deposição em decorrência das alterações ocorridas na área da bacia. As camadas inferiores, presença de pacotes silte/argilosos com presença de lâminas de material orgânica, sobre o primeiro pacote de areia fina indicam o início do processo de sedimentação sobre o ambiente lântico, processo equivalente a parte frontal de um leque de sedimentação onde o material mais fino se deposita. Já a parte intermédia do pacote indica que houve um momento de transição onde a deposição de material de maior granulometria foi reduzida, indicando um ambiente de transição. A transição entre essas fases é observada nas imagens históricas (figura 16c) e indicam como a morfologia da parte inicial do braço foi alterada.

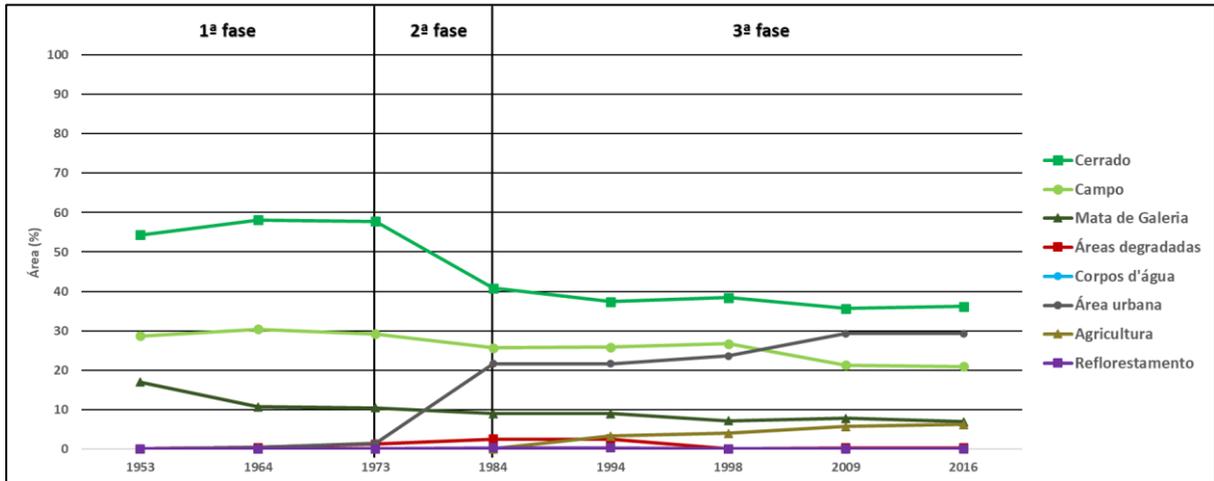
As alterações no uso e cobertura do solo na bacia do Ribeirão do Gama (figura 17) apresentou três fases, sendo a primeira com crescimento urbano inferior a 5%, seguido por uma fase de expansão das áreas urbanas, entre 1973 e 1984, apresentando evolução de 20,2% das áreas urbanas. Em sua terceira fase, a partir de 1984 houve crescimento urbano inferior a 10%. As atividades agrícolas desde 1984 apresentaram crescimento inferior a 5%.

**Figura 16** – Perfil batimétrico transversal (a), perfil estratigráfico (b), evolução do assoreamento (c).



C<sub>1</sub> – evolução do leque sedimentar; F – ambiente fluvial; T – ambiente de transição com presença de material grosseiro (areias); L – ambiente lacustre; C – Canais secundários; R – Rios.

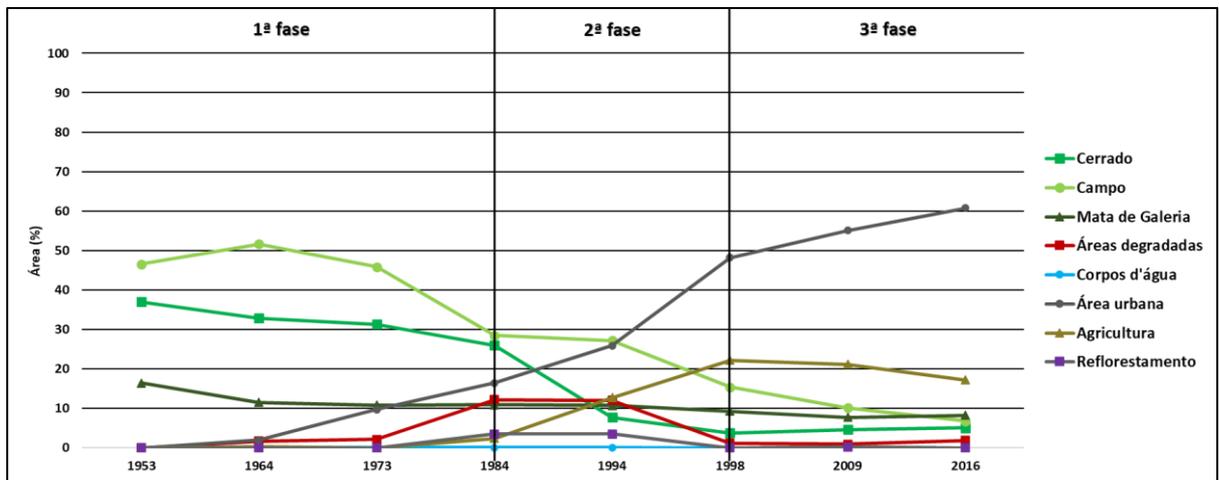
**Figura 17** – Uso e cobertura do solo na bacia do Ribeirão do Gama.



#### 5.3.2.4. Braço do Riacho Fundo

Vista como uma das áreas mais afetadas pelas alterações no uso e cobertura da terra, a bacia do Riacho Fundo (figura 18) apresentou até 1984 crescimento das áreas urbanas em 16,4%, acompanhado pelo acréscimo de áreas degradadas em 12,2%. Já entre 1984 a 1998, houve um momento de parcial estabilização seguido de queda nas áreas degradadas. Porém houve aumento das áreas urbanas e agrícolas, 48,2 e 22,2%. O período entre 1998 a 2016 foi marcado pela continuidade do crescimento urbano, 12,6%, entre 1998 a 2016, e redução das áreas agrícolas para 17,2%.

**Figura 18** – Uso e cobertura do solo na bacia do Córrego do Riacho Fundo.

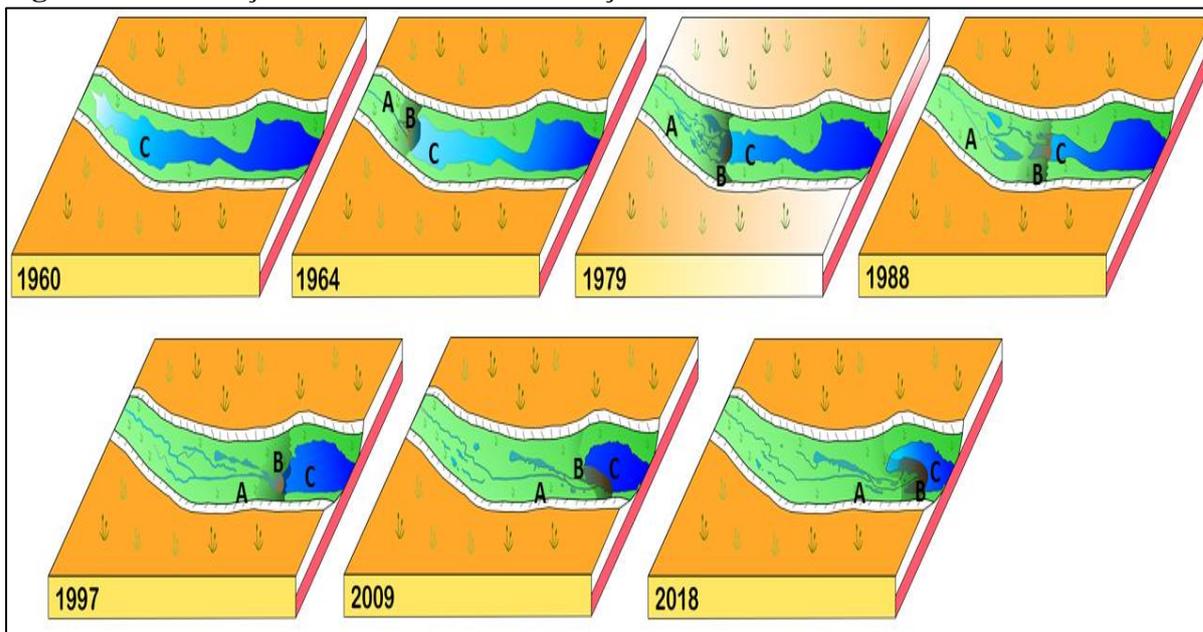


A identificação das alterações nos padrões de uso e cobertura do solo possibilitam inferir que o material, principalmente de construções e cortes de aterro, tenha sido carreado para o Lago Paranoá, seja por meio da drenagem urbana ou por meio dos córregos. Estudos como o de Aquino et al., (2018) demonstrou que o Córrego do Riacho Fundo, um dos principais

afluentes do Lago Paranoá, e que drena a bacia que sofreu maiores alterações (Castro et al., 2019), transporta concentrações em torno de 11,34 g/L de sedimento em vazões próximas de 64 m<sup>3</sup>/s, o que explica a sedimentação do lago ao longo do tempo.

O processo de deposição de sedimentos no braço do Riacho Fundo resultou na perda de área em 39% e o volume passou a ser de 7.916.253 m<sup>3</sup>, uma redução de 43,6%. Isso demonstra que as alterações mais intensas na bacia do Riacho Fundo fez com que o processo de sedimentação também fosse mais intenso, resultando em perdas significativas de volume e área. Devido a extensão do processo de assoreamento no braço do Riacho Fundo, em torno de 4,5km, as transições entre ambientes lótico e lântico foram mais perceptíveis ao longo do tempo. Os ambientes transitaram (figura 19) entre lótico, em um momento pré instalação do Lago Paranoá, e lântico com a formação do LP, retornando posteriormente para o ambiente lótico com o processo de assoreamento e formação de novas estruturas fluviais. Durante esse processo a sedimentação sempre formou leques de deposição de sedimentos, zonas de transição, onde o material mais grosseiro (areias) começava a se depositar.

**Figura 19** – Evolução do assoreamento do braço do Riacho Fundo



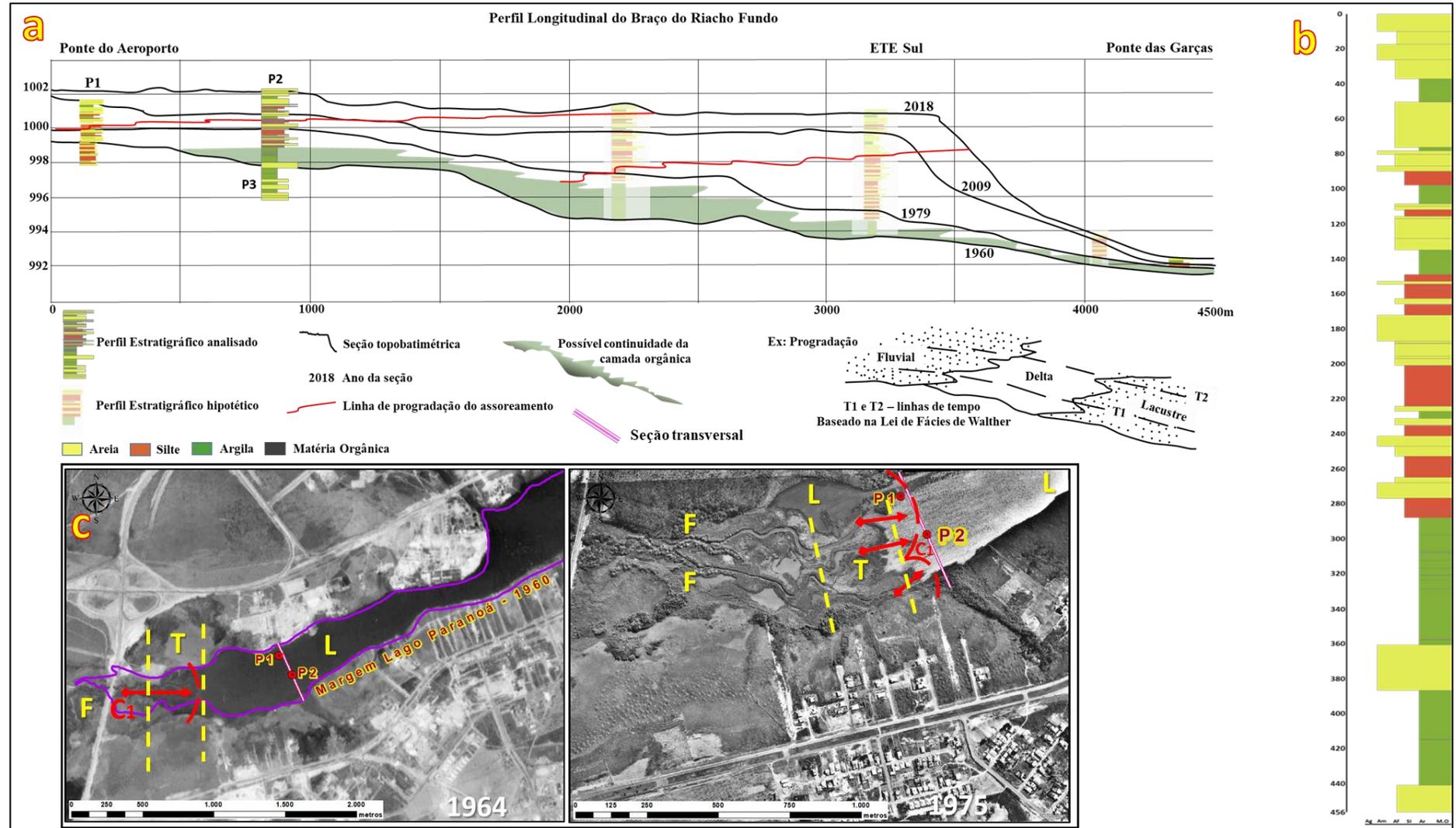
A – Ambiente lótico; B – zona de transição; C – ambiente lântico.

Os dados topobatimétricos em conjunto com os perfis coletados (figura 20a e 20b) permitiu entender como se deu a evolução do assoreamento. O modelo permite observar a propagação dos materiais de granulometria maior, provenientes da bacia de contribuição, e leques aluvionares sobre o material de composição mais fina no ambiente lântico. No braço do Riacho Fundo, ainda, foi possível inferir que os sedimentos são rapidamente depositados, criando com isso uma rampa acentuada após a área assoreada.

As imagens históricas indicam que durante o processo de evolução do assoreamento no braço do Riacho Fundo o canal fluvial migrou de localidade (figura 20c) passando em locais distintos na planície de alagamento até se encaixar na atual configuração. Esse processo fez que ambientes lagunares, formados durante o processo de assoreamento, ficassem isolados temporariamente durante os períodos de estiagem e se reconectando ao lago apenas durante os momentos de cheia do reservatório.

No perfil P2 do braço do Riacho Fundo (figura 20b) infere-se que a o pacote inferior, abaixo de 4,4 metros, corresponde ao ambiente fluvial anterior a construção do LP. A segunda coleta no mesmo local, perfil P3, confirmou a hipótese. A sobreposição da base por um pacote argiloso rico em matéria orgânica de aproximadamente 1 metro de espessura indica que o mesmo corresponde a fase inicial de formação do LP, ambiente lântico. Os pacotes silte-arenoso intercalados em seguida, entre 2,3m e 2,8m, indicam que o ambiente era raso devido a chegada do leque de assoreamento, o que se reflete na camada acima composto por material de granulometria maior, areias. A presença progressiva de areia nas camadas superiores pode estar relacionada a chuvas intensas, associada a altas taxas de escoamento superficial, e transporte de material inconsolidados disponível devido aos processos recentes de urbanização.

**Figura 20** – Perfil longitudinal (a), perfil estratigráfico (b), evolução do assoreamento (c)



C1 – evolução do delta sedimentar do Riacho Fundo; F – ambiente fluvial; T – ambiente de transição com deposição de camadas argilosas e arenosas; L – ambiente lacustre; P1 e P2 - perfis estratigráficos amostrados.

#### 5.4. Considerações Finais

Os dados de uso e cobertura da terra na bacia do Paranoá indicaram a existência de fases distintas durante o processo de transformação nos padrões de ocupação da bacia. Essas fases não se assemelham as que ocorreram em suas sub-bacias pois cada unidade hidrográfica apresentou um padrão específico nas taxas de alterações na cobertura do solo. Essa análise permitiu associar o assoreamento do Lago Paranoá a momentos particulares de transformação no padrão de uso do solo da bacia, mesmo com uma certa imprecisão, porém com o auxílio das fotografias aéreas foi possível reduzir algumas incertezas como a forma que os braços do LP foram assoreados, possibilitando um melhor entendimento a respeito do processo.

A integração dos dados batimétricos, em conjunto com as fotografias aéreas, permitiu ao estudo estimar as perdas de área do Lago Paranoá e em cada um de seus quatro braços, além de possibilitar a determinação aproximada das perdas volumétricas do LP para a cota 1000 m, entre 1960 a 2018. Esses dados indicaram que o assoreamento ficou restrito aos braços, dispersando apenas camadas finas de material, não superior a 50cm, para as áreas centrais do lago. Demonstrando que mesmo com a perda de volume e área nas regiões dos braços o lago encontra-se abaixo da média mundial de assoreamento de reservatórios.

Os dados de assoreamento ainda corroboraram com a estratigrafia dos perfis amostrados. Os perfis foram capazes de demonstrar que houve fases distintas no processo de sedimentação na região dos braços do LP e que em cada uma das áreas o processo se deu de forma e magnitude distintas. Indicando a existência de fases onde a deposição de material de maior granulometria foi mais intensa, possivelmente associado a atividades de construção civil, além de demonstrar que houve deposição de material de origem orgânica possivelmente associado a fase eutrófica do lago.

Por fim, não podemos deixar de, mais uma vez, destacar que não devemos analisar os valores numéricos em termos absoluto, uma vez que, existem diferenças metodológicas e de precisão nas técnicas utilizadas para os levantamentos, e não houve condições de avaliar os erros relativos de cada etapa. Questões como a frequência utilizada nos levantamentos batimétricos também merecem novas investigações para que sejam reduzidas tais incertezas relativas aos levantamentos. Isso ajudaria a determinar o real volume de sedimento depositado que está consolidado e qual a parte coloidal que está suspensa e que pode gerar problemas para a biota aquática devido a sua maior interação com o meio. Mas esses dados podem e devem ser usados para uma análise semiquantitativa com uma boa aproximação, permitindo assim obter uma visão global da evolução do assoreamento do lago, permitindo com isso uma melhor gestão do lago com vistas a manutenção do mesmo.

## 5.5. Referências

- Abessa, D.M.S., Carr, R.S., Sousa, E.C.P.M., Rachid, B.R.F., Zaroni, L.P., Gasparro, M.R., Pinto, Y.A., Bicego, M.C., Hortellani, M.A., Sarkis, J.E.S., Muniz, P. (2008). **Integrative ecotoxicological assessment of contaminated sediments I a complex tropical estuarine system.** In: Hofer, T.N. (ed.). *Marine Pollution: New Research*; Nova Science Publishers, Inc.: New York, pp. 125- 159.
- Araújo, D. (2012). **Isótopos de Cu e Zn: metodologia e aplicação como traçadores de fontes e processos biogeoquímicos na bacia do Lago Paranoá- DF.** Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Geologia. UnB. 152p.
- Aguiar, M. R. F. (2015). **Análise da Descarga Sólida em Suspensão na Bacia do Córrego Riacho Fundo (DF).** Dissertação (Mestrado). Brasília: Programa de Geociências Aplicadas – UnB.
- Angelini, R.; Bini, L.M.; Starling, F.L.R.M. (2008). **Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do Lago Paranoá (Brasília – DF).** *Oecol. Bras.* 12(3): 564-571.
- Aquino, I.G.; Roig, H.L.; Oliveira, E.S.; Garnier, J.; Guimarães, E.M.; Koide, S. (2018). **Varição temporal da descarga sólida em suspensão e identificação de minerais a partir de aperfeiçoamento de método de amostragem automática no Córrego Riacho Fundo, Brasília, Distrito Federal.** *Geol. USP, Sér. cient., São Paulo*, 18(2): 111-185.
- Alves, V.R.E; Cavalcanti, C.G.B; Mattos, S.P. (1988). **Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um período de 24 horas no Lago Paranoá, Brasília – DF, Brasil.** *Acta Limnol, Brasil*, 11:199-218.
- Alam, S. (1999). **The influence and management of sediment at hydro projects.** *Hydropower and Dams*, 3:54–57.
- Alemu, M. M. (2016). **Integrated watershed management and sedimentation.** *Journal of Environmental Protection*,7(4),490–494.
- Bicalho, C. C. (2006). **Estudo do transporte de sedimentos em suspensão na bacia do Rio Descoberto.** Dissertação (Mestrado) –Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília.
- Brandt, A. (2000). **A review of reservoir desiltation.** *International Journal of Sediment Research*,15(3):321–342.

- Burnett, J. A. B.; Mattos, S. P.; Azzolin, N. M. P. (2001). **Intervenções da Companhia de Saneamento**. pp. 199-212. In: F.O. Fonseca, (org). Olhares sobre o Lago Paranoá. Ed. SEMARH Brasília. 420p.
- Castro, K. B. (2017). **Segurança hídrica urbana: morfologia urbana e indicadores de serviços ecossistêmicos, estudo de caso do Distrito Federal, Brasil**. 207 pag. Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas) - Universidade de Brasília, Brasília.
- Castro, K. B.; Roig, H. L.; Neumann, M. R. B.; Rossi, M. S.; Seraphim, A. P. A. C. C.; Júnior, W. J. R.; Costa, A. B. B.; Hofer, R. (2019). **Nem perspectives in land use mapping based on urban morphology: A case study of the Federal District, Brazil**. Land Use Policy. 87:104032.
- Carmo, M. S.; Boaventura, G. R.; Oliveira, E. C.; Quim. (2005). **Geoquímica das águas da bacia hidrográfica do rio Descoberto, Brasília/DF – Brasil**. Quim. Nova, 28(4):565-574.
- Campagnoli, F. **A aplicação do assoreamento na definição de geoindicadores ambientais em áreas urbanas: exemplo na bacia do Alto Tietê, SP**. 2002. 206 pag. Tese (Doutorado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Campagnoli, F. (2006). **The production of the sediment of the South America Continent: propose os mapping of the erosion rates based on geological and geomorphological aspects**. Revista Brasileira de Geomorfologia. 7(1).
- Campagnoli, F.; Tundisi, J. G. **Desafios na gestão de reservatórios de hidrelétricas no Brasil**. In: Campagnoli, F.; Diniz, N. C. (Org.) Gestão de reservatório de hidrelétricas. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. p.175-82.
- Campagnoli, F. **Gestão de reservatórios de hidrelétricas: o potencial hidráulico da união gerido como recurso renovável**. In: Campagnoli, F.; Diniz, N. C. (Org.) Gestão de reservatório de hidrelétricas. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. p.11-14.
- Chaves, H. M. L. (1996). **Modelagem matemática da erosão hídrica: passado, presente e futuro**. In: Alvarez, V. V. H; Fontes, L. E. F.; Fontes, M. P. F. (Eds.). O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 731-750.
- Costa, B.F.; Brito, L. K. S.; Costa, M. E. L.; Koide,S; Roig. L.R. (2019). **Evaluation of the Impact of Residential Urban Patterns on Water Ecosystem Services in Federal District, Brazil**. 10 years advancing ecosystem services science, policy and practice for a sustainable future. Hannover, Alemanha. 5p
- Danielson, J. J.; Poppenga, S. K.; Brock, J. C.; Evans, G. A.; Tyler, D. J.; Gesch, D. B.; Thatcher, C. A.; Barras, J. A. (2016). **Topobathymetric Elevation Model**

- Development using a New Methodology: Coastal National elevation Database.** Journal of Coastal Research, Special Issue, (76):75–89.
- Davis, C.M.; Fox, J.F. (2009). **Sediment Fingerprinting: review of the method and future improvements for allocating nonpoint source pollution.** Journal of Environmental Engineering, v. 135, n° 7, p.490-504.
- Echeverria, R. M. (2007). **Avaliação de Impactos Ambientais nos Tributários do Lago Paranoá, Brasília – DF.** Dissertação (Mestrado) – Departamento de Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília – DF.
- Falcomer, J. (2001). Alterações do uso da terra na Bacia do Ribeirão Rodeador: área de proteção ambiental (APA) da Bacia do Rio Descoberto-DF-GO, no período de 1965 a 1991. Brasília: IBAMA, 2001.
- França, V.C.; Gurgel, J.J.S. & Braga, R.A. (1964). **Exame biológico-pesqueiro do Lago “Israel Pinheiro”, Brasília, Brasil.** Relatório apresentado ao Diretor da então Diretoria de Fomento e Produção da DNOCS, p. 35-53.
- Franz, C., Makeschin, F., Weiß, H., Lorz, C. (2013). **Geochemical signature and properties of sediment sources and alluvial sediments within the Lago Paranoá catchment, Brasília DF: a study on anthropogenic introduced chemical elements in an urban river basin.** Sci. Total Environ. 452-453: 411-420.
- Fan, J., & Morris, G. L. (1992). **Reservoir sedimentation II: Reservoir desiltation and long-term storage capacity.** Journal of Hydraulic Engineering, 118(3), 370–384.
- Ferrante, J. E. T.; Rancan, L., Netto, P. B. Meio físico. In: Fonseca, F. O. **Olhares sobre o Lago Paranoá**, 1ª Ed. Brasília –DF: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, SEMARH, 2001.
- Graf, W. H. (1984). **Storage losses in reservoirs.** Water Power & Dam Construction, 35(9), 33–38.
- Gioia, S.M.C.L., Pimentel, M.M., Tessler, M., Dantas, E.L., Campos, J.E.G., Guimaraes, E.M., Maruoka, M.T.S., Nascimento, E.L.C. (2006). **Sources of anthropogenic lead in sediments from an artificial lake in Brasília – central Brazil.** Sci. Total Environ. 356: 125-142.
- Gomez, C.; Hayakawa, Y.; Obanawa, H. (2015). **A study of Japanese landscapes using structure from motion derived DSMs and DEMs based on historical aerial photographs: new opportunities for vegetation monitoring and diachronic geomorphology.** Geomorphology, 242:11-20.

- Gonçalves, T. D.; (2007). **Geoprocessamento como ferramenta de apoio à gestão dos recursos hídricos subterrâneos no Distrito Federal**. 101 pag. Dissertação (Mestrado) – Curso de Geologia, Departamento de Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília.
- Higgins S.A.; Jaffe B.E.; Fuller C.C. (2007). **Reconstructing sediment age profiles from historical bathymetry changes in San Pablo Bay, California**. *Shelf Science*, 73(1): 165-174.
- Hutchinson, M.F. (1989). **A new method for gridding elevation and streamline data with automatic removal of pits**. *Journal of Hydrology* 106: 211-232.
- IBGE, (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Panorama. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/>>. Acesso em: agosto. 2018.
- Johnsson M.J. 1993. The system controlling the composition of clastic sediments. In: Johnsson M.J. & Basu A. (eds.) **Processes Controlling the Composition of Clastic Sediments**. *Geol. Soc. Am., Spec. Pap.*, 284:1-19.
- Jordão, C.P., Pereira, J.L., Jham, J.L. (1997): **Chromium contamination in sediment, vegetation and fish caused by tanneries in the State of Minas Gerais, Brazil**. *Sci. Total Environm.* 207: 1-11.
- Kim SM, Jang TI, Kang MS, Im SJ, Park SW. (2014). **GIS-based lake sediment budget estimation taking into consideration land use change in an urbanizing catchment area**. *Environmental Earth Sciences* 71(5): 2155–2165.
- Menezes, P.H.B.J. (2010). **Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do Lago Paranoá**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências – Universidade de Brasília; 133 pag.
- Menezes, P.H.B.J.; Roig, H.L.; Almeida, T.; Neto, G.B.S.; Isaias, F.B. (2010). **Análise da evolução do padrão de uso e ocupação do solo na bacia de contribuição do Lago Paranoá - DF**. *Estudos Geográficos*. 8(1):88-106.
- Moreira, R.C.A., Boaventura, G.R. (2003). **Referência geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos sedimentos da Bacia do Lagos Paranoá – DF**. *Quim. Nova* 26:1-8.
- Morris, G. L.; Annandale, G.; Hotchkiss, R. (2008). **Reservoir Sedimentation, Chapter 12**, In *Sedimentation engineering: processes, measurements, modeling, and practice*, García MH (ed.), ASCE Manual of Practice 110, American Society of Civil Engineers (ASCE): Reston, Va.

- Morris, G.L.; Fan, J. (1998). **Reservoir sedimentation handbook, Design and management of 378 dams, reservoirs, and watersheds for sustainable use.** McGraw-Hill Book Co., New York, 805 pp.
- Negreiros, J.R.Q.; Neto, I.E.L. (2014). **Relações simplificadas para estimativa do assoreamento de reservatórios.** Rega, 11(2):5-15.
- Noaa. National Oceanic and Atmospheric Administration. (2007). **Topographic and Bathymetric Data Considerations: Datums, Datum Conversion Techniques, and Data Integration.**
- Organizações Unidas no Brasil (ONU-BR). **Documentos temáticos: objetivos de desenvolvimento sustentável.** In: 17 objetivos para transformar nosso mundo, 2017.
- Olivetti, D.; Roig, H.; Martinez, J.-M.; Borges, H.; Ferreira, A.; Casari, R.; Salles, L.; Malta, E. (2020). **Low-Cost Unmanned Aerial Multispectral Imagery for Siltation Monitoring in Reservoirs.** Remote Sens. 2020, 12(11):1855. <https://doi.org/10.3390/rs12111855>
- Pellegrini, J.B.R.; Santos, D.R.; Golçalves, C.S.; Copetti, A.C.C.; Bortoluzzi, E.C.; Tessier, D. (2010). **Impacts of anthropic pressures on soil phosphorus availability, concentration, and phosphorus forms in sediments in a Southern Brazilian watershed.** J. Soils Sed., 10:451-460.
- Pires, A. C. B.; Ianniruberto, M. – Coordenadores (2008). Caracterização morfológica e estratigráfica do Lago Paranoá. Projeto de pesquisa, convênio FAPDF nº 33/2008 – Tecnologias Ambientais, com colaboração da Delegacia Fluvial de Brasília (Ministério da Marinha).
- Rego, L. F. S. M. (2019). **Visão computacional aplicada ao processamento de fotografias aéreas históricas para o estudo da dinâmica natural e antrópica do Distrito Federal.** 133p. Dissertação de Mestrado – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília – Distrito Federal.
- Ress, C. B.; Roig, H. L. (2016). **Assoreamento do Lago Paranoá em virtude da implementação do Setor Habitacional Noroeste.** In: 48º Congresso Brasileiro de Geologia, Porto Alegre. Anais do 48º Congresso Brasileiro de Geologia, 2016. p. 2087-2087.
- Roig, H. L.; Ferreira, A. M. R.; Menezes, P. H. B. J.; Marotta, G. S. (2013). **Uso de câmeras de baixo custo acopladas a veículos aéreos leves no estudo do aporte de sedimentos no Lago Paranoá.** Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE

- Roig, H.L.; Garnier, J; Ianniruberto, M.; Minoti, R.; Koide, S. (2021). **Estudo multidisciplinar do estado físico do Lago Paranoá: Topo-batimetria, Qualidade dos sedimentos e Balanço hídrico**. 44 p. Relatório Técnico. Convênio No 01/2017 - ADASA - Universidade de Brasília / Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília – Distrito Federal.
- Slavinić, P.; Cvetković, M. (2016). **Volume calculation of subsurface structures and traps in hydrocarbon exploration – a comparison between numerical integration and cell-based models**. Open Geosciences, in press.
- Simões, S.J.C.; Coiado, E.M. (2001). **Métodos de Estimativa da Produção de Sedimentos em Pequenas Bacias Hidrográficas**, in: Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas. Org. por De Paiva, J.B.D.; De Paiva, E.M.C.D., Porto Alegre: ABRH. p. 365-394.
- Schleiss, A. J.; De Cesare, G. (2010). **Physical model experiments on reservoir sedimentation**. IAHR Hydrolink, 4:54–57
- Sumi, T.; Hirose, T. (2009). **Accumulation of sediment in reservoirs**. Water storage, transport and distribution (pp.224–252). Paris, France: UNESCO-IHE and EOLSS Publish-ers Co. Ltd.
- Suguio, K. (1973). **Introdução à Sedimentologia**. São Paulo: Edgar Blücher-EDUSP, 317 p.
- Valentin, E.F.D. (2008). **Modelagem dinâmica de perdas de solo: o caso do Alto Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto –DF/GO**. 149 p. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Wentworth, C.K. (1992). **A scale of grade and class terms for clastic sediments**. Journal of Geology. 30:377-392.



## **6. Artigo II - Solid speciation in sediment from shadow urban lake: case of Paranoa lake in the Federal district of Brazil**

### **6.1. Introduction**

The continuous urban development, changes in land use coverage caused waterproofing in the soil, increasing runoff and erosion, leading to surficial water contamination (De Miguel et al., 2005; Poletto and Laurenti, 2008; Brown et al., 2009; Cyril and Weng, 2010; Menezes et al., 2010; Guan et al., 2016). One of the main consequences is the increase of chemical compounds transported from landscape to aquatic ecosystem, especially when surrounded by highly urbanized and industrialized areas. These inputs constitute a risk of contamination (De Miguel et al., 2005; Poletto and Laurenti, 2008; Brown et al., 2009; Cyril and Weng, 2010; Menezes et al., 2010; Guan et al., 2016). With the forecast of world population growth at 75% for the year 2050 (United Nations, 2015), the tendency is to increase the pressure on aquatic ecosystems.

In urban areas, the discharge of effluents, agricultural, industrial, domestic activities and the impact of transport mode (Gupta and Banerjee, 2012; Badruzzaman et al., 2012; Franz et al., 2013, 2014a and 2014b; Pennino et al., 2016; Toor et al., 2017) are harmful to the aquatic ecosystem, due to the presence of elements in high concentrations in the dissolved form or by the deposition of suspended particulate matter (SPM). The SPM has characteristics of changes in land use and occupation (Alexander et al., 1993), transports contaminants/metals (Horowitz, 1991), assists in the transport and accumulation of metals (Hortellani et al., 2008; Oliveira et al., 2011) and serves as an indicator of pollution (Savenko, 2006; Horowitz, 2008; Viers et al., 2009). These processes occur because the contaminants present in the flow are associated with finer particles (Vaze and Chiew, 2004; Owens et al., 2005; Taylor and Owens, 2009; Devereux et al., 2010; Houshmand et al., 2014; Sun et al., 2016), and several pollutants are found mainly associated with SPM (Bartram and Balance, 1996).

The behavior of the SPM, during the transport and post-deposition processes, deserves attention, since sediments can act as a vector of contamination by increasing the contaminant mobility and leading to contaminants liberation in the lentic ecosystems (Pickering, 1986; Tessier and Campbell, 1987; Sparks, 2005; Wong et al., 2006; Horowitz and Stephens, 2008; Brown & Calas, 2011; Rigaud et al., 2013). In assessing the impact of sediments, it is necessary to understand the (bio) availability of the elements rather than the total concentration (Ma and Rao, 1997; Bird et al., 2003). The bioavailable concentration corresponds to the fraction of a specific component found in the sediment in an easily responsible or absorbed way by the

organisms (Campbell and Tessier, 1989; Peijnenburg and Jager, 2003; Lu et al., 2005; Jalali and Khanlari of 2008; Keshavarzi et al., 2015; Nannoni and Protano 2016; Jayarathne et al., 2017). Since the 1990s, speciation or solid sediment partition assessment has been widely used. With the production of certified materials, the Community Bureau of Reference (BCR) method has become a reference to quantify bioavailability and, thus, evaluate the potential for toxicity in urban sediments (Ure et al., 1993; Tessier and Campbell, 1987; Rauret et al. Al., 1999; Monte et al., 2015; Rodrigues et al., 2017; Zhang et al., 2017; Kulbat and Sokolowska, 2019).

Built-in the 1950s, together with the new Brazilian capital, Lake Paranoá (PL), has been explored for power generation, leisure, navigation (Starling, 1998), and more recently, for public supply. Since its opening, the lake has received sediments, domestic sewage, in addition to diffuse phosphorus inputs that led to different periods of eutrophication in the lake and silting of streams in the final course (Alves et al., 1988; Baptista and Neto, 1994; Burnett et al., 2001; Angelini et al., 2008; Menezes, 2010; Carvalho, 2013; Batista and Fonseca, 2018). Over time, several studies have been carried out in the Paranoá basin to determine urbanization's impact. Studies have indicated significant land use and occupation changes linked to demographic increase periods occurring in Brasilia (Alves et al., 1988; Burnett et al., 2001; Angelini et al., 2008). This feature may affect the water quality (Moura et al., 2010; Carvalho, 2013) and silting up the PL (Menezes, 2010; Aquino et al., 2018). The PL sediment composition (Boaventura et al., 1996), and metals concentration in surface waters (Carvalho Junior, 1998). Moreira and Boaventura (2003) have shown an enrichment of Zn, Ni, Cr, Cu, Ba, V, Sr, P, Ti, Na, K, Al, and Ca in the sediments of Riacho Fundo. More recently, anomalies of Pb, Ca, Mg, Na, K, and Sr in PL suspended matters and sediments have been related to urban sediment sources (Franz et al., 2013; 2014a; 2014b). Several studies have demonstrated the metal's contribution from the sewage treatment plants (Maia et al., 2006; Gioia et al., 2006; Echeverria (2007). Although the studies address the Paranoá aquatic ecosystem's quality, the magnitude of sediment contamination, bioavailability and behavior of the metals of such metals input in the PL and its effects on water quality are still poorly understood.

The Brasilia City, particularly the sediment register, constitutes an interesting case of study to evaluate the urbanization effect in the tropical region since the Paranoa Lake and the watershed land use alteration has a well-known historic from its creation. Considering the limited capacity for self-purification and sinking of the ecosystem/tropical lake, these discharges of dangerous elements can contribute to changes in sediments and LP water quality. They are becoming more critical when considering the continuous population growth, water scarcity in Brasília during the dry season, and implementing the PL's water abstraction after

2018 for public supply (Brandão and Paviani, 2018). Thus, this study's objective was to evaluate the composition of suspended particulate material, sediments, gutter material, and soils in the Paranoá basin and their Spatio-temporal variability to assess anthropic changes magnitude in the quality of the environments since the creation of the lake. Based on solid sediments' speciation, this study may also allow us to define geochemical signatures and investigate the origin, behavior and risk of inorganic chemical compounds discharged into the lake.

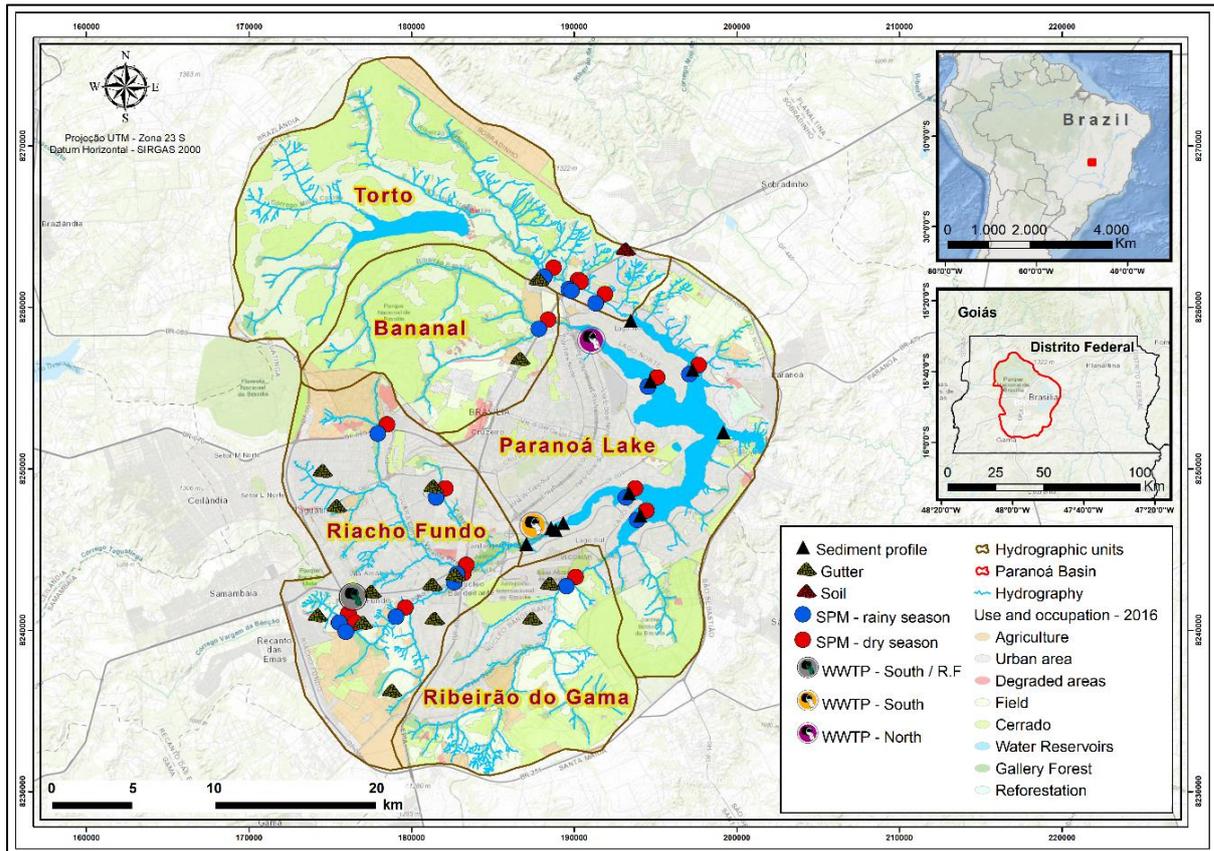
## **6.2. Material and methods**

### *Study area*

The study area is inserted in the hydrographic basin of Lago Paranoá (LP), located in the central region of the Federal District (Figure 1) between latitudes 15 ° 35 'and 15 ° 59' to the south and longitudes 47 ° 47 'and 48 ° 05' W. The lake, situated at 1000m of altitude, covers 38 km<sup>2</sup> for around 1000 km<sup>2</sup> of a drainage basin. The LP volume reaches 500 million m<sup>3</sup>, and the retention time is short, lesser than a year (Starling, 1998). The four main tributaries, delimiting four branches, are the Córrego Riacho Fundo and Ribeirão do Gama, the south; and Ribeirões Bananal and Torto to the north, in addition to other small tributaries (CODEPLAN, 1994).

The geological context of the Paranoá basin is marked by the presence of rocks belonging to the Paranoá Group of Mesoproterozoic age, partially covered by the Tertiary-Quaternary detritus-lateritic cover and by recent Quaternary alluviums (Faria, 1997; Campos and Freitas-Silva, 1998). Observed within the limits of the basin the occurrence of siltstones (S), slate (A), sandy metarritmites (R3), and quartzites (Q3) of the Paranoá Group (Maia et al., 2005). The LP watershed is dominated by Red Latosol (LV) followed by Yellow Red Latosol (LVA), Haplastic Cambisols (CX), Haplastic Gleisols (GX), Quartzarenic Neosols (RQ), Pétric Plintosols (FF), and Red Nitosols (NV) (Gonçalves, 2007). The damming of the Paranoá River in the '50s gave rise to the Paranoa Lake, whose located in central Brazil, the Federal District (DF). The climate is tropical, with annual precipitation of approximately 1500 mm distributed from December to March. The mean temperature is between 18 and 22°C.

**Figure 1** – Location of the Lake Paranoá and sampling points



### *Sampling*

The Riacho Fundo and Torto profiles' sampling points were defined based on historical images of Lake Paranoá (1964 - 2018). For collecting sediment core, an Eijkelkamp's sampler type profiler was used with an acrylic tube and pneumatic hammer professionally (GSH 16-28) of 45 J (Joules) power. The sampling was carried out, in 2019, at intervals of one meter, and the collected material was preserved in 50 mm acrylic tubes.

2018 in July, the sampling focused on eight sediment cores collected in Lake Paranoá using a piston-core of Uwitec Sampling Equipment, equipped with 50 cm polyethylene tubes. The sediment sampling points were chosen to assess the contributions of the various tributaries and characterize the sediments' dynamics. Since the '80s, two Waste Water Treatment Plant (WWTP) discharges effluents directly into the lake. The sampling design with 4 points distributed inside the BRF also discusses the contribution of the south Waste Water Treatment Plant (WWTP-S). It has to be noted that the BRF has a history of irregular occupation that generated the more significant urban and population density area of the DF, constituted by both planned and unplanned district, industrial sectors, and dump (Menezes, 2010; Castro et al., 2019). This urbanization feature includes one factor that led to the Riacho Fundo stream

becoming the main contributor to the concentration of sediments for LP (Menezes, 2010). After sampling, two slices of sediment, i.e., 0-1cm and 4-5 cm, were separated.

For the collection of suspended particulate material (SPM), 2-liter polyethylene bottles were used, previously washed with an acidic solution (HCL 10%), and then left to stand in solution for 8 hours. Subsequently, they were rinsed with Milli-Q water in abundance. The samples were collected at an average depth of 10 cm from the surface. At the time of collection, the bottles were acclimated with water from the collection point. In addition to the procedures used to minimize contamination or interference in the sampling, a claw was used not to collect the samples close to the margin.

The topsoils (soil from 0 to 10 cm deep) from typical regional latosol or oxisol (LV and LVA) and cambisol (CX) have been sampled. Additionally to topsoil, material accumulated in front of street gutters was collected to constitute potential end-member of sediments potentially transported from urban and industrial areas into the lake by runoff. Table 1 shows the type, location and identification of the samples collected.

#### *Sample preparation*

The sediment, soil, and urban material samples were dried in an oven at 50 ° C, sieved at 2 mm, and crushed in agate grade. Afterward, 100 mg of each sample was digested in an acid solution in Teflon reactors (Savillex®). The process took place in 4 step (I-IV) with complete evaporation between each: I - 5: 2 mL of HF (40%, v / v) HNO<sub>3</sub> mixture (65%, v / v) at 130°C; II - 3: 1 mL of HCl (6 M, v / v) -HNO<sub>3</sub> (65%, v / v) mixture at 130°C; III - 2: 1 mL of HNO<sub>3</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> mixture (35%, v / v) at 90°C and IV - at the end, the digested solid was dissolved in 10 mL of HCl (2 M, v / v) and centrifuged to remove possible residue. After being collected, the samples of SPM were filtered, adapting the methodology proposed by Carvalho et al. (2000), filtered through membranes with a porosity of 0.22 µm. The filters, after drying and weighing, followed the same digestion procedure applied to the sediments.

Sequential extraction in sediment samples was performed using the standardized procedure by the European institution Bureau Communautaire de Référence (BCR) (URE et al., 1993) developed by Quevauvillier et al. (1996) and modified by Rauret et al. (1999). The BCR protocol uses four stages, called F1 to F4, for the analysis of elements associated to fractions: F1- exchangeable for determining soluble species and carbonates; F2- reducible for determining the species linked to iron and manganese oxides; F3- oxidizable to decide on species associated with organic matter and sulfides; and F4 or residual to dissolve elements retained in the crystalline structure of the mineral (Mossop and Davidson, 2003).

The collected samples were dried in the air to determine C and N levels, sieved through 2 mm sieves, and then disaggregated using Agate Grain. The analyzes were carried out using the dry combustion method (elemental analyzer - CHNS) (Skejmstad; Taylor, 1999).

#### *Analyze*

The mineralogy of the samples was analyzed by the XRD method at the IG / UnB X-Ray Laboratory, on total or bulk and clay fraction using the RIGAKU - ULTMA IV diffractometer, operating with copper tube and nickel filter, under 35 kV and 15 mA current, scanning speed of 2 °/minute, 0.05° steps, in the interval 2θ to 40° (ALBERS et al., 2002). The minerals identification occurred by interpreting XRD diffractograms using JADE 3.0 software and considering their constants and changes in the four reading scans (total, clay, glycolate, and heated). The semi-quantitative analysis was performed using relative intensities of the peaks of the interplanar distances (d).

The percentage of loss to ignition (LOI) was obtained by the loss of matter organic and volatile solids in muffle at 1000°C using the gravimetric method (Heiri et al. 2001). The stratigraphic and sedimentological determination of the profiles was carried out based on the granulometric description proposed by Wentworth (1992).

The major and traces elements of the sequential and total extraction solutions were analyzed by ICP-OES 5100 dual view and ICP-MS (Q-Thermo Scientific, USA) from the Geochemistry Laboratory of the University of Brasília and HSM Montpellier, respectively. The quality of metals present in sediments was assessed based on reference levels proposed by several agencies, such as the United States Environmental Protection Agency - USEPA (Thomas, 1987), Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, and Brazilian Ministry of the Environment (CCME, 2003; CONAMA 454-11 / 2012).

All reagents used during the cleaning of labware, sample preparation, chemical extractions, high-grade purity, and acids were distilled by sub-boiling in Teflon™ stills. Analytical blanks were determined according to the recommendation of Rauret et al., 1999, i.e., vessel blanks, reagent blank, and procedural blanks, all resulting values lower than the LD of analysis. For Quality Assurance (QA)/Quality Control (QC) of complete digestion and BCR extraction, it was used certified reference materials: NIST (San Joaquin Soil SRM 2709a and Estuarine sediment 1646a) and BCR-701® (Freshwater Lake Sediment) to BCR extraction. The standard samples' accuracy averaged within ± 5% of certified values, and standard deviations of the triplicates ranged from 95 % to 115 %. The limit of detections to trace metals was below 0.030 and 0.0010 µg L<sup>-1</sup> for the ICP-OES and ICP-MS analyses.

To assess the risks associated with some sediment elements, the Mobility Factor (FM) was calculated from the fractions F1 and F2, which may suffer from greater changes due to changes in pH and Eh. The equation proposed by Sahuquillo et al. (2003), according to modified equation 1, consists of the evaluation of the fractions that have the greatest potential for availability to the environment.

**Equation 1 - Mobility Factor**

$$FM = (F1 + F2) / (F1 + F2 + F3 + F4) \times 100$$

To interpret the sample data set, tools such as descriptive statistics (mean, median and standard deviation) and multivariate analysis (analysis of the main components - ACP) were used using the XLSTAT tool present in the Excel software. The multivariate approach with principal component analysis (PCA) with varimax rotation was used to reduce the number of variables without losing significance between them (Mulholland et al., 2012).

For the metals Zn, Ni, Cr, Cu, and Sr, the Enrichment Factor (EF) normalized by Th (Equation 2) was calculated, which parameterizes the adverse effects that can occur in the aquatic environment (Macdonald et al., 2000; Sutherland 2000).

**Equation 2 - Enrichment Factor**

$$FE = (Mt / Th) \text{ sample} / (Mt / Th) \text{ ref.}$$

Where (Mt / Th) sample and (Th / Mt) ref. are the concentration ratio in the sediment sample and the reference sample (background), respectively. The reference values were those proposed by Moreira and Boaventura (2003) for Zn, Ni, Cr, Cu, Sr and P. For the remaining elements analyzed, Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, As and Cd was used the average of the reference soils in the region. EF values below 2 do not indicate anthropogenic pollution, between 2 and 5 represent moderate pollution, values between 5 and 20 indicate significant pollution, and between 20 and 40, pollution is seen as high (Andrews and Sutherland 2004). In order to compare the sample set, given the granulometric variations of the analyzed samples, normalization was performed using a conservative element, Al (Sakan et al., 2010).

**Table 1**—Samples collected in the study

Type	Identification	watershed	SIRGAS 200 / Zone 23S		Season	Type	Identification	watershed	SIRGAS 200 / Zone 23S		Season
			Latitude	Longitude					Latitude	Longitude	
Lowland	S4LA	Riacho Fundo	187150	8245340	Dry	Streams	P4SBR2	Riacho Fundo	176246	8240182	Rain
Lowland	S5SA	Torto	193578	8259180	Dry	Streams	P4SCR1	Riacho Fundo	179342	8241117	Rain
Aquatic environment	S4LB	Riacho Fundo	188959	8246200	Dry	Streams	P4SCR2	Riacho Fundo	179342	8241117	Rain
Aquatic environment	S4LC	Lake Paranoá	188677	8246330	Dry	Streams	P5SAR	Torto	188445	8262169	Rain
Aquatic environment	S4LD	Lake Paranoá	189425	8246630	Dry	Streams	P5SBR1	Torto	189970	8261400	Rain
Aquatic environment	S2L	Lake Paranoá	194168	8247110	Dry	Streams	P1SBR	Bananal	188196	8258940	Rain
Aquatic environment	S4LE	Lake Paranoá	193471	8248490	Dry	Streams	P4SFR	Riacho Fundo	183095	8243756	Rain
Aquatic environment	S3L	Lake Paranoá	199264	8252290	Dry	Streams	P2SAR	Gama	189806	8243003	Rain
Aquatic environment	S5LB	Lake Paranoá	197373	8256130	Dry	Streams	P4SER	Riacho Fundo	178217	8252456	Rain
Aquatic environment	S1L	Lake Paranoá	194771	8255400	Dry	Streams	P5SBR2	Torto	189970	8261400	Rain
Gutter	G1	Bananal	186709	8256792	Dry	Streams	P4SAR	Riacho Fundo	175838	8240749	Rain
Gutter	G5	Torto	187846	8261723	Dry	Streams	P4SA	Riacho Fundo	175838	8240749	Dry
Gutter	G4A	Riacho Fundo	177023	8240449	Dry	Streams	P4SE	Riacho Fundo	178217	8252456	Dry
Gutter	G4C	Riacho Fundo	174557	8249864	Dry	Streams	P4SD	Riacho Fundo	182912	8243244	Dry
Gutter	G4D	Riacho Fundo	175428	8247669	Dry	Streams	P4SC	Riacho Fundo	179342	8241117	Dry
Gutter	G2B	Gama	188540	8242866	Dry	Streams	P4SB	Riacho Fundo	176246	8240182	Dry
Gutter	G4F	Riacho Fundo	181365	8248889	Dry	Streams	P2SA	Gama	189806	8243003	Dry
Gutter	G2A	Gama	187439	8240707	Dry	Streams	P5SC	Torto	190134	8261302	Dry
Gutter	G4B	Riacho Fundo	182720	8243390	Dry	Streams	P4SG	Riacho Fundo	181805	8248495	Dry
Gutter	G4E	Riacho Fundo	177555	8242364	Dry	Streams	P1SA	Bananal	188090	8258948	Dry
Gutter	CF	Riacho Fundo	178807	8236231	Dry	Streams	P1SC	Bananal	188423	8259019	Dry
Gutter	AG	Riacho Fundo	174249	8240896	Dry	Lake	P4LB	Lake Paranoá	193471	8248490	Dry
Gutter	NB	Riacho Fundo	181300	8242813	Dry	Lake	P2L	Lake Paranoá	194168	8247109	Dry
Gutter	PW	Gama	181438	8240686	Dry	Lake	P1L	Lake Paranoá	194821	8255376	Dry
Soil	Ox	Torto	193938	8263920	Dry	Lake	P5L	Lake Paranoá	197373	8256134	Dry
Soil	Ox		216841	8273220	Dry	Lake	P4LA	Lake Paranoá	188677	8246330	Dry
Soil	Cx		195942	8278990	Dry	Gutter	CC	Riacho Fundo	178807	8236231	Dry
Streams	P4SBR	Riacho Fundo	182912	8243244	Rain	Gutter	AA	Riacho Fundo	174249	8240896	Dry
Streams	P4SGR1	Riacho Fundo	181805	8248495	Rain	Gutter	AU	Riacho Fundo	181300	8242813	Dry
Streams	P4SGR2	Riacho Fundo	181805	8248495	Rain	Gutter	AU	Riacho Fundo	181438	8240686	Dry
Streams	P4SBR1	Riacho Fundo	176246	8240182	Rain						

### 6.3. Results and Discussion

#### Mineralogy

Considering the bulk fraction, the mineralogy of both source areas (soils and gutters) and sediments are dominated by quartz, kaolinite, followed by gibbsite and illite (Table 1). In the clay fraction, the main mineral is kaolinite, followed by gibbsite and illite, and quartz remains a trace constituent in this fraction. Hematite, rutile, and anatase were found as a trace in both fractions. The mineralogical assembly is in accordance with the pedogeological nature of the basin, being composed of clay, sandy metarritmite, and well-developed soils (Reatto et al., 2004; Campos et al., 2013) and previous studies (Moreira and Boaventura, 2003; Maia et al., 2006; Franz, 2014a and 2014b). Accordingly, to the intense weathering conditions and absence of carbonate outcrop in the LP watershed, calcite has not been found in natural soils or sediments (Tab. 2). Oppositely, calcite occurs as a trace mineral in soil from agricultural areas and gutter. Calcite is commonly used as pH's soil corrector and cement, a material widely used in civil construction (MME, 2009), which indicates that this mineral is probably coming from an anthropogenic source.

**Table 2** – Mineral constituents of a selection of samples from source and sediment areas.

Mineral	KLN		GBS		ILT		QZ		GTH		HEM		RT		ANT		CAL		
	T	A	T	A	T	A	T	A	T	A	T	A	T	A	T	A	T	A	
Soil and gutter material	Agriculture	M	M	M <sup>+</sup>	M <sup>+</sup>	-	-	M	-	t	-	t	-	t	t	t	t	-	-
	Cerrado Field	M	M	M <sup>+</sup>	M <sup>+</sup>	t	t	M	t	t	t	t	-	t	t	t	t	-	t
	AU I (PW)	M	M <sup>+</sup>	m	M	n	M	M <sup>+</sup>	t	-	t	t	-	t	t	t	t	t	t
	AU II (NB)	M	M <sup>+</sup>	m	M	n	M	M <sup>+</sup>	m	t	m	t	t	t	t	t	m	t	t
	Oxisoil	m	M	m	M	n	M	M <sup>+</sup>	t	-	t	t	-	t	t	t	t	-	-
	Cambisol	M	M <sup>+</sup>	m	M	n	M	M <sup>+</sup>	m	t	m	t	t	t	t	t	m	-	-
Lake Sediment	S4LB/0-1	M	M <sup>+</sup>	m	m	n	M	M <sup>+</sup>	t	t	t	t	t	t	t	t	-	-	-
	S4LB/4-5	M	M <sup>+</sup>	m	M	n	M	M <sup>+</sup>	t	t	t	t	t	t	t	t	-	-	-
	S4LC/0-1	M	M <sup>+</sup>	m	m	n	M	M <sup>+</sup>	t	t	t	t	t	t	t	t	-	-	-
	S4LC/4-5	M	M <sup>+</sup>	m	M	n	M	M <sup>+</sup>	t	t	t	t	t	t	t	t	-	-	-
	S4LD/0-1	M	M <sup>+</sup>	m	m	n	M	M <sup>+</sup>	t	t	t	t	t	t	t	t	-	-	-
	S4LD/4-5	M	M <sup>+</sup>	m	M	n	M	M <sup>+</sup>	t	t	t	t	t	t	t	t	-	-	-
	S1L/0-1	M	M <sup>+</sup>	m	m	n	M	M <sup>+</sup>	m	t	t	t	t	t	t	t	-	-	-
	S1L/4-5	M	M <sup>+</sup>	m	M	n	M	M <sup>+</sup>	m	t	t	t	t	t	t	t	-	-	-
	S3L/0-1	M	M <sup>+</sup>	m	m	n	M	M <sup>+</sup>	m	t	t	t	t	t	t	-	-	-	-
	S3L/4-5	M	M <sup>+</sup>	m	M	n	M	M <sup>+</sup>	m	t	t	t	t	t	t	-	-	-	-

**Legend:** (AU I) Low density urban area, (AU II) High density urban area, (NB) Núcleo Bandeirante, (PW) Parque Way, (ILT) = illite, (KLN) = kaolinite, (GBS) = gibbsite, (QZ) = quartz, (GTH) = goethite, (HEM) = hematite, (RT) = rutile, (ANT) = anatase, (CAL) = calcite, (T) = total fraction, (A) = fraction clay, (M +) = predominant major constituent, (M) = major, (m) = minor, (t) = dash, (-) = absent.

### *Geochemical Signatures*

The composition of the main elements and metals (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ti, Si, As, Cd, Cr, Ni, Cu, P, Pb, Sr, Mo, Zn, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Dy, Er, Yb) are shown in table 3. As expected, both sediments and materials in the source areas are mainly composed of SiO<sub>2</sub>, and gutter materials have higher CaO and MgO content. In contrast, sediments and soils are richer in terrestrial elements, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, MnO, and TiO<sub>2</sub>. Due to the Th's grouping with the Rare Earth Elements (REE), the terrestrial pole also stands out. For SPM, SiO<sub>2</sub> concentrations were not analyzed due to the sample's nature, material retained in a millipore filter. An overview of the geochemical zones, in terms of primary geochemical data, normalized by Al, is demonstrated by analyzing the main components (PCA) (Fig. 2).

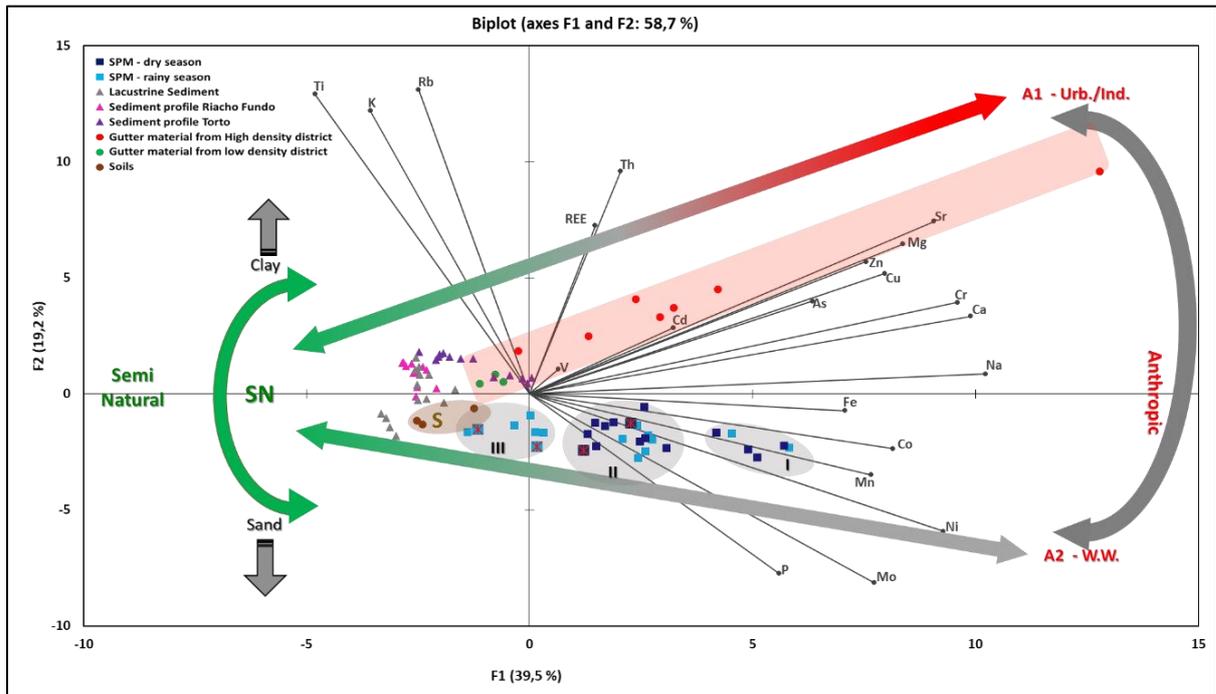
The PCA, figure 2, represented 58.67% of the total variance, with two main components, anthropic (A) and semi-natural (SN), identified. Component A being associated with elements from sewage and civil construction and the SN component closest to terrigen. Despite the difficulty in separating the source areas, the clusters within the components, the approach, and the elements' behavior allowed the identification through geochemical signatures. Based on sample dispersion, the PCA allows distinguishing at least a semi-natural and two anthropogenic end-members, respectively SN and A1 and A2. In the semi-natural component (Fig. 2), the defined cluster, SN, has a higher Ti, K, and Rb concentration. The SN component was not characterized as natural, despite soils' presence, because the sediments present in the component suffer anthropic influence. Considering the semi-natural cluster, soils and sediments samples are dispersed along with the F2 ax, according to the content of terrigenous elements (Ti, Rb, K and Th, and REE). The dispersion of sediments samples, such as dispersion of sediment from RF profile, may also be related to granulometric variation with samples richer in clay richer in the terrigenous element and coarse samples (probably richer in Si, an element not considered in this PCA because of HF digestion). In the stratigraphic packages (Fig. 3), it is possible to observe variation in the concentrations of the elements according to the granulometry changes; among the stratigraphic packages, more clay or sandy.

In SN, a transition was identified between the samples, with the influence of clayey to sandy material, in addition to the influence of the sewage treatment plant. In SN, the sub-cluster of soil samples (S) was also identified. Sediments with higher P, Ca, Cu, and Zn concentrations, as in samples S4LC / 0-1 and S4LC / 4-5, may be related to the effluent from the southern sewage treatment plant directly directed to the PL. In the sediment samples from Riacho Fundo (S4LA), the concentrations of P between 1497 and 1585 mg.kg<sup>-1</sup>, in S4LA / 224-227 and S4LA / 235-241, approximate the concentration of the sediments sampled in freight to the treatment

station sewage system south of PL. These concentrations may be associated with when algaecide and flocculants were used, on Lake Paranoá, in the late 70s and early 80s / 90s to mitigate the eutrophication process. The use of these products aimed at depressing organic matter (M.O) associated with a strong period of eutrophication of the PL waters.

In A1, the samples have a higher concentration in Ca, Mg, Zn, Cu and correspond to residential urban areas with lower urban standards, industries, and commerce with the presence of car maintenance services. In A2 corresponding to richer samples in P, Mo, Ni, Mn, Co, and Fe. These samples correspond to places that receive rainwater from regions with low urban standards and influence from domestic sewage release.

**Figure 2:** PCA of sediment samples, SPM, gutter, soil, and bottom profiles of the Paranoá Lake basin.



**Table 3**—Concentrations of samples of the main elements and metals.

Identification	mg/kg <sup>-1</sup>																												
	Na	Mg	Al	P	K	Ca	Ti	Mn	Fe	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Mo	Cd	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Dy	Er	Yb	Pb	Th
P4SBR	3204	3219	33237	3468	1272	33600	196	426	26222	82,2	33,2	25,4	110,3	4,3	85,2	36,0	0,4	11,3	28,2	2,4	9,1	1,8	0,3	1,5	1,1	0,5	0,4	13,5	9,4
P4SGR1	5949	5482	63640	17320	3792	57393	123	603	41083	135,2	57,6	58,7	317,1	6,3	188,2	48,9	0,3	31,2	55,2	6,2	23,0	4,0	0,8	3,2	2,3	1,1	0,9	20,3	9,4
P4SCR1	2626	2510	68256	8716	1817	19525	230	462	52246	107,3	35,2	67,2	286,7	10,0	64,4	16,6	0,4	27,7	81,5	5,9	22,3	4,2	0,8	3,4	2,2	1,0	0,8	34,7	7,5
P5SBR1	5144	5627	68649	8382	2569	59252	282	1756	231440	141,6	65,1	51,7	<LD	18,0	149,0	58,4	<LD	39,2	99,8	8,8	34,0	5,8	1,1	4,8	3,2	1,7	1,4	<LD	14,5
P4SBR1	733	2562	48776	20291	4775	11675	144	79	12253	37,7	23,5	87,3	491,9	3,1	56,5	8,5	0,4	3,2	51,0	0,6	2,4	0,5	0,1	0,6	0,3	0,2	0,2	15,5	1,1
P4SBR2	287	1138	49256	1372	744	6168	96	83	25730	58,7	12,6	37,0	193,2	5,1	24,3	4,3	0,2	21,6	45,4	4,4	16,4	3,1	0,6	2,4	1,6	0,7	0,6	29,4	7,2
P5SAR	17907	19083	100241	23197	1373	211570	209	559	132811	355,8	188,8	67,7	<LD	13,1	501,3	214,0	<LD	23,7	43,6	5,2	20,9	4,5	0,8	4,3	3,1	1,6	1,5	<LD	37,4
P1SBR	8426	10299	76029	9677	1034	114058	125	235	20454	211,2	106,3	40,9	<LD	3,9	264,9	116,9	<LD	26,3	50,9	5,5	21,8	5,1	0,9	4,0	2,9	1,4	1,3	<LD	15,4
P4SFR	3486	2397	23541	3854	1277	26041	52	92	22463	72,2	32,3	14,8	<LD	3,0	65,6	25,6	<LD	5,1	10,6	1,2	4,8	1,0	0,2	0,9	0,6	0,3	0,3	<LD	4,9
P4SGR2	11188	15786	110234	11327	1032	173882	135	244	30832	293,0	146,7	63,8	<LD	6,9	439,6	180,8	<LD	23,6	45,2	5,0	19,4	3,8	0,8	3,6	3,0	1,4	1,2	<LD	13,0
P4SCR2	64	74	1379	134	27	713	4	3	850	2,2	0,9	0,8	2,2	0,2	2,0	0,7	0,0	0,5	1,4	0,1	0,5	0,1	0,02	0,1	0,04	0,02	0,02	0,4	0,3
P2SAR	1708	1285	36030	2154	1345	13463	100	65	16417	85,2	23,9	13,8	21,7	2,7	37,0	13,3	<LD	16,5	34,4	3,5	12,6	2,3	0,4	1,7	1,1	0,5	0,4	8,7	8,0
P5SBR2	4664	5285	55138	5925	1396	56245	188	251	82342	126,4	71,9	34,9	<LD	11,0	136,8	57,1	<LD	19,3	66,8	4,3	16,0	2,8	0,5	2,5	1,8	0,9	0,9	<LD	12,0
P4SAR	248	1723	72773	891	973	6666	235	157	40888	75,1	14,7	44,3	240,1	7,6	27,8	4,2	0,2	25,7	59,8	5,4	20,4	3,9	0,7	3,1	2,2	1,1	0,8	35,7	11,3
P4SER	2131	2587	60904	2584	418	28243	219	85	62114	101,5	32,0	27,8	<LD	6,3	67,8	29,2	1,3	20,1	37,7	4,0	15,0	2,8	0,5	2,2	1,5	0,8	0,6	14,1	30,8
P1SA	22810	25323	252996	30396	3331	273671	291	2078	252133	545,8	244,4	134,7	1734,5	41,3	655,8	277,0	1,3	59,0	121,3	13,5	55,4	11,3	2,2	9,5	7,4	3,6	3,2	78,8	53,1
P5SC	1478	1216	14430	2064	185	13504	23	554	41713	29,8	13,8	7,8	84,4	3,7	31,2	13,8	0,1	6,3	10,9	1,3	4,9	0,9	0,2	0,7	0,5	0,3	0,3	5,2	3,5
P4SB	2807	3401	77093	4534	2483	33460	443	1557	172234	119,5	54,2	39,2	260,0	17,4	84,8	33,9	0,4	31,2	103,0	6,4	23,8	4,0	0,8	3,1	2,0	1,0	0,9	28,7	24,2
P4SG	11495	11596	115442	37188	3312	122457	312	2967	175214	251,4	120,8	112,5	856,5	24,5	319,6	119,0	0,8	47,2	122,5	9,8	37,9	7,2	1,5	6,3	4,2	2,1	1,7	55,4	40,3
P4SA	5685	7768	38430	4901	683	84976	<LD	377	9421	128,7	70,5	29,0	277,1	2,5	200,7	88,0	0,2	5,8	10,8	1,3	5,4	1,2	0,3	1,4	1,1	0,5	0,5	4,4	4,9
P4SE	4755	6338	61105	16622	1210	66665	140	1145	47714	134,5	64,9	57,6	430,1	7,5	173,6	66,2	0,4	18,2	50,2	3,4	13,5	2,7	0,6	2,4	1,6	0,8	0,7	18,9	12,8
P1SC	11318	15494	201278	90172	12945	128584	378	383	108343	311,8	121,1	307,4	2120,2	12,9	409,6	115,1	1,6	44,8	144,6	4,7	17,9	3,8	0,8	4,2	2,7	1,3	1,3	50,8	27,2
P2SA	20628	21229	181591	28760	5682	229164	603	7215	400813	436,1	251,0	135,7	1292,4	35,8	541,7	229,5	0,7	64,2	188,0	13,8	54,8	10,2	1,8	8,2	6,1	3,2	2,7	43,5	43,3
P4SC	4762	5978	143728	6967	3708	57706	705	2607	240814	233,4	82,4	81,5	380,4	30,4	148,2	58,0	0,2	52,4	182,7	11,2	43,3	7,7	1,4	6,1	4,2	2,3	2,0	46,7	41,0
P4SD	3926	4207	41908	5704	924	45786	109	634	31852	93,0	43,4	26,7	236,0	4,8	117,9	44,5	0,2	14,3	27,2	3,2	13,2	2,6	0,6	2,6	2,0	1,0	0,8	13,2	8,8
P4LB	6921	5952	91290	10745	4863	58809	288	1735	60374	170,6	71,8	59,0	234,1	10,4	157,4	55,4	0,7	30,5	76,4	6,7	25,7	4,8	1,0	4,3	2,7	1,2	1,1	30,6	17,2
P2L	22897	17640	238228	26967	15200	191803	924	1918	309202	489,9	252,3	112,3	475,8	31,4	470,6	179,4	10,7	83,7	190,8	18,3	69,6	12,9	2,5	10,0	6,7	3,2	3,0	68,1	49,4
P4LA	7816	7116	103899	41289	6327	67891	309	196	43117	173,4	84,5	79,6	785,9	7,7	190,8	63,6	1,1	15,4	150,0	3,4	13,3	2,7	0,5	9,6	1,7	0,9	0,9	27,7	6,8
P5L	3195	2919	41261	3717	2817	30098	203	876	46308	84,0	36,4	24,6	94,4	8,4	78,6	27,7	3,5	16,2	53,3	3,4	13,7	2,4	0,5	2,0	1,3	0,6	0,5	15,5	10,6
P1L	7657	6289	85754	9181	5735	61772	467	578	87663	213,6	92,3	48,6	307,7	12,3	149,3	58,0	0,7	22,1	60,1	4,8	19,1	3,6	0,7	3,3	2,3	1,1	1,0	26,3	19,3
Cx	464	1252	121784	1101	3463	2509	6889	121	218278	84,5	25,8	58,7	239,5	18,3	28,4	1,9	0,02	58,0	67,0	13,9	47,8	7,8	1,6	7,0	7,1	4,0	3,8	24,8	23,7
L	386	231	179012	1123	392	394	11207	77	84692	103,8	10,9	5,4	24,0	26,5	11,1	3,7	0,04	10,5	26,4	1,9	6,5	1,4	0,3	1,7	2,8	2,0	2,3	3,2	38,2
Lv	344	871	115062	948	2271	77	5205	53	41085	39,4	13,4	8,6	19,2	11,3	5,1	1,1	0,02	23,1	84,4	6,0	23,5	4,8	1,0	4,3	4,5	2,9	3,0	7,4	21,9
G1	2709	10363	22547	1485	4620	62255	1697	154	23406	39,3	9,8	28,4	169,8	4,9	236,6	1,2	0,1	9,2	19,5	2,0	7,5	1,4	0,3	1,3	1,2	0,7	0,7	125,0	7,5
G5	220	2090	52255	339	3784	10238	3335	66	42964	69,0	8,9	34,7	48,3	13,6	32,7	1,2	0,03	11,8	33,1	2,1	7,1	1,3	0,3	1,2	1,5	1,0	1,1	13,1	16,0
G4C	1723	2989	33800	1227	6074	23351	2563	112	32767	60,7	7,6	21,2	87,2	6,4	99,1	1,6	0,1	7,4	20,3	1,5	6,4	1,4	0,3	1,1	1,1	0,7	0,8	56,3	10,0
G4D	2543	6535	26477	1248	6189	46401	2537	148	41529	64,4	9,6	20,0	125,9	7,6	163,4	1,2	0,2	9,2	17,9	1,8	6,7	1,3	0,3	1,2	1,2	0,8	0,8	18,4	10,0
G4F	1911	7553	23417	1569	3700	54228	2257	139	20943	56,9	7,9	24,2	138,5	4,7	153,4	1,0	2,9	6,4	14,6	1,3	5,1	0,9	0,2	0,9	0,9	0,6	0,6	95,5	6,7
G4E	1838	3255	26237	1182	3595	24960	2476	189	28056	60,7	7,8	28,1	188,8	6,8	104,0	1,7	0,2	10,3	22,5	1,6	5,6	1,0	0,2	1,1	1,2	0,8	0,8	143,4	8,7
G4A	2324	4212	12085	448	2034	28252	606	53	7648	15,2	8,5	4,9	31,4	1,7	110,5	0,3	0,1	6,1	12,0	1,3	4,7	0,9	0,2	0,7	0,7	0,4	0,4	10,1	4,5
G4B	3279	5077	13298	475	3430	44447	1370	251	25011	128,4	16,9	66,6	568,5	3,5	221,9	6,6	0,3	9,9	28,9	2,6	9,3	1,4	0,2	1,0	0,7	0,4	0,4	58,8	7,1

Identification	mg/kg <sup>1</sup>																													
	Na	Mg	Al	P	K	Ca	Ti	Mn	Fe	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Mo	Cd	La	Ce	Pr	Nd	Sm	Eu	Gd	Dy	Er	Yb	Pb	Th	
G2A	1513	6116	70087	991	5745	32586	5030	167	51553	81,9	13,8	23,9	119,1	12,2	142,2	2,1	3,1	14,6	33,2	3,0	11,4	2,2	0,5	2,1	2,4	1,5	1,6	40,6	22,7	
G2B	851	3030	74530	633	3304	22269	5882	180	58681	194,6	14,5	39,2	142,8	18,5	121,2	2,8	0,2	16,4	34,4	3,1	10,4	1,8	0,4	1,7	2,1	1,4	1,6	29,0	24,8	
S5SA/10-15	986	1978	57694	817	9785	7219	4235	48	28860	58,8	13,5	13,1	31,1	6,1	37,4	7,7	0,1	30,9	73,4	6,7	24,5	4,6	0,9	4,2	4,1	2,6	2,7	15,7	15,9	
S5SA/50-57	748	1803	48155	838	8164	7279	3495	45	21304	48,0	11,8	11,1	21,9	5,7	38,0	7,0	0,04	27,8	65,4	6,2	22,8	4,3	0,8	3,8	3,7	2,3	2,3	12,9	13,6	
S5SA/84-89	569	779	10390	602	1282	6783	578	10	4917	17,9	6,4	4,3	6,2	2,1	23,1	6,5	<LD	8,1	17,0	1,8	6,7	1,2	0,2	0,9	0,8	0,4	0,4	3,1	1,5	
S5SA/89-123	589	859	13885	644	1864	6662	824	11	5764	20,0	6,8	4,0	6,2	2,1	23,9	6,6	<LD	9,3	20,0	2,1	7,6	1,4	0,3	1,1	1,0	0,6	0,6	3,6	2,3	
S5SA/136-146	745	1603	40208	825	6971	6912	3007	31	18016	42,3	10,9	9,1	15,7	4,6	34,1	6,8	0,03	26,0	57,6	5,6	20,6	3,8	0,7	3,5	3,5	2,2	2,3	10,9	12,2	
S5SA/156-158	702	1334	32018	710	5307	7373	1984	29	18095	37,0	10,3	9,7	16,2	3,7	31,0	7,2	0,03	26,3	61,1	5,6	20,2	3,6	0,7	2,9	2,4	1,5	1,5	10,8	7,7	
S5SA/165-186	571	794	12079	624	1457	6752	703	10	7092	19,9	6,5	3,9	8,3	2,5	24,1	6,7	<LD	9,0	18,3	1,9	7,0	1,2	0,2	1,0	0,8	0,5	0,5	3,8	2,0	
S5SA/186-248	591	865	14155	648	1764	7044	833	13	8766	21,5	7,0	4,2	8,1	2,7	24,9	6,4	<LD	9,5	19,4	2,0	7,2	1,3	0,2	1,1	1,0	0,6	0,6	3,9	3,1	
S5SA/250-252	636	1142	26568	734	4019	6796	1718	32	17083	31,9	8,6	7,8	12,5	4,0	29,7	6,3	0,02	23,1	52,4	4,8	17,2	3,0	0,5	2,4	2,1	1,2	1,2	8,8	6,6	
S5SA/259-268	783	1649	44667	767	8173	6552	3233	58	24791	45,6	11,5	10,1	16,3	4,1	34,2	6,4	0,03	28,4	63,4	6,1	22,0	4,1	0,8	3,6	3,5	2,1	2,2	12,0	12,7	
S5SA/183-335	581	852	12382	590	1447	7433	696	11	6702	20,9	8,8	3,9	6,0	2,5	25,5	7,1	<LD	9,2	18,6	1,9	7,1	1,3	0,2	1,0	0,9	0,5	0,5	3,7	1,8	
S5SA/344-350	648	1352	36719	747	5999	6289	2515	42	20953	38,3	9,4	9,0	12,0	4,9	33,1	6,2	0,02	27,4	61,6	5,6	19,7	3,4	0,6	2,9	2,6	1,6	1,7	11,1	10,3	
S5SA/363-369	1402	2929	93434	956	20218	7063	5946	63	43673	76,3	14,0	13,3	20,7	9,3	62,7	7,3	0,04	62,6	132,7	11,2	37,5	6,3	1,1	5,0	4,6	2,8	3,0	21,8	26,5	
S4LA/10-17	244	665	30527	209	4052	964	2184	43	13838	29,3	5,1	10,4	19,2	2,9	10,9	0,4	0,04	16,5	34,6	3,5	13,0	2,4	0,5	2,0	1,7	1,1	1,2	8,2	8,8	
S4LA/37-50	333	898	44821	250	6458	1277	3118	84	22133	41,9	6,3	12,0	21,8	3,9	16,0	0,5	0,05	19,5	43,9	4,1	15,1	2,8	0,6	2,4	2,2	1,4	1,5	11,5	15,8	
S4LA/87-90	297	675	40944	143	5637	523	2986	29	22802	36,2	5,1	9,0	13,6	3,9	11,1	0,5	0,04	14,7	34,9	3,1	11,4	2,1	0,4	1,9	1,8	1,2	1,3	8,8	13,3	
S4LA/98-109	790	1843	89016	381	17169	935	5960	54	37260	74,0	10,0	17,7	28,1	5,2	24,4	0,9	0,1	30,9	70,9	6,3	23,2	4,4	0,9	3,9	3,9	2,5	2,7	19,5	28,3	
S4LA/162-165	330	834	45150	366	6809	775	3002	47	19902	39,9	6,9	12,7	22,5	3,0	12,7	0,5	0,04	19,4	42,9	4,1	15,2	2,8	0,6	2,3	2,0	1,3	1,4	11,9	12,7	
S4LA/224-227	963	1652	74960	1586	13063	1163	4846	41	27664	60,3	11,0	17,5	31,5	4,5	18,4	0,7	0,1	35,7	78,1	7,2	26,8	4,9	1,0	4,0	3,5	2,2	2,4	20,7	25,0	
S4LA/235-241	1285	1834	97997	1498	17819	1238	6509	108	41332	82,2	11,2	19,8	31,8	5,4	25,8	0,9	0,1	34,3	76,8	6,6	23,9	4,6	1,0	4,1	4,3	2,7	2,9	22,6	30,0	
S4LA/277-288	903	2019	99632	484	20073	886	6565	102	45577	84,9	11,1	20,5	37,2	5,3	24,0	0,9	0,1	32,2	73,6	6,3	22,9	4,3	0,9	3,8	3,7	2,3	2,6	24,2	28,7	
S4LA/329-361	815	1301	80249	1021	11289	1682	5230	29	22313	66,2	17,4	15,3	21,7	3,5	18,5	0,3	0,1	44,7	83,3	8,7	32,0	5,9	1,2	5,0	4,2	2,5	2,5	21,1	23,7	
S4LA/361-387	233	532	39090	226	4241	366	2632	44	19183	33,2	5,7	9,1	16,3	3,4	8,0	0,5	0,02	11,5	24,8	2,3	8,2	1,6	0,3	1,4	1,4	0,9	1,0	8,4	10,4	
S4LA/387-415	601	1135	81012	1111	7562	1537	5016	38	21178	62,1	37,3	15,9	43,8	3,7	14,7	0,5	0,1	58,2	112,2	11,2	41,8	7,4	1,4	6,3	5,0	3,1	3,1	22,6	23,1	
S4LA/441-456	203	780	50761	115	4371	594	3571	11	5355	39,0	17,3	9,0	14,7	1,3	7,8	0,2	0,02	13,4	27,6	3,1	11,7	2,3	0,5	2,1	2,3	1,5	1,6	11,8	15,3	
S4LB/0-1	564	1877	77735	847	10204	3634	5211	170	27467	60,4	10,4	24,3	50,6	5,6	27,2	0,7	0,1	32,4	70,9	6,7	24,8	4,7	1,0	4,4	4,7	2,9	3,0	18,6	24,7	
S4LB/4-5	592	1833	76005	780	11578	3844	5117	107	25939	68,5	11,7	21,3	45,6	5,3	28,2	0,8	0,1	35,6	76,9	7,3	27,4	5,2	1,1	4,9	5,2	3,2	3,3	17,0	26,2	
S4LC/0-1	816	3272	94543	7714	8826	7769	5397	104	40375	78,9	18,5	40,8	314,5	7,5	40,8	2,3	0,5	21,2	71,7	4,2	15,6	3,0	0,6	3,2	3,3	2,1	2,2	28,9	18,8	
S4LC/4-5	854	3221	90555	9940	10876	8848	5212	125	38887	83,1	17,5	68,9	340,1	7,8	47,1	1,8	0,6	27,4	76,7	5,3	19,5	3,7	0,8	3,4	3,2	2,0	2,1	30,5	21,1	
S4LD/0-1	NA	1698	68197	667	NA	4116	4230	97	25603	NA	NA	27,0	69,5	6,7	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	19,3	NA
S4LD/4-5	NA	1826	77525	590	NA	4043	4704	98	27581	NA	NA	24,5	68,3	6,1	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	21,4	NA
S4LE/0-1	1062	2996	124141	1290	23247	4386	7317	186	47537	112,0	18,5	36,6	100,2	9,1	39,5	1,4	0,3	39,0	88,3	7,7	27,7	5,3	1,1	4,8	4,8	3,0	3,1	26,5	35,8	
S4LE/4-5	999	2704	132648	1216	22085	4146	7541	170	47916	NA	NA	35,4	100,0	8,9	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	26,1	NA
S1L/0-1	380	2019	118503	1059	8905	3657	7637	334	48255	82,5	23,0	36,1	96,6	9,4	21,1	1,6	0,3	19,2	77,4	3,9	14,5	3,0	0,6	3,2	4,0	2,7	2,8	23,5	36,6	
S1L/4-5	307	1666	114153	1021	8435	2749	7612	265	45210	NA	NA	35,3	92,4	8,9	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	24,1	NA
S2L/0-1	798	1920	129034	1044	17709	2900	7200	341	58060	100,5	19,0	32,3	59,0	10,0	29,5	1,7	0,1	36,5	91,5	7,0	25,0	4,6	0,9	4,4	4,4	2,8	2,9	21,2	35,5	
S2L/4-5	1025	1845	127497	997	35131	1946	7381	130	52235	NA	NA	32,6	57,4	9,4	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	22,6	NA
S5LB/0-1	867	2824	109609	542	23301	2479	6376	250	55336	86,6	15,6	26,0	47,5	9,1	42,9	1,1	0,2	52,0	120,6	10,6	38,6	6,8	1,2	5,3	4,6	2,8	3,0	18,3	32,5	
S5LB/4-5	850	2362	97061	415	22980	1771	5757	156	48737	NA	NA	22,1	47,0	6,7	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	18,8	NA
S3L/0-1	641	2142	138907	1103	14152	2156	6926	268	73658	75,4	17,4	43,3	84,2	9,5	26,7	2,2	0,2	33,3	88,4	6,5	22,9	4,2	0,8	3,6	3,1	2,0	2,2	23,9	30,3	
S3L/4-5	722	1813	108091	1162	15763	1349	6398	190	64474	93,9	20,9	39,7	71,7	10,5	25,1	2,4	0,2	34,9	96,4	6,8	24,2	4,4	0,8	3,8	3,5	2,3	2,5	23,8	34,6	

\*NA (Not Analyzed); <LD (Below detection limit)

### *Geochemical composition of SPM*

In the PCA (Fig. 2), the trend from SN to cluster A2 is composed by three subclusters. In the I subcluster, the signature groups samples with average concentrations of Mg, P, Ca, Cu and Zn above the average of the SPM. This subcluster reflects the receipt of rainwater from areas with a high urban density and low standard of housing, characterized by input of domestic sewage within the rainwater system. The concentrations of Ca and Mg indicate the influence of civil construction activities, with concrete consisting of Si-rich rock and other additives such as Ca, which can increase the Ca concentration in both sediments and water (Barnes and Raymond, 2009; Bain et al., 2012; Kaushal et al., 2014).

The geochemical signature of subcluster II allowed us to identify the samples with the highest Mg, P, K, Ca, V, Cr, Cu, Zn, and Cd. They refer to the areas sampled in the Torto and Bananal basins. High concentrations of Mg ( $25323 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), P ( $90172 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Ca ( $273671 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), Cu ( $307 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) and Zn ( $2120 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) are reflections of the areas upstream of the sampled point. At the sites, agricultural activities, horse breeding, and shooting training areas were identified. The subcluster also reflects rainwater's receipt from areas with a cement processing plant, homes with low housing levels, and commercial sectors with auto painting and maintenance services.

Unlike the previous subclusters, III has the lowest mean concentrations of P. It was also identified that samples P4SBR1 and P4SBR2, referring to the area downstream of the sewage treatment station in the headwater region of the Riacho Fundo stream basin, have P values ( $20290.8$  and  $1372.0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) fluctuating in the rainy season. This indicates that the station has variation in the effluent's quality into the Riacho Fundo stream. This fact associated with the rainy season makes it difficult to carry out a faithful portrait of the Riacho Fundo stream's characteristics.

### *Geochemical composition of sediments*

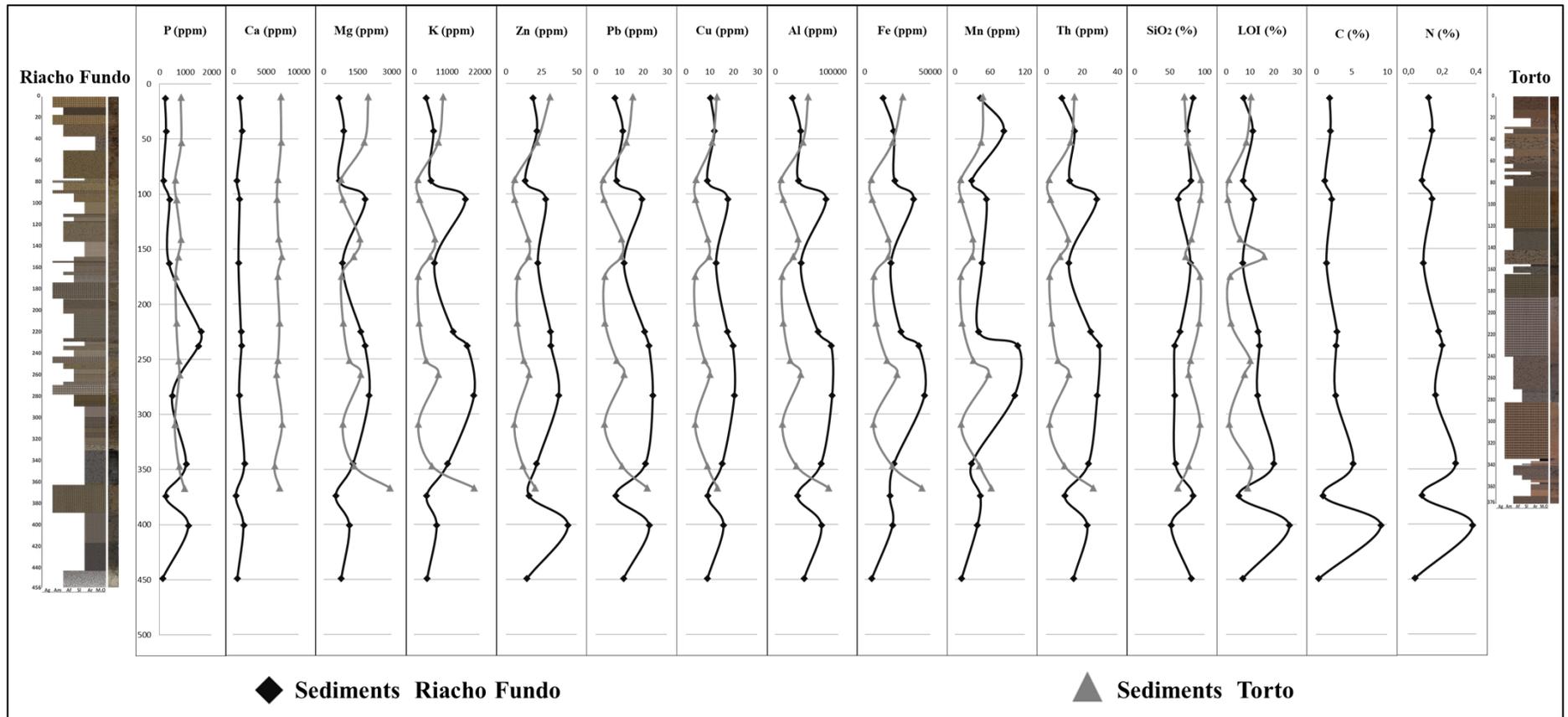
In the PCA (Fig. 2), the SN and A1 clusters' transition is due to the analyzed sample set's geochemical signature. Samples of soils and gutter material (G2A, G2B, and G5) from cluster SN show average concentrations of Ca, Mg, Zn, and P below the concentration of samples from urban/industrial areas. This reflects the shift between areas with a high urban occupation pattern to residential areas with greater urban density, low residential patterns, and commercial/industrial activities (Kastro et al., 2019). The G1 and G4B samples, at the right end at A1, are reflections of the urban/industrial cluster, with high concentrations of Ca, Mg, P, and Zn. As the Ca ( $62254 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), and Mg ( $10362 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) concentrations in the G1 sample do

not reflect the geology of the basin (Campos et al., 2013), this indicates that the material has an anthropic origin. Thus, reflecting the use of construction materials (Moura et al., 2010; Wright et al., 2011; Tippler et al., 2014; Kaushal et al., 2014) and due to the presence of the cement processing plant existing near the sampled location. The high concentration of P ( $1485 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) may reflect the accumulation of waste in the gutters and the low level of homes. The presence of car maintenance services is still reflected in Zn concentration ( $568.5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) since paints, galvanized metals, and tire brakes have the element in their composition (Davis et al., 2001).

The above-average Mg Ca and K concentrations in the Riacho Fundo profile (S4LA) indicate that these elements have an anthropic origin. Process possibly associated with the silting up of the PL, due to civil construction and agriculture, associated with the different moments of anthropic activities, which provided differentiated depositions along with the stratigraphic profile.

In the sediments of Torto (S5SA) (Fig. 3), despite the high concentrations of  $\text{SiO}_2$ , the stratigraphic deposition is different from the samples of the Riacho Fundo (S4LA). The deposition presents a more homogeneous pattern and is reflected in the behavior of the elements. In the sediments of Torto, the highest concentrations of the analyzed elements were found associated with the finer fractions, and there was no accumulation of P in the profile. The results still indicate that although the lake has undergone several eutrophication periods, the process did not homogeneously affect the side.

**Figure 3:** Granulometric and chemical profile of sediments from the Torto basin (a) and Riacho Fundo (b) region.

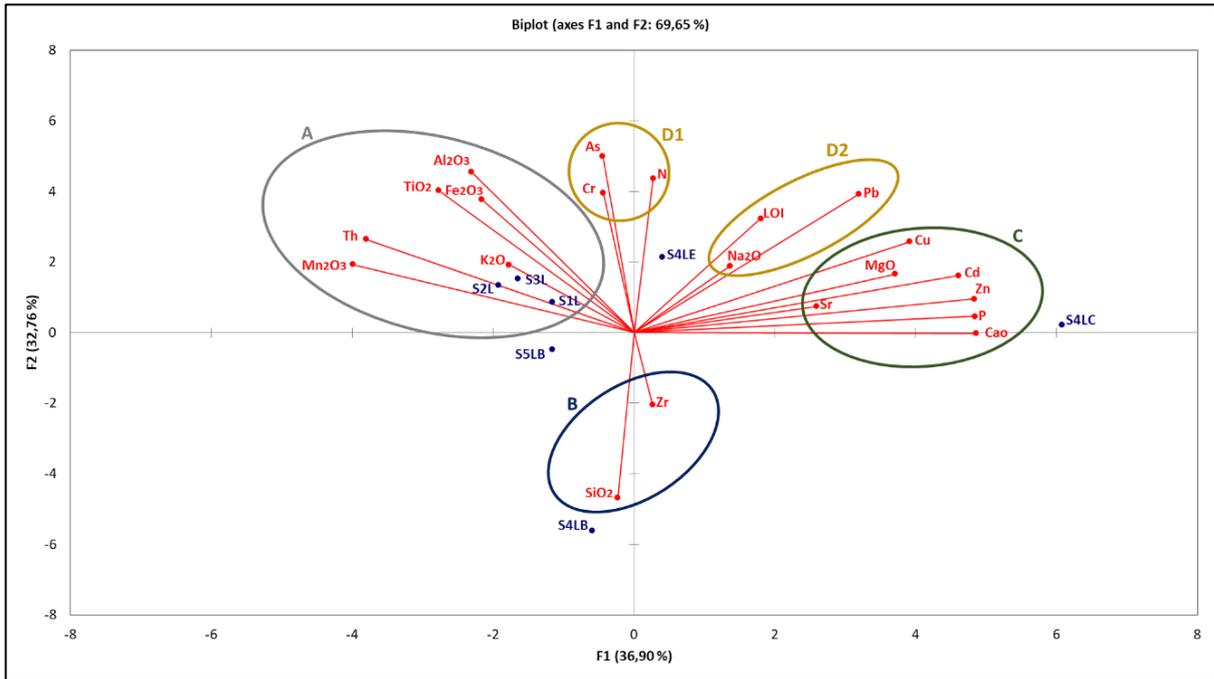


The PCA, considering superficial sediments (0-1 cm) with all elements (Fig. 4), represented 69,65% of the total variance and produced two main components. This approach highlights several clusters of elements with a focus on recent surface sediments. This approach highlights several clusters of elements. Based on clusters and according to the behavior of each element, it is possible to distinguish the following groupings:

The anti-correlated clusters A and B can correspond to natural sources with a richer pole in SiO<sub>2</sub> and Zr and others represented by clay and hydroxides from Ti, Al, Fe, and Mn. The S4LB position close to group B, while S3L, S2L, and S1L are close to group A, suggest that these two groups may differ from granulometry sediments. The SiO<sub>2</sub> content in the LP sediment presents greater proportions at the S4LB point (65.7%), followed by the S3L (47.1%) and S4LC (46.3%), which reflects the greater deposition of particle size material and the Riacho Fundo stream. The great contribution of sand has already been demonstrated in the previous study's RF stream sediments (Aquino et al., 2018).

Clusters C (CaO, MgO, Sr, P and Zn, and Cd) and D (Na<sub>2</sub>O, LOI, Pb and Cr, Ni and As) are more likely to highlight the anthropogenic source. Considering the composition of cluster C and the low content of these elements in soil and street gutters, may be related to one or more human activities in the hydrographic basin. The position of the S4LC sediment suggests the impact of effluents discharged by WWTP-S enriched in these elements, that is, carbonates and phosphate and metal species such as Zn and Cd. This sediments, collected in front of the WWTP-S, exhibit very large values of P (7713 mg.kg<sup>-1</sup>), Zn (333 mg.kg<sup>-1</sup>), Cd (0.5 mg.kg<sup>-1</sup>), Cu (58 mg.kg<sup>-1</sup>) and Pb (36 mg.kg<sup>-1</sup>) compared to other sediments that showed an average reduction (Table 2).

**Figure 4:** PCA of sediments of depth 0-1cm.



The concentration of P and Zn in the S4LC was 7 and 3 times higher than the average found in other sediments of LP and 9 times that in sediments from RF stream. The highest LOI value in the sediments has been found in front of the WWTP-S (S4LC), i.e. 28.7% against 15.3 and 22.7% respectively upstream and in the rest of the lake. These features suggest an input of material with high organic load in the clear water effluent of from the WWTP-S. The average content of Ca and Mg sediments in S4LC sediments are higher than in other PL sediments, with 5764 and 1353 mg.kg<sup>-1</sup> compared to 2159 and 177 mg.kg<sup>-1</sup> for Ca and Mg, respectively. The higher content of Mg (almost 10 times higher) and also Ca may relate to used of carbonate in the WWTP-S process, as pH corrector and flocculation agent.

These results are in agreement with previous studies such as Franz et al. (2014a, 2014b). This study on 50 sediments sampled in different LP sub-catchment has demonstrated significantly higher concentration of Ca, Mg, Na, K, Sr, and Pb, particularly in urban area. However, a higher concentration in sediments collected by Franz et al (2014a) in Lago Paranoá is the lowest theoretical content compared to sediments collected in the present study, in LP sediments. Anomalies of Ca and Mg in sediments in S4LC, S4LB and S1L are indicative of the anthropic action of sewage treatment plants on sediments. Concentrations of Pb, Ni and Zn were also found to be higher than that presented by Franz et al (2014a). The Zn, Ni, Cr, Cu and Sr data (Table 3) if compared with the data by Franz et al (2014b) showed lower EF for the S4LB, S1L and S3L samples, while in S5LB the FE was higher for Zn, Cr and Sr. S2L samples showed higher FE in Cr and Sr.

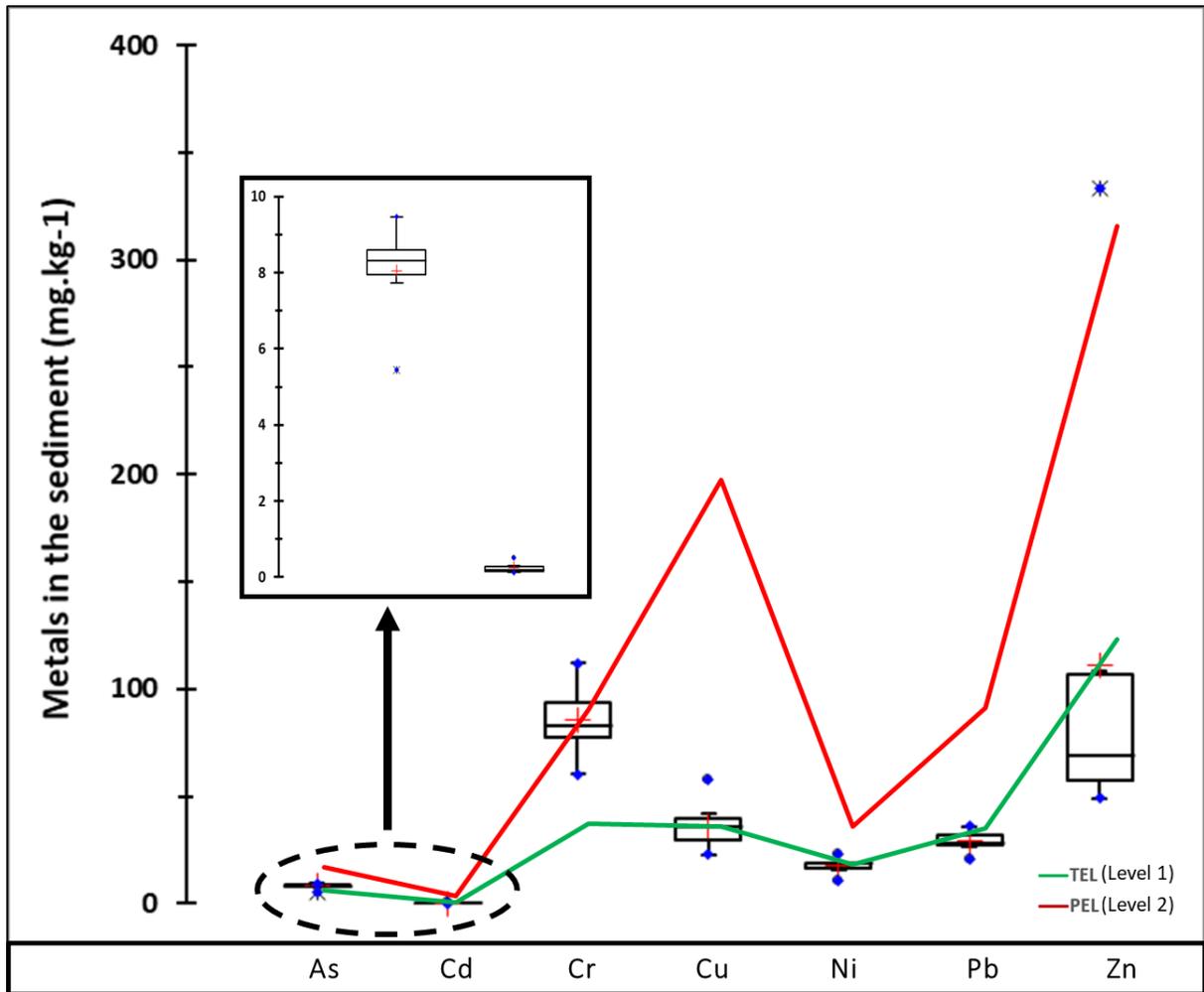
**Table 3** – Mean value of Enrichment Factors of metals in alluvial sediments of each subcatchment (EF calculated using UCC ref)

<b>Enrichment factors</b>	<b>Zn</b>	<b>Ni</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Sr</b>
S4LB	1,1	0,7	0,8	0,6	1,6
Riacho Fundo*	1,6	1,0	0,5	2,4	2,2
S4LC	10,2	1,6	1,4	2,1	3,1
S4LE	1,7	0,9	1,1	0,7	1,6
S1L	1,6	1,0	0,8	0,8	0,8
Bananal*	2,9	1,5	1,1	2,9	5,6
S2L	1,0	0,9	1,0	0,7	1,2
Gama*	1,1	0,9	0,4	2,4	3,5
S5LB	0,9	0,8	0,9	0,5	1,9
Torto*	0,6	1,0	0,3	1,2	2,2
S3L	1,3	1,0	0,9	0,8	1,3
Central Paranoá*	3,0	1,6	1,3	2,8	5,6

\*Dados de Franz et al. (2014b)

The Brazilian environmental quality guidelines for sediment (CONAMA resolution 454-11 / 2012), similar to international one, such CCME (2003), establish threshold values for maintaining the quality of sediments aiming at the protection of living organisms. The average, minimum and maximum concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn found in the sediment were plotted and compared to Threshold Effect Level (TEL), i.e. the threshold below which there is less likelihood of adverse effects to the biota; and Probable Effect Level (PEL), i.e. the threshold above which there is a greater probability of adverse effects to the biota (Fig.5). It is notable that for Zn the sediments of S4LE (112 mg.kg<sup>-1</sup>), S2L (100.5 mg.kg<sup>-1</sup>), S3L (93.9 mg.kg<sup>-1</sup>) exceed the PEL and the TEL for S4LC (333.1 mg.kg<sup>-1</sup>). Considering other metals, the concentrations are close to the limit established for PEL.

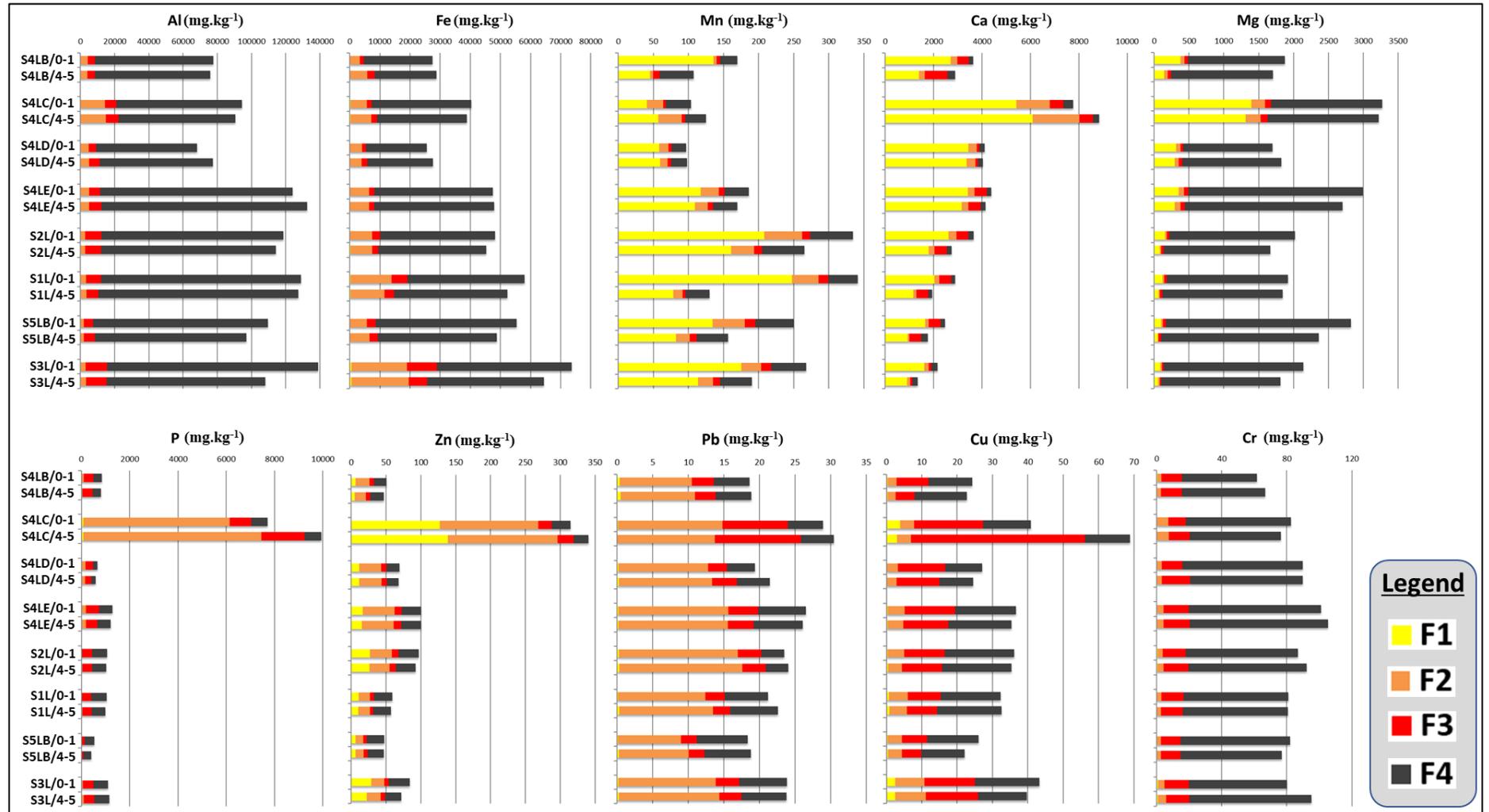
**Figure 5:** Concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn compared to Brazilian environmental quality guidelines for sediment CONAMA 454-11/2012



#### *Sediment solid speciation*

The BCR partition analysis of Fe and Al highlights that the majority of both elements is associated to the F3 and F4 fractions, with mean values of 37250 and 100306 mg. kg<sup>-1</sup> or 82 and 95%. The homogeneous distribution and partition of both elements in LP sediments is remarkable, occurring mainly in the F4 and thus inside crystalline structure of refractory minerals (figure 6). It is possible to highlight the average of Al Mobility Factor, i.e. Al-MF, reaching 15.7% at the S4LC point, while the other points are no more than 6%. According to Omoike and Vanloon (1999) and Silva (2007) in addition to its geogenic origin, Al may come from anthropogenic sources, such as sewage treatment, since aluminum sulfate are used during the process of flocculation (Martins et al., 2004). Considering Fe, the average concentration in F2 for all sediments, i.e. 17.06%, indicates that a significant part occur as iron oxyhydroxide.

**Figure 6:** Result of sequential extractions of sediments sampled in Lake Paranoá.



\* Concentration in mg.kg<sup>-1</sup> of the 4 fractions (F1 - yellow, F2 - orange, F3 - red and F4 - black).

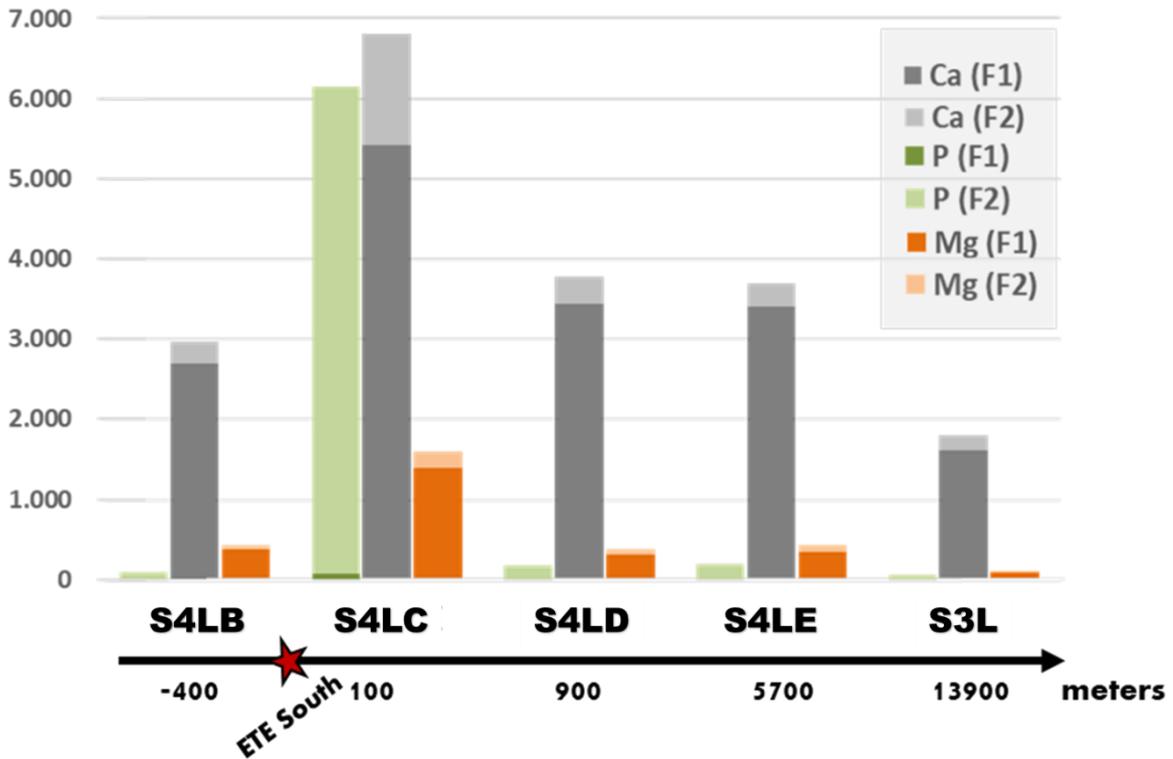
The Mn<sub>-MF</sub> is notably high, with an average reaching 72%. As emphasized by the Fig. 5, the Mn content is generally higher in layer 0-1 (Average Mn-F1 = 139 and 88 mg.kg<sup>-1</sup>, respectively in the surficial layer and the layer 4-5 cm) and mainly associated with F1. Based on this feature and to reducing conditions found in the sediments (Eh = -130 ± 35 mv), post-depositional process seems occurred, leading to Mn-oxide reduction and Mn<sup>2+</sup> flow ascendant to interface with water column. At this interface, the more oxidizing conditions, i.e. O<sub>2</sub> input through the water column, causes re-precipitation of Mn in the form of low crystallized Mn oxides or carbonates (Díaz-de Alba et al., 2011). Considering the sequestering capacity of Mn oxyhydroxides, this fraction of Mn may play an important role in the availability of metals in S4LC sediments.

The larger Ca and Mg content in F1 and F2 found in S4LC sediments, is also noticeable. The high Ca<sub>-MF</sub> (around 90%) in sediments in front and downstream of WWTP-S, i.e. S4LC and S4LD and S4LE against 74% referring to the other points of LP. Concerning the Mg, this feature is more emphasized with 34% in the S4LC compared to the 9% obtained in the other sediments. In addition to highlighting the high availability of Ca and Mg, these anomalies point out a local anomaly probably related to the use of Mg-rich carbonate during the tertiary treatment of the WWTP-S. The correlation factors ( $r^2$ ,  $p < 0.05$ ) between the Ca and Mg in F1+F2 fractions is particularly large, reaching 0,93. Considering the lack of carbonate outcrop in the watershed, it suggests that at least part of these elements is associated with carbonates of anthropic origin such as agricultural inputs (Maia et al., 2006) or materials from civil construction (Moura et al., 2010). The larger content of Ca in F1 in front of the WWTP-S may highlight contribution of the sewage treatment plant that used Mg-rich carbonate to P fixation. The high concentrations of Mg in the F4 fraction and its moderate correlation with Al in the residual fraction ( $R^2 = 0.63$ ), suggest probable geogenic source. Both elements can occur under silicates such as illite and chlorite found by XRD (Favas et al., 2015).

The figure 7, show a plot of Ca, Mg and P associated to F1 and F2 in function of localization, i.e. upstream, in front and downstream of the treatment station. The content of P, Ca and Mg in the F1 and F2 are sharply higher in the sediments of the S4LC than other downstream points (S4LD, S4LE and S3L), and progressive decrease is noticeable. In the case of P as F1 and F2, we can highlight the rapid decrease downstream the WWTP-S, with P concentration below 200 and 60 mg.kg<sup>-1</sup> at the S4LE, and S3L sediments, respectively. These results illustrate that the WWTP-S influence is rapidly attenuated downstream. Locally, in the WWTP-S creek, these high concentrations of P in the F1 and F2 fraction together (over 70%) are noteworthy since low concentrations of dissolved P (>0.03 mg.L<sup>-1</sup>) in LP waters may cause

eutrophication processes (Adreoli and Carneiro, 2005). Then P post-depositional process leading to release of P into the water column should be monitored in order to maintain trophic state of LP.

**Figure 7:** Distribution of Ca, P and Mg associated to F1 and F2 fraction (BCR results) in the Riacho Fundo Branch.



\*Concentration in mg.kg<sup>-1</sup> of the F1 and F2 fractions of the sediments collected at 0-1cm at different points in the lake and depending on the distance to ETE-SUL (red star).

In addition to this high Ca and Mg, sediments collected in front of the WWTP-S have the highest concentration of P, Zn, Cd, Cu, Pb and Sr (Tab. 2). Despite the treatment at the tertiary level existing in the WWTP-S (SIESG, 2013), the concentrations of P and Zn found in the sediments facing the WWTP-S stand out, reaching values at least 5 and 4 times higher, if compared with the other LP sediments (Table 2). As P is an element of greatest concern to LP eutrophication, its partition is a key parameter to analyses sediment LP quality. The average  $P_{MF}$  is low with 17% in the LP sediment but reach the 79% in the upper layer (0-1 cm) of S4LC. The Zn concentrations in LP sediments are higher than naturally expected. Previous studies, such as Sprenke et al., (2000), report that concentrations of Zn, in sediments, from uncontaminated areas present concentrations ranging from 5 to 50 mg.kg<sup>-1</sup>. The BCR partition analysis of Zn highlights a large content associated to F1 (above 125 mg.kg<sup>-1</sup>), as well as F2, in both the upper (0-1 cm) and lower (4-5 cm) layers of sediment in front of the WWTP-S (Fig.

5), above the values found by Franz et al. (2014b),  $37.34 \text{ mg.kg}^{-1}$ . In S4LC sediments, the  $Zn_{MF}$  is large with values between 45 to 51% in sediments. In other sediments points, the Zn total content is lower but the  $Zn_{-MF}$  remains high with values ranging from 50 to 63%. Once again, our results highlight the contribution of WWTP-S as source of potentially hazardous elements. Previously, Passos (2005) and Mar da Costa et al., 2016, have pointed out the potential discharge of Zn into LP by fresh sewage or treated effluents.

Considering the Pb, the concentration in the sediment remains homogeneous and below  $40 \text{ mg.kg}^{-1}$ , with an average  $Pb_{-MF}$  value around 59%. The Pb is mainly associated with the F2 fraction (Fig. 5). Previous studies had already analyzed the distribution and origin of Pb based on its total and isotopic composition (Moreira and Boaventura, 2003; Gioia et al., 2006; Maia et al., 2006; Franz et al., 2014a and 2014b) showing that part was related to changes in land use and cover. Moreover, Gioia et al., 2006, has identified sewage as an anthropogenic source, as well as transportation activities. Even if Pb concentration in LP sediments remains low, within the limits established by CCME (2003), the monitoring of Pb availability is important because its toxicity (Hilary 2001; Taylor et al., 2014).

The Cu concentration in LP sediments remains also low and homogenous, with larger amount in S3L and S4LC. The Cu is relatively well distributed between F2, F3 and F4 forms (Fig 5). The strong affinity of Cu for the organic material may be well known and may explain its higher concentration in the F3 and F1 form in the sediments in front of the WWTP-S.

Finally, despite Cr concentrations in sediment are greater than the Threshold Effect Level (TEL), the Cr did not present high environmental issue, as its content F1 form remain low. The Cr partition is very homogeneous and most of the Cr, at least 77% in all LP sediments, is associated with F4 and thus not available.

#### **6.4. Conclusion**

With urban density and intensification of agricultural activities, natural and artificial reservoirs began to suffer more intense silting processes. What has caused the transport of material into them. Thus, several studies have focused efforts on understanding the chemical composition of the bottom sediments to optimize sediment management and quality processes. The total concentrations found in the present work indicate the existence of impacts and inputs from elements from anthropogenic sources. However, the study demonstrates the need to analyze the partitions available for the environment.

The anthropic sources identified in the study pointed out that their origins are associated with two types. One is associated with the release of domestic sewage, possibly discharged

irregularly into the rainwater system, and the occasional release of the effluent from the sewage treatment plants present in the LP and the Riacho Fundo Stream. The second is strongly linked to road traffic and industrial activities in the urban environment due to the relationship with the use of inputs in civil construction. This relationship was seen in the sedimentary profiles since they allow us to identify the moments associated with the most intense silting processes due to sand concentrations and the periods related to the lake's eutrophication due to the strong presence of organic layers.

The partitions resulting from the sequential selective seasons, presented in work, demonstrated that elements such as P, present in the bottom sediment, can cause damage to Lake Paranoá if it is made available to the water column by means of oxidoreduction changes in the medium. Thus, studies aimed at analyzing the partitions of the elements are a way to optimize the management of the quality of the sediments and to improve the methodologies for assessing the impacts that they can cause on surface waters since the resuspension of these elements can generate impacts such as eutrophication of water bodies and infeasibility of water for public supply. The study also points to the need for greater management in the basin due to P and Mg's anomalous inputs, partly resulting from the sewage treatment stations present in Lake Paranoá.

These anomalous P inputs can lead to water eutrophication in the long term (Withers and Jarvie, 2008; Sharpley et al., 2013) if they are to be mobilized to the water column, causing long-term environmental damage since even with the end of P reserves, the improvement in water quality may take longer than 5 years (Søndergaard et al., 2013).

Despite the treatment at the tertiary level existing in WWTP-S (SIESG, 2013), P's concentration in sediments facing WWTP-S reaches values 7 times higher than the average found in other sediments of LP and 9 times that in sediments from RF stream. This increase in P concentrations deserves attention because it is an element that controls the emergence of eutrophication processes (Smaha and Gobbi, 2003). These higher concentrations of Zn found in the S4LC point's sediments can cause an imbalance in the environment, thereby affecting aquatic fauna and flora.

## 6.5. References

- Ahlf, W., Drost, W., Heise, S. (2009). **Incorporation of metal bioavailability into regulatory frameworks-metal exposure in water and sediment.** J. Soil Sed. 9:411–419.
- Arnason, J.G., Fletcher, B.A. (2003). **A 40+ year record of Cd, Hg Pb and U deposition in sediments of Patroon Reservoir, Albany County, NY, USA.** Environ. Pollut. 123:383–391.
- Andreoli, C.V.; Carneiro, C. (2005). **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados.** Sanepar, FINEP – Curitiba – PR.
- Andrews, S.; Sutherland, R.A. (2004). **Cu, Pb and Zn Contamination in Nuuanu Watershed, Oahu, Hawaii.** Science of the Total Environment, 324:173–82.
- Aguiar, M. R. F. (2015). **Análise da Descarga Sólida em Suspensão na Bacia do Córrego Riacho Fundo (DF).** Dissertação (Mestrado). Brasília: Programa de Geociências Aplicadas – UnB.
- Albers, A.P.F.; melchiades, F.G.; machado, R.; Baldo, J.B.; Boschi, A.O. (2002). **Um método simples de caracterização de argilominerais por difração de raios X.** Cerâmica, 48(305):34-37.
- Aquino, I.G.; Roig, H.L.; Oliveira, E.S.; Garnier, J.; Guimarães, E.M.; Koide, S. (2018). **Variação temporal da descarga sólida em suspensão e identificação de minerais a partir de aperfeiçoamento de método de amostragem automática no Córrego Riacho Fundo, Brasília, Distrito Federal.** Geol. USP, Sér. cient., São Paulo, 18(2): 111-185.
- Angelini, R.; Bini, L.M.; Starling, F.L.R.M. (2008). **Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do Lago Paranoá (Brasília – DF).** Oecol. Bras. 12(3): 564-571.
- Alves, V. R. E; Cavalcanti, C. G. B; Mattos, S. P. (1988). **Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um período de 24 horas no Lago Paranoá, Brasília – DF, Brasil.** Acta Limnol, Brasil, 11:199-218.
- Batty, M. (2008). **The Size, Scale, and Shape of Cities.** Science, 319:769-771.
- Barnes, R.T., Raymond, P.A. (2009). **The contribution of agricultural and urban activities to inorganic carbon fluxes within temperate watersheds.** Chem. Geol. 266:318-327.
- Bain, D.J., Yesilonis, I.D., Pouyat, R.V. (2012). **Metal concentrations in urban riparian sediments along an urbanization gradient.** Biogeochemistry 107:67-79.
- Baptista, G.M.M., Neto, M.D.A. (1994). **O processo de eutrofização artificial no Lago Paranoa, Brasília, DF.** GEONOMOS. 2 (2), 31–39.

- Batista, B.D., Fonseca, B.M. (2018). **Fitoplâncton da região central do Lago Paranoá (DF): uma abordagem ecológica e sanitária**. Eng Sanit Ambient. 23 (2), 229–241.
- Bird, G.; Brewer, P. A.; Macklin, M. G.; Balteanu, D.; Driga, B.; Serban, M.; ZAHARIA, S. (2003). **The Solid-State Partitioning of Contaminant Metals and As in River Channel Sediments of the Mining Affected Tisa Drainage Basin, Northwestern Romania and Eastern Hungary**. Applied Geochemistry, Vol 18, pp 1583-1595.
- Brandão, A.; Paviani, A. (2018). **A crise e o consumo de água em Brasília**. Texto para Discussão. 39. Brasília: Companhia de Planejamento do Distrito Federal.
- Bartoli, G., Papa, S., Sagnella, E., & Fioretto, A. (2012). **Heavy metal content in sediments along the Calore River: Relationships with physical-chemical characteristics**. Journal of Environmental Management, 95:9–14.
- Brown, L.R.; Cuffney, T.F.; Coles, J.F.; Fitzpatrick, F.; McMahon, G.; Steuer, J. (2009). **Urban streams across the USA: lessons learned from studies in 9 metropolitan areas**. J N Am Benthol Soc.28:1051–69
- Brown, G.E., Calas, G., 2011. **Environmental mineralogy – Understanding element behavior in ecosystems**. Comptes Rendus Geosci. 343:90–112.
- Carvalho, A.M. (2013). **Estudo geoquímico da qualidade da água da bacia do Riacho Fundo-DF**. Dissertação (Mestrado do Instituto de Geociências) - Universidade de Brasília, Brasília.
- Cirilo, J. A. (2015). Crise hídrica: desafios e superação. Revista Usp. 106: 45–58.
- Calmano W., Ahlf W., Förstner U. (1996). **Sediment quality assessment: Chemical and biological approaches**. In: Calmano W., Förstner U. (eds.) Sediment and toxic substances. Springer, Berlin, 1-35.
- Cyril. W.; Weng. Q. (2010). **Assessing Surface Water Quality and Its Relation with Urban Land Cover Changes in the Lake Calumet Area, Greater Chicago**. Environmental Management, Indiana, 45:1096-1111.
- CCME. (2003). **Canadian Council of Ministers of the Environment**. Canadian environmental quality guidelines for the protection of aquatic life. (<http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/221>)
- CONAMA. (2012) Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 454. (<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>).
- Davis, A.P., Shokouhian, M., Ni, S. (2001). **Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources**. Chemosphere 44:997-1009.

- De Miguel, E.; Charlesworth, S.M.; Ordonez, A.; Seijas, E. (2005). **Geochemical fingerprints and controls in the sediments of an urban river: River Manzanares, Madrid (Spain)**. *Sci Total Environ* 340:137–148.
- Díaz-de Alba, M., Galindo-Riano, M. D., Casanueva-Marenco, M. J., García-Vargas, M., & Kosore, C. M. (2011). **Assessment of the metal pollution, potential toxicity and speciation of sediment from Algeciras Bay (South of Spain) using chemometric tools**. *Journal of Hazardous Materials*, 190:177–187.
- Dollar, N., Souch, C.J., Filippelli, G.M., Mastalerz, M. (2001). **Chemical Fractionation of metals in wetland sediments: Indiana Dunes National Lakeshore**. *Environ. Sci. Technol.* 35:3608-3615
- Davutluoglu, I. O., Seckin, G., Kalat, D. G., Yilmaz, T., & Ersu, C. B. (2010). **Speciation and implications of heavy metal content in surface sediments of Akyatan Lagoon – Turkey**. *Desalination*, 260, 199–210
- Favas, P. J. C., Sarkar, S. K., & Rakshit, D. (2015). **Geochemical fractionation of trace elements in stream sediments contaminated by mining activity**. *Clean-Soil, Air, Water*, 43:446–455.
- França, V.C.; Gurgel, J.J.S. & Braga, R.A. (1964). **Exame biológico-pesqueiro do Lago “Israel Pinheiro”, Brasília, Brasil**. Relatório apresentado ao Diretor da então Diretoria de Fomento e Produção da DNOCS, p. 35-53.
- Friesl W, Horak O, Wenzel W. (2004). **Immobilization of heavy metals in soils by the application of bauxite residues: pot experiments under field conditions**. *J Plant Nutr Soil Sci*, p. 167:54–9.
- Franz, C., Makeschin, F., Weiß, H., Lorz, C. (2013). **Geochemical signature and properties of sediment sources and alluvial sediments within the Lago Paranoá catchment, Brasília DF: a study on anthropogenic introduced chemical elements in an urban river basin**. *Sci. Total Environ.* 452-453: 411-420.
- Franz, C., Abbt-Braun, G., Lorz, C., Roig, H.L., Makeschin, F. (2014). **Assessment and evaluation of metal contents in sediment and water samples within an urban watershed – an analysis of anthropogenic impacts on sediment and water quality in Central Brazil**. *Environ. Earth Sci.* 72:4873–4890
- Garnier, J.; Quantin, C.; Guimarães, E.M.; Garg, V.K.; Martins, E.S.; Becquer, T. (2009). **Understanding the Genesis of Ultramafic Soils and Catena Dynamics in Niquelândia, Brazil**. *Geoderma* 151 (3-4). Elsevier BV: 204–14.

- Gioia, S.M.C.L., Pimentel, M.M., Tessler, M., Dantas, E.L., Campos, J.E.G., Guimaraes, E.M., Maruoka, M.T.S., Nascimento, E.L.C. (2006). **Sources of anthropogenic lead in sediments from an artificial lake in Brasília – central Brazil**. *Sci. Total Environ.* 356:125-142.
- Guan, M.F.; Sillanpaa, N.; Koivusalo, H. (2016). **Storm runoff response to rainfall pattern, magnitude and urbanization in a developing urban catchment**. *Hydrol Process.* 30:543–57
- Gonçalves, T. D.; (2007). **Geoprocessamento como ferramenta de apoio à gestão dos recursos hídricos subterrâneos no Distrito Federal**. 101 pag. Dissertação (Mestrado) – Curso de Geologia, Departamento de Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília.
- Gupta. S.; Banerjee, U. S. (2012). **Geochemistry of the River Damodar - the influence of the geology and weathering Environment on the dissolved load**. *International journal of geomatics and geosciences.* 2(3):853-867.
- Heiri O., Lotter A.F. and Lemcke G. (2001). **Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results**. *J.Paleolim.* 25:101–110
- Hilary, A.G., (2001). **The biological chemistry of lead**. *Current Opinion in Chemical Biology,* 5:223–227.
- Houshmand, A., Vietz, G.J., Hatt, B.E., (2014). **Improving urban stream condition by redirecting sediments: a review of associated contaminants**. In: Vietz, G.J., Rutherford, I.D., Hughes, R.M. (Eds.), *Proceedings of the 7th Australian Stream Management Conference, Townsville, Australia*, pp. 549–557.
- Horowitz, A.J., Stephens, V.C. (2008). **The effects of land use on fluvial sediment geochemistry for the conterminous U.S. – results from the first cycle of the NAWQA Program: trace and minor elements, phosphorus, carbon, and sulphur**. *Sci. Total Environ.* 400: 290-314.
- Horowitz, A.J. (2008). **Determining annual suspended sediment and sediment-associated trace element and nutrient fluxes**. *Sci Total Environ.* 400:315–343.
- Horowitz, A.J. **A primer on sediment–trace element chemistry**. 2nd ed. Chelsea MI: Lewis Publishers. Inc.; 1991. 136 pp.
- IBGE, (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Panorama. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/>>. Acesso em: agosto. 2018.

- Kaushal, S.S., McDowell, W.H., Wollheim, W.M. (2014). **Tracking evolution of urban biogeochemical cycles: past, present, and future.** *Biogeochemistry* 121:1-21.
- Kulbat. E.; Sokolowska, A. (2019). **Methods of assessment of Metal Contamination in Bottom Sediments (Case Study: Straszyn Lake, Poland).** *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 77:605–618.
- Canter, E.L.W. (2018). *Environmental Impact of Water Resource Projects (CRC). Press CRC REVIVALS*
- Langston, W.J.; Bebianno, M.J. (1998). **Metal Metabolism in Aquatic Environments.**
- Lavor, Anna A.A. de; Silva, Antônio Carlos A. da; Ribeiro, Mariana E. O.; Barden, Júlia E. (2017). **Vulnerabilidade da População Atingida pela Estiagem no Semiárido Brasileiro: Uma análise do distrito de Lima Campos, Icó-CE.** *Id on Line Revista Multidisciplinar e de Psicologia*, 1.11(37):271-283.
- Mar da Costa, N.Y; Boaventura, G.R; Mulholland, D.S; Araújo, D.F; Moreira, R.C.A; Faial, KC F; Bomfim, E.O. (2016). **Biogeochemical mechanisms controlling trophic state and micropollutant concentrations in a tropical artificial lake.** *Environ Earth Sci* (2016) 75:854.
- Martins, J. C.; Martins, E. S.; Reatto, A.; *Revisão de intemperismo de micas.* Planaltina DF, Brasil. 2004.
- Ma, L. Q.; Rao, G. N. (1997). **Chemical Fractionation of Cadmium, Copper, Nickel and Zinc in Contaminated Soils.** *Journal Environmental Quality*, Vol 26, pp 259-264.
- Maia, P.D., Boaventura, G.R., Pires, A.V.B. (2006). **Distribuição espacial de elementos-traço em sedimentos do Lagos Paranoá – DF, Brasil.** *Geochimica Brasiliensis* 20: 175-190.
- Menezes, P.H.B.J.; Roig, H.L.; Almeida, T.; Neto, G.B.S.; Isaias, F.B. (2010). **Análise da evolução do padrão de uso e ocupação do solo na bacia de contribuição do Lago Paranoá - DF.** *Estudos Geográficos*. 8(1):88-106.
- Merten, G.H.; Minella, J.P. (2002). **Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura.** *Revista Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*. Porto Alegre, 3(4).
- Ministério de Minas e Energia (MME), *Perfil do calcário agrícola.* 2009.
- Moura, L.H.A.; Boaventura, G.R.; Pinelli, M.P. 2010. **A qualidade de água como indicadores de uso e ocupação do solo: bacia do Gama-Distrito Federal.** *Quim. Nova*. 33(1):97-103
- Moreira, R.C.A., Boaventura, G.R. (2003). **Referência geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos sedimentos da Bacia do Lagos Paranoá – DF.** *Quim. Nova* 26: 1-8.

- Mossop, K.F.; Davidson, C.M. (2003). **Comparison of Original and Modified BCR Sequential Extraction Procedures for the Fractionation of Copper, Iron, Lead, Manganese and Zinc in Soils and Sediments.** *Analytica Chimica Acta* 478(1):111–18.
- Monte, C. N. et al. (2015). **Changes in Cd and Zn bioavailability upon an experimental resuspension of highly contaminated coastal sediments from a tropical estuary.** *Sustainable Water Resources Management*, 1(4):335–342.
- Mclaughlin, M.J. (2000). **Bioavailability of metals to terrestrial plants.** In: Allen, H.E. (Ed.), *Bioavailability of Metals in Terrestrial Ecosystems. Importance of Partitioning for Bioavailability to Invertebrates, Microbes and Plants*. SETAC Press, Pensacola, FL, pp. 39-68.
- Mulholland, D.S.; Boaventura, G.R.; Araújo, D.F. (2012). **Geological and anthropogenic influences on sediment metal composition in the upper Paracatu River Basin Brazil.** *Environ Earth Sci* 67(5):1307–1317.
- Owens, P., Batalla, R., Collins, A., Gomez, B., Hicks, D., Horowitz, A., Kondolf, G., Marden, M., Page, M., Peacock, D., (2005). **Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues.** *River Res. Appl.* 21(7):693–717.
- Omoike, A. I. and Vanloon, G. W. (1999). **Removal of Phosphorus and Matter Removal by Alum During Wastewater Treatment**. *Wat. Res.* Vol. 33, No. 17, pp. 3617±3627.
- Peijnenburg, W. J. G.; Jager, T. (2003). **Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(1):63–77.
- Passos, E.A. (2005). **Distribuição de sulfeto volatizado em meio ácido e metais pesados em sedimentos do estuário do Rio Sergipe.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Sergipe, Sergipe. 145p.
- Patkowska, J. M.; Hursthouse, A.; Kij, H. P. (2005). **The interaction of heavy metals with urban soils: sorption behaviour of Cd, Cu, Cr, Pb and Zn with a typical mixed brownfield deposit.** *Environment International*, 31:513-521.
- Perin, G.; Fabris, R.; Manente, S.; Wagener, R. A.; Hamacher, C.; Scotto, S. (1997). **A Five-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*, Vol 31, No 12, pp 3017-3028.
- Perry, C.; Taylor, K. **Environmental sedimentology: introduction (p. 1-31).** In: **Environmental sedimentology.** PERRY, C. e TAYLOR, K. (Org.). Blackwell Publishing: 2007, 441p.

- Pickering, W.F. (1986). **Metal Ion Speciation - Soils and Sediments (a Review)**. *Ore Geology Reviews* 1 (1): 83–146.
- Pinto-Coelho, Ricardo Motta. (2015). **Crise nas Águas. Educação, ciência e governança, juntas, evitando conflitos gerados por escassez e perda da qualidade das águas.** – Belo Horizonte.
- Piterman, A; Greco, R.M. (2005). **A água seus caminhos e descaminhos entre os povos**. *Revista APS*, 8(2):151-164
- Poleto, C.; Laurenti, A. (2008). Sedimentos Urbanos e Corpos D'água. In: Poleto C (ed) **Ambiente e Sedimentos**. Porto Alegre, ABRH, pp 109–148
- Raous, S.; Becquer, T.; Garnier, J.; Martins, E.S.; Echevarria, G.; Sterckeman, T. (2010). **Mobility of Metals in Nickel Mine Spoil Materials**. *Applied Geochemistry*, 25(11):1746–55
- Rauret, G. et al. (1999). **Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials**. *Journal of Environmental Monitoring*, 1(1):57–61.
- Rigaud, S., Radakovitch, O., Couture, R. M., Deflandre, B., Cossa, D., Garnier, C., and Garnier, J. M. (2013). **Mobility and Fluxes of Trace Elements and Nutrients at the Sediment-Water Interface of a Lagoon under Contrasting Water Column Oxygenation Conditions**. *Applied Geochemistry*, 31:35–51.
- Rodrigues, S. K. et al. (2017). **Sediment quality in a metal-contaminated tropical bay assessed with a multiple lines of evidence approach**. *Environmental pollution*, 228:265–276.
- Sharpley, A., Jarvie, H.P., Buda, A., May, L., Spears, B., Kleinman, P. (2013). **Phosphorus Legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment**. *J. Environ. Qual.* 42:308–1326.
- Sahuquillo, A.; Rauret, G.; Rehnert A.; Muntau, H. (2003). **Solid sample graphite furnace atomic absorption spectroscopy for supporting arsenic determination in sediments following a sequential extraction procedure**. *Analytica Chimica Acta*, 476:15-24.
- Smaha, N. e Gobbi, M. F. (2003). **Implementação de um modelo para simular a eutrofização do reservatório Passaúna – Curitiba– PR**. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. 8(3):59 – 69.
- Silva, M. E. R, Aquino, M. D, Santos, A. B. (2007). **Pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários por coagulantes naturais e não naturais**. *178 Rev. Tecnol. Fortaleza*, 28(2):178-190.

- Solomons W, Brils J. (2004). **Contaminated Sediments in European River Basins**. European Sediment Research Network - SedNet - www.SedNet.org, 47p.
- Søndergaard, M.; Bjerring, R.; Jeppesen, E. 2013. **Persistent internal phosphorus loading during summer in shallow eutrophic lakes**. *Hydrobiologia*. 710(1), 95-107.
- Sparks, DL (2005). **Toxic Metals in the Environment: The Role of Surface Elements**. 1(4):193–97.
- Sprenke, K.L.; Rember, WC; Bender, S.F; Hoffmann, M.L.; Rabbi, F.; Chamberlain, V.E. (2000). **Toxic metal contamination in the lateral lakes of the Coeur d'Alene river valley, Idaho**. *Environmental geology*, Springer-Verlag. 39(6):575-586.
- Spiteri, C., Van Cappellen, P., and Regnier, P. (2008). **Surface complexation effects on phosphate adsorption to ferric iron oxyhydroxides along pH and salinity gradients in estuaries and coastal aquifers**. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(14), 3431–3445.
- Taylor, K.G., Owens, P.N., (2009). **Sediments in urban river basins: a review of sediment–contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities**. *J. Soils Sediments* 9(4):281–303.
- Tapia, J., Audry, S. (2013). **Control of early diagenesis processes on trace metal (Cu, Zn, Cd, Pb and U) and metalloid (As, Sb) behaviors in mining- and smelting-impacted lacustrine environments of the Bolivian Altiplano**. *Applied Geochemistry* 31 (2013) 60–78.
- Taylor, M. P., Winder, C., & Lanphear, B. P. (2014). **Australia's leading public health body delays action on the revision of the public health goal for blood lead exposures**. *Environment International*, 70, 113–117
- Telles, D. D. (2013). A água e o ambiente. In: TELLES, D. D. (Ed.). **Ciclo Ambiental da Água: da chuva à gestão**. São Paulo: Blucher. p. 501.
- Tessier, A. & Campbell, P.G.C. (1987). **Partitioning of trace metals in sediments: Relationships with bioavailability**. *Hydrobiologia* 149:43-52.
- Tippler, C., Wright, I.A., Davies, P.J., Hanlon, A. (2014). **The influence of concrete on the geochemical qualities of urban streams**. *Mar. Freshw. Res.* 65:1009-1017.
- Thomas, R.L. (1987). **A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control in situ sediments contaminants**. *Ecological effects of in situ sediments contaminants*. *Hydrobiology*, 149:247-258.
- Tundisi, J. G. (2008). **Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções**. *Estudos Avançados*. 22(63): 7–16.

- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2015). **World Urbanization Prospects: the 2014 Revision**, (ST/ESA/SER.A/366).
- Ure, A. M.; Queuvallier, Ph. Muntau, H.; Griepink, B. Speciation of heavy metals in soils and sediments. **An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities**. International Journal of Environmental Chemistry, v. 51, p. 135-151, 1993.
- Vaze, J., Chiew, FH, (2004). **Nutrient loads associated with different sediment sizes in urban stormwater and surface pollutants**. J. Environ. Eng. 130(4):391–396.
- Warren J, Phillips S, Mullins G, Zelazny L. (2006). **Impact of alum-treated poultry litter applications on fescue production and soil phosphorus fractions**. Soil Sci Soc Am J; 70:1957–66.
- Withers, P.J.A., Jarvie, H.P., 2008. **Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review**. Sci. Total Environ. 400: 379–395
- Wright, I., Davies, P., Findlay, S., Jonasson, O. (2011). **A new type of water pollution: concrete drainage infrastructure and geochemical contamination of urban waters**. Mar. Freshw. Res. 62:1355-1361.
- Wong, C.S.C.; Li, X.; Thornton, I. (2006). **Urban environmental geochemistry of trace metals**. Environ Pollut. 142:1–16

## **7. Considerações finais.**

Apesar das limitações cartografias, quanto a restituição, das imagens áreas do período pré Lago Paranoá, 1958, as mesmas auxiliaram na reconstituição de parte da drenagem original do Rio Paranoá, possibilitando uma melhoria nos MDTs gerados a partir dos dados batimétricos, além de servir como marco “zero” para aferir as áreas que os canais fluviais foram, ou não, acometidos pelo processo de assoreamento. As imagens históricas ainda possibilitaram comparar a morfologia original do Rio Paranoá com a atual, indicando que o processo de assoreamento ficou, principalmente, concentrado na parte inicial dos braços do lago.

Apesar das limitações, existentes na época dos levantamentos anteriores, o método de levantamento utilizado auxiliou no entendimento de como o processo de assoreamento evoluiu. Essa análise temporal do processo permitiu ao estudo estimar quais foram as perdas de área e volume do Lago Paranoá e quais os braços que foram mais impactados pelo processo. Porém é necessário, ainda, a utilização de um geoindicador para quantificar com maior precisão o real volume de sedimentos depositados no lago, visto que a fração coloidal do fundo pode exercer interferência na definição da profundidade real do reservatório. Os resultados também evidenciaram que o assoreamento se concentrou na parte inicial dos braços do LP, indicando que o lago não apresentou perdas significativas, se analisado como um todo, deixando o mesmo abaixo das taxas de assoreamento observada em outros reservatórios e o colocando abaixo da taxa de assoreamento mundial.

No que tange as alterações do uso e cobertura do solo os dados da bacia do Paranoá indicaram que houveram fases distintas no processo de alteração nos padrões de ocupação. Essas mudanças apresentaram momentos mais intensos e de estabilidade, o que se refletiu na organização estratigráfica dos perfis amostrados, visto que entre as fases de transição entre as mudanças era disponibilizado em maior, ou menor quantidade, material para ser arrastado para dentro do lago. Já a análise por bacia de contribuição indicou que o processo de ocupação se deu de forma distinta em cada uma delas e arrastou matéria com granulometria e característica diferenciada em cada uma das áreas de contribuição.

Tratando dos dados geoquímicos, a pesquisa demonstrou que existem impactos na qualidade dos sedimentos. A alteração na qualidade dos sedimentos está diretamente associada as atividades antrópicas e diferentemente do que é preconizado em normativas de órgãos ambientais, onde o foco se encontra na partição total dos elementos entendidos como danosos ao meio, existe uma necessidade em se analisar a disponibilidade dos elementos para o meio.

Tal importância se concretiza ao se observar, no presente estudo, que apesar de alguns elementos apresentarem concentrações totais acima dos valores de referência nas resoluções, apenas parte do mesmo se encontra disponível para o meio.

Na bacia do Paranoá ainda foi identificado que são dois os principais grupos de fontes poluentes. Uma associada ao lançamento de esgoto doméstico, e lançamento de efluentes das estações de tratamento de esgoto e a segunda relacionada ao meio urbano, devido a atividades de construção civil e tráfego urbano. Essas relações foram observadas nos perfis estratigráficos devido a deposição diferenciada de matéria orgânica e variação dos teores de areia presentes. A análise estratigráfica realizada ainda permitiu inferir que momentos de expansão de áreas não consolidadas como urbanas são responsáveis pela maior deposição de sedimentos. Isso se justifica pois em áreas urbanas já consolidadas, por mais que haja alterações nos padrões de moradia, não existe alteração significativa no padrão de uso nem mobilidade de áreas de corte e aterro. Isso explica porque em perfis como o do Bananal e do Torto houve maior deposição de material de maior granulometria em boa parte do perfil.

O estudo por fim aponta que o entendimento das áreas fontes são importantes para uma melhor gestão da qualidade dos sedimentos, o que possibilitaria mitigar impactos aos recursos hídricos uma vez são as fases de transição entre os tipos de usos da terra que são responsáveis pela disponibilização de sedimentos para o meio, bem como as obras de maior porte que são realizadas sem o devido controle dos sedimentos que são disponibilizados para o meio.

## 8. Referências

- ADASA. (2018). **Manual de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas do Distrito Federal**. Editores: Luiz Fernando Orsini Yazaki, Marcos Helano Fernander Montenegro, Jeferson da Costa. – Brasília, DF: Adasa, Unesco. 329p.
- Araújo, F. D. (2012). **Isótopos de Cu e Zn: Metodologia e Aplicação como Traçadores de Fontes e Processos Biogeoquímicos na Bacia do Lago Paranoá- DF**. Dissertação de mestrado. Instituto de Geociências, Universidade de Brasília.
- Andrews, S.; Sutherland, R.A. (2004). **Cu, Pb and Zn Contamination in Nuuanu Watershed, Oahu, Hawaii**. Science of the Total Environment, 324:173–82.
- Arun, P. V. (2013). **A comparative analysis of different DEM interpolation methods**. The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Sciences, 16, 133–139, Elsevier.
- Álvarez, C.J. (2014). **Metabolismo urbano: herramienta para la sustentabilidad de las ciudades**. Interdisciplina, 2(2):51–70.
- Aswatha Narayana, (2001). **Water resources management and the environment**.
- Aitkenhead-Peterson, J.A.; McDowell, W.H.; Neff, J.C. (2003). **Sources, production, and regulation of allochthonous dissolved organic matter inputs to surface waters**. In: Findlay, S.E.G.; Sinsabaugh, R.L. Aquatic Ecosystems: Interactivity of dissolved organic matter. Elsevier Science, p. 25-70.
- Andrello, A.C.; Appoloni, C.R. & Guimarães, M.F. (2003). **Uso do Césio-137 para avaliar taxas de erosão em cultura de soja, café e pastagem**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 27: 223-229.
- Angelini, R.; Bini, L.M.; Starling, F.L.R.M. (2008). **Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do Lago Paranoá (Brasília – DF)**. Oecol. Bras. 12(3): 564-571.
- Albers, A.P.F.; melchiades, F.G.; machado, R.; Baldo, J.B.; Boschi, A.O. (2002). **Um método simples de caracterização de argilominerais por difração de raios X**. Cerâmica, 48(305):34-37.
- Almeida, C. A.; Rocha, O. (2006). **Estudo comparativo da qualidade dos sedimentos dos reservatórios do rio Tietê (SP)**. Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology, São Paulo, 1(2):141-145.
- Alves, V. R. E; Cavalcanti, C. G. B; Mattos, S. P. (1988). **Análise comparativa de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um período de 24 horas no Lago Paranoá, Brasília – DF, Brasil**. Acta Limnol, Brasil, 11:199-218.
- Araújo, F. D. (2012). **Isótopos de Cu e Zn: Metodologia e Aplicação como Traçadores de Fontes e Processos Biogeoquímicos na Bacia do Lago Paranoá-DF**. Dissertação de mestrado. Instituto de Geociências, Universidade de Brasília.
- Aquino, I.G.; Roig, H.L.; Oliveira, E.S.; Garnier, J.; Guimarães, E.M.; Koide, S. (2018). **Variação temporal da descarga sólida em suspensão e identificação de minerais a**

- partir de aperfeiçoamento de método de amostragem automática no Córrego Riacho Fundo, Brasília, Distrito Federal.** Geol. USP, Sér. cient., São Paulo, 18(2): 111-185.
- Barcellos, C.; Rezende, C.E.; Pfeiffer, W.C. (1991). **Zn and Cd production and pollution in a Brazilian coastal region.** Mar Bull. 22:558–561.
- Baker, A.; Tipping, E.; Thacker, S.A.; Gondar, D. (2008). **Relating dissolved organic matter fluorescence and functional properties.** Chemosphere, 73(11): 1765-1772.
- Begliutti, B.; Buscarinu, P.; Marras, G.; Sechi, GM.; Sulis, A. (2007). **Reservoir's water-quality characterization for optimization modelling under drought conditions.** Part I – reservoirs trophic state characterization, p. 239-261. In: G. Rossi, T. Vega and B. Bonaccorso (eds.), Methods and tools for drought analysis and management. Springer, Dordrecht.
- Braga, B.P.F.; Porto, M.F.A.; Silva, R.T. (2006). **Water Management in Metropolitan São Paulo.** Int. J. Water Resour. Dev. 22:337–352.
- Branco, C.W.C.; Senna, P.A.C. (1994). **Factors influencing the development of *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Microcystis aeruginosa* in the Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil.** Algological Studies 75:85-96.
- Brown, G.E., Calas, G., 2011. **Environmental mineralogy – Understanding element behavior in ecosystems.** Comptes Rendus Geosci. 343, 90–112.
- Bordas, M.P.; Semmelmann, F.R. (2007) **Elementos de engenharia de sedimentos.** In: Tucci, C.E.M. (Org.). Hidrologia: ciência e aplicação. 2ª Ed. Porto Alegre. Editora UFRGS, ABRH. 943 p.
- Bouvy, M.; Nascimento, S.M.; Molica, R.J.R.; Ferreira, A.; Huszar, V.; Azevedo, S.M.F.O. (2003). **Limnological features in Tapacurá reservoir (northeast Brazil) during a severe drought.** Hydrobiologia 493:115–130.
- Brooks, K.N.; Ffolliott, P.F.; Magner, J.A. (2012). **Hydrology and the Management of Watersheds.** John Wiley & Sons. 552p.
- Burnett, J.A.B.; Mattos, S.P. & Azzolin, N.M.P. 2001. **Intervenções da Companhia de Saneamento.** pp. 199-212. In: F.O. Fonseca, (org.). Olhares sobre o Lago Paranoá. Ed. SEMARH Brasília. 420p.
- Bucci, M.M.H.S.; Delgado, F.E.D.F.; de Oliveira, L.F.C. (2015). **Water quality and trophic state of a tropical urban reservoir for drinking water supply (Juiz de Fora, Brazil).** Lake and Reservoir Management 31(2):134–144.
- Cardoso-Silva, S.; Ferreira, P. A. L.; Moschini-Carlos, V.; Figueira, R. C. L.; Pompêo, M. (2016). **Temporal and spatial accumulation of heavy metals in the sediments at Paiva Castro Reservoir (São Paulo, Brazil).** Environmental Earth Sciences, 75(9):1-16.
- Cao, X.; Su, M.; Liu, Y.; Hu, Y.; Xu, C.; Gu, Z. (2021). **Is the Water System Healthy in Urban Agglomerations? A Perspective from the Water Metabolism Network.** Environmental Science & Technology, 55(9):6430-6439.

- Collins, A.L.; Walling, D.E. (2002). **Selecting fingerprint properties for discriminating potential suspended sediment sources in river basins.** J. Hydrol. 261:218–244.
- CCME. (2003). **Canadian Council of Ministers of the Environment.** Canadian environmental quality guidelines for the protection of aquatic life. (<http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/221>)
- CONAMA. (2012). **Conselho Nacional do Meio Ambiente.** Resolução n. 454. (<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>).
- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB (2003). **Plano de Gestão e Preservação do Lago Paranoá –Produto 01: Levantamento, Caracterização, Evolução e Situação Atual.** Brasília –DF, 289p.
- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal - CAESB. (2017). Artigo do Presidente da Caesb Maurício Ludovice publicado no Correio Braziliense em 16/01/2017. Boletim eletrônico. Disponível em: <<https://www.caesb.df.gov.br/component/content/article/27-portal/567-seca-2016-2017-outras-informacoes.html>>.
- Castro, K. B. (2017). **Segurança hídrica urbana: morfologia urbana e indicadores de serviços ecossistêmicos, estudo de caso do Distrito Federal, Brasil.** 2017. 207 pag. Tese (Doutorado em Geociências Aplicadas) - Universidade de Brasília, Brasília.
- Castro, K. B.; Roig, H. L.; Neumann, M. R. B.; Rossi, M. S.; Seraphim, A. P. A. C. C.; Júnior, W. J. R.; Costa, A. B. B.; Hofer, R. (2019). **Nem perspectives in land use mapping based on urban morphology: A case study of the Federal District, Brazil.** Land Use Policy. 87:104032.
- Clark, E.H., (1985). **The off-site costs of soil erosion.** J. Soil Water Conserv. 40, 19–22.
- Campos, J.E.G. & Freitas-Silva, F.H. (1998). **Geologia do Distrito Federal. In: IEMA/SEMATEC/UnB.** Inventário Hidrogeológico e dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal, parte I, 86 p.
- Campagnoli, F. **A aplicação do assoreamento na definição de geoindicadores ambientais em áreas urbanas: exemplo na bacia do Alto Tietê, SP.** 2002. 206 pag. Tese (Doutorado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Campagnoli, F. (2006). **The production of the sediment of the South America Continent: propose os mapping of the erosion rates based on geological and geomorphological aspects.** Revista Brasileira de Geomorfologia. 7(1).
- Campagnoli, F.; Tundisi, J. G. **Desafios na gestão de reservatórios de hidrelétricas no Brasil.** In: Campagnoli, F.; Diniz, N. C. (Org.) Gestão de reservatório de hidrelétricas. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. p.175-82.
- Campagnoli, F. **Gestão de reservatórios de hidrelétricas: o potencial hidráulico da união gerido como recurso renovável.** In: Campagnoli, F.; Diniz, N. C. (Org.) Gestão de reservatório de hidrelétricas. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. p.11-14.

- Carvalho, N. de O.; Filizola Júnior, N.P.; Santos, P.M.C.; Lima, J.E.F.W. (2000). **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL, 154p.
- Carvalho, A.M. (2013). **Estudo geoquímico da qualidade da água da bacia do Riacho Fundo-DF**. Dissertação (Mestrado do Instituto de Geociências) - Universidade de Brasília, Brasília.
- Cavalcanti, R. Mito da água. São Paulo: Cavalcanti, R. Mito da água. São Paulo: Editora Cultrix, 1997. 261 p. Editora Cultrix, 1997. 261 p.
- Cirilo, J. A. (2015). **Crise hídrica: desafios e superação**. Revista Usp. 106: 45–58.
- Calmano W., Ahlf W., Förstner U. (1996). **Sediment quality assessment: Chemical and biological approaches**. In: Calmano W., Förstner U. (eds.) Sediment and toxic substances. Springer, Berlin, 1-35.
- Collins, A.L.; Walling, D.E. & Leeks, G.J.L. (1997). **Sediment sources in the Upper Severn catchment: a fingerprinting approach**. Hydrology and Earth System Sciences, 1(3): 509-521.
- Chorover, J., Kretzschmar, R., Garica-Pichel, F., and Sparks, D.L. (2007). —**Soil Biogeochemical Processes within the Critical Zone**. Elements 3(5): 321–26.
- Van Colen, W.R.; Mosquera, P.; Vanderstukken, M.; Goiris, K.; Carrasco, M.C.; Decaestecker, E.; Alonso, M.; León-Tamariz, F.; Muylaert, K. (2017). **Limnology and trophic status of glacial lakes in the tropical Andes (Cajas National Park, Ecuador)**. Freshwater Biology, 62:458–473
- Davis, C.M.; Fox, J.F. (2009). **Sediment Fingerprinting: review of the method and future improvements for allocating nonpoint source pollution**. Journal of Environmental Engineering, v. 135, n° 7, p.490-504.
- De Souza Beghelli, F.G.; Frascareli, D.; Pompêo, M.L.M.; Moschini-Carlos, V. (2016). **Trophic State Evolution over 15 Years in a Tropical Reservoir with Low Nitrogen Concentrations and Cyanobacteria Predominance**. Water, Air, and Soil Pollution, 227(3).
- Dias, D.F.R. (2017). **Processos geoquímicos na interface sedimento-água no braço Riacho Fundo do Lago Paranoá – DF**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF.
- Douglas, G.B.; Gray, C.M.; Hart, B.T; Beckett, R. (1995). **A strontium isotopic investigation of the origin of suspended particulate matter (SPM) in the Murray-Darling River system, Australia**. Chem. Geol., 59:3799-3815.
- Edwards, L.; Burney, J.; Brimacombe, M. & MacRae, A. (2000). **Nitrogen runoff in a potato-dominated watershed area of Prince Edward Island, Canada**. In: Stone, M. (Editor). The role of erosion and sediment transport in nutrient and contaminant transfer. IAHS Publication, 263: 93-97.

- Elderfield, H.; Upstill-Goddard, R.; Sholkovitz, E.R. (1990). **The rare earth elements in rivers, estuaries and coastal seas and their significance to the composition of ocean water.** *Geochimical Cosmochimical Acta*, 54:971-991.
- Ellis, J.B. and Mitchell, G. (2006). **Urban diffuse pollution: Key management issues for the Water Framework Directive.** *Journ. Chart. Inst. Water & Envir. Management.* 20(1): 19-26
- Echeverria, R. M. (2007). **Avaliação de impactos ambientais nos tributários do Lago Paranoá, Brasília – DF.** Dissertação de Mestrado. IG-UnB; 132 pag.
- Faria, A. (1997). **Mapas geológicos do Distrito Federal.** Brasília, DNP/ UnB.
- França, V.C.; Gurgel, J.J.S. & Braga, R.A. (1964). **Exame biológico-pesqueiro do Lago “Israel Pinheiro”, Brasília, Brasil.** Relatório apresentado ao Diretor da então Diretoria de Fomento e Produção da DNOCS, p. 35-53.
- Franz, C.; Abbt-Braun, G.; Lorz, C.; Roig, H.L.; Makeschin, F. (2014). **Assesment and evaluation of metal contents in sediment and water samples within an urban watershed: an analtsis of antropogenic impacts on sediment and water quality in Central Brazil.** *Environ Earth Sci*, 72:4873-4890.
- Franz, C.; Makeschin, F.; Weiß, H.; Lorz, C. (2013a). **Sediments in urban river basins: Identification of sediment sources within the Lago Paranoá catchment, Brasília DF, Brazil-using the fingerprinting approach.** *Sci Total Environ*, 466–467:513–523.
- Franz, C.; Makeschin, F.; Weib, H.; Lorz, C. (2013b). **Geochemical signature and properties of sediment sources and aluvial sediments within the Lago Paranoá cathment, Brasilia DF: A study on anthropogenic introduced chemical elements in na urban river basin.** *Science of the Total Environment*, 452-453: 411-420.
- Fleury, F.B. C.; Roig, H.L.; Marotta, G.S.; Cicerelli, R.E.; Ianniruberto, M. (2021). **Aerofotogrametria digital como ferramenta integrativa para geração de Modelos Digitais Topobatimétricos de Reservatórios d’água.** RBC. *Revista Brasileira de Cartografia* (No prelo).
- Ferrante, J. E. T.; Rancan, L., Netto, P. B. Meio físico. In: Fonseca, F. O. **Olhares sobre o Lago Paranoá**, 1ª Ed. Brasília –DF: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, SEMARH, 2001.
- Fontana, L.; Albuquerque, A.L.S.; Brenner, M.; Bonotto, D.M.; Sabaris, T.P.P.; Pires, M.A.F.; Cotrim, M.E.B.; Bicudo, D.C. (2014). **The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil.** *Journal Paleolimnol*, (51):29-43.
- Forstner, U. (2002). **Sediments and the European Water Framework Directive.** *J Soils Sedim*, 2:54–55
- Forstner, U.; Wittmann, G.T.W. (1981). **Metal pollution in the aquatic environment.** Springer, Berlin, Heidelberg, New York
- Forstner, U.; Wittman, G.T.W.; (1983). **Metal Pollution in the Aquatic Environment.** Berlin: Springer. 402p.

- Foster, I.D.L.; Lees, J.A. (2000). **Tracers in geomorphology: theory and applications in tracing fine particulate sediments**. In: Foster, I.D.L. (Ed.), Tracers in Geo- morphology. Wiley, Chichester, pp. 3e20.
- Gagg, G. (2016). **Levantamentos Hidrográficos – Noções Gerais**. UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, IGEO – Instituto de Geociências - Departamento de Geodesia. 41p.
- GDF - Governo do Distrito Federal. **Plano de Gerenciamento Integrado dos Recursos Hídricos do Distrito Federal - PGIRH/DF**. Brasília: GDF, 2012.
- Garnier, J.; Quantin, C.; Guimarães, E.M.; Garg, V.K.; Martins, E.S.; Becquer, T. (2009). **Understanding the Genesis of Ultramafic Soils and Catena Dynamics in Niquelândia, Brazil**. Geoderma 151 (3-4). Elsevier B.V.: 204–14.
- Gardolinski, P.C.F.C., Packer, A.P., Almeida, C.R., Giné, M.F. (2002). **Determination of Cd, Pb, Zn and Cu in Sediment Compartments by Sequential Extraction and Isotope Dilution Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ID-ICP-MS)**. Journal of the Brazilian Chemical Society, 13(3): 375-381.
- Gateuille, D.; Evrard, O.; Lefevre, I.; Moreau-Guigon, E.; Alliot, F.; Chevreuil, M.; Mouchel, J.-M. (2014). **Mass balance and decontamination times of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in rural nested catchments of an early industrialized region (Seine River basin, France)**. Sci. Total Environ. 470, 608–617.
- Geospace Survey Services (GSS). (2016). Disponível em: [www.geospacesurvey.com](http://www.geospacesurvey.com)
- Gioia, S.M.C.L.; Pimentel, M.M.; Tessler, M.; Dantas, E.L.; Campos, J.E.G.; Guimarães, E.M.; Maruoka, M.T.S; Nascimento, S.L.C. (2006). **Sources of anthropogenic lead in sediments from an artificial lake in Brasília – Central Brazil**. Science of the Total Environment, 356:125-142.
- Gonçalves, T. D.; (2007). **Geoprocessamento como ferramenta de apoio à gestão dos recursos hídricos subterrâneos no Distrito Federal**. 101 pag. Dissertação (Mestrado) – Curso de Geologia, Departamento de Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília.
- Granier, L.; Chevreuil, M.; Carru, A.M.; Le´tolle, R. (1990). **Urban runoff pollution by organochlorines (polychlorinated biphenyls and lindane) and heavy metals (lead, zinc and chromium)**. Chemosphere. 21:1101–1107.
- Guerra, A.J.T. (2011) **Processos erosivos nas encostas**. In: GUERRA, A.J.T. Geomorfologia uma atualização de bases e conceitos. 10ed. Rio de Janeiro, Bertrand Brasil, 2011. p.149-474.
- Hall, M.J., Ellis, J.B. (1985). **Water quality problems of urban areas**. GeoJournal 11:265–275.
- Hering, D.; Borja, A.; Carstensen, J.; Carvalho, L.; Elliott, M.; Feld, C.K., Heiskanenf, A.S.; Johnsong, R.K.; Moeh, J.; Ponti, D.; Solheim, A.L.; van de Bund, W. (2010). **The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the**

- achievements with recommendations for the future.** *Sci. Total Environ.* 408(19): 4007–4019.
- Hassan W.N.; Kroekenstoel, D.F.; Ribberink, J.S.; Rijn, L.C. (1999). **Gradation effects on sand transport under oscillatory sheet-flow conditions.** Data report series P., University of Twente and Delft Hydraulics.
- Heiri O., Lotter A.F. and Lemcke G. (2001). **Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results.** *J. Paleolim.* 25:101–110
- Horowitz, A.J. (2003). **An evaluation of sediment rating curves for estimating suspended sediment concentrations for subsequent flux calculations.** *Hydrol. Process.* 17, pp. 3387–3409.
- Horowitz, A.J., Stephens, V.C. (2008). **The effects of land use on fluvial sediment geochemistry for the conterminous U.S. – results from the first cycle of the NAWQA Program: trace and minor elements, phosphorus, carbon, and sulphur.** *Sci. Total Environ.* 400: 290-314.
- Horowitz, A.J. **A primer on sediment–trace element chemistry.** 2nd ed. Chelsea MI: Lewis Publishers. Inc.; 1991. 136 pp.
- Hutchinson, M. F.; Xu, T.; Stein, J. A. (2011). **A recent progress in the ANUDEM elevation gridding procedure.** In: HENGL, T.; EVANS, I.; WILSON, J.; GOULD, M. (eds), *Geomorphometry*, Redlands, California, USA, p. 19-22.
- Hueftle, S.J.; Stevens, L.E. (2001). **Experimental flood effects on the limnology of lake Powell reservoir, Southwestern USA.** *Ecological Applications*, 11(3):644-656.
- IBGE, (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Panorama.** Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/>>. Acesso em: agosto. 2018.
- Jacobson, C.R. (2011). **Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review.** *J. Environ. Management* 92:1438-1448.
- Jatobá, S.U. (2016). **Informalidade territorial e mercado de terras urbanas no Distrito Federal.** Texto para Discussão. 18. Brasília: Companhia de Planejamento do Distrito Federal.
- Kartal, S.; Aydin, Z.; Tokalioglu, S. (2006). **Fractionation of metals in street sediment samples by using the BCR sequential extraction procedure and multivariate statistical elucidation of the data.** *Journal of Hazardous Materials*, 132: 80–89.
- Kralik, M.; (1998). **A rapid procedure for environmental sampling and evaluation of polluted sediments,** Universidade de Viena: Viena.
- Kulbat. E.; Sokolowska, A. (2019). **Methods of assessment of Metal Contamination in Bottom Sediments (Case Study: Straszyn Lake, Poland).** *Archives of Environmental Contamination and Toxicology.* 77:605–618.

- Kreimer, A. (1992). **Environmental management and urban vulnerability**. World Bank Discussion Paper 168. World Bank, Washington, DC.
- Khondker, M.; Alfasane, A.; Islam, S.; Bhuiyan, A.H.; Gani, A. (2010). **Limnology of lake Bogakain, Bandarban, Bangladesh**. Bangladesh J. Bot. 39(2): 153-159
- Lavor, Anna A.A. de; Silva, Antônio Carlos A. da; Ribeiro, Mariana E. O.; Barden, Júlia E. (2017). **Vulnerabilidade da População Atingida pela Estiagem no Semiárido Brasileiro: Uma análise do distrito de Lima Campos, Icó-CE**. Id on Line Revista Multidisciplinar e de Psicologia, 1.11(37):271-283.
- Lana, C.E. & Castro, P.T.A. (2008). **Análise sedimentológica e de proveniência e sedimentos fluviais nas cabeceiras do rio das Velhas, município de Ouro Preto, MG**. REM: R. Esc. Minas, Ouro Preto, 61(1): 63-68.
- Lehner, B.; Liermann, C.R.; Revenga, C.; Vörösmarty, C.; Fekete, B.; Crouzet, P.; Döll, P.; Endejan, M.; Frenken, K.; Magome, J.; Nilsson, C.; Robertson, J.C.; Rödel, R.; Sindorf, N.; Wisser, D. (2011). **High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management**. Front Ecol Environ, 9(9):494–502.
- Libes, S.M., 1992. **An Introduction to Marine Biogeochemistry**. New York, J. Wiley & Sons, 733 p.
- Li, H.; Yu, S.; Li, G.; Liu, Y.; Yu, G.; Deng, H.; Wu, S.; Wong, M. (2012). **Urbanization increased metal levels in lake surface sediment and catchment topsoil of waterscape parks**. International Journal of Sediment, 432:202-209.
- Liu, H.; Pan, D.; Chen, P. (2015). **A two-year field study and evaluation of water quality and trophic state of a large shallow drinking water reservoir in Shanghai, China**. Desalin. Water Treat. 1–10.
- Lorz, C.G.; Abbt-Braun, F.; Bakker, P.; Borges, H.; Bornick, L.; Fortes, F.H.; et al. (2012). **Challenges of an integrated water resource management for the Distrito Federal, Western Central Brazil: climate, land-use and water resources**. Environmental Earth Sciences, 65, 1575–1586.
- Langston, W.J.; Bebianno, M.J. (1998). **Metal Metabolism in Aquatic Environments**.
- Louzada, R.S.P. (2016). **Análise e monitoramento da carga líquida e carga sólida suspensa durante eventos pluviométricos na bacia do Gama/DF entre 2015-2016**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Instituto de Humanas, Departamento de Geografia; 51 p.
- Mariani, C.F.; Pompêo, M. (2008). **Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment Rio Grande Reservoir, Brazil**. Journal of Soils and Sediments, 8:284-288.
- Machado, A. A. S. (2016). **Metal fate and effects in estuaries: A review and conceptual model for better understanding of toxicity**. Science of the Total Environment, 541:268–281.

- Maia, P.D; Guimarães, E.M; Moreira, R.C.A; Boaventura, G.R. (2005). **Estudos mineralógicos dos sedimentos de fundo do Lago Paranoá, Distrito Federal.** Revista Brasileira de Geociências. 33(4): 535-541.
- Maia, P.D; Boaventura, G.R; Pires, A.C.B. (2006). **Distribuição espacial de elementos-traço em sedimentos do Lago Paranoá – DF, Brasil.** Geochimica Brasiliensis. 20(2): 158-174.
- MacKinnon, B.D.; Sagin, J.; Baulch, H.M.; Lindenschmidt, K.E.; Jardine, T.D. (2016). **Influence of hydrological connectivity on winter limnology in floodplain lakes of the Saskatchewan River Delta, Saskatchewan.** Can. J. Fish. Aquat. Sci. 73:140–152.
- Makse, H.A., S. Havlin, and H.E. Stanley, (1995). **Modeling urban growth patterns.** Nature, 3:608-612.
- Mahere, T.S.; Mtsambiwa, M.Z.; Chifamba, P.C.; Nhiwatiwa, T. (2014). **Climate change impact on the limnology of Lake Kariba, Zambia–Zimbabwe.** African Journal of Aquatic Science, 39(2):215–221.
- Macdonald, D.D. et al. (2000). **Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems.** Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 39(1):20–31.
- Mar da Costa, N.Y. et al. (2016). **Biogeochemical mechanisms controlling trophic state and micropollutant concentrations in a tropical artificial lake.** Environ Earth Sci 75:854.
- Mclaughlin, M.J. (2000). **Bioavailability of metals to terrestrial plants.** In: Allen, H.E. (Ed.), Bioavailability of Metals in Terrestrial Ecosystems. Importance of Partitioning for Bioavailability to Invertebrates, Microbes and Plants. SETAC Press, Pensacola, FL, pp. 39-68.
- Menezes, P. H. B. J. 2010. **Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do Lago Paranoá.** Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências – Universidade de Brasília; 133 pag.
- Minella, J.P.G.; Merten, G.H.; Clarke, R.T. (2009). **Método fingerprinting para identificação de fontes de sedimentos em bacia rural.** R. Bras. Eng. Agric. Amb., 13:633-638.
- Minella, J.P.G.; Merten, G.H.; Magnago, P. F. (2011). **Análise qualitativa e quantitativa da histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos.** R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental, 15(12):1306–1313.
- Mossop, K.F.; Davidson, C.M. (2003). **Comparison of Original and Modified BCR Sequential Extraction Procedures for the Fractionation of Copper, Iron, Lead, Manganese and Zinc in Soils and Sediments.** Analytica Chimica Acta 478 (1): 111–118
- Mortatti, J.; Bernardes, M.C.; Probst, J.L.; Leleyter-Reinert, L. (2002). **Composição química dos sedimentos fluviais em suspensão na bacia do rio Piracicaba: extração seletiva de elementos traço.** Geochimica. 16(2):123-141

- Moreira, R.C.A; Boaventura, G.R. (2003). **Referência geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos da Bacia do Lago Paranoá – DF**. Química Nova, 26(6):812-820.
- Morais, Leandro Cardoso de Moraes; Guandique, Manuel Enrique Gamero Guandique. **Reservatórios em Metrôpoles e Tratamentos de seus Efluentes**. In: Marcelo Pompêo; Viviane Moschini-Carlos; Paula Yuri Nishimura; Sheila Cardoso da Silva; Julio Cesar López Doval (org.). Ecologia de reservatórios e interfaces. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.xii, 460 p.
- Moreira, J.C. (1996). **Threats by heavy metals: human and environmental contamination in Brazil**. Sci Total Environ, 188:61–71.
- Myneni, S.C.B., Tokunaga, T.K., Brown Jr., G.E. (1997). **Abiotic selenium redox transformations in the presence of Fe (II, III) hydroxides**. Science 278, 1106–1109.
- Mukundan, R.D.E.; Walling, A.C.G.; Michael, C.S.; David, E.R. (2012). **Sediment Source Fingerprinting: Transforming from a Research Tool to a Management Tool**. Journal of the American Water Resources Association (JAWRA) 48(6):1241-1257.
- Mozeto, A. A. **Sedimentos e Particulados Lacustres: Amostragens e Análises Biogeoquímicas**. In: Bicudo C. E. M. & Bicudo, D. C. (Org.). Amostragem em Limnologia. São Carlos: RiMa. p. 295 – 320. 2004.
- Nriagu, J.O. (1979). **Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere**. Nature 279, 409-411.
- Nriagu, J.O., Pacyna, J.M. (1988). **Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals**. Nature 333, 134-139.
- Nunes, G. (2016). **Aplicação do modelo SWAT no estudo hidrológico e de qualidade da água da bacia do lago Paranoá - DF**. Dissertação de mestrado, Brasília, Universidade de Brasília - Faculdade de Tecnologia, 2016.
- Organizações Unidas no Brasil (ONU-BR). **Documentos temáticos: objetivos de desenvolvimento sustentável**. In: 17 objetivos para transformar nosso mundo, 2017.
- Ouillon, S. (1998). **Erosion et transport solide: ampleur et enjeux**. La Houille Blanche 2, 52–58.
- Oostwoud Wijdenes, D.J.; Poesen, J.; Vandekerckhove, L. & Kosmas, C. (2003). **The use of marked rock fragments as tracers to assess rock fragments transported by sheep trampling on Lesvos, Greece**. In: Foster, I. D. (Editor) Tracers in geomorphology. Wiley, Baffins Lane, Chichester, 201-220.
- Patkowska, J. M.; Hursthouse, A.; Kij, H. P. (2005). **The interaction of heavy metals with urban soils: sorption behaviour of Cd, Cu, Cr, Pb and Zn with a typical mixed brownfield deposit**. Environment International, 31, pp 513-521.
- Pal, A.; Gin, K.Y.H.; Lin, A.Y.C.; Reinhard, M. (2010). **Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: review of recent occurrences, sources, fate and effects**. Sci. Total Environ. 408(24):6062–6069.

- Paviani, A. (2007). **Geografia urbana do Distrito Federal: evolução e tendências**. Espaço e Geografia, 10(1):1-22.
- Peart, M.R. and Walling, D.E., (1986). **Fingerprinting sediment source: the example of a drainage basin in Devon, UK**. In: Hadley, R.F. (ed.): Drainage basin sediment delivery. IAHS Press. Wallingford. IAHS Publ. no. 159. 41D55.
- Peart, M.R., (1995). **Fingerprinting sediment sources: An example from Hong Kong**. In: Foster, I.D.L., Gurnell, A.M. and Webb, B.W. (eds): Sediment and water quality in river catchments. Wiley. Chichester. 179D186.
- Petrovic, M.; Ginebreda, A.; Acuña, V.; Batalla, R.J.; Elosegi, A.; Guasch, H.; López de Alda, M.; Marcé, R.; Muñoz, I.; Navarro-Ortega, A.; Navarro, E.; Vericat, D.; Sabater, S.; Barceló, D. (2011). **Combined scenarios of chemical and ecological quality under water scarcity in Mediterranean rivers**. TrAC Trends Anal. Chem. 30(8):1269–1278.
- Pickering, W.F. (1986). **Metal Ion Speciation — Soils and Sediments (a Review)**. *Ore Geology Reviews* 1 (1): 83–146.
- Piterman, A; Greco, R.M. (2005). **A água seus caminhos e descaminhos entre os povos**. Revista APS, 8(2):151-164
- Pinto-Coelho, Ricardo Motta. (2015). **Crise nas Águas. Educação, ciência e governança juntas, evitando conflitos gerados por escassez e perda da qualidade das águas**. – Belo Horizonte.
- Pickett, S.T.A.; Cadenasso, M.L.; Grove, J.M.; Boone, C.G.; Groffman, P.M. Irwin, G. E.; Kaushal, S.S.; Victoria Marshall, Brian P. McGrath, C.H. Nilon, R.V. Pouyat, Katalin Szlavecz, Austin Troy, Paige Warren. (2011). Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress, *Journal of Environmental Management*, 92(3):331-362.
- Poulenard, J. et al. (2009). **Infrared spectroscopy tracing of sediment sources in a small rural watershed (French Alps)**. *The Science of the Total Environment*, 407(8):2808–19.
- Poleto, C.; Merten, G.; Minella, J.P. (2009). **The identification of sediment sources in a small urban watershed in southern Brazil: an application of sediment fingerprinting**. *Environ Technol.* 30:1145–1153
- Ramos, G.C.D. (2021). **Climate-Environmental Governance in the Mexico Valley Metropolitan Area: Assessing Local Institutional Capacities in the Face of Current and Future Urban Metabolic Dynamics**. *World*, 2: 32-48.
- Raous, S.; Becquer, T.; Garnier, J.; Martins, E.S.; Echevarria, G.; Sterckeman, T. (2010). **Mobility of Metals in Nickel Mine Spoil Materials**. *Applied Geochemistry* 25 (11). Elsevier Ltd: 1746–55
- Reid, I. et al. **Sediment Erosion, Transport and Deposition**. In: Thorne, C.R.; Hey, R. D.; Newson, M.D. *Applied Fluvial Geomorphology for River Engineering and Management*. New York: John Wiley & Sons, 1997. p. 95 – 135.

- Remor, M. B.; Sampaio, S. C.; Rijk, S.; Vilas Boas, M. A.; Gotardo, J. T.; Pinto, E. T.; Schardong, F. A. (2018). **Sediment geochemistry of the urban Lake Paulo Gorski**. *International Journal of Sediment*, 33(4):406-414.
- Ress, C. B.; Roig, H. L. (2016). **Assoreamento do Lago Paranoá em virtude da implementação do Setor Habitacional Noroeste**. In: 48° Congresso Brasileiro de Geologia, Porto Alegre. *Anais do 48° Congresso Brasileiro de Geologia*, 2016. p. 2087-2087.
- Rigaud, S., Radakovitch, O., Couture, R. M., Deflandre, B., Cossa, D., Garnier, C., and Garnier, J. M. (2013). **Mobility and Fluxes of Trace Elements and Nutrients at the Sediment-Water Interface of a Lagoon under Contrasting Water Column Oxygenation Conditions**. *Applied Geochemistry*, 31:35–51.
- Richardson SD, Kimura SY. (2016). **Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues**. *Anal Chem*. 88(1):546-82.
- Ritchie, J.D.; Perdue, J.M. (2003). **Proton-binding study of standard and reference fulvic acids, humic acids, and natural organic matter**. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67(1): 85-96.
- Roig, H.L.; Garnier, J; Ianniruberto, M.; Minoti, R.; Koide, S. (2021). **Estudo multidisciplinar do estado físico do Lago Paranoá: Topo-batimetria, Qualidade dos sedimentos e Balanço hídrico**. 44 p. Relatório Técnico. Convênio No 01/2017 - ADASA - Universidade de Brasília / Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília – Distrito Federal.
- Slavinić, P.; Cvetković, M. (2016). **Volume calculation of subsurface structures and traps in hydrocarbon exploration – a comparison between numerical integration and cell-based models**. *Open Geosciences*, in press.
- Salomons, W.; Forstner, U. (1984). **Metals in the hydrocycle**. Springer, New York.
- Sahuquillo, A.; Rauret, G.; Rehnert A.; Muntau, H. (2003). **Solid sample graphite furnace atomic absorption spectroscopy for supporting arsenic determination in sediments following a sequential extraction procedure**. *Analytica Chimica Acta*, 476:15-24.
- Seabeam Instruments. **Multibeam sonar theory of operation: technology for advanced seafloor mapping applications**. East Walpole: L-3 Communications SeaBeam Instruments, 2000.
- Santos et al. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 372p, 2001.
- Stone & Haight. (2000). **Distribution of dioxins and furans in size-fractionated suspend solids in Canagagigue Creek, Elmira, Ontario**. In: Stone, M. (Editor). *The role of erosion and sediment transport in nutrient and contaminant transfer*. IAHS Publication, 263: 159-166.
- Soares, M.C.C.; Mizusaki, A.M.P; Guerra, T.; Vignol, M.L. (2004). **Análise Geoquímica dos sedimentos de fundo do Arroio Salso, Porto Alegre – RS – Brasil**. *Pesquisas em Geociências*, 31(1): 39-50.

- Sparks, D.L. (2005). **Toxic Metals in the Environment: The Role of Surfaces Elements**. 1 (4): 193–97.
- Sutherland, R.A.; Tolosa, C.A., (2000). **Multi-element analysis of road-deposited sediment in an urban drainage basin, Honolulu, Hawaii**. Environmental Pollution 110, 483e495.
- Skejmstad, J.D.; Taylor, J.A. (1999). **Does the Walkley-Black methods determine soil charcoal?** Communications in Soil Science and Plant Analysis, Philadelphia, 30: 2299-2310.
- Taylor, K. G.; Owens, P. N. (2009). **Sediments in urban river basins: a review of sediment contaminant dynamics in an environmental system conditioned by human activities**. Journal of Soils and Sediments, 9:281-303.
- Telles, D. D. (2013). **A água e o ambiente**. In: Telles, D. D. (Ed.). Ciclo Ambiental da Água: da chuva à gestão. São Paulo: Blucher. p. 501.
- Telles, D.A. (2012). **Ciclo Ambiental da Água: da Chuva à Gestão**. In: Telles, D.A. 504 p.
- Tessier, A. & Campbell, P.G.C. (1987). **Partitioning of trace metals in sediments: Relationships with bioavailability**. Hydrobiologia 149:43-52.
- Tercier-Waeber, M.; taillefert, M. (2008). **Remote in situ voltammetric techniques to characterize the biogeochemical cycling of trace metals in aquatic systems**. J. Environ. Monit. 10: 30-54.
- Thomas, R.L. (1987). **A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control in situ sediments contaminants**. Ecological effects of in situ sediments contaminants. Hydrobiology, 149:247-258.
- Tucci, C.E.M. (2008). Urban waters. Estudos Avançados, 22, 97–111
- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T.; Rodríguez, S.L. (2003). **Gerenciamento e Recuperação das Bacias Hidrográficas dos Rios Itaqueri e do Lobo e da Represa Carlos Botelho (Lobo-Broa)**. IIE, IIEGA, PROAQUA, ELEKTRO.
- Tundisi, J. G. (2008). **Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções**. Estudos Avançados. 22(63): 7–16.
- UN-Water. (2018). **Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6: Relatório-síntese 2018 sobre Água e Saneamento**.
- Vargas, L.; Athanásio, C.; Düpont, A.; Costa, A. B.; Lobo, E. (2014). **Evaluation of water and sediment quality of urban streams in Santa Cruz do Sul County, RS, Brasil, using ecotoxicological assays**. Acta Limnologica Brasiliensia 26:18-25.
- Vercruyse, K.; Grabowski, R.C.; Rickson, R.J. (2017). **Suspended sediment transport dynamics in rivers: multi-scale drivers of temporal variation**. Earth Sci. Rev. 166, 38–52.

- Villalobos, G.U.; Pérez, A.F. (2017). **Revisiting the limnology of Lake Río Cuarto, Costa Rica, thirty-five years later.** *Revista de Biología Tropical*, 66(1):42-52.
- Young, L.B., dutton, M. AND pick, F.R. (1992). **Contrasting two methods for determining trace metal partitioning in oxidized lake sediments.** *Biogeochem.* 17, 205-219.
- Walter, T.; Petreire Jr., M. (2007). **The small-scale urban reservoir fisheries of Lago Paranoá, Brasília, DF, Brazil.** *Braz. J. Biol.* 67(1)9-21.
- Walling, D.E.; Collins, A.L., (2016). **Fine sediment transport and management.** In: Gilvear, D.J., Greenwood, M.T., Thoms, M.C., Wood, P.J. (Eds.), *River Science: Research and Management for the 21st Century.* John Wiley & Sons, Chichester, pp. 37–60.
- Walling, D. E. (1990). **Linking the field to the river: sediment delivery from agricultural land.** In: Boardman, J.; Foster, I. D. L.; Dearing, J. A. (ed.) *Soil Erosion on Agricultural Land.* Chichester: John Wiley. p. 130-152.
- Walling, D.E. (1983). **The sediment delivery problem.** *J Hydrol.* 65:209–237
- Williams, G.P. (1989). **Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers.** *J. Hydrol.* 111 (1–4), pp. 89–106.
- Walling, D.E.; Amos, C.M. (1999). **Source, storage and mobilisation of fine sediment in a chalk stream system.** *Hydrol. Process.*, 13:323-340.
- Walling, D.E. (1990). **Linking the field to the river: sediment delivery from agricultural land.** In: Boardman, J.; Foster, I.D.L.; Dearing, J.A. (Ed.) *Soil Erosion on Agricultural Land.* Chichester: John Wiley. P. 130-152.
- Wong, C.S.C.; Li, X.; Thornton, I. (2006). **Urban environmental geochemistry of trace metals.** *Environ Pollut.* 142:1–16

## 9. Anexo I – Cota-Área-Volume do Lago Paranoá entre 1960 à 2018

Cota x Área x Volume LAGO PARANOÁ 1960					Cota x Área x Volume LAGO PARANOÁ 1979					Cota x Área x Volume LAGO PARANOÁ 2009				
Cota	Área		Volume		Cota	Área		Volume		Cota	Área		Volume	
(m)	(m <sup>2</sup> )	(ha)	(m <sup>3</sup> )	hm <sup>3</sup>	(m)	(m <sup>2</sup> )	(ha)	(m <sup>3</sup> )	hm <sup>3</sup>	(m)	(m <sup>2</sup> )	(ha)	(m <sup>3</sup> )	hm <sup>3</sup>
960,5	38	0,0	3	0,0	960,5	0	0,0	0	0,00	960,5	0	0,0	0	0,0
961,5	218	0,0	112	0,0	961,5	3.260	0,3	679	0,00	961,5	0	0,0	0	0,0
962,5	23.550	2,4	6.820	0,0	962,5	10.680	1,1	6.588	0,01	962,5	0	0,0	0	0,0
963,5	58.495	5,8	47.051	0,0	963,5	28.074	2,8	24.046	0,02	963,5	0	0,0	0	0,0
964,5	96.861	9,7	123.331	0,1	964,5	58.872	5,9	65.055	0,07	964,5	0	0,0	0	0,0
965,5	141.091	14,1	240.522	0,2	965,5	98.671	9,9	141.819	0,14	965,5	0	0,0	0	0,0
966,5	191.358	19,1	403.826	0,4	966,5	140.156	14,0	258.268	0,26	966,5	0	0,0	0	0,0
967,5	252.370	25,2	621.662	0,6	967,5	183.304	18,3	415.766	0,42	967,5	0	0,0	0	0,0
968,5	339.798	34,0	911.220	0,9	968,5	234.492	23,4	619.090	0,62	968,5	0	0,0	0	0,0
969,5	561.346	56,1	1.358.805	1,4	969,5	300.378	30,0	879.504	0,88	969,5	0	0,0	0	0,0
970,5	733.844	73,4	1.997.134	2,0	970,5	382.581	38,3	1.212.217	1,21	970,5	0	0,0	0	0,0
971,5	963.212	96,3	2.836.942	2,8	971,5	557.498	55,7	1.662.720	1,66	971,5	189.982	19,0	78.752	0,1
972,5	1.265.532	126,6	3.935.323	3,9	972,5	897.390	89,7	2.365.040	2,37	972,5	412.136	41,2	373.356	0,4
973,5	1.761.432	176,1	5.421.662	5,4	973,5	1.444.996	144,5	3.505.156	3,51	973,5	841.537	84,2	983.711	1,0
974,5	2.464.336	246,4	7.506.292	7,5	974,5	2.061.956	206,2	5.246.722	5,25	974,5	1.387.728	138,8	2.089.056	2,1
975,5	3.484.087	348,4	10.472.558	10,5	975,5	2.956.254	295,6	7.705.306	7,71	975,5	2.057.521	205,8	3.800.444	3,8
976,5	4.311.412	431,1	14.344.518	14,3	976,5	3.915.412	391,5	11.128.639	11,13	976,5	2.927.263	292,7	6.259.647	6,3
977,5	5.725.912	572,6	19.378.244	19,4	977,5	4.842.024	484,2	15.493.853	15,49	977,5	3.929.344	392,9	9.682.546	9,7
978,5	6.793.989	679,4	25.607.546	25,6	978,5	5.902.602	590,3	20.840.008	20,84	978,5	5.071.349	507,1	14.195.506	14,2
979,5	8.115.482	811,5	33.069.902	33,1	979,5	7.594.640	759,5	27.491.696	27,49	979,5	6.190.280	619,0	19.777.417	19,8

Cota x Área x Volume LAGO PARANOÁ 1960					Cota x Área x Volume LAGO PARANOÁ 1979					Cota x Área x Volume LAGO PARANOÁ 2009				
Cota	Área		Volume		Cota	Área		Volume		Cota	Área		Volume	
(m)	(m <sup>2</sup> )	(ha)	(m <sup>3</sup> )	hm <sup>3</sup>	(m)	(m <sup>2</sup> )	(ha)	(m <sup>3</sup> )	hm <sup>3</sup>	(m)	(m <sup>2</sup> )	(ha)	(m <sup>3</sup> )	hm <sup>3</sup>
980,5	9.552.909	955,3	41.828.524	41,8	981	9.148.281	914,8	35.941.434	35,9	981	7.690.572	769,1	26.702.294	26,7
981,5	11.090.303	1.109,0	52.181.476	52,2	982	10.547.210	1.054,7	45.750.615	45,8	982	9.012.373	901,2	35.071.171	35,1
982,5	12.246.927	1.224,7	63.804.430	63,8	983	12.190.755	1.219,1	57.088.278	57,1	983	10.448.543	1.044,9	44.757.620	44,8
983,5	13.834.978	1.383,5	76.837.039	76,8	984	13.869.027	1.386,9	70.091.924	70,1	984	12.057.962	1.205,8	55.989.933	56,0
984,5	15.097.050	1.509,7	91.274.513	91,3	985	15.338.815	1.533,9	84.690.690	84,7	985	13.704.582	1.370,5	68.837.342	68,8
985,5	16.579.735	1.658,0	107.057.910	107,1	986	16.664.354	1.666,4	100.668.549	100,7	986	15.276.551	1.527,7	83.328.848	83,3
986,5	17.989.480	1.798,9	124.310.564	124,3	987	17.928.357	1.792,8	117.927.581	117,9	987	16.620.421	1.662,0	99.257.898	99,3
987,5	19.317.643	1.931,8	142.928.372	142,9	988	19.245.103	1.924,5	136.460.623	136,5	988	18.008.879	1.800,9	116.541.528	116,5
988,5	20.661.304	2.066,1	162.869.711	162,9	989	20.592.366	2.059,2	156.333.525	156,3	989	19.405.719	1.940,6	135.220.526	135,2
989,5	22.076.782	2.207,7	184.174.980	184,2	990	22.205.355	2.220,5	177.639.664	177,6	990	20.846.189	2.084,6	155.295.217	155,3
990,5	23.957.076	2.395,7	207.169.410	207,2	991	23.676.534	2.367,7	200.575.269	200,6	991	22.375.159	2.237,5	176.867.792	176,9
991,5	25.246.929	2.524,7	231.728.113	231,7	992	24.939.954	2.494,0	224.824.479	224,8	992	23.964.707	2.396,5	199.982.366	200,0
992,5	26.512.799	2.651,3	257.539.587	257,5	993	26.230.880	2.623,1	250.342.709	250,3	993	25.558.743	2.555,9	224.683.149	224,7
993,5	27.893.231	2.789,3	284.667.740	284,7	994	27.555.652	2.755,6	277.161.199	277,2	994	27.245.465	2.724,5	251.016.890	251,0
994,5	29.429.403	2.942,9	313.236.426	313,2	995	29.061.793	2.906,2	305.354.564	305,4	995	28.946.745	2.894,7	279.068.861	279,1
995,5	31.439.232	3.143,9	343.612.342	343,6	996	30.655.847	3.065,6	335.185.332	335,2	996	30.622.532	3.062,3	308.778.010	308,8
996,5	32.925.135	3.292,5	375.718.297	375,7	997	31.982.907	3.198,3	366.414.532	366,4	997	32.468.367	3.246,8	340.232.081	340,2
997,5	34.663.774	3.466,4	409.440.040	409,4	998	34.283.267	3.428,3	399.370.872	399,4	998	34.385.978	3.438,6	373.600.979	373,6
998,5	36.158.001	3.615,8	444.756.088	444,8	999	36.253.614	3.625,4	434.567.808	434,6	999	36.019.918	3.602,0	408.773.029	408,8
999,5	37.913.285	3.791,3	481.682.360	481,7	1.000	38.736.396	3.873,6	471.857.417	471,9	1.000	37.200.900	3.720,1	445.335.695	445,3

Cota x Área x Volume LAGO PARANOÁ 2018					Cota x Área x Volume LAGO PARANOÁ 2018				
Cota	Área		Volume		Cota	Área		Volume	
(m)	(m <sup>2</sup> )	(ha)	(m <sup>3</sup> )	hm <sup>3</sup>	(m)	(m <sup>2</sup> )	(ha)	(m <sup>3</sup> )	hm <sup>3</sup>
960,5	0	0,0	0	0,0	980,5	7.349.787	735,0	25.742.245	25,7
961,5	0	0,0	0	0,0	981,5	8.820.028	882,0	33.839.531	33,8
962,5	3.127	0,3	789	0,0	982,5	10.327.905	1.032,8	43.365.338	43,4
963,5	9.074	0,9	6.633	0,0	983,5	11.892.032	1.189,2	54.453.863	54,5
964,5	18.798	1,9	20.156	0,0	984,5	13.559.417	1.355,9	67.141.511	67,1
965,5	34.956	3,5	45.404	0,0	985,5	15.098.454	1.509,8	81.465.401	81,5
966,5	58.634	5,9	91.289	0,1	986,5	16.438.618	1.643,9	97.214.227	97,2
967,5	90.499	9,0	163.662	0,2	987,5	17.816.946	1.781,7	114.318.590	114,3
968,5	130.660	13,1	272.530	0,3	988,5	19.241.715	1.924,2	132.811.903	132,8
969,5	174.726	17,5	423.213	0,4	989,5	20.675.405	2.067,5	152.725.376	152,7
970,5	228.830	22,9	621.877	0,6	990,5	22.191.070	2.219,1	174.119.028	174,1
971,5	309.166	30,9	885.874	0,9	991,5	23.695.202	2.369,5	197.006.750	197,0
972,5	450.660	45,1	1.251.719	1,3	992,5	25.240.515	2.524,1	221.428.639	221,4
973,5	742.040	74,2	1.828.034	1,8	993,5	26.770.556	2.677,1	247.374.395	247,4
974,5	1.216.067	121,6	2.788.236	2,8	994,5	28.450.042	2.845,0	274.932.770	274,9
975,5	1.858.405	185,8	4.316.888	4,3	995,5	29.991.436	2.999,1	304.084.127	304,1
976,5	2.625.574	262,6	6.531.332	6,5	996,5	31.506.582	3.150,7	334.779.547	334,8
977,5	3.649.509	365,0	9.659.772	9,7	997,5	33.007.315	3.300,7	366.960.124	367,0
978,5	4.781.235	478,1	13.881.010	13,9	998,5	34.567.543	3.456,8	400.665.146	400,7
979,5	5.869.485	586,9	19.162.421	19,2	999,5	36.546.580	3.654,7	436.094.864	436,1

**10. Anexo II – Variação temporal da descarga sólida em suspensão e identificação de minerais a partir de aperfeiçoamento de método de amostragem automática no Córrego Riacho Fundo, Brasília, Distrito Federal.**

**Geologia**  
Série Científica  
**USP**

DOI: 10.11606/issn.2316-9095.v18-140500

Revista do Instituto de Geociências - USP

Geol. USP, Sér. cient., São Paulo, v. 18, n. 2, p. 111-185, Junho 2018

**Variação temporal da descarga sólida em suspensão e identificação de minerais a partir de aperfeiçoamento de método de amostragem automática no Córrego Riacho Fundo, Brasília, Distrito Federal**

*Temporal variation of suspended sediments and mineralogy using an improved automatic sampler system in the Riacho Fundo Stream, Brasília, Distrito Federal, Brazil*

Igor Guedes de Aquino<sup>1</sup>, Henrique Llacer Roig<sup>1</sup>, Elton Souza Oliveira<sup>1</sup>, Jérémie Garnier<sup>1</sup>, Edi Mendes Guimarães<sup>1</sup>, Sérgio Koide<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Instituto de Geociências, Universidade de Brasília - UnB, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Asa Norte 10910900, Brasília, DF, BR (igorambientais@gmail.com; roig@unb.br; elton.gea@gmail.com; garnier@unb.br; rxed@unb.br)

<sup>2</sup>Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília - UnB, Brasília, DF, BR (skoide@unb.br) Recebido em 09 de

novembro de 2011; aceito em 21 de maio de 2018

**Resumo**

Este estudo buscou contribuir com informações sedimentométricas sobre o Córrego Riacho Fundo (CRF), afluente do Lago Paranoá, Brasília, Distrito Federal, historicamente o principal transportador de sedimentos da bacia. Utilizamos método acústico com o equipamento River Surveyour M9 da Sontek, para levantamento de vazão, e amostrador automático ISCO 6712, para amostragem de água e sedimentos, com coleta em ponto fixo em relação ao leito do córrego e coleta com adaptação para amostragem a 40 cm de profundidade da superfície d'água. A mineralogia de uma seleção de amostras de sedimentos coletados foi determinada por difratometria de raios X. Além disso, a turbidez das águas foi medida por meio de sonda multiparamétrica flutuando a 40 cm da superfície. Os resultados obtidos permitiram elaborar uma nova curva-chave do CRF, com vazões medidas em cotas nunca registradas. O novo método de coleta implantado possibilitou obter informações em cotas que não haviam sido amostradas antes e permitiu também diminuir a dispersão dos dados entre concentração e cota. Assim, comparando os dois métodos, com o método fixo obteve-se  $R^2 = 0,28$ , e com o método com fluvariabilidade,  $R^2 = 0,45$ . A adaptação com flutuabilidade também favoreceu uma boa correlação entre turbidez e concentração, apresentando  $R^2 = 0,92$ . A análise de histerese mostrou que a maioria dos eventos ocorre no sentido anti-horário. A quantidade total de sedimentos suspensos por evento de chuva variou entre 43 e 1.258 t com o método adaptado, e entre 47 e 10.142 t com o método de coleta fixa. A mineralogia dos sedimentos é composta por saponita, vermiculita, illita, muscovita, caolinita, gibbsita, diásporo, quartzo, rutilo e hematita. O uso do amostrador automático permitiu identificar maior número de minerais quando comparados outros estudos na região.

Palavras-chave: Sedimentometria; Amostrador automático; Turbidez; Mineralogia.

**Abstract**

This work aimed to contribute in the sedimentometric study of the Riacho Fundo stream, affluent of Lake Paranoá, Brasília, Federal District, and historically the main sediments exporter for the entire basin. For this purpose, the flow was measured by the acoustic method with the Sontek River Surveyour M9 equipment and an automatic sampler ISCO 6712 was used for water and sediment sampling, with collection at a fixed point and varying according to the height, in a water depth of 40 cm. The mineralogy of chosen sediment samples was assessed by X-ray diffraction. Also, simultaneous monitoring of the turbidity was carried out, with a floating multiparameter probe, likewise. The results are useful data for the location, since there is lack of data for reservoir sedimentation planning. Furthermore, the improved sampling method (floating probe) showed a better coefficient of determination ( $R^2 = 0,45$ ) than the fixed sampling method ( $R^2 = 0,28$ ). Thus, a good correlation could be reached between turbidity and concentration ( $R^2 = 0,92$ ). Hysteresis was generally counterclockwise. The use of the automatic sampler allowed the identification of minerals in the suspended sediments, which are not identified in other studies in the region.

Keywords: Sedimentometry; Automatic sampler; Turbidity; Mineralogy.

## INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), entidade responsável pelo abastecimento do Distrito Federal, vem trabalhando na identificação e operacionalização de novas fontes de abastecimento (CAESB, 2017). Entre essas fontes estão: o reservatório de Corumbá IV, que exige uma longa rede de aquedutos, e o Lago Paranoá (LP), localizado no coração da cidade de Brasília.

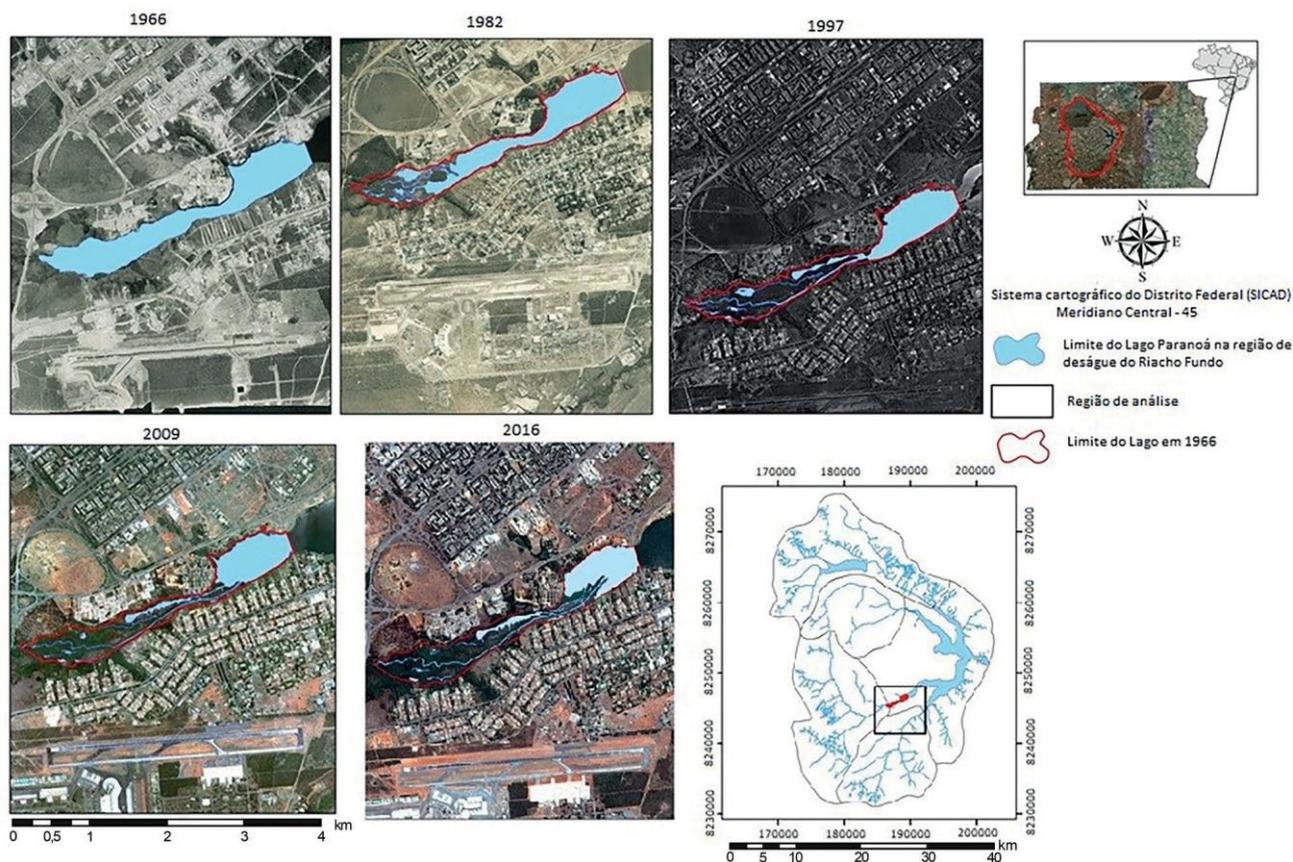
Nesse contexto, várias pesquisas têm sido realizadas com o objetivo de verificar as condições geoquímicas das águas (Costa, 2014) e dos sedimentos (Moreira e Boaventura, 2003; Costa, 2014; Dias, 2017), as fontes desses sedimentos (Franz et al., 2014) e a evolução do padrão de uso e ocupação da bacia de contribuição (Menezes et al., 2010). Esses estudos têm demonstrado que a Bacia do Lago Paranoá teve, e continua tendo, forte retirada da cobertura vegetal em detrimento da expansão urbana, causando aumento dos processos erosivos e do assoreamento do lago (Menezes, 2010; Menezes et al., 2010; Roig et al., 2013; Hussain et al., 2015). Apesar desses estudos, a quantificação do aporte dos

sedimentos provenientes das sub-bacias que aportam o LP e sua distribuição espaçotemporal ainda é incipiente.

Dentre os principais afluentes do LP, um deles se destaca historicamente por ter a maior contribuição para o processo de assoreamento do lago, o Córrego Riacho Fundo (CRF) (Miguel et al., 2017) (Figura 1).

A CAESB tem monitorado os sedimentos suspensos desse córrego com frequência mensal desde novembro de 2011, seguindo os protocolos estabelecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2012), especificamente o método Igual Incremento de Largura — IIL. Essa estratégia não permitiu a quantificação do transporte de sedimentos de modo apropriado devido à falta de amostragem dos eventos extremos de chuva, os quais são responsáveis pela maior carga de sedimentos suspensos (Carvalho e Massera Da Hora, 2013).

Buscando resolver esses problemas, Aguiar (2015) sugeriu outros métodos que permitissem suprir a demanda da amostragem. O autor observou que o tempo de medição necessário pelo método usado pela CAESB não permite monitorar o evento, pois a resposta às chuvas intensas ocorre em questão de poucas horas, com taxa de elevação do nível do rio de até 1 m em 30 minutos. Portanto, o autor propôs o uso de



Fonte: complementado e adaptado de Menezes (2010).

**Figura 1.** Variabilidade do espelho d'água do braço do Riacho Fundo do Lago Paranoá entre 1966 e 2016.

amostrador automático (ISCO 3700). Embora esse método tenha monitorado os eventos extremos, o que nunca havia sido realizado para a região, o fato de a amostragem ser realizada em um ponto fixo em relação ao leito do rio dificultou a interpretação dos dados, visto que a relação entre a amostragem pontual e a descarga toda do evento não pôde ser correlacionada. Em consequência, durante a subida do nível do rio, as amostras passam a ser mais representativas da carga do leito, e não da carga suspensa. A partir dessas conclusões, este trabalho propôs medir a variação temporal da descarga sólida e identificar minerais com modificações no método usado por Aguiar (2015), com vistas a melhorar a representatividade dos dados, necessários para o entendimento da dinâmica hidrossedimentométrica e, conseqüentemente, do processo de planejamento de disponibilidade hídrica do LP.

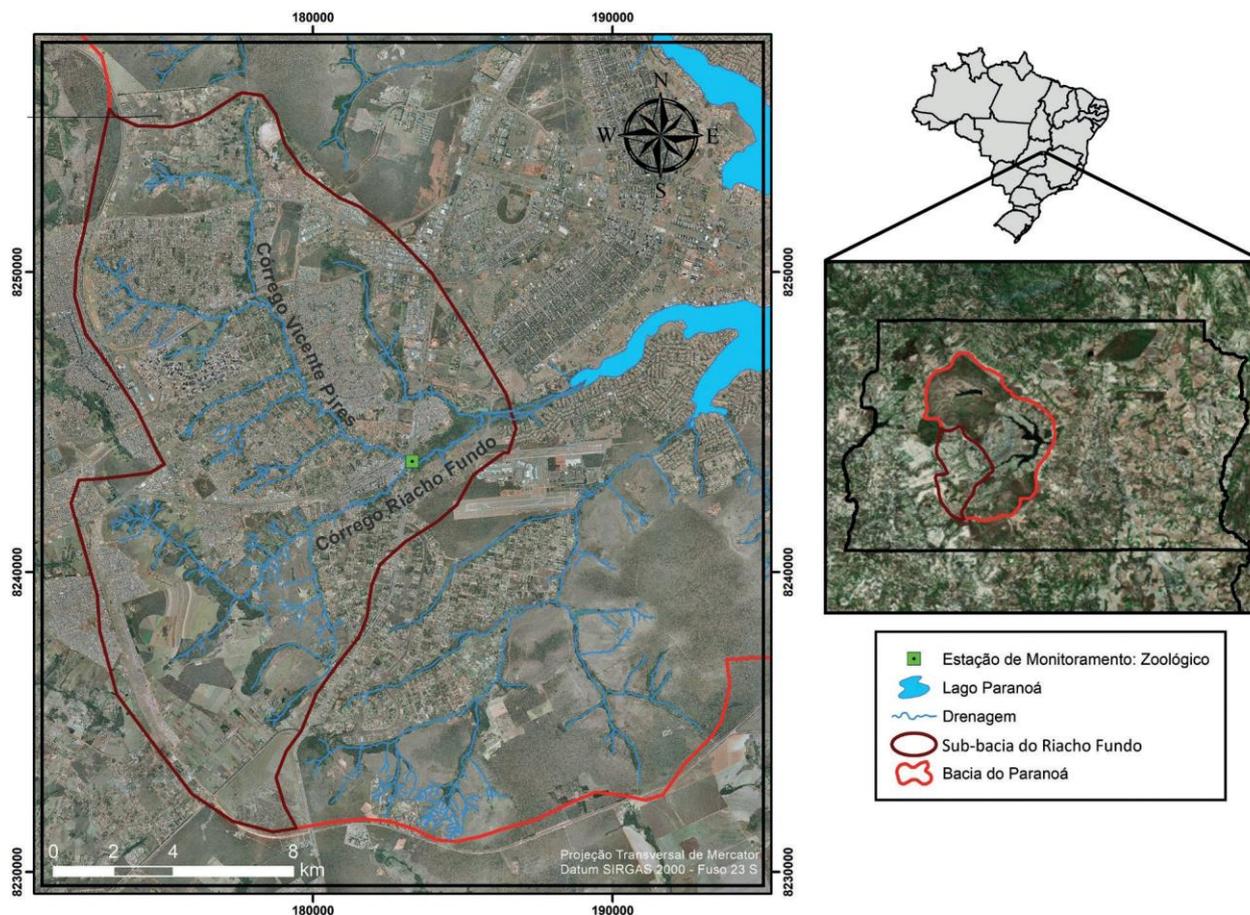
## DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A sub-bacia do RF, com área de 171,26 km<sup>2</sup>, quanto ao uso e à ocupação, é dividida em uma parte com características

predominantemente rurais e uma parte urbana, que apresenta uma alta taxa de urbanização, marcada por incremento significativo a partir de meados da década de 1990 (Menezes, 2010). A bacia pode ser dividida em função de seus dois principais córregos, o homônimo à bacia e o Córrego Vicente Pires (CVP). Este último é o mais urbanizado, enquanto a parte que drena para o CRF é predominantemente rural, com expansão urbana ocorrendo nas suas cabeceiras, representada por condomínios residenciais de baixa renda (Figura 2).

## Caracterização geológica e pedológica

Do ponto de vista geológico, de acordo com Maia et al. (2006), o CRF nasce na Formação Ribeirão Contagem (Unidade Quartzito Médio) e corta as unidades Formação Serra da Meia-Noite (Metarritmito Arenoso) e Formação Ribeirão do Torto (ardósia). Essas unidades são pertencentes ao Grupo Paranoá (Campos et al., 2013). Na Formação Ribeirão Contagem o quartzo compõe mais de 95% do arcabouço, mas também ocorrem turmalina, magnetita e rutilo. A Formação Serra da Meia-Noite contém quartzo,



Fonte: bacias — CAESB (2015).

**Figura 2.** Sub-bacia do Riacho Fundo. O ponto verde corresponde à estação em análise neste trabalho.

feldspatos (< 10%), clorita, hematita, caulinita, rutilo e epidoto. Já na Formação Ribeirão do Torto predominam os minerais clorita, fengita, quartzo, hematita e matéria orgânica. Esses minerais citados, das três Formações, representam as rochas frescas e alteradas.

Quanto à pedologia, a região é composta predominantemente por Latossolos, com destaque para o Latossolo Vermelho (38%), seguido pelo Latossolo Vermelho Amarelo (15%) e, em menor proporção, por Cambissolo Háplico, Nitossolo Vermelho Plintossolo Pétrico, Gleissolo Háplico, (Reatto et al., 2004; Carvalho, 2013).

Segundo Reatto et al. (1999, 2004), os solos são caracterizados por abundância de minerais secundários do grupo da caulinita, óxidos, hidróxidos e oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, como hematita, goethita, gibbsita, entre outros. Mas também ocorrem minerais traço, como vermiculita, rutilo e anatásio.

### Caracterização climática

A sub-bacia do CRF é caracterizada por clima “Tropical de Savana”, segundo classificação de Köppen, com estação chuvosa no verão, delimitada pelos meses de outubro e abril (CODEPLAN, 1984). Cerca de 84% da precipitação total anual ocorrem nesse período (1.200 a 1.700 mm), sendo novembro, dezembro e janeiro os meses mais chuvosos.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Neste estudo utilizou-se da estação fluviossedimentométrica Montante Zoológico (Código: 60478200 -15°51'52”S e -47°57'25”W), gerenciada pela CAESB, para os levantamentos hidrossedimentométricos. Essa estação foi escolhida devido à sua proximidade com o exutório da sub-bacia (Figura 2).

O trabalho foi realizado com as seguintes etapas:

- (i) complementação da infraestrutura e reconfiguração do sistema de amostragem automático e da sonda, para acompanhar a variação de nível durante os eventos de cheia;
- (ii) análise do histórico dos perfis topobatimétricos da seção transversal da estação em questão e complementação dos dados durante a execução deste trabalho (2016-2017);
- (iii) medição de vazão com equipamento acústico;
- (iv) coleta das amostras de sedimento em suspensão com o amostrador automático;
- (v) construção da curva-chave de vazão;
- (vi) processamento das amostras de sedimentos em suspensão em laboratório (concentração, parâmetros físicos e mineralogia);
- (vii) análise dos resultados obtidos.

### Complementação da infraestrutura

Além da infraestrutura existente — Plataforma de Coleta de Dados (PCD) com pluviógrafo, medidor de nível e régua —, o amostrador automático e a sonda multiparamétrica foram instalados/reconfigurados.

### Amostrador automático ISCO 6712

Para amostragem com o ISCO 6712, fixou-se o detector de inicialização do processo na cota 1,4 m da régua. Desse modo, o equipamento somente inicia o processo de amostragem da mistura água sedimento quando o nível do rio atinge essa cota. Esse sistema opera com intervalo de 15 minutos amostrando todo o evento até que o nível retorne a cota de partida (1,4 m). Já o filtro coletor do amostrador foi instalado em um tubo de PCV de 50 mm de diâmetro perfurado com furos de 5 cm de diâmetro orientados na direção do fluxo e perfazendo aproximadamente 40% da área do cano. O coletor foi acoplado a uma boia que permitiu mantê-lo flutuando livremente a uma profundidade de 40 cm (Figura 3 e Figura 4).

### Sonda Hydrolab DS5X (turbidez)

Devido às características da sonda, ela foi instalada em um sistema similar, porém com cano de 200 mm, de modo a mantê-la flutuando livremente na mesma profundidade do amostrador (Figura 4), o que assegurou a coleta de amostras similares e sob as mesmas condições de vazão e profundidade. O equipamento era mantido em funcionamento por uma bateria com recarga solar, para garantir o monitoramento contínuo da turbidez (medição a cada 15 minutos).



**Figura 3.** (A) Amostragem fixa de água e sedimentos. (B) Adaptação para flutuabilidade do filtro coletor a 40 cm de profundidade em relação à superfície da água.

## Levantamento da seção topográfica

Foi empregada a metodologia de Nivelamento Geométrico por Visadas Extremas (Veiga et al., 2012), a mesma utilizada pela CAESB e pela Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (ADASA), o que permitiu a comparação do levantamento realizado no projeto com os arquivos da CAESB e da ADASA.

## Medição de vazão

Para determinação de vazão, foi utilizado o método acústico, por meio do equipamento River Surveyor® M9, da Sontek. A metodologia empregada é a mesma estabelecida pela ANA e foram realizados, pelo menos, três perfilagens por

cota ou variação de cota. Os tempos de percurso da seção normalmente eram inferiores a um minuto. Todos os dados foram armazenados no aplicativo do próprio equipamento e depois transferidos para a base de dados.

## Curva-chave

Para a geração da curva chave de vazão, empregou-se uma função exponencial (Equação 1), conforme descrito na literatura (Te Chow, 1988; Jaccon, 1989).

$$Q = a(h - h_0)^n \quad (1)$$

Em que:

Q = vazão (m<sup>3</sup>/s);

h = cota correspondente à vazão;

h<sub>0</sub> = cota correspondente à vazão nula;

a, n = constantes determinadas para o local.



**Figura 4.** Estrutura para sonda e amostragem de sedimento com variação da cota e lance de réguas em funcionamento.

A curva-chave foi determinada/elaborada no *software* SIADH 2.0 e utilizando a ferramenta “*solver*” para a determinação dos parâmetros a, h<sub>0</sub> e n.

Calcularam-se o desvio absoluto médio entre os dados obtidos pela curva-chave e a vazão medida em campo. Assim, o conceito de desvio no presente trabalho foi dado pela diferença percentual entre os valores de vazão calculados e medidos. Para tanto, aplicou-se a seguinte expressão (Equação 2):

$$\text{Desvio (\%)} = \left| \frac{Q_{\text{calc}} - Q_{\text{med}}}{Q_{\text{med}}} \right| \times 100\% \quad (2)$$

Em que:

Q<sub>calc</sub> = vazão calculada;

Q<sub>med</sub> = vazão medida.

O desvio (%) é um critério utilizado pela ANA para validação de curva-chave. Inicialmente, era aceito um desvio absoluto médio de até 20%, sendo atualmente considerado um de, no máximo, 10% (ANA, 2011).

Como parte do processo de análise de consistência de dados verificou-se a dispersão dos desvios em relação à cota e ao tempo. Além disso, foi feita a seleção de dados, de modo a excluir aqueles inconsistentes (gerados por erro na medição de campo, como falha momentânea no cálculo da área molhada ou profundidade, por exemplo).

## Processamento das amostras em laboratório

Para a quantificação da concentração dos sedimentos em suspensão, foram empregados o método de filtração (Carvalho et al., 2000), quando a turbidez de bancada indicava valores inferiores a 200 nephelometric turbidity unit (NTU), e o método evaporação a 90°C (ANA, 2012), quando a turbidez alcançava valores iguais ou superiores a 200 NTU. Destaca-se que esse também é o método utilizado pela CAESB e pela ADASA para as estações do DF.

## Cálculo da descarga sólida

A partir dos dados de concentração (mg/L), calculou-se a descarga sólida para cada coleta a partir da Equação 3 (Carvalho et al., 2000):

$$Q_{ss} = 0,0864 \cdot q_i \cdot C_i \quad (3)$$

Em que:

Q<sub>ss</sub> = descarga sólida instantânea (t/dia);

q<sub>i</sub> = descarga líquida instantânea (m<sup>3</sup>/s);

C<sub>i</sub> = concentração (mg/L).

Após obtenção desses dados, a descarga sólida total de cada evento foi calculada de acordo com a área da curva de descarga gerada pelo sedimentograma, com as devidas correções de unidades. Desse modo, a cada dois dados coletados de concentração, representados no gráfico de descarga sólida instantânea *versus* tempo, calculou-se a descarga sólida parcial por meio da área de trapézio. Fazendo isso, no intervalo gráfico entre dois dados de concentração (transformada em descarga sólida instantânea pela Equação 3 e somando as descargas sólidas parciais tem-se a descarga sólida total para o evento.

### Determinação da composição mineral

Para análise da composição mineral, foram coletadas amostras de 1 L da mistura água-sedimento. As amostras foram secas por meio da evaporação em béqueres a 90°C, em uma chapa aquecedora da marca Quimis, no Laboratório de Geoquímica do Instituto de Geociências (IG) da Universidade de Brasília (UnB). O sedimento foi analisado no difratômetro de raios-X do tipo RIGAKU Ultima IV, no Laboratório de Raios X, do mesmo instituto. O equipamento é operado com tubo de cobre e filtro de níquel, sob 30 kV e 15 mA.

Com relação à interpretação dos difratogramas, utilizou-se como ferramenta auxiliar o *software* JADE 9.0, da MDI. Para isso, foram adotadas as seguintes etapas:

- (i) preparação da lâmina de amostra total (tot) para cada amostra, a partir de pó não orientado, com trituração das amostras em gral de ágata;
- (ii) preparação das lâminas com somente a fração argila, seguindo os passos: dispersão em água, centrifugação com 750 rpm por 7 minutos, para separar silte e argila; centrifugação a 3.000 rpm por 30 minutos, para recuperação da sobrenadante fração argila, e orientação em lâmina da fração decantada. Essas lâminas foram então deixadas para secarem ao ar e designadas como normais (n). Leitura no difratograma da lâmina normal de cada amostra;
- (iii) solvatação, com etileno-glicol (eg), das lâminas da fração de argila orientada, por 12 horas em dessecador. Leitura no difratograma das lâminas com etileno-glicol;
- (iv) solvatação, com glicerol (gl), das lâminas da fração de argila orientada com etileno-glicol, por 12 horas em dessecador. Leitura no difratograma das lâminas com glicerol;
- (v) aquecimento das lâminas gl, de cada amostra, em mufla, por 3 horas e 30 minutos, a 490°C. Leitura, no difratograma, das lâminas aquecidas (aq);
- (vi) interpretação, com o auxílio do *software* JADE 9.0, dos resultados dos difratogramas, comparando as lâminas tot, n, eg, gl e aq, entre elas.

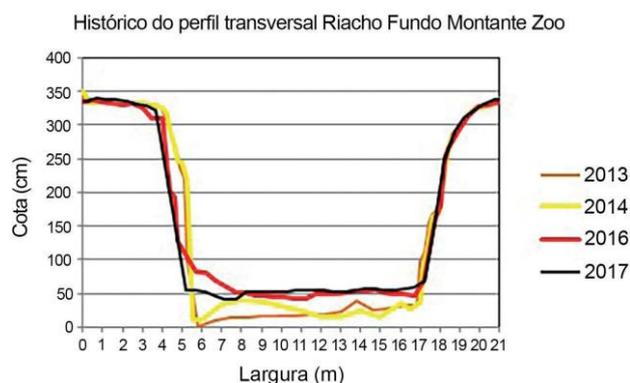
## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Caracterização do canal do Córrego Riacho Fundo

Ao longo de todo o período de monitoramento da seção foram levantados oito perfis, sendo o primeiro realizado em 2007. Como pode ser observado na Figura 5, o perfil da seção de monitoramento entre 2013 e 2014 é marcado por pequenas variações do fundo, porém as margens mostram-se bastante estáveis. Essas variações do fundo com amplitude inferior a 30 cm são comuns em leitos móveis, como é o caso da seção em estudo, e não comprometem a determinação da curva-chave. Já em 2016 observou-se significativa variabilidade do perfil da seção, mantendo-se praticamente estável no ano seguinte.

Além da variabilidade da seção, foi observada também uma variação ao longo do trecho do rio, logo a montante da estação. Próximo à estação uma das margens apresentou evolução do processo de erosão instalado (Figura 6), contribuindo para o depósito de sedimentos próximo à margem direita ao longo da seção da estação. Esse processo começou a ser agravado após a queda do gabião, presente na margem oposta.

Verificou-se que, além da existência ou queda do gabião, as modificações no leito do RF podem ser também associadas ao aumento da impermeabilização da bacia, o que leva ao aumento do escoamento superficial e a uma maior vazão no córrego. Esse acréscimo na vazão pode provocar a instabilidade do canal pelo aumento do processo erosivo das margens e do fundo. O aumento dos processos erosivos foi observado e identificado em seção a montante ao longo da bacia, levando, assim, a um maior volume de sedimentos, que acabam por sedimentar na parte mais a jusante da bacia, ao longo do canal e, principalmente, no LP.



Fonte: dados da CAESB (2013, 2014, 2016) e do próprio autor (2011).

**Figura 5.** Histórico do levantamento de perfis transversais (cota *versus* largura) para a seção da Estação Riacho Fundo Montante Zoológico (60478200 Código ANA).

### Vazão e curva-chave

Foram realizadas, na estação, 11 campanhas de medições de descarga líquidas (Tabela 1), totalizando 7 horas e 27 minutos ao longo dos anos de 2016 e 2017. Essas campanhas permitiram medir a descarga líquida em uma grande amplitude de cotas, desde as cotas mínimas na época da seca até as enchentes, com variação de cotas de 0,9 até 2,83 m.

A curva-chave resultou na seguinte equação potencial (Equação 4), proveniente da (Equação 1):

$$Q = 11,23(h - 0,59)^{1,52} \quad (4)$$

Em que:

A = 11,23;

h0 = 0,59;

n = 1,52;

Q = vazão (m³/s);

h = cota correspondente à vazão;

h0 = cota correspondente à vazão nula;

a, n = constantes determinadas para o local.

O desvio absoluto médio da nova curva-chave resultou em 8%, valor aceitável pelos padrões da ANA.

Na comparação da curva-chave da CAESB com a curva-chave do presente estudo (Figura 7), é notória a diferença devido à curva-chave da CAESB se basear em medições até a cota máxima de 1,26 m, enquanto a outra curva-chave obteve medições em cotas expressivamente mais elevadas (até 2,83 m). Essa é a principal diferença entre as duas curvas-chave e o traçado delas começa a divergir acima das cotas não medidas pela CAESB (Figura 7).

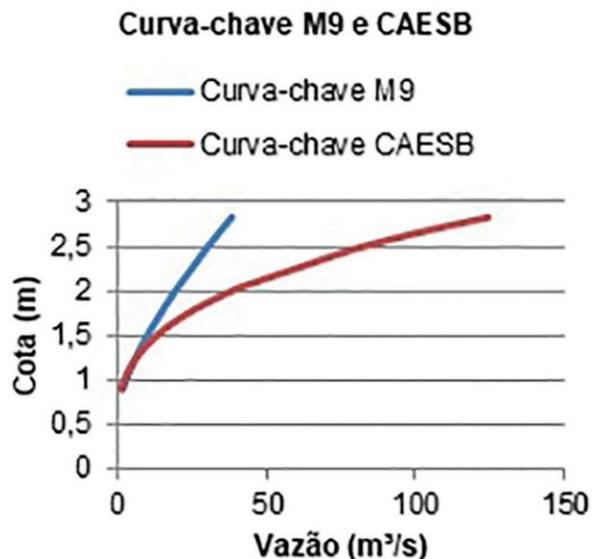


Foto: Elton Souza.

**Figura 6.** Foto do ano 2017 mostrando erosão na margem esquerda (retângulo vermelho), próxima à Estação Fluviométrica Riacho Fundo Montante Zoológico (Estrada Parque Indústria e Abastecimento 003, Código Agência Nacional de Águas 60478200). Foto tirada de cima de ponte, localizada a montante da estação, na rodovia DF-003 (Estrada Parque Indústria e Abastecimento).

**Tabela 1.** Vazões medidas pelo M9 e respectivas cotas e datas.

Data	Cota (m)	Vazão medida (m³/s)	Data	Cota (m)	Vazão medida (m³/s)
01/03/2016	2,83	31,98	11/01/2011	1,53	10,30
01/03/2016	2,18	31,82	11/01/2011	1,52	10,30
01/03/2016	2,16	34,41	18/01/2011	1,80	16,01
01/03/2016	2,12	34,61	18/01/2011	1,18	14,11
01/03/2016	2,66	36,25	18/01/2011	1,66	13,44
01/03/2016	2,63	34,15	18/01/2011	1,60	12,40
01/03/2016	2,53	32,80	18/01/2011	1,56	9,15
01/03/2016	2,52	31,61	18/01/2011	1,48	10,16
01/03/2016	2,49	31,88	18/01/2011	1,38	8,81
01/03/2016	2,41	30,00	18/01/2011	1,33	8,20
05/10/2016	0,90	1,69	18/01/2011	1,20	6,00
18/11/2016	0,91	1,12	18/01/2011	1,11	3,99
18/11/2016	0,91	2,66	03/02/2011	1,05	3,21
11/01/2011	2,04	18,02	06/02/2011	1,14	4,59
11/01/2011	1,98	15,61	01/02/2011	1,22	5,65
11/01/2011	1,12	11,48	08/02/2011	1,64	9,91
11/01/2011	1,10	13,05	26/02/2011	1,29	1,03
11/01/2011	1,66	12,45	21/02/2011	1,31	1,11
11/01/2011	1,64	11,53	-	-	-



**Figura 7.** Comparação da curva-chave elaborada pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal com a curva-chave constituída no presente trabalho.

## Concentração e descarga sólida

No decorrer do trabalho percebeu-se que muitos eventos de cheia atingiam seu pico em 30 minutos e, assim, a programação do amostrador automático foi alterada para o intervalo de 15 minutos.

Os novos dados, apesar de não refletirem uma correlação entre concentração e vazão suficientemente alta para estabelecer uma curva-chave de sedimentos, permitiram melhorar a correlação. Com uso da amostragem de cota variável, o coeficiente de correlação aumentou de  $R^2 = 0,28$  para  $R^2 = 0,45$ .

Durante o trabalho, observou-se que muitos dos eventos de chuva, representados pelo hidrograma de vazão pelo tempo, ocorrem com um padrão, em que dois picos de cheia aparecem no hidrograma (Figura 8). Quando esse padrão ocorre também é possível observar que sempre existe um pico com vazão inferior ao outro pico. Considerando que a bacia pode ser dividida em duas partes, a presença de dois picos de enchente pode ser correlacionada ao funcionamento diferente nessas duas partes da bacia. Sendo assim, o menor pico seria relativo à parte da bacia menos impermeabilizada, anterior à confluência do CRF com o CVP. E o maior pico de vazão poderia ser explicado pelo escoamento superficial decorrente da região mais impermeabilizada da sub-bacia do RF, em que passa somente o segundo córrego (Vicente Pires). Recentemente, pluviógrafos têm sido instalados na sub-bacia, algo que poderá, em trabalhos futuros, auxiliar na compreensão desse fenômeno.

Gao e Josefson (2012), em uma bacia de 311 km<sup>2</sup>, predominantemente rural, na região central do Estado de Nova York, encontraram concentração máxima instantânea de 4,79

g/L, na primavera. O pico de vazão máximo durante essa estação foi de 97,71 m<sup>3</sup>/s. De Girolamo et al. (2015) registraram concentração máxima de 7,13 g/L, durante o período chuvoso, associado com uma vazão máxima de 23,50 m<sup>3</sup>/s. No entanto, em uma região montanhosa, um evento de chuva no verão com valor de precipitação muito superior à média mensal de precipitação atingiu concentração máxima de 37,6 g/L. O estudo foi realizado em uma bacia com área de 72 km<sup>2</sup>. Ziegler et al. (2014) puderam identificar concentração máxima de 15,9 g/L, com 19,9 m<sup>3</sup>/s de pico de vazão máxima, durante um evento na Bacia Mae Sa (74 km<sup>2</sup>), na Tailândia. Este estudo, porém, foi realizado com amostragens manuais na superfície do rio. Fatores que contribuem para o aumento na quantidade de sedimentos transportados são as monções e ciclones.

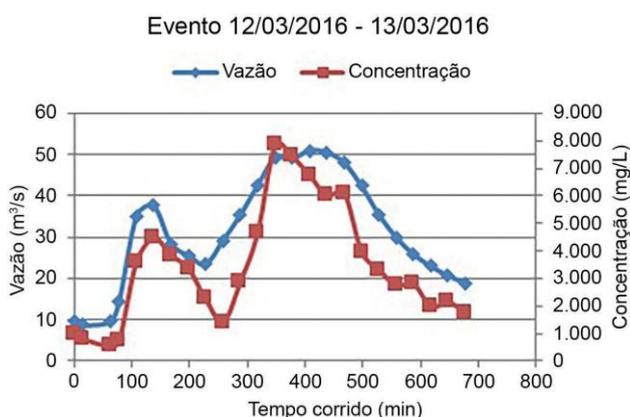
O rio com maiores concentrações de sedimento no mundo é o Rio Amarelo, na China, com média anual de 37,6 g/L (Shen e Julien, 1993). Segundo Xu (2002), na região central desse rio ou em alguns de seus tributários, é comum que a concentração de sedimentos atinja 300 g/L em tempestades relativamente fortes, enquanto hiperconcentrações máximas de até 1 kg/L já foram encontradas também nesses locais. A Bacia do Rio Amarelo está localizada em região montanhosa e com um tipo de solo muito suscetível à erosão, o loess.

Os resultados obtidos neste estudo mostram que o maior valor de concentração registrado pelo RF foi de 11,34 g/L, e a vazão máxima, de 64,44 m<sup>3</sup>/s. Na sub-bacia do RF, um fator preponderante que influencia a concentração de sedimentos é a intensa urbanização existente.

No entanto, trata-se de estudos em bacias com características ambientais diferentes, o que justifica a diferença nas concentrações encontradas entre estes estudos, bem como entre os resultados obtidos no RF (Tabela 2).

No presente estudo, no CRF, as três formas de histerese mais comuns (Minella et al., 2011) foram vistas em eventos (Figura 9). Do total de 29 eventos, 15 foram observados nas formas mais comuns (sentido horário, sentido anti-horário e em formato de 8). Com relação a essas três formas, o tipo de histerese predominante foi no sentido anti-horário (60% das representações), indicando que existe tendência de as fontes dos sedimentos estarem localizadas em ambientes mais distantes (como as vertentes). O laço no sentido horário ocorreu somente em dois eventos (13% de representatividade). O laço em formato de 8 foi o segundo mais frequente (27% das representações), indicando a possibilidade de que as fontes de sedimentos nesses eventos foram tanto o próprio leito do córrego quanto fontes mais distantes na sub-bacia do RF.

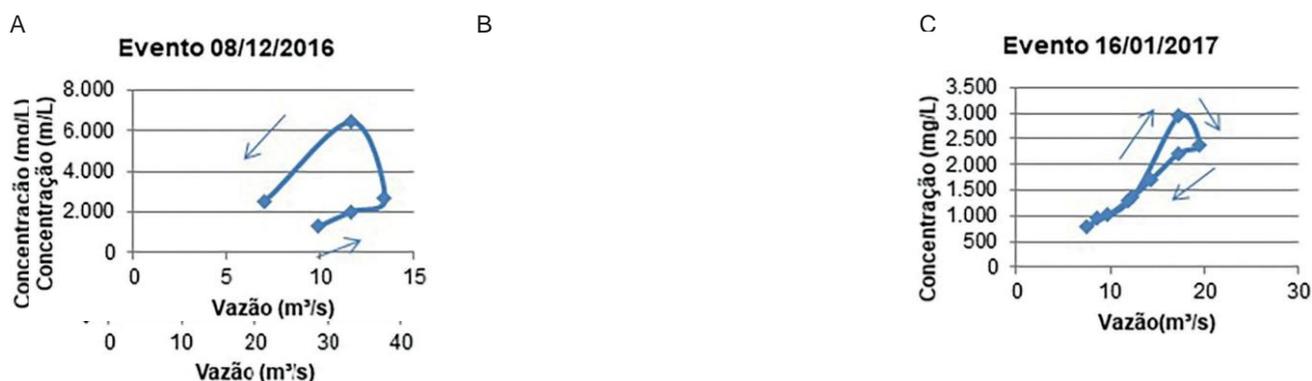
A maior quantidade de sedimento em um evento com amostragem que varia com a cota resultou em um total de 1.258 t, e a menor quantidade foi de 43 t. Na amostragem fixa, o maior valor ficou em 10.142 t, enquanto o menor valor foi de 47 t.



**Figura 8.** Sedimentograma e hidrograma de evento ocorrido durante período em que a amostragem era feita de forma fixa. No gráfico, cada ponto quadrado representa uma amostra, registrada por linígrafo, no caso do hidrograma, e por amostrador automático ISCO 6712 no sedimentograma.

**Tabela 2.** Resumo das concentrações máximas de sedimentos em suspensão encontradas em outros trabalhos que utilizaram amostradores automáticos do tipo ISCO.

Área (km <sup>2</sup> )	Q máximo (m <sup>3</sup> /s)	Concentração máxima (mg/L)	Evento anômalo (mg/L)	Autores	Características que influenciam a quantidade de sedimentos
311	91,11	4.191	-	Gao e Josefson (2012)	Bacia rural
12	23,5	1.300	31.600	De Girolamo et al. (2015)	Região montanhosa
14	19,9	15.900	-	Ziegler et al. (2014)	Bacia atingida por monções e ciclones
152.443	-	300.000	1.000.000	Shen e Julien (1992); Xu (2002)	Tipo de solo, relevo montanhoso
111,26	64,44	11.345	10.691	Próprio autor	Urbanização intensa

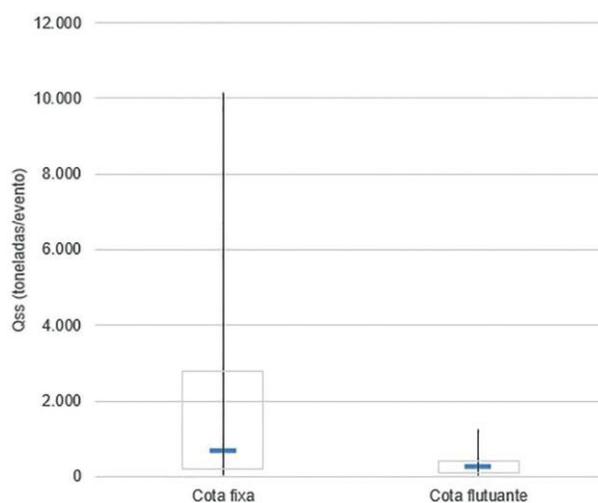


**Figura 9.** Três tipos de histerese encontradas durante estudo na Estação 60478200 Riacho Fundo Monte Zoo. (A) Laço anti-horário. (B) Laço com formato de oito. (C) Laço horário.

Os dados de descarga sólida total por evento (Figura 10) são visivelmente mais dispersos com o método de amostragem fixa, ao contrário dos dados que foram obtidos a partir do método de amostragem com a cota variando.

No caso da variação com a cota, o evento foi do dia 13 de janeiro de 2017, com pico de vazão próximo a 23 m<sup>3</sup>/s. Para essa metodologia de amostragem, foi o segundo maior evento (em termos de pico de vazão) em que foi possível fazer amostragem de sedimento. O maior evento com amostragem foi o do dia 17 de janeiro de 2017, chegando a 29 m<sup>3</sup>/s de pico de vazão, mas foi um evento com menor duração. Assim, no total, o evento do dia 13 de janeiro de 2017 durou 450 minutos, enquanto o outro durou 180 minutos.

Comparando a quantidade total de sedimentos por evento (Documento Suplementar I), utilizando a curva-chave da CAESB e a curva-chave gerada neste trabalho. Os dados indicam que há superestimação de sedimentos quando a curva-chave da CAESB é utilizada como base. Esses resultados refletem a dificuldade que a empresa tem enfrentado



**Figura 10.** Boxplot dos valores de descarga de sedimento total de cada evento, em toneladas, considerando as cotas flutuante e fixa.

no monitoramento, situação que não é exclusividade brasileira. Segundo Ndomba et al. (2008), é comum que países em desenvolvimento possuam dificuldades de manter monitoramento de sedimentos fluviais; inclusive, muitas vezes, o monitoramento deixa de ser efetuado.

Os estudos publicados envolvendo o cálculo de sedimentos em suspensão por evento, com amostradores automáticos, não são muito comuns. López-Tarazón et al. (2009) trabalharam com amostrador automático ISCO e amostras manuais com integração em uma bacia montanhosa na Espanha (445 km<sup>2</sup>) e também não foi possível estabelecer uma curva-chave de sedimentos, devido à dispersão dos dados de cota concentração. Em estudo realizado por López-Tarazón et al. (2009), ocorreu uma variação de picos de cheia entre 29 e 88 m<sup>3</sup>/s e total produzido de sedimentos entre 426 e 86.430 t. Rovira e Batalla (2006), em uma bacia na Espanha (894 km<sup>2</sup>), com dados de sedimentos em suspensão com vazões de 10,1 até 196,8 m<sup>3</sup>/s, relataram quantidade por evento com variação de 64 t (pico de 10,9 m<sup>3</sup>/s), chegando a 61.245 t (196,8 m<sup>3</sup>/s).

São rios que alcançam vazões mais altas que o CRF e, de modo geral, comparando eventos com picos máximos de vazão próximos, tanto em López-Tarazón et al. (2009) quanto em Rovira e Batalla (2006) ocorre maior transporte de sedimentos do que no CRF. O Rio Amarelo, exportador de sedimentos com maiores concentrações do mundo, chegou a produzir, em dois eventos excepcionalmente extremos,  $20,8 \times 10^8$  t (Ren e Shi, 1986).

Com relação aos dados de outros trabalhos citados aqui, quanto à concentração de sedimentos e à quantidade produzida por evento, devem ser consideradas as diferenças das características ambientais das bacias citadas, como, por exemplo, relevo, clima, tipo e cobertura do solo. Apesar de parte considerável dos trabalhos ter descrito concentrações e quantidades maiores que os resultados mostrados neste trabalho, o histórico de assoreamento do braço do RF mostra uma situação preocupante, que permanece em andamento. Por isso, e devido à ausência de informações de quantidade de sedimentos e vazão em cotas altas no CRF anteriores a este trabalho, é possível reconhecer a importância que as informações geradas nesta pesquisa trouxeram para a região de Brasília. Nesse sentido, o conhecimento sobre a quantidade de sedimentos transportada pelo córrego é um indicativo básico da necessidade de concentrar ações para mitigar o assoreamento do LP.

### Correlação turbidez e concentração

A comparação entre turbidez (medida *in situ*) e concentração (obtida no laboratório a partir da amostra coletada no campo) revela boa correlação,  $R^2 = 92$  (Figura 11).

No entanto, para uma comparação mais precisa, é necessário que haja aumento no esforço amostral e na coleta de

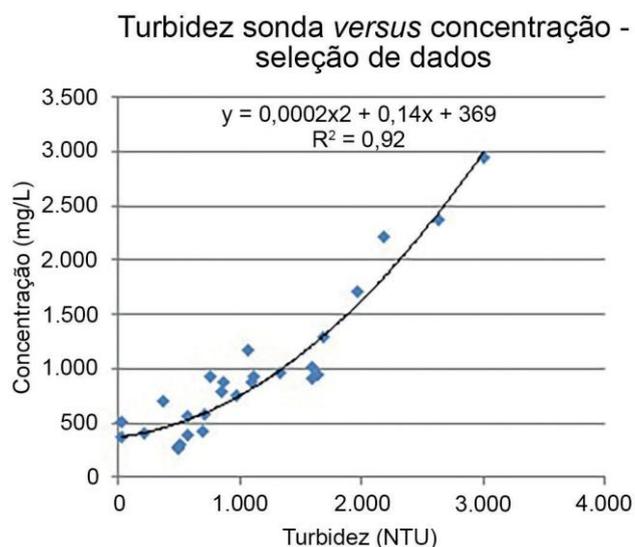
dados, assim como análise da granulometria e da composição dos minerais nos sedimentos.

Na mesma bacia e utilizando o mesmo procedimento, Aguiar (2015) alcançou também uma relação  $R^2 = 0,92$ . Porém, no caso de Aguiar (2015), a sonda foi instalada de modo fixo e com dados de apenas um evento, haja vista que apenas um em oito eventos obteve boa correlação entre os dados. Diferentemente de Aguiar (2015), todos os dados registrados pela sonda, dentro dos seus limites de detecção, puderam ser correlacionados.

Ziegler et al. (2014) trabalharam com a estimativa de concentração a partir de dados de turbidez, em uma bacia na Tailândia. De modo análogo ao realizado neste trabalho, o registro de dados de turbidez foi feito entre 10 e 20 cm da superfície da água, com o auxílio de um cano PVC apoiado em uma ponte. Esse cano servia como veículo para a passagem do turbidímetro, que descia preso a uma corda. Para amostragem de água e sedimentos, foi feita a coleta manual em recipientes. A relação entre turbidez e concentração alcançou bom resultado de regressão, a partir de um modelo exponencial, em que  $R^2 = 0,87$ . Tais resultados mostram a viabilidade de monitoramento da quantidade de sedimentos no CRF, a partir do monitoramento da turbidez.

### Composição mineral

Para a composição mineral, dois conjuntos de amostras, datas e metodologia distintas foram selecionados. Trata-se de amostras coletadas em eventos que atingiram vazões máximas equivalentes (próximas a 30 m<sup>3</sup>/s). Um dos conjuntos refere-se à data de 11 de janeiro de 2016 (Figura 12) e suas amostras foram coletadas com amostragem fixa.

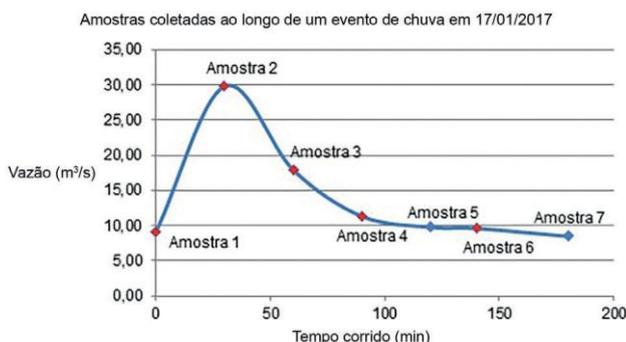


**Figura 11.** Gráfico de dispersão de turbidez versus concentração medido pela sonda multiparamétrica (n = 28).

O outro conjunto, de 17 de janeiro de 2017 (Figura 13), foi resultado de amostragem em função da variação da cota. Os minerais nos sedimentos em suspensão encontrados estão listados na Tabela 3 e na Tabela 4. Os principais



**Figura 12.** Gráfico mostra a representatividade das amostras escolhidas ao longo de um evento de chuva de março de 2016 no Córrego Riacho Fundo, Brasília, Distrito Federal. Foram escolhidas aleatoriamente as amostras de número 2, 4, 5, 6, 9 e 12 para a realização do presente estudo.



**Figura 13.** Gráfico mostra a representatividade das amostras escolhidas ao longo de um evento de chuva de janeiro de 2017 no Córrego Riacho Fundo, Brasília, Distrito Federal. Foram escolhidas aleatoriamente as amostras de número 1, 2, 3, 4 e 6 para a realização do presente estudo.

minerais encontrados são: gibbsita ( $d \sim 4,8\text{\AA}$ ), quartzo ( $d \sim 3,3\text{\AA}$ ) e hematita ( $d \sim 2,69\text{\AA}$ ). Podemos destacar a presença de argilominerais tais como saponita ( $d \sim 14,3\text{\AA}$ ), vermiculita ( $d \sim 14\text{\AA}$ ), illita ( $d \sim 10\text{\AA}$ ) e caulinita ( $d \sim 7\text{\AA}$ ). Foram também encontrados muscovita ( $d \sim 10\text{\AA}$ ), diásporo ( $d \sim 4,7\text{\AA}$ ) e rutilo ( $d \sim 3,24\text{\AA}$ ). Por fim, há indício de detecção de anatásio próximo às reflexões secundárias da caulinita e de goethita próximo às reflexões de quartzo ( $d \sim 4,2$ ).

O conjunto de amostras do dia 11 de março de 2016 e uma das amostras do dia 17 de janeiro de 2017 (amostra 4) não apresentaram a ausência das reflexões de intensidade da caulinita após aquecimento (Documento Suplementar II). Esse fato evidencia a presença de um tipo de caulinita bem cristalizado, com estrutura bem definida, de modo que seria necessária uma temperatura mais elevada para o desaparecimento total dos registros de intensidade provindos da reflexão dos raios X nos planos cristalinos.

É possível notar, quanto ao evento do ano de 2016 (Documento Suplementar II), que as reflexões da illita são maiores que as da gibbsita (em  $n = 1$ , sendo  $n =$  ordem de difração), mas vão diminuindo progressivamente ao longo do evento, enquanto os de gibbsita aumentam. Esse processo continua até que a reflexão desse mineral ultrapasse a da illita. Esse fato, embasado ainda nos difratogramas de solo e rocha (ardósia do Grupo Paranoá) coletados dentro da sub-bacia do RF (Figura 14), é um indicativo de que a contribuição a partir das rochas é maior no início e menor no final do evento, tendo mais influência do solo *a posteriori*.

Com exceção do mineral saponita, os demais minerais identificados aqui já foram encontrados na região estudada, seja na própria sub-bacia do RF ou nos sedimentos de fundo do braço do LP, que é abastecido pelo CRF (Moreira e Boaventura, 2003; Reatto et al., 2004; Maia et al., 2005; Gioia et al., 2006; Echeverria, 2007; Dias, 2017). No entanto, esses trabalhos mostram que existem proporções diversas (constituente maior, menor e traço) entre os tipos de minerais encontrados, sendo a illita, a caulinita, o quartzo e a gibbsita os mais abundantes, como esperado, devido à geologia e às condições intensas de

**Tabela 3.** Minerais identificados com o método de amostragem fixa.

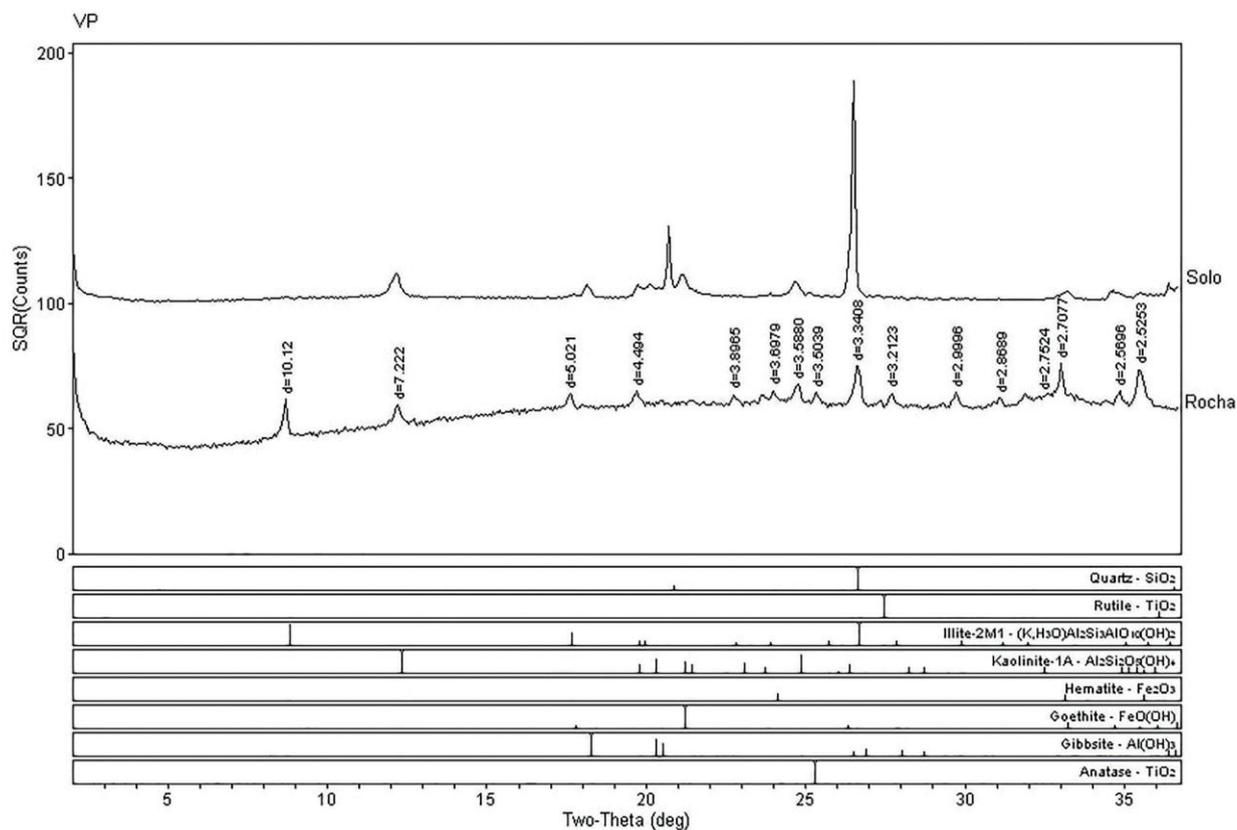
Evento 11/03/2016	Amostra 2	Amostra 4	Amostra 5	Amostra 6	Amostra 9	Amostra 12
Hematita	X	X	X	X	X	X
Illita	X	X	X	X	X	-
Caulinita	X	X	X	X	X	X
Diásporo	-	-	-	-	-	X
Quartzo	X	X	X	X	X	X
Muscovita	-	-	-	-	-	X
Rutilo	X	X	X	X	X	X
Gibbsita	X	X	X	X	X	X
Vermiculita	-	-	-	X	X	-
Saponita	-	-	-	-	-	X

intemperismo na região. É importante dizer que, dentre as pesquisas supracitadas, nem todas obtiveram exatamente os mesmos resultados. Sendo assim, o mineral vermiculita, por exemplo, somente foi encontrado por Maia et al. (2005). A presença do diásporo não chegou a ser confirmada

em Echeverria (2007), apesar de seu indício no Córrego Guará (componente da sub-bacia do RF), mas apareceu como resultado em Gioia et al. (2006). De modo geral, os resultados dos difratogramas em cada amostra foram bastante semelhantes quanto aos minerais

**Tabela 4.** Minerais identificados com o método de amostragem com a cota variável e filtro flutuando na superfície da água.

Evento 17/01/2017	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Amostra 4	Amostra 6
Hematita	X	X	X	X	X
Illita	-	-	-	-	-
Caulinita	X	X	X	X	X
Diásporo	X	X	X	X	X
Quartzo	X	X	X	X	X
Muscovita	X	X	X	X	X
Rutilo	X	X	X	X	X
Gibbsita	X	X	X	X	X
Vermiculita	-	-	-	-	-
Saponita	-	-	-	-	X
Anatásio	X	X	X	X	-



**Figura 14.** Difratometria de raio X de uma amostra de solo e rocha da sub-bacia do Córrego Riacho Fundo.

identificados em todas as amostras. Porém, a saponita só foi vista em uma amostra de cada dia e o diásporo, presente em todas as amostras do evento de 2017, indicou presença somente em uma amostra do evento do ano de 2016. Outro fato a ser considerado foi a presença de vermiculita em somente duas amostras de 11 de março de 2016. Esses fatos mostram a capacidade do amostrador automático para monitorar com mais detalhes não apenas a carga, mas a variabilidade nos sedimentos carreados pelo RF.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir deste novo estudo sedimentométrico do RF e mais especificamente da implantação de uma nova abordagem:

- Foi possível construir uma curva-chave adequada para medição de vazão em cheias. Com isso, concluiu-se que o uso da curva-chave da CAESB superestima a quantidade de sedimentos nos eventos de cheia;
- Este trabalho também contribuiu para a geração de dados sedimentométricos para o Reservatório do Lago Paranoá, com frequência de amostragem e representatividade de cotas ainda não observadas até o presente momento;
- Foram identificados diversos minerais nos sedimentos em suspensão, com diversidade não encontrada em um único trabalho, de todos os que já foram feitos no CRF e no braço do RF no lago;
- O uso de amostradores manuais (como os que têm sido utilizados pelas empresas responsáveis por monitoramento, a partir dos métodos consagrados) é inviável no local de estudo. Esse fato reforça a importância do uso do amostrador automático no CRF;
- É provável que o uso de métodos de interpolação estatística diminua a dispersão dos dados de vazão e concentração;
- Foi possível obter boa correlação entre turbidez e concentração. Porém, ainda é necessária a aquisição de informações da granulometria dos sedimentos para aplicar o modelo de cálculo;
- Levando-se em consideração a questão de planejamento, é melhor trabalhar com uma superestimativa a uma subestimativa de total exportado de sedimento para um reservatório. Porém, apesar de a curva-chave da CAESB superestimar a quantidade de água, não há monitoramento efetivo de sedimento nas cotas mais altas. Considerando que a sub-bacia do RF tem parte considerável de sua área total intensamente urbanizada, aumentando o escoamento superficial e diminuindo a infiltração de água (com possíveis consequências para o fluxo de base), pode ser que o uso da curva-chave da CAESB prejudique o cálculo do balanço hídrico do LP, algo que poderia ser examinado detalhadamente em outros trabalhos;
- Para complementar as informações já adquiridas, recomenda-se que em trabalhos futuros seja feita a caracterização

granulométrica para posteriores cálculos do volume total que os sedimentos estão subtraindo do volume de água a cada ano no reservatório do LP.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CPNq), pela bolsa vinculada ao Projeto Aquasense; ao Laboratório de Sensoriamento Remoto e Análise Espacial do IG da UnB, pela disponibilização da infraestrutura necessária; e à ESRI/IMAGEM, pela disponibilização do pacote de ferramentas que compõem a família ArcGis 10, por intermédio do Contrato nº 2011 MLK 8733. Também agradecem ao professor José Eloi Guimarães Campos, do IG da UnB, acerca de discussões sobre teoria e resultados de mineralogia deste trabalho.

## REFERÊNCIAS

- Agência Nacional de Águas – ANA. Superintendência de Gestão da Rede Hidrometeorológica. (2011). *Nota técnica nº 245/2011/SGH-ANA*. Brasília: ANA, SGH, Ed. ANA.
- Agência Nacional de Águas – ANA. Superintendência de Gestão da Rede Hidrometeorológica. (2012). *Orientações para Operação de Estações Hidrométricas*. Brasília: ANA, SGH, Ed. ANA.
- Aguiar, M. R. F. (2015). *Análise da Descarga Sólida em Suspensão na Bacia do Córrego Riacho Fundo (DF)*. Dissertação (Mestrado). Brasília: Programa de Geociências Aplicadas – UnB.
- Campos, J. E. G., Dardenne, M. A., Freitas-Silva, F. H., Martins-Ferreira, M. A. C. (2013). Geologia do Grupo Paranoá na porção externa da Faixa Brasília. *Brazilian Journal of Geology*, 43(3), 461-476. <https://doi.org/10.5327/Z2317-48892013000300004>
- Carvalho, A. M. (2013). *Estudo geoquímico da qualidade da água da bacia do Riacho Fundo-DF*. Dissertação (Mestrado). Brasília: Instituto de Geociências – UnB.
- Carvalho, N. O., Filizola Jr., N. P., Coutinhos dos Santos, P. M., Lima, J. E. F.W (2000). *Guia de práticas sedimentométricas*. Brasília: ANEEL.
- Carvalho, N. O., Massera Da Hora, M. A. G. (2013). Hidrossedimentometria. In: C. Poletto (Ed.), *Sedimentologia Fluvial: Estudos e Técnicas*. Porto Alegre: Editora da Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH.

- Companhia de Planejamento do Distrito Federal – CODEPLAN. (1984). *Atlas do Distrito Federal*. Brasília: GDF, 78 p.
- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB. (2013). *Dados brutos ano 2013 levantamento perfil transversal da seção de monitoramento da estação 60478200 Riacho Fundo Montante Zoológico*. Brasília: CAESB, PRHR.
- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB. (2014). *Dados brutos ano 2014 levantamento perfil transversal da seção de monitoramento da estação 60478200 Riacho Fundo Montante Zoológico*. Brasília: CAESB, PRHR.
- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB. (2015). Arquivo shape da Sub-bacia do Córrego Riacho Fundo. Brasília: CAESB, PRHR.
- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB. (2016). *Dados brutos ano 2016 levantamento perfil transversal da seção de monitoramento da estação 60478200 Riacho Fundo Montante Zoológico*. Brasília: CAESB, PRHR.
- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB. (2017). Artigo do Presidente da Caesb Maurício Ludovice publicado no Correio Braziliense em 16/01/2017. *Boletim eletrônico*. Disponível em: <<https://www.caesb.df.gov.br/component/content/article/27-portal/567-seca-2016-2017-outras-informacoes.html>>. Acesso em: jul. 2017.
- Costa, N. Y. M. (2014). *Estudo geoquímico e de contaminantes emergentes na bacia do lago Paranoá*. Dissertação (Mestrado). Brasília: Universidade de Brasília.
- De Girolamo, A. M., Pappagallo, G., Porto, A. L. (2015). Temporal variability of suspended sediment transport and rating curves in a Mediterranean river basin: The Celone (SE Italy). *Catena*, v. 128, p. 135-143. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2014.09.020>
- Dias, D. F. (2017). *Processos Geoquímicos na Interface Sedimento-Água no Braço Riacho Fundo do Lago Paranoá – DF*. 88f. Dissertação (Mestrado). Brasília: Instituto de Geociências – UnB.
- Echeverria, R. M. (2007). *Avaliação de impactos ambientais nos tributários do lago Paranoá, Brasília-DF*. Dissertação (Mestrado). Brasília: Instituto de Geociências – UnB.
- Franz, C., Abbt-Braun, G., Lorz, C., Roig, H. L., Makeschin, F. (2014). Assessment and evaluation of metal contents in sediment and water samples within an urban watershed: an analysis of anthropogenic impacts on sediment and water quality in Central Brazil *Environmental Earth Science*, 72, 4873-4890. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3454-8>
- Gao, P., Josefson, M. (2012). Temporal variations of suspended sediment transport in Oneida Creek watershed, central New York. *Journal of Hydrology*, 426, 17-27. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.012>
- Gioia, S. M., Pimentel, M. M., Tessler, M., Dantas, E. L., Campos, J. E., Guimarães, E. M., Maruoka, M. T., Nascimento, E. L. (2006). Sources of anthropogenic lead in sediments from an artificial lake in Brasília–central Brazil. *Science of the Total Environment*, 356, 125-142. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.041>
- Hussain, Y., Hernan, C. M., Roig, H. L. (2015). An estimation of impacts of urban growth on runoff and non-point source pollution loads by an expert coefficient approach in GIS: a case study of Federal District, Brazil. *XIV Simpósio de Geologia do Centro Oeste*, p. 122-129. Brasília: SBG – Núcleo Brasília.
- Jacon, G. (1989). *Curva-chave: análise e traçado*. Brasília: DNAEE.
- López-Tarazón, J. A., Batalla, R. J., Vericat, D., Francke, T. (2009). Suspended sediment transport in a highly erodible catchment: the River Isábena (Southern Pyrenees). *Geomorphology*, 109(3), 210-221. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.03.003>
- Maia, P. D., Boaventura, G. R., Pires, A. C. B. (2006) Distribuição Espacial de Elementos-Traço em Sedimentos do Lago Paranoá-DF, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 20(2), 158-174. <https://doi.org/10.21715/gb.v20i2.242>
- Maia, P. D., Guimarães, E. M., Moreira, R. C. A., Boaventura, G. R. (2005) Estudo mineralógico dos sedimentos de fundo do Lago Paranoá, Distrito Federal. *Brazilian Journal of Geology*, 35(4), 535-541.
- Menezes, P. H. B. J. (2010). *Avaliação do efeito das ações antrópicas no processo de escoamento superficial e assoreamento na bacia do Lago Paranoá*. 123f. Dissertação (Mestrado). Brasília: Instituto de Geociências – UnB.
- Menezes, P. H. B. J., Roig, H. L., Almedia, T., Neto, G. B. S., Isaias, F. B. (2010). Análise da evolução do padrão de uso e ocupação na bacia de contribuição do Lago Paranoá – DF. *Estudos Geográficos*, 8(1), 88-106.

- Miguel, R., Roig, H. L., Oliveira, E. S. (2017). Análise do processo de assoreamento no braço do Riacho Fundo, do Lago Paranoá – DF, utilizando técnicas de geoprocessamento e sedimentometria. *XV Simpósio de Geologia do Centro Oeste*, p. 180-185. Goiânia: SBG - Núcleo Centro-Oeste.
- Minella, J. P. G., Merten, G. H., Magnano, P. F., Reichert, J. M., Barros, C. A. P., Dalbianco, L. (2011). Efeito histerese na produção de sedimentos em bacia sob intenso processo erosivo. *Engenharia de Sedimentos: na busca de soluções para problemas de erosão e assoreamento*. In: J. E. F. W. Lima, W. T. A. Lopes (Eds.). *Engenharia de sedimentos: na busca de soluções para problemas de erosão e assoreamento*. Brasília: Ed. ABRH. cap. 2.
- Moreira, R. C. A., Boaventura, G. R. (2003). Referência geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos da bacia do Lago Paranoá-DF. *Química Nova*, 26(6), 812-820. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422003000600006>
- Ndomba, P. M., Mtalo, F. W., Killingtveit, Å. (2008). Developing an excellent sediment rating curve from one hydrological year sampling programme data: approach. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, 2(1), 21-27. <http://dx.doi.org/10.4090/juee.2008.v2n1.021027>
- Reatto, A., Martins, E. D. S., Guimarães, E. M., Spera, S. T., Correia, J. R., Simm, K. M. C. B. (1999). Variabilidade mineralógica de latossolos na Bacia do Rio Jardim, DF. *Embrapa Cerrados, Boletim de Pesquisa*, 2. 24 p.
- Reatto, A., Martins, E. S., Farias, M. F. R., Silva, A. V., Carvalho Junior, O. A. (2004). *Mapa pedológico digital: SIG atualizado do Distrito Federal escala 1:100.000 e uma síntese de texto explicativo*. Planaltina: Embrapa-CPAC. 31p.
- Ren, M. E., Shi, Y. L. (1986). Sediment discharge of the Yellow River (China) and its effect on the sedimentation of the Bohai and the Yellow Sea. *Continental Shelf Research*, 6(6), 785-810. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(86\)90037-3](https://doi.org/10.1016/0278-4343(86)90037-3)
- Roig, H. L., Ferreira, A. M. R., Menezes, P. H. B. J., Marotta, G. S. (2013). Uso de câmeras de baixo custo acopladas a veículos aéreos leves no estudo do aporte de sedimentos no Lago Paranoá. *XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Anais. Foz do Iguaçu: INPE.
- Rovira, A., Batalla, R. J. (2006). Temporal distribution of suspended sediment transport in a Mediterranean basin: The Lower Tordera (NE SPAIN). *Geomorphology*, 79(1),
- Shen, H. W., Julien, P. Y. (1992). Erosion and Sediment Transport. In: D. R. Maidment (Ed.), *Handbook of Hydrology*. New York: McGraw-Hill. Cap. 12.
- Te Chow, V. (1988). *Applied hydrology*. Singapore: Tata McGraw-Hill Education.
- Veiga, L. A. K., Zanetti, M. A. Z., Faggion, P. L. (2012). *Fundamentos de Topografia. Engenharia Cartográfica e de Agrimensura*. Curitiba: Universidade Federal do Paraná.
- Xu, J. (2002). Implication of relationships among suspended sediment size, water discharge and suspended sediment concentration: the Yellow River basin, China. *Catena*, 49(4), 289-307. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(02\)00064-4](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(02)00064-4)
- Ziegler, A. D., Benner, S. G., Tantasirin, C., Wood, S. H., Sutherland, R. A., Sidle, R. C., Jachowski, N., Nullet, M. A., Xi, L. X., Snidvongs, A., Giambelluca, T. W., Fox, J. M. (2014). Turbidity-based sediment monitoring in northern Thailand: Hysteresis, variability, and uncertainty. *Journal of Hydrology*, 519, 2020-2039. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.09>

## 11. Anexo III – Perfis Estratigráficos

### 11.1. Riacho Fundo

Local	X_SIRGAS_2000	Y_SIRGAS_2000	Data	Espessura (cm)	Sigla	Descrição
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	0 a 10	Am	intercalação de aspecto mosqueada entre areia fina marrom escura e areia média marrom clara
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	10 a 17	Af	Areia fina escura com matéria orgânica, presença de folhas e raízes.
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	17 a 26	Am	Areia média fina com porções milimétricas de areia fina
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	26 a 37	af	Areia fina marrom escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	37 a 50	Ar	Argila com níveis argilosos ricos em matéria orgânica
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	50 a 76	Af	Silte com níveis de areia fina
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	76 a 78	Ar	Argila/silte marrom escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	78 a 80	Am	Areia média marrom clara
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	80 a 87	Af	Areia fina marrom clara
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	87 a 90	Am	Areia média marrom clara
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	90 a 98	S	silte
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	98 a 109	Ar	argila

Riacho Fundo	187150	8245340	2017	108 a 109	Af	Areia Fina escura/ Silte-argila
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	109 a 111	Af	Areia Fina Marrom
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	111 a 115	S	Silte Escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	115 a 116	Af	Areia Fina marrom Clara
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	116 a 127,5	Af	Areia Fina escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	127,5 134	Af	areia fina
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	134 a 148	Ar	Argila com porções de silte
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	148 152	S	Silte avermelhado
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	152 a 153,5	Am	Areia média marrom
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	153,5 a 156	S	silte com lentes arenosas
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	156 a 162	S	Silte
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	162 a 165	Af	Areia Fina marrom
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	165 a 172	S	silte com lentes de areia fina
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	172 a 187	Am	Areia média marrom escura

Riacho Fundo	187150	8245340	2017	187 a 188	af	Areia Fina avermelhada
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	188 a 195,5	af	Areia fina marrom escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	195,5 a 197	af	Areia Fina avermelhada
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	197 a 201	af	Areia fina marrom escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	201 a 224	S	Argila
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	224 a 227	S	Areia fina com nível de matéria orgânica (raízes) fétido
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	227 a 231	S	argila
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	231 a 235	Af/S	intercalação milimétrica Areia fina avermelhada e silte escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	235 a 241	S/Ar	Intercalação milimétrica silte argila
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	241 a 247	Am	Areia média marrom clara
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	247 a 253	Af	Areia fina marrom clara
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	253 a 258	S	Intercalação milimétrica areia fina avermelhada e silte escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	258 a 265	S	Silte escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	265 a 268	Af	Areia fina marrom escura

Riacho Fundo	187150	8245340	2017	268 a 277	Am	Areia média marrom clara
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	277 a 283	S	Silte argilosa
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	283 a 285	S	Areia fina escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	285 a 288	S	Intercalação milimétrica Areia fina marrom clara e silte cinza escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	288 a 298	Ar	Silte/ Argila Escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	298 a 307	Ar	Intercalação milimétrica entre areia fina marrom clara/ Silte- Argila
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	307 a 308	Ar	Silte escura
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	308 a 312,5	Ar	Intercalação milimétrica entre areia fina marrom clara/ Silte- Argila
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	312,5 a 317	Ar	Silte marrom clara
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	317 a 321	Ar	Argila/silte marrom
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	321 a 324	Ar	Intercalação milimétrica Silte/ Argila
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	324 a 329	Ar	Argila negra Rica em Matéria orgânica -excesso que raízes
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	329 a 358	Ar	Argila escura com presença de raízes
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	358 a 361	Ar	Argila escura com porções milimétricas de silte amarelada

Riacho Fundo	187150	8245340	2017	361 a 387	Am	Areia média Marrom clara
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	387 a 415	Ar	Argila negra com porções milimétricas acinzentada
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	415 a 441	Ar	Argila/ Silte negra
Riacho Fundo	187150	8245340	2017	441 a 456,5	Af	Areia fina branca /silte

### 11.2. Torto

Local	X_SIRGAS_2000	Y_SIRGAS_2000	Data	Espessura (cm)	Sigla	Descrição
Torto	193578	8259180	2018	0 a 12	Af	Areia fina marrom escura com bastante M.O
Torto	193578	8259180	2018	12 a 20	Af	areia fina avermelhada
Torto	193578	8259180	2018	20 a 28	Ar	argila rica em M.O com presença de folhas e raízes
Torto	193578	8259180	2018	28 a 30	Am	areia média com níveis milimétricos de areia fina
Torto	193578	8259180	2018	30 a 34	Sl	Silte com areia fina
Torto	193578	8259180	2018	34 a 30	Am	Areia média com lente de 0,4cm de argila
Torto	193578	8259180	2018	40 a 50	Am	Areia média intercalada com lentes <0,5xm de argila e bastante M.O, galhos e raízes
Torto	193578	8259180	2018	50 a 57	Ar	Argila/silte com lentes <0,5cm de areia média

Torto	193578	8259180	2018	57 a 64	Am	Areia média amarelada com presença de M.O- Galhos e raízes
Torto	193578	8259180	2018	64 a 68	Af	Areia fina rica em M.O, galhos e raízes
Torto	193578	8259180	2018	68 a 71	Am	Areia média amarelada
Torto	193578	8259180	2018	71 a 74	Ar	Argila rica em M.O com presença de folhas e raízes
Torto	193578	8259180	2018	74 a 78	Am	Areia média rica em M.O
Torto	193578	8259180	2018	78 a 84	Af	Areia fina com porções <0,5cm de argila rica em M.O
Torto	193578	8259180	2018	84 a 89	Am	Areia média amarelada
Torto	193578	8259180	2018	89 a 123	Am	Areia média amarelada
Torto	193578	8259180	2018	123 a 126	Af	Areia fina intercalada com argila <0,5cm
Torto	193578	8259180	2018	126 a 143	Af	Areia fina húmida rica em M.O
Torto	193578	8259180	2018	143 a 156	Am	Areia média com M.O- folhas e raízes
Torto	193578	8259180	2018	156 a 158	Ar	Argila muito rica em M.O
Torto	193578	8259180	2018	158 a 164	Af	Areia fina rica em M.O, galhos e raízes
Torto	193578	8259180	2018	164 a 165	Ar	Argila rica em M.O com presença de folhas e raízes

Torto	193578	8259180	2018	165 a 186	Am	Areia média úmida
Torto	193578	8259180	2018	186 a 241	Am	Areia média com M.O
Torto	193578	8259180	2018	241 a 271	Af	Areia fina intercalada com níveis ricos em M.O
Torto	193578	8259180	2018	271 a 274	Sl	Silte rica em M.O
Torto	193578	8259180	2018	274 a 283	Sl	Silte intercalada com argila, nível rico em M.O
Torto	193578	8259180	2018	283 a 335	Am	Areia média
Torto	193578	8259180	2018	335 a 337	M.O	matéria orgânica
Torto	193578	8259180	2018	337 a 339,5	Ar	Argila marrom
Torto	193578	8259180	2018	339,5 a 340,5	Sl	Silte escura
Torto	193578	8259180	2018	340,5 a 341	Ar	Argila marrom
Torto	193578	8259180	2018	341 a 344	Af	Areia fina com nível de silte <0,5 cm
Torto	193578	8259180	2018	344 a 350	Af	Areia fina com muita M.O
Torto	193578	8259180	2018	350 a 354	Sl	Silte / Areia muito fina
Torto	193578	8259180	2018	354 a 356,5	Ar	Argila intercalada com nível <0,5cm de areia fina

Torto	193578	8259180	2018	356,5 a 358	M.O	matéria orgânica
Torto	193578	8259180	2018	358 a 363	Ar	Argila
Torto	193578	8259180	2018	363 a 369	Ar	Argila marrom intercalada com lentes =0,5cm de ardósia
Torto	193578	8259180	2018	369 a 376	Af	Areia fina intercalada com areia média <0,5cm

### 11.3. Bananal

Local	X_SIRGAS_2000	Y_SIRGAS_2000	Data	Espessura (cm)	Sigla	Descrição
Bananal	189614	8258880	2019	0 a 13	M.O	Matéria orgânica preservada (presença de folhas e pequenos gravetos)
Bananal	189614	8258880	2019	13 a 17	Af	Areia fina de coloração marrom
Bananal	189614	8258880	2019	17 a 21	M.O	lâmina de matéria orgânica preservada, folhas
Bananal	189614	8258880	2019	21 a 30	Af	Areia fina de coloração marrom clara
Bananal	189614	8258880	2019	30 a 36	Af	Areia fina de cor marrom média com presença de fragmentos de M.O

Bananal	189614	8258880	2019	36 a 54	M.O	Matéria orgânica preservada (presença de folhas e galhos) de coloração escura, preto
Bananal	189614	8258880	2019	54 a 60	Ar	Argila com presença de matéria orgânica preservada, folhas.
Bananal	189614	8258880	2019	60 a 69	Ar	Argila de coloração marrom média
Bananal	189614	8258880	2019	69 a 74	M.O	Matéria orgânica preservada, folhas
Bananal	189614	8258880	2019	74 a 75,5	Ar	Lâmina de argila de coloração marrom clara
Bananal	189614	8258880	2019	75,5 a 100	Ar	Argila de coloração marrom média com presença de M.O preservada, folhas, na camada 74 a 75 e mosqueado de argila de cor marrom clara

#### 11.4. Gama

Local	X_SIRGAS_2000	Y_SIRGAS_2000	Data	Espessura (cm)	Sigla	Descrição
Gama	192558	8245060	2019	0 a 20	Af	areia fina de cor marrom média com suave presença de argila e silte nas partes mais escuras e presença de lâminas descontínuas de areia fina pura de cor marrom clara e areia média em 14 cm

Gama	192558	8245060	2019	20 a 25	Ar + Si	Argila e silte de cor escura, preto, com presença de M.O preservada, folhas.
Gama	192558	8245060	2019	25 a 28	Af	areia fina de cor marrom clara
Gama	192558	8245060	2019	28 a 52	Af + Si	Areia fina e silte de cor escura com pouca presença de argila e lâminas milimétricas intercaladas de M.O preservada, folhas e galhos, e lâmina de areia fina pura de cor marrom clara na camada 47 a 48
Gama	192558	8245060	2019	52 a 57	Ar	Argila de cor escura, preto, e presença de M.O preservada, folhas, na base
Gama	192558	8245060	2019	57 a 62	Af	Areia fina de cor marrom
Gama	192558	8245060	2019	62 a 63	Ar + Si	Argila e silte de cor escura, preta.
Gama	192558	8245060	2019	63 a 64	Af	Areia fina de cor marrom
Gama	192558	8245060	2019	64 a 67	Si + Af	silte e areia fina de coloração castanha

Gama	192558	8245060	2019	67 a 70	Ar	Argila de cor escura, preto, + silte e M.O não preservada
Gama	192558	8245060	2019	70 a 92	Am	Areia média de cor clara
Gama	192558	8245060	2019	92 a 111	Ar + Si	Argila + silte de cor marrom escuro e presença de lâminas milimétricas intercaladas de M.O preservada, folhas, com estrutura mais preservada na base
Gama	192558	8245060	2019	111 a 119	Si + Ar	Silte + argila de cor marrom média e presença suave de areia fina e M.O não preservada
Gama	192558	8245060	2019	119 a 121	M.O	Matéria orgânica preservada, folhas.
Gama	192558	8245060	2019	121 a 125	Ar + Af	Argila de cor marrom média com presença de areia fina e lâminas milimétricas de M.O preservada, gravetos
Gama	192558	8245060	2019	125 a 133	Af	Areia fina de cor marrom média com presença de silte