

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ

CAMPUS DE CASCAVEL

CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

MATEUS FRANCISQUINI

USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO PROCESSO DE ASSOREAMENTO DO LAGO

MUNICIPAL DE CASCAVEL – PR

CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL

2022

MATEUS FRANCISQUINI

**USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO PROCESSO DE ASSOREAMENTO DO LAGO
MUNICIPAL DE CASCAVEL – PR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof.º Dr.º Silvio César Sampaio

Coorientador: Prof.º Dr.º Ralpo Rinaldo dos Reis

CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL

2022

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Francisquini, Mateus

Uso e ocupação do solo no processo de assoreamento do Lago Municipal de Cascavel - PR / Mateus Francisquini; orientador Silvio César Sampaio; coorientador Ralpo Rinaldo dos Reis. - Cascavel, 2022.

87 p.

Dissertação (Mestrado Acadêmico Campus de Cascavel) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2022.

1. armadilha de sedimentos. 2. ecossistema lântico. 3. hidrossedimentologia. 4. urbanização. I. César Sampaio, Silvio, orient. II. Rinaldo dos Reis, Ralpo, coorient. III. Título.

Revisão de língua portuguesa, língua inglesa e normas realizada por Ana Maria Martins Alves Vasconcelos, em 13 de fevereiro de 2023.

MATEUS FRANCISQUINI

O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO PROCESSO DE ASSOREAMENTO DO LAGO MUNICIPAL DE CASCAVEL – PR

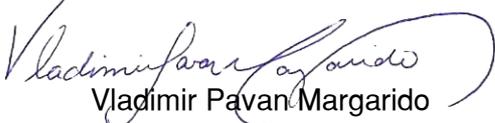
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Recursos Hídricos, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:


Orientador(a) - Silvio César Sampaio

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)


Marcus Metri Correa

Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)


Vladimir Pavan Margarido

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)


Ralpo Rinaldo dos Reis

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 16 de dezembro de 2022.

BIOGRAFIA RESUMIDA

Mateus Francisquini – Filho de Maria de Lourdes dos Santos e Jandir Francisquini, nascido em 04 de janeiro de 1998 no município de Cascavel, estado do Paraná – Brasil. Em 2019, graduou-se em Engenharia Civil pela Universidade Paranaense (UNIPAR), Campus de Cascavel. Atualmente é mestrando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, UNIOESTE, Campus Cascavel, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, orientado pelo Professor Doutor Silvio César Sampaio e Coorientado pelo Professor Doutor Ralpho Rinaldo dos Reis.

Fora das sombras e para a luz. Trazendo o desconhecido. É aqui que nos tornamos
vivos.

Ruelle

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me guiado até aqui. Agradeço também à minha mãe, Maria de Lourdes dos Santos, pelo apoio e incentivo. À Universidade Estadual do Oeste do Paraná e a todo o corpo docente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola - PGEAGRI - pelo apoio e infraestrutura. À Prefeitura Municipal de Cascavel, pela disponibilização de mapas temáticos e autorização para a realização da pesquisa. À Gabriela Medeiros, ao Ricardo Guicho, ao Eduardo Gebert, à Natália Pereira e ao Emerson Barbosa, agradeço pelo auxílio em algumas etapas do trabalho. Por fim, a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização desta pesquisa.

USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO PROCESSO DE ASSOREAMENTO DO LAGO MUNICIPAL DE CASCAVEL – PR

RESUMO

Francisquini, Mateus. **Uso e ocupação do solo no processo de assoreamento do Lago Municipal de Cascavel – PR**. Orientador: Silvio César Sampaio; Coorientador: Ralpho Rinaldo dos Reis. 2023. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel – Paraná, 2023.

A bacia hidrográfica é o elemento que mais retrata os impactos de ações antrópicas, seja em função do uso de terras para atividades agrícolas, seja para a urbanização. O uso indiscriminado do solo tem gerado muitos impactos nas bacias hidrográficas, pois afeta a dinâmica geral do ciclo hidrológico e proporciona a poluição hídrica e a geração de sedimentos. Os sedimentos são amplamente utilizados como indicadores ambientais, pois possuem amplo potencial para incorporar e acumular elementos contaminantes provenientes da poluição pontual e difusa. As armadilhas de sedimentos são, geralmente, instrumentos simples que podem ser utilizados para muitos propósitos. Por esta razão, foi estabelecido como objetivo deste trabalho a avaliação da influência de uso e ocupação de solo nas bacias que contribuem para drenagem e assoreamento do lago, bem como propor medidas mitigatórias para melhoria do mesmo. Foram estabelecidos três pontos de coleta para a deposição das armadilhas de sedimentos. As armadilhas de sedimentos permaneceram quatorze dias em dois períodos de coleta, seco e chuvoso. O mapeamento do uso do solo ao longo do tempo mostrou que a floresta não acompanhou o crescimento da área urbana. Foi também realizado um levantamento batimétrico no lago, o qual mostrou diminuição do volume de água, desde a sua construção. As análises químicas revelaram que o lago reservatório em estudo mostra uma perturbação de nutrientes vindos de fora dele no período chuvoso, problema que pode ser relacionado com as galerias pluviais. O Índice de geoacumulação revelou que os metais cádmio (Cd) e zinco (Zn) enquadram-se na Classe 1 nas duas estações climáticas, enquanto os outros elementos estudados (manganês (Mn), chumbo (Pb) e cobre (Cu)) não apresentaram potenciais riscos ecológicos. A prevenção de produção e o carreamento de sedimentos poderão ser realizados somente a partir de ações integradas de efeito cumulativo por toda a cidade.

Palavras-chave: armadilha de sedimentos, ecossistema lêntico, hidrossedimentologia, sedimentação, urbanização.

LAND FARMING AND OCCUPANCY IN THE SILTATION PROCESS OF THE MUNICIPAL LAKE OF CASCAVEL – PR

ABSTRACT

Francisquini, Mateus. **Land farming and occupancy in the siltation process of the Municipal Lake of Cascavel - PR**. Orientador: Silvio César Sampaio; Coorientador: Ralpho Rinaldo dos Reis. 2023. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel – Paraná, 2023.

The most relevant impacts of anthropic actions can be seen in a river basin, whether due to agricultural land farming or urbanization. The indiscriminate use of the soil has caused several impacts in river basins, since, it has affected the general dynamics of the hydrological cycle, wherefore, has caused water pollution and sediments production. Sediments have been widely used as environmental indicators, as they have a wide potential to incorporate and accumulate contaminating elements from punctual and diffuse pollution. Sediment traps are, generally, simple instruments that can be applied for many purposes. Thus, this trial aimed at evaluating the influence of soil use and occupation in basins that have helped on drainage and silting of a lake, as well as proposing mitigation measures to improve it. Three collection points were established for sediment trap deposit. The sediment traps remained fourteen days in two collection periods, dry and rainy season. The mapping of soil use over time has shown that the forest did not follow the urban area development. A bathymetric survey was also carried out on the studied lake, which showed a decrease in the volume of water since its construction. Chemical analyses revealed that this reservoir lake shows a disturbance of nutrients coming from outside during the rainy season, a problem that can be associated to the storm sewer system. The geoaccumulation index revealed that metals such as cadmium (Cd) and zinc (Zn) fit into Class 1 in both seasons, while the other studied elements (manganese (Mn), lead (Pb) and copper (Cu)) did not show potential ecological risks. The prevention of production and transport of sediments can only be carried out by integrated actions with a cumulative effect throughout the city.

Keywords: sediment trap, lentic ecosystem, hydrosedimentology, sedimentation, urbanization.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. OBJETIVOS	12
2.1 Objetivo geral.....	12
2.2 Objetivos específicos	12
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
3.1 As bacias hidrográficas e a sociedade	13
3.2 Monitoramento de bacias hidrográficas	13
3.2.1 Ocupação do solo	14
3.2.2 Fontes de poluição hídrica (pontual e difusa)	15
3.3 Lagos reservatórios urbanos.....	16
3.3.1 Produção de sedimentos (processos erosivos e hidrossedimentológicos)	17
3.3.2 Nutrientes nos sedimentos.....	19
3.4 Métodos de monitoramento, prevenção e controle.....	20
3.4.1 Sensoriamento e mapeamento do uso do solo	22
3.4.2 Armadilha de sedimentos: usos, tipos, montagens e problemas	22
3.4.3 Vida útil de reservatórios.....	26
3.4.4 Levantamento topobatimétrico	27
3.5 Estado da Arte do Lago Municipal de Cascavel	28
4. MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1 Área de estudo.....	30
4.2 Uso e ocupação do solo.....	31
4.2.1 Mapeamento do uso do solo ao longo do tempo.....	31
4.2.2 Levantamento topobatimétrico do Lago Municipal de Cascavel	31
4.3 Taxa de sedimentação e vida útil do lago	32
4.3.1 Armadilha de sedimentos e coleta de amostras	32
4.3.2 Taxa de sedimentação do reservatório	36
4.3.3 Cálculo da vida útil do reservatório	37
4.4 Caracterização dos sedimentos	38
4.4.1 Acondicionamento das amostras	38
4.4.2 Caracterização química dos sedimentos.....	39
4.4.3 Análise estatística	40
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1 Uso e ocupação do solo.....	41
5.1.1 Mapeamento do uso do solo ao longo do tempo.....	41
5.1.2 Levantamento topobatimétrico do Lago Municipal de Cascavel	46
5.2 Taxa de sedimentação e vida útil.....	52

5.2.1	Taxa de sedimentação.....	52
5.2.2	Cálculo de vida útil do reservatório	56
5.3	Caracterização do sedimento.....	57
5.3.1	Matéria orgânica e carbono orgânico	57
5.3.2	Relação C/N.....	59
5.3.3	Fósforo Total.....	61
5.3.4	Nitrogênio	62
5.3.5	Elementos-traço.....	64
6.	CONCLUSÕES.....	67
7.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	68
8.	REFERÊNCIAS	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Coordenadas para disposição das armadilhas de sedimentos (AS).....	34
Tabela 2. Valor, classe e descrição do índice de geoacumulação.	40
Tabela 3. Percentuais de uso e ocupação do solo em relação à área de estudo.	43
Tabela 4. Profundidades das armadilhas de sedimentos.	53
Tabela 5. Taxas de sedimentação das armadilhas.	55
Tabela 6. Cálculo de vida útil do reservatório.	57
Tabela 7. Percentual de matéria orgânica e carbono orgânico das amostras.	58
Tabela 9. Razão C/N das amostras coletadas.	60
Tabela 10. Quantitativo de fósforo total nas amostras coletadas.	61
Tabela 11. Concentrações de fósforo total em sedimentos de fundo em lagos e reservatórios sob influência de fontes de contaminação.	62
Tabela 12. Quantitativo de nitrogênio total nas amostras coletadas.....	63
Tabela 13. Quantitativo de Cádmio, Manganês, Zinco, Chumbo e Cobre nas amostras coletadas.	64
Tabela 14. Médias e coeficientes de variação do quantitativo de Cádmio, Manganês, Zinco, Chumbo e Cobre nas amostras coletadas.	65
Tabela 15. Resultado do Índice de Geoacumulação das amostras coletadas.....	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fontes de sedimentos urbanos (Poletto e Martinez, 2011).....	18
Figura 2. Estratégias para manejo de sedimentos (Adaptado de Kondolf et al., 2014).....	21
Figura 3. Diagrama esquemático da probabilidade do caminho das partículas de sedimentos em diferentes tipos de armadilhas (Adaptado de Bloesch e Burns, 1980).....	25
Figura 4. Curvas batimétrica de um lago com visível interface entre espelho d'água e a margem (Andolfato e Franco, 2009).	27
Figura 5. Localização da cidade de Cascavel, no estado do Paraná (Brasil) e a localização dos corpos d'água, área de contribuição de drenagem, nascentes, pontos de descarga da drenagem urbana e área de conservação (Prefeitura Municipal de Cascavel, 2020).	30
Figura 6. Posicionamento das armadilhas de sedimentos no Lago Municipal de Cascavel.	33
Figura 7. Ponto AS1.....	34
Figura 8. Ponto AS2.....	34
Figura 9. Ponto AS3.....	35
Figura 10. Armadilha de sedimentos confeccionada.	36
Figura 11. Amostras identificadas e congeladas.	38
Figura 12. Mapa de uso e ocupação do solo da área de contribuição do Lago Municipal de Cascavel - Ano 1985.....	41
Figura 13. Mapa de uso e ocupação do solo da área de contribuição do Lago Municipal de Cascavel - Ano 2000.....	42
Figura 14. Mapa de uso e ocupação do solo da área de contribuição do Lago Municipal de Cascavel - Ano 2015.....	42
Figura 15. Mapa de uso e ocupação do solo da área de contribuição do Lago Municipal de Cascavel - Ano 2019.....	43
Figura 16. Zoneamento urbano da área de contribuição do Lago Municipal de Cascavel (Geoportal Cascavel, 2022).	44
Figura 17. Dados de profundidade espacializados.....	47
Figura 18. Raster da batimetria do Lago Municipal de Cascavel.....	47
Figura 19. Corte topobatimétrico de leste a oeste.	49
Figura 20. Corte topobatimétrico de norte a sul.....	50
Figura 21. Corte topobatimétrico de sul a oeste.	51
Figura 22. Corte topobatimétrico de norte a sul, respeitando a linha de talvegue.....	52
Figura 23. Taxa de sedimentação em função da profundidade.	53
Figura 24. Dados de temperatura e precipitação durante a 1ª coleta (2021).	55
Figura 25. Dados de temperatura e precipitação durante a 2ª coleta (2022).	55
Figura 26. Dados de matéria orgânica em função da profundidade.	59

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

Ab – Área da base da armadilha de sedimentos
Am – Área da boca da armadilha de sedimentos
APP – Área de Preservação Ambiental
AS – Armadilha de Sedimento
C/N – Carbono/Nitrogênio
C/P – Carbono/Fósforo
C0 – Concentração externa de particular suspensas
CBH – Comitês de Bacias Hidrográficas
Cd – Cádmio
CO – Carbono Orgânico
Co – Cobalto
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
Ct – Concentração interna de partículas suspensas
Cu – Cobre
DWG – DraWinG Format
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
F – Fluxo de sedimentação
Fc – Comprimento da Costa
FC – Fator de Contaminação
FC – Fator de Contaminação
GPS – Global Positioning System
HPA – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
Igeo – Índice de Geoacumulação
IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas
IPTU – Imposto sobre a Propriedade Predial e Territorial Urbana
MDT – Modelo Digital de Terreno
Mn – Manganês
MO – Matéria Orgânica
N – Nitrogênio
NO2 – Nitrito
NO3 – Nitrato

P – Fósforo

P – Número de partículas que entram na armadilha

Pb – Chumbo

PS – Produção de Sedimentos

PVC – Policloreto de vinila

Qe – Volume da água entrando na armadilha

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná

SIG – Sistema de Informação Geográfica

TS – Taxa de Sedimentação

USEPA – United States Environmental Protection Agency

V – Velocidade média de sedimentação

ZEA – Zona de Estruturação e Adensamento

ZFAU-SP – Zona de Fragilidade Urbana – Subzona de Proteção

ZFAU-SUOC – Zona de Fragilidade Urbana – Zona de Uso e Ocupação Controladas

Zn – Zinco

1. INTRODUÇÃO

O transporte de sedimentos é um processo natural e acontece em todos os cursos d'água. No entanto, podem ser citados mais impactos negativos do que positivos neste processo. Os negativos são a diminuição do oxigênio da água, alterações da geometria do canal do rio, enchentes e diminuição do volume útil do reservatório ou lago. Os impactos positivos são a redução ação erosiva da água na vazão, redução dos poluentes livres na água e o transporte de microrganismos ou matéria orgânica para a fauna fluvial (MINELLA; MERTEN, 2011). Rios e lagos foram, e ainda são, elementos de grande importância na modelagem da paisagem urbana, pois, historicamente, muitas cidades surgiram às margens deles, no entanto, eles foram reprimidos pela engenharia e suas intervenções ao longo do tempo (GORSKI, 2010).

A intensa urbanização gerou uma aplicação de descargas de efluentes contaminados em recursos hídricos saudáveis, além de grandes demandas de água para abastecimento e desenvolvimento, fatores que favorecem a “crise de água” (GORSKI, 2010). Em decorrência do uso indiscriminado do solo e diversos fatores, as bacias hidrográficas vêm sendo afetadas de forma negativa, gerando problemas que afetam todas as populações participantes do ecossistema (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989; CORTES, 2016; SANTOS; SILVA MOREIRA, 2020).

O assoreamento é o acúmulo de sedimentos que foram carregados pela chuva ou pelo vento e levados até rios e lagos. Neste contexto, as matas ciliares têm a função de filtrar esse material para que não fique sob a água. Logo, quando as matas são retiradas das margens dos rios e lagos, estes perdem sua proteção natural e ficam propensos aos processos erosivos acelerados (CABRAL; 2005; MINELLA; MERTEN, 2011). E, por possuírem amplo potencial para incorporar e acumular elementos contaminantes provenientes da poluição pontual e difusa, os sedimentos vêm sendo largamente utilizados como indicadores ambientais (HORTELLANI et al., 2008).

Quando o assunto aborda elementos-traço no sedimento urbano, os mais comuns encontrados, e que atualmente estão sendo associados às partículas de sedimentos, são zinco, chumbo, cobre, níquel, cádmio e cromo, os quais são metais amplamente utilizados em atividades urbanas e podem trazer malefícios para a saúde humana (POLETO; MARTINEZ, 2011).

Associado à redução e/ou à ausência de matas ciliares, há o aumento da impermeabilização do solo que gera a diminuição da taxa de infiltração de água no solo. Como tentativa de resolução deste problema, foram criadas as canalizações de drenagem urbana, que fazem o transporte dos grandes volumes de água que não infiltram. No entanto, este método de mitigação de inundações provoca alterações nas vazões naturais das águas

e intensa movimentação de grandes volumes de sedimentos provenientes das ações antrópicas dentro das cidades (KONDOLF et al., 2014).

O Lago Municipal de Cascavel já passou por um processo de desassoreamento mecanizado no ano de 2010; todavia, este processo gera muitos resíduos e é uma técnica custosa. É de conhecimento público que, no ano de 2021, a Prefeitura Municipal de Cascavel e a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) analisaram um segundo processo de desassoreamento no lago. Visto que o lago foi criado em 1980 e só precisou ser dragado em 2010, ou seja, passaram-se 30 anos para este feito. Agora, tais órgãos verificam a necessidade desse processo com uma diferença de apenas dez anos. Com a crise hídrica que aconteceu no Paraná em 2020, a preocupação com este lago aumentou, pois ele funciona como reservatório de água para a cidade de Cascavel-PR.

A avaliação da influência do uso e da ocupação do solo nas bacias que participam da contribuição de drenagem para o lago pode identificar quais as possíveis causas para o assoreamento. Diante disto, justifica-se a necessidade de pesquisas e ações preventivas para evitar do assoreamento acelerado deste lago reservatório.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a influência de uso e ocupação do solo no assoreamento e na qualidade do sedimento do Lago Municipal de Cascavel, situado dentro do Parque Ecológico Paulo Gorski, bem como propor medidas mitigatórias para melhoria do mesmo.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar as mudanças do uso e da ocupação de solo das bacias contribuintes para o lago nos últimos 30 anos para a atual perspectiva;
- Verificar as curvas de nível e profundidades atuais do lago e realizar a comparação com as profundidades encontradas em projeto.
- Avaliar a taxa anual de sedimentação do lago e sua vida útil, e determinar as áreas com maior sedimentação;
- Avaliar as caracterizações químicas das amostras de sedimento das armadilhas colocadas no lago e aplicar os resultados no Índice de Geoacumulação (I_{geo});
- Associar o avanço do assoreamento ao uso e à ocupação do solo, bem como às características químicas do sedimento.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 As bacias hidrográficas e a sociedade

A bacia hidrográfica é definida como uma área de captação natural da água da chuva que acarreta em escoamentos para um ponto de saída e é composta por uma série de vertentes pela superfície do solo e de uma rede de drenagem formada pelos cursos da água que confluem em um único ponto de saída (GORSKI, 2010; ANA, 2012).

Brigante e Espíndola (2003), Tundisi (2008) e Honda e Durigan (2017) corroboram com a ideia de que a bacia hidrográfica também é utilizada como um modelo mais amplo para conceituar e compreender os ecossistemas aquáticos, uma vez que estes ambientes fazem parte de outros sistemas maiores, que envolvem conceitos geológicos, de vegetação e clima, e formam um conjunto interligado por processos bióticos e abióticos. Desta forma, a bacia hidrográfica passa a ser o elemento ecossistêmico e morfológico que mais retrata os impactos de ações antrópicas, seja em função do uso de terras para atividades agrícolas, seja para a urbanização (ENOKIDA; MAGALHÃES, 2007; HONDA; DURIGAN, 2017).

As bacias hidrográficas e os rios estão integrados ao mesmo sistema que compõe o ciclo hidrológico – as águas que evaporam, pela ação do calor e pela transpiração e evapotranspiração, se movimentam na atmosfera terrestre e circulam pela superfície do solo e pelo subsolo (GORSKI, 2010). Gorski (2010) e Fia et al (2015) comentam que os rios urbanos, os quais já vinham sofrendo grandes mudanças, essencialmente a partir da acentuada urbanização ocorrida após a década de 1950, têm sua situação de deterioração agravada com um inconsistente e frágil saneamento básico, com a crescente poluição ambiental, com as alterações hidrogeológicas e morfológicas, bem como com a ocupação irregular de suas margens.

3.2 Monitoramento de bacias hidrográficas

Ao longo dos anos de ocupação territorial, percebeu-se a falta de estudos referentes à preservação, recuperação e utilização adequadas dos recursos hídricos, os quais são fundamentais para o entendimento do funcionamento do ciclo da água e suas particularidades com os demais elementos do meio ambiente (COSTA; PERIN, 2004; ENOKIDA; MAGALHÃES, 2007). Prova disto foi a criação dos Comitês de Gestão de Bacias

Hidrográficas para gestão dos recursos hídricos. Após a publicação da Constituição de 1988, muitos estados brasileiros remodelaram suas leis que tratavam da gestão dos recursos hídricos.

A formação de grupos que estudavam as bacias hidrográficas foi desenvolvida em alguns estados ao longo dos anos 80 e 90 (LOPES; TEIXEIRA, 2011; ANA, 2018). A Lei Federal de Recursos Hídricos foi aprovada em 1997, que também assegurou a constituição de Comitês de Bacias Hidrográficas – CBH e a implementação do sistema que deveria acompanhar os conceitos discutidos em anos anteriores. Os conceitos discutidos referiam-se à gestão integralizada, à adesão da ideia do funcionamento da bacia como unidade de gestão, à constatação do valor econômico da água e à sua gestão descentralizada e participativa. (COSTA; PERIN, 2004; ANA, 2018).

O monitoramento de bacias hidrográficas deve incluir a combinação de sensores contínuos em tempo real de longo prazo com a averiguação química e biológica periódica, pois juntos buscam atender às normas regulamentadoras (MAGALHÃES JÚNIOR, 2000; TURNER; BONER, 2004; SIQUEIRA; HENRY-SILVA, 2011). A partir de uma visão que inclui questões de manejo e ocupação do solo, deve-se pensar em métodos de monitoramento e modelagem que abranjam as particularidades de cada bacia hidrográfica, em especial os processos que envolvem as hidrossedimentologia do local (WALLING; MERTEN, 2008; VESTENA, 2009; MINELLA; YAN et al., 2013).

3.2.1 Ocupação do solo

O processo de ocupação territorial é determinado por condições naturais e sociais e as consequências destas ações sobre os sistemas ecológicos produzem efeitos na paisagem e no ambiente que precisam ser compreendidos (AMARAL; RIOS, 2012). As consequências geradas pelas rápidas alterações ocorridas no solo sem conhecimento prévio podem gerar diversos danos, sendo um deles a redução da qualidade e disponibilidade hídrica ocasionada pelas introduções de atividades antrópicas em áreas de preservação permanente (APP) (SANTOS et al., 2011).

Segundo Lanna (1997), o aumento do uso indiscriminado do solo tem gerado muitos impactos nas bacias hidrográficas, que afetam a dinâmica geral do ciclo hidrológico da região. São eles:

- O desaparecimento do filtro protetor do solo virgem;
- Alterações de infiltração e escoamento;
- Início de processos erosivos e junto com ele o aumento de sedimentos nos rios;

- Aumento desordenado do volume de água nos rios e córregos;
- Alteração do leito de rios e mudanças nas fontes d'água.

Concordante com Lanna (1997), Rivers et al. (2011) dissertam que estes processos se intensificaram nos últimos 50 anos, iniciando-se pela retirada da vegetação original, ação que gera grandes impactos nos recursos hídricos em decorrência do transporte de nutrientes para as bacias e muda também a estrutura vertical da paisagem num todo. Com o crescimento das civilizações, cresce também a utilização dos recursos hídricos disponíveis. Por um longo período, a poluição dos corpos d'água foi associada ao despejo indevido de esgotos urbanos e industriais. No entanto, em algumas pesquisas, notou-se que parte desta poluição tem origem no escoamento superficial que traz consigo uma grande carga de sedimentos (POLETO; CHARLESWORTH, 2010).

A impermeabilização do solo leva ao aumento das vazões de escoamento e, conseqüentemente, ao aumento da capacidade de arrasto de água, o que traz como consequência o aumento da concentração de sedimentos (POLETO; MARTINEZ, 2011).

3.2.2 Fontes de poluição hídrica (pontual e difusa)

A poluição hídrica é resultante da introdução de componentes ou fatores químicos, físicos ou biológicos, na forma de matéria e energia, em corpos d'água de modo a torná-lo prejudicial ao homem e a outras formas de vida (BARROS, 2008; SCHWEITZER; NOBLET, 2018).

De acordo com o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) (1999) e Schweitzer e Noblet (2018), as principais fontes de poluição dos corpos hídricos são as pontuais e difusas. Segundo os mesmos autores, a fonte de poluição pontual pode ser definida por pontos específicos de descarga de efluentes contaminados, entre eles: cargas poluidoras de origem doméstica e industrial bem como sólidos domésticos e industriais. As fontes de poluição difusa podem ser caracterizadas por apresentarem uma grande área de contribuição e de difícil caracterização da fonte, capazes de carrear poluentes que chegam de forma intermitente aos corpos hídricos por precipitações.

Entre os vários problemas relacionados ao decaimento da qualidade da água dos rios, pode-se citar a oscilação da quantidade de sedimentos finos que deixam a água turva e não deixam a luz e o calor adentrar, além de agirem como carregadores de poluentes (VESTENA, 2009; SCHWEITZER; NOBLET, 2018). As redes de drenagem urbana passam a ser responsáveis pela veiculação dessas cargas poluidoras para dentro de rios e lagos (PORTO et al., 2004; DOTTO, 2006)

Apesar dos sedimentos normalmente representarem características ruins, eles também podem ocasionar impactos positivos. Um exemplo disto é a redução da ação erosiva da água na vazão dos rios, pois reduz a velocidade do fluido e os poluentes, permitindo assim, transportar microrganismos ou matéria orgânica que podem aprimorar a fauna fluvial (CARVALHO, 1994; LI et al., 2021).

3.3 Lagos reservatórios urbanos

Lagos são corpos d'água totalmente margeados por terra. Os reservatórios artificiais urbanos, geralmente, são concebidos e implantados com fins múltiplos de embelezamento das cidades, valorização dos lotes lindeiros da sua orla, prática de esportes, amenização do clima, estado bucólico, produção de energia elétrica, recebimento de esgoto sanitário e até para fornecimento de água potável para a comunidade (SILVA, 2006).

A necessidade de acúmulo de água para diversos fins determinou a criação de barragens em rios e de lagos artificiais ou reservatórios (TUNDISI et al., 2002). Quirós (2007) aponta que os ecossistemas de lagos em seu estado natural encontram-se integrados ao funcionamento da paisagem como um sistema integrador e que, em outras palavras, todas as atividades que ocorrem na bacia de drenagem de um lago refletem tanto na estrutura biótica como no funcionamento do lago. Por suas características, lagos e reservatórios possuem a capacidade de amortecimento, ou seja, eles podem resistir a certos níveis de poluição. Contudo, esta capacidade de assimilação é limitada e o surgimento de problemas pode ocorrer durante um período relativamente curto, como consequência de uma entrada de poluentes, que podem durar por muito tempo em função de uso e ocupação do solo na bacia de contribuição (JORGENSEN; VOLLENWEIDER, 1989).

Pesquisas que envolvem a investigação da qualidade do sistema biótico de lagos e reservatórios têm ganhado mais espaço. Paula, Mesquita e Mendes (2013) investigaram os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos para avaliar a qualidade da água de lagos urbanos voltados para recreação e pesca na cidade de Catalão-GO. Os autores concluíram que, apesar dos parâmetros físicos e químicos não apresentarem diferenças significativas quanto ao padrão estabelecido, as águas dos lagos possuíam significativa contaminação microbiológica.

Jia et al. (2021) caracterizaram a qualidade da água de tipos diferentes lagos urbanos e investigaram a qualidade da água antes e após eventos chuvosos, totalizando seis lagos urbanos na cidade de Pequim, na China. Com essas caracterizações, os autores concluíram que, em momentos sem e com o escoamento urbano das galerias pluviais, havia

contaminantes diferentes nos dois períodos e que as principais fontes de nitrogênio e seus derivados eram provenientes do escoamento urbano.

Santos, Silva e Moreira (2020) investigaram a dinâmica hidrossedimentológica em um ambiente fluvial lântico no Sudoeste da Amazônia. Os autores descobriram que a evolução do assoreamento causado nesse lago é ocasionada pela dinâmica do rio Acre e pelo uso e ocupação do solo ao redor, assim como a rápida evolução da rede de drenagem urbana das cidades, aliada à formação geológica, a qual é predominantemente de rocha sedimentar.

3.3.1 Produção de sedimentos (processos erosivos e hidrossedimentológicos)

Minella e Merten (2011) discorreram que a “Produção de Sedimentos” (PS) pode ser definida como a quantidade de sedimentos que é deslocada para fora de uma bacia hidrográfica ou de uma área. Desta forma, configura-se como uma parte do total de todo o material que foi desgastado na vertente e no canal fluvial (erosão bruta) e carregado até uma seção do mesmo canal. De acordo com Cabral (2005), os sedimentos são inicialmente gerados pelo solo exposto devido à retirada da vegetação e à desestruturação deste local para outra ocupação, cujo resultado ocasiona em assoreamento do meio.

A crescente expansão agrícola e urbana converge com a ocupação das bacias hidrográficas, com a modificação do uso do solo e poluição. Ademais, promove consequências negativas no âmbito ambiental e socioeconômico, como a erosão e o aparecimento de sedimentos nos rios (MINELLA; MERTEN, 2011). No entanto, os mesmos autores citam que fatores referentes ao clima, relevo, solo e uso, juntamente com a produção natural de sedimentos, ainda são adversidades para as pesquisas relacionadas à hidrossedimentologia.

Quando se trata da erosão do solo, pode-se classificar este fenômeno como bastante complexo, pois ele envolve ações diretas e indiretas de muitos fatores, entre eles estão as características geológicas e geomorfológicas, os tipos de solos, clima, vegetação, e as ações antrópicas que modificam as condições naturais (OLIVEIRA; SANTOS; ARAÚJO, 2018). Portanto, a erosão do solo é uma ação em conjunto de vários processos, entre eles está o de desagregação por impacto, transporte e deposição de partículas sólidas, ocasionado pela força das gotas de chuva e do fluxo superficial (ARAGÃO et al., 2013).

Todos os cursos d'água comumente manifestam um processo natural de transporte de sedimento junto ao leito ou em suspensão na correnteza e existe a tendência natural desses sedimentos se depositarem em algum local com menor fluxo e velocidade (GLYMPH, 1973; DÉPINE et al., 2012).

Visto isso, a erosão hídrica é o processo que mais afeta as bacias hidrográficas. Ela é definida por ser um processo físico de tendência natural, mas quando associada às ações antrópicas, causa preocupações em razão dos impactos negativos produzidos nos corpos hídricos e no solo ao redor (FAO, 1993; FENG; WEI; PAN, 2020). De acordo com Righetto (1998), as causas da erosão hídrica compreendem o desprendimento de uma partícula de solo de seu local original e o carreamento pela ação do escoamento superficial. Associado à erosão hídrica, é possível citar a erosão eólica. Holanda et al. (2020) relataram que os ventos exercem grande influência no modo como as ondas são geradas, se propagam e promovem erosão nas margens de rios e lagos.

Pinceel et al. (2019) corroboraram que, em águas de locais como barragens e lagos, as pistas de ventos se limitam ao formato das margens que formam os corpos d'água, e influenciam diretamente as características dos sedimentos depositados. Em se tratando de sedimentos urbanos, as partículas deste material podem ser originadas de um amplo leque de fontes, sendo elas naturais e/ou antrópicas (TAYLOR, 2007). Entre essas fontes estão os materiais provenientes de superfícies de estradas, veículos automotores, construção civil, atividades comerciais e industriais, resíduos da vegetação, esgoto, telhados e a própria deposição atmosférica (Figura 1).

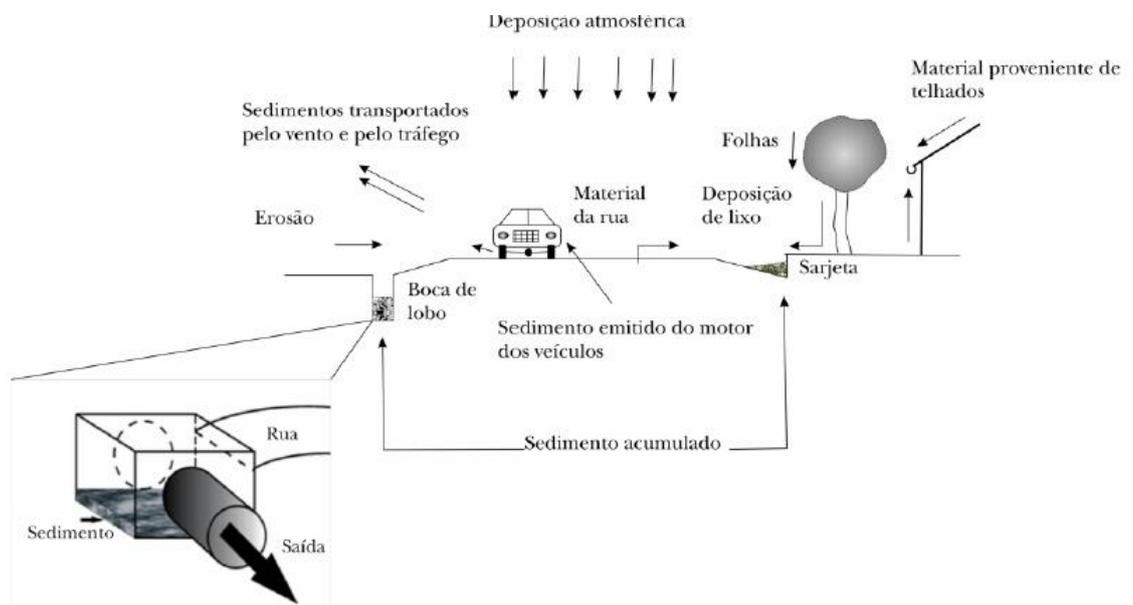


Figura 1. Fontes de sedimentos urbanos (Poletto e Martinez, 2011).

Poletto (2007), em suas pesquisas em centros urbanos do Brasil, com características periféricas, mostrou que os sedimentos suspensos nos corpos d'água urbanos apresentavam maior enriquecimento antropogênico em uma ou até duas vezes quando comparados às concentrações de referência (*background*) de metais pesados da localidade

do estudo. Desta forma, há indícios da influência dos sedimentos urbanos carregados pelo escoamento superficial durante a chuva.

3.3.2 Nutrientes nos sedimentos

Por possuírem um amplo potencial para incorporar e acumular elementos contaminantes provenientes da poluição pontual e difusa, os sedimentos vêm sendo largamente utilizados como indicadores ambientais (HORTELLANI et al., 2008). Com o uso de sedimentos como indicadores ambientais, Desiante et al. (2019) inferiram que as amostras com maiores níveis de carbono e nitrogênio se encontravam em áreas próximas onde existiam maior atividade antrópica.

Santos et al. (2016) caracterizaram a distribuição dos componentes biogênicos e os correlacionaram a fatores ambientais como profundidade, morfologia, composição e granulometria dos sedimentos. Oliveira (2016) estudou as distribuições e composições sedimentares de uma área de plataformas continentais a fim de avaliar o impacto das ações antrópicas nas condições ambientais a partir de estudos sobre a composição geoquímica da matéria sedimentar. Santos, Borges e Boaventura (2012) determinaram as concentrações de elementos-traço para realização dos cálculos de Fator de Contaminação (FC) e Índice de Geoacumulação (Igeo) do sedimento fluvial, mostrando assim a poluição local.

A perda de volume útil e o acúmulo de nutrientes nesta represa podiam prejudicar o abastecimento da região. Com o intuito de avaliar o fluxo de deposição do sedimento bem como sua variação espaço-temporal e os nutrientes, Ono (2020) conseguiu mensurar a taxa de sedimentação do reservatório de Passaúna, com a utilização de cinco armadilhas de sedimento nesta pesquisa.

Em se tratando de elementos-traço, os mais comuns encontrados em ambientes urbanos, e que atualmente estão sendo associados às partículas de sedimentos, são zinco, chumbo, cobre, níquel, cádmio e cromo, metais amplamente utilizados em atividades urbanas (POLETO; MARTINEZ, 2011).

3.4 Métodos de monitoramento, prevenção e controle

Reservatórios funcionam como uma emboscada de sedimentos, que interrompem o transporte fluvial do mesmo e transformam o fundo do reservatório em uma grande poça na qual os sólidos que entram ficam depositados (FAN; MORRIS, 1992). Os tipos de depósitos são classificados conforme a localização no reservatório e, de acordo com VANONI (2006), são eles:

- Depósito de remanso: São constituídos por materiais de maiores granulometrias, como seixos que se depositam no final do remanso. Esses depósitos podem aumentar tanto para dentro do lago quando a montante, pois conforme o depósito cresce, o efeito do remanso aumenta. Os problemas resultantes deste tipo de depósito são as enchentes a montante;
- Deltas: A formação do delta deve-se à variação do nível d'água. Este tipo de depósito possui partículas do tamanho da areia ou maiores, e normalmente se depositam logo que o escoamento entra no reservatório. Essa situação reduz gradativamente a capacidade útil do reservatório;
- Depósito de fundo ou leito: As partículas se depositam na parte mais baixa do reservatório. A forma desse tipo de depósito depende, normalmente, das características minerais das argilas e das características químicas da água. Este tipo de depósito reduz o volume morto do lago por meio das partículas de silte e argila que são transportadas;
- Depósito de margem: Normalmente, tem origem pela deposição de sedimentos trazidos pelas ondas da água e pelos ventos;
- Depósito de várzea ou de planície de inundação: É formado por sedimentos finos e grossos ao longo do curso d'água e do reservatório e é ocasionado por conta de enchentes.

De acordo com Fan e Morris (1992), podem ser usadas três estratégias para controlar a sedimentação em reservatórios. A primeira delas seria a de que a produção de sedimentos gerados pela bacia tributária pode ser diminuída pelo controle da erosão ou por armadilhas de sedimentos a montante. Mesmo quando se aplica esta estratégia de maneira correta, ela pode não resolver o problema de sedimentação, e apenas o adia, pois o sedimento se acumula em ritmo mais lento (FAN; MORRIS, 1992).

A segunda delas é que os sedimentos podem ser retirados por dragagem, processo o qual se define pela realização da limpeza, desobstrução, remoção, derrocamento ou escavação de material do fundo de rios, lagos, mares, baías e canais (CASTRO; ALMEIDA, 2012). As consequências ambientais e o alto custo referente a este processo são os principais obstáculos para a dragagem em grande escala (FAN; MORRIS, 1992; DONAZAR-ARAMENDÍA et al., 2018).

A terceira delas consiste em diminuir a deposição e removimentar os sedimentos inicialmente depositados. O regime hidráulico pode ser reprojetoado para direcionar o fluxo dos sedimentos através ou ao redor do local de armazenamento de sedimentos (FAN; MORRIS, 1922). Ponçano et al. (1981), *International Commission on Large Dams (ICOLD)* (1989) e Miranda (2011) reafirmaram que são necessários estudos específicos para a utilização de medidas corretivas e preventivas para evitar o assoreamento. Estudos que devem considerar a dinâmica sedimentar desde as áreas da fonte de produção até as áreas de deposição. Estes estudos devem ser constituídos de amostras diretas (obtidas por draga e *piston core*) e indiretas (métodos estatísticos).

Kondolf et al. (2014) classificaram estratégias para o manejo dos sedimentos, a partir da perspectiva de sustentar a capacidade do reservatório (Figura 2). Essas estratégias foram divididas em três grupos: redução da produção de sedimento da bacia hidrográfica, minimização da deposição de sedimentos e aumento ou recuperação do volume de armazenamento do reservatório.

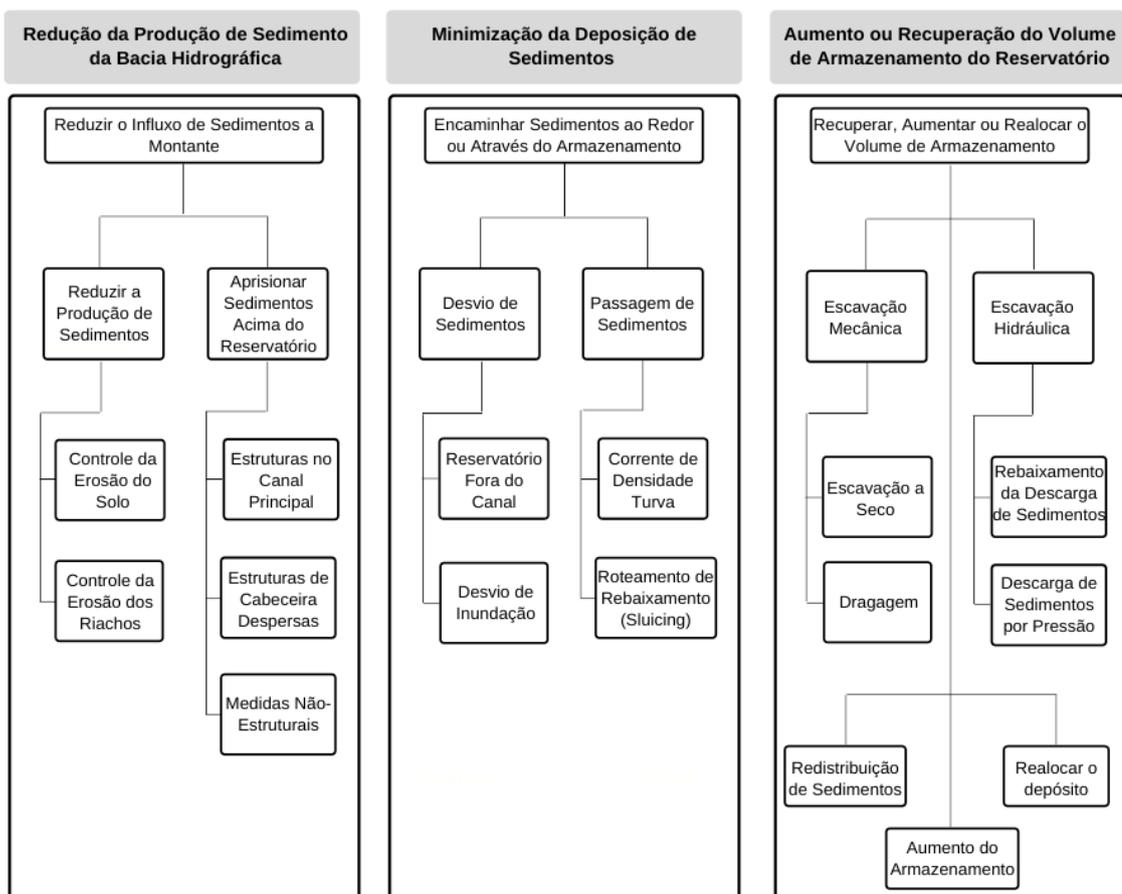


Figura 2. Estratégias para manejo de sedimentos (Adaptado de Kondolf et al., 2014).

A redução da produção de sedimento da bacia hidrográfica se divide em duas vertentes: redução da produção de sedimentos e instalação de emboscadas de sedimentos

acima do reservatório. Para a redução de produção de sedimentos, inicialmente, devem-se combater os processos de erosão do solo e do leito do rio a montante do local de acumulação. Já para a instalação de emboscadas de sedimentos, o processo é norteado pela instalação de estruturas para a captura do material (KONDOLF et al., 2014).

Ao contrário da primeira opção, a minimização da deposição de sedimentos, o aumento e a recuperação do volume desses podem ser considerados processos de mitigação. As técnicas utilizadas nesses processos são basicamente o desvio do fluxo de sedimentos para outro local fora do canal de drenagem e a remoção ou redistribuição do sedimento do reservatório (KONDOLF et al., 2014).

3.4.1 Sensoriamento e mapeamento do uso do solo

De acordo com Rosa (2009), o sensoriamento remoto e os sistemas de informações geográficas são instrumentos extremamente importantes no levantamento, mapeamento e monitoramento dos recursos naturais. As geotecnologias têm sido ferramentas de grande importância quando o assunto é determinar e caracterizar o uso do solo. A aplicação do sensoriamento remoto com ajuda de sistemas de informação geográfica facilita e agiliza a determinação do uso e ocupação do solo de maneira rápida e econômica. Portanto, possibilita investigar de forma organizada os recursos, sejam eles naturais ou não (SILVA; FERNANDES; OLIVEIRA, 2007; ASSIS et al., 2014). Visto isso, o sensoriamento remoto para a visualização do uso e ocupação do solo é importante para verificar a situação atual e obter uma perspectiva ampla quanto ao uso dos recursos naturais que são cada vez mais alterados pela ação humana.

3.4.2 Armadilha de sedimentos: usos, tipos, montagens e problemas

Desde os primeiros testes, meados de 1900, até a década de 1950, as armadilhas de sedimentos eram recipientes simples, sem um conceito de sua função ou geometrias preferidas. Abrangiam caixas quadradas, potes de geleia, recipientes e sacos plásticos com o objetivo de coletar material de sedimentação. Não foram feitas perguntas sobre a influência da turbulência e do fluxo na eficiência da coleta. Após esse estágio inicial, as armadilhas de sedimentos foram consideravelmente melhoradas em duas etapas principais (BLOESCH; BURNS, 1980; BLOESCH, 1996):

Primeiramente, a tecnologia de armadilhas de sedimentos surgiu no início dos anos 1970, quando as armadilhas de sedimentos estavam cada vez mais em uso. Naquela época, as armadilhas eram usadas principalmente em lagos, que eram e são sistemas lênticos (BLOESCH; BURNS, 1980; BLOESCH, 1996). Depois, o progresso na tecnologia de armadilha foi alcançado para quantificar os efeitos dos redemoinhos internos da armadilha, causados pelas correntes horizontais que se aproximam de uma armadilha, na eficiência de captura. Não houve resultado relevante para melhorar os protocolos de armadilha existentes. Os trabalhos realizados, entretanto, elucidaram a origem e a composição do material aprisionado, que é fortemente influenciada pelo local de exposição e pela profundidade das armadilhas (BLOESCH; BURNS, 1980; BLOESCH, 1996).

De acordo com Hakanson e Jansson (1983), as armadilhas de sedimentos são, geralmente, instrumentos simples que podem ser utilizados para muitos propósitos. Dois dos campos mais importantes dizem respeito a cálculos de fluxo e a programas de monitoramento ambiental. As armadilhas de sedimentos podem ser classificadas pelos seguintes tipos:

1. Armadilhas de fundo: vasos de sedimentos na ou próximos à superfície de sedimentos do fundo e vasos de sedimentos acima da superfície de sedimentos, na fase aquosa. As armadilhas de sedimentos de fundo, quando colocadas em zonas de acumulação, fornecem dados de alta representatividade local.

2. Armadilhas de sedimentos suspensas por boias: armadilhas de sedimentos ancoradas e armadilhas de sedimentos à deriva. Existiam opiniões controversas sobre o uso de armadilhas de sedimentos, sua construção e a validade dos dados das armadilhas de sedimentos, mas após algumas investigações laboratoriais e de campo cruciais, as pesquisas evoluíram.

Um grande problema no projeto da armadilha de sedimentos é como evitar a coleta excessiva de material (HARGRAVE; BURNS, 1979). Em águas calmas, a captura deve ser proporcional à área da boca da armadilha (A_m). Se a área da base (A_b) for maior que A_m , então a concentração média de partículas suspensas na armadilha (C_t) será menor que a concentração externa (C_0) pelo fator A_m/A_b , conforme mostrado na Equação 1. Se V é a velocidade média de sedimentação das partículas, então:

O número de partículas caindo na armadilha:

$$\text{Trap. } s = V \times C_0 \times A_m \quad \text{Eq. (1)}$$

O número de partículas caindo sobre a armadilha:

$$\text{Base. } s = V \times C_t \times A_b \quad \text{Eq. (2)}$$

Então:

$$V \times C_0 \times A_m = V \times C_t \times A_b \quad \text{Eq. (3)}$$

E:

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{A_m}{A_b} \quad \text{Eq. (4)}$$

A concentração média mais baixa de partículas na armadilha não é preocupante se o ambiente com água for calmo. É importante se a água ficar turbulenta, porque a água dentro da armadilha pode ser substituída por água de maior concentração de sedimentos suspensos vinda de fora (HARGRAVE; BURNS, 1979).

O efeito do fluxo e da velocidade da água ao redor das armadilhas de sedimentos cilíndricas foi investigado por alguns pesquisadores (GARDNER, 1977; ROWE; WILLIAMS, 1978; HARGRAVE; BURNS, 1979; LAU, 1979; STARESENIC et al., 1982; REVEL et al., 2015). Eles descobriram que parte da água que passa pela armadilha causa turbulência dentro dos cilindros. Este fato apenas ocorria em armadilhas com relações de aspecto baixas (relação de aspecto = altura/diâmetro), fazendo com que os sedimentos dentro da armadilha entrassem em ressuspensão. Visto que a deposição de sedimentos depende da velocidade do fluxo junto ao topo, diâmetro, altura, suas relações associadas à turbulência no exterior e à viscosidade cinemática.

Estudos mais recentes mostraram que as armadilhas de sedimentos foram utilizadas com sucesso, e que forneceram uma avaliação de contaminantes associados a partículas que contribuem para a recontaminação de sedimentos, em razão da ressuspensão e da deposição (CHADWICK et al., 2017). Bloesch e Burns (1980) mostram as consequências da velocidade de sedimentação das partículas serem independentes da turbulência ambiente, que estão melhor ilustradas na Figura 3, em que um cilindro está em águas calmas sem gradientes de concentração. O fluxo de sedimentação das partículas será o mesmo em todos os níveis ao redor da armadilha e dentro da armadilha, logo:

$$F_s = V_0 C_0 \text{ (kg/s}^{-2}\text{t}^{-1}\text{)} \quad \text{Eq. (5)}$$

Em que:

F_s = fluxo de sedimentação;

V_0 = velocidade média de sedimentação das partículas na água fora da armadilha (m/s^{-1});

C_0 = concentração média de partículas na água fora da armadilha (kg/m^{-3}).

Como a água é calma, não haverá diferenças na velocidade de sedimentação e concentração entre a água fora ou dentro da armadilha (BLOESCH; BURNS, 1980). O fluxo total para a armadilha seria:

$$F_{st} = A_0 F \text{ (kg/s}^{-1}\text{)} \quad \text{Eq. (6)}$$

Em que:

A_0 = área de abertura da armadilha (m^{-2}).

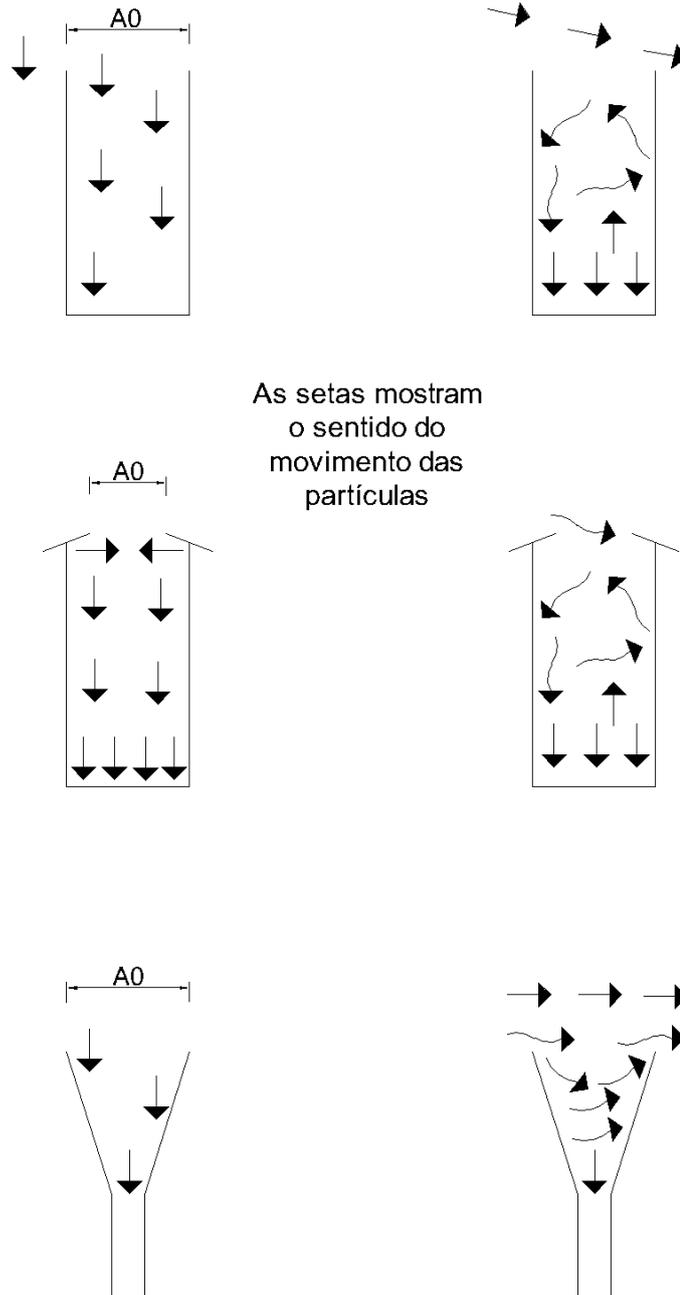


Figura 3. Diagrama esquemático da probabilidade do caminho das partículas de sedimentos em diferentes tipos de armadilhas (Adaptado de Bloesch e Burns, 1980).

Uma vez que a turbulência não afeta a velocidade de sedimentação das partículas, o fluxo total de sedimentação na armadilha na água corrente também será F_t . Ao mesmo tempo, as partículas serão carregadas para a armadilha pelo fluxo de água que entra na armadilha (BLOESCH; BURNS, 1980). O número de partículas que entram na armadilha por este meio, P , é dado por:

$$P = Q_e C_0 \text{ (kg/s}^{-1}\text{)} \quad \text{Eq. (7)}$$

Em que:

Q_e = volume de água que entra na armadilha por segundo (m^{-3}/s);

C_0 = concentração média de partículas na água fora da armadilha (kg/m^{-3}).

3.4.3 Vida útil de reservatórios

A vida útil de um reservatório determina o período em que o corpo hídrico consegue atender à finalidade para o qual foi construído. Gill (1979) e Lashkaripour (2003) discutiram que determinar a vida útil de um reservatório é um importante parâmetro de projeto que pode afetar crucialmente a viabilidade econômica de um projeto de recursos hídricos. A sedimentação de um reservatório que, em última análise, determina sua vida útil é um fenômeno complicado e depende de uma série de variáveis das quais informações confiáveis geralmente não estão disponíveis. A estimativa do volume de sedimentos que irá se depositar no fundo do reservatório é feita com base na taxa anual de contribuição de sedimentos e na capacidade de retenção do reservatório (GILL, 1979; LOPES; SANTOS, 2002).

Lopes e Santos (2002) acrescentaram que a eficiência de retenção de sedimentos no reservatório depende da proporção entre a capacidade do reservatório e o volume total do afluente. Por exemplo: um reservatório pequeno em um grande rio deixa passar a maior parte dos sedimentos. Ao contrário de um grande reservatório que, por sua vez, pode reter a água por vários anos, e assim possibilita uma deposição quase total dos sólidos em suspensão. Além disso, à medida que o reservatório fica mais comprometido pelo assoreamento, menor será a capacidade de retenção de sedimentos.

3.4.4 Levantamento topobatimétrico

O levantamento topobatimétrico é o serviço que realiza a determinação do leito submerso de um lago ou reservatório, e também de sua parte seca, entre os níveis de operação *atual* e o *máximo maximorum*. De forma geral, a realização do levantamento da área molhada engloba o posicionamento planimétrico, realizado por levantamento topográfico (ANA, 2011). A finalidade de um levantamento topobatimétrico é conhecer em cada ponto a sua posição (x, y) e a profundidade da água neste ponto (-z), de forma que se possa modelar o fundo do reservatório ou lago e criar a planta hidráulica deste local, conforme Figura 4.

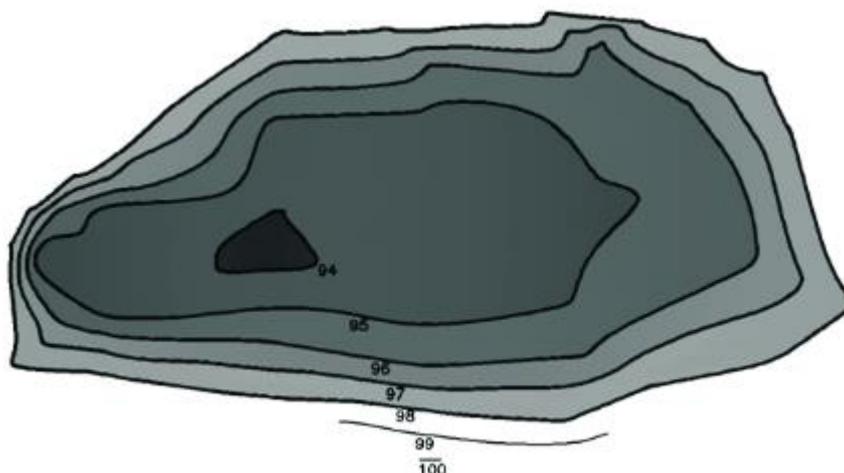


Figura 4. Curvas batimétrica de um lago com visível interface entre espelho d'água e a margem (Andolfato e Franco, 2009).

A utilização da batimetria tem se firmado como importante ferramenta para criação de modelos digitais de fundo e para cálculo do volume de lagos e reservatórios. Estes modelos são de grande importância para a caracterização morfométrica e podem ajudar em estudo de evolução de assoreamento, na qualidade da água e em outros aspectos (AGUIAR et al., 2019). Há várias pesquisas sobre análise da sedimentologia e parâmetros morfométricos de lagos e rios (ODRESKI, 2002; MENDES, 2009; ALBERTIN; MATOS; MAUAD, 2010; GREGÓRIO; AGUIAR et al., 2019;). O Lago Municipal de Cascavel também já foi pesquisado quanto à batimetria. Detofol, Bortolini e Felipetto (2017) realizaram um levantamento topobatimétrico do lago e descobriram resquícos de um assoreamento de quatro metros em alguns pontos.

3.5 Estado da Arte do Lago Municipal de Cascavel

O Lago Municipal de Cascavel já foi alvo de diversas pesquisas. Entre elas, estão a catalogação e a criação de inventários da biodiversidade do local. Moresco e Bueno (2007) catalogaram um inventário florístico de algas de Scenedesmaceae no Lago Municipal de Cascavel. Neste inventário, foram registrados 21 táxons, sendo 13 de *Desmodesmus* e oito que pertenciam a *Scenedesmus*.

Em 2009, Bortolini et al. (2009) realizaram um inventário das espécies de microalgas *Closterium* do Lago Municipal de Cascavel. Foram catalogados 17 táxons de *Closterium*, em que treze variedades eram típicas e as outras quatro não eram típicas de suas espécies. A espécie que mais apareceu no estudo foi *C. Cynthia de Notaris var. Cynthia*, registrada em 25% das amostras, seguida pela *C. moniliferum (Bory) Ehrenberg ex Ralfs var. moniliferum* registrada em 17% das amostras. Em 2011, Menezes et al. estudaram a biodiversidade de *Chlorococcales s. l.* do lago municipal de Cascavel. Os autores identificaram, descreveram e ilustraram 17 táxons. Destes, quatorze foram registrados em nível específico e três em nível infraespecífico. Vale ressaltar que a *Pediastrum longecornutum (Gutwinsk) Comas* e *Desmodesmus arcuatus var. platydiscus G.M. Smith* foram as primeiras a serem citadas no estado do Paraná.

Com pesquisas voltadas para a vulnerabilidade ambiental do lago, Mukai (2003), em sua pesquisa objetivou realizar uma proposta para modelo de gestão ambiental, baseado na comunidade para áreas de interesse de preservação ambiental, inseridas no contexto urbano, a partir da área e contribuição do Lago Municipal de Cascavel-PR. O autor conseguiu detectar duas informações importantes dentre várias: a primeira é que mesmo com a proximidade das pessoas com a área, isso não traz o comprometimento de preservação com o Lago e a segunda informação é que a comunidade fica inerte porque não conhece uma maneira de agir para melhorar qualquer problema ambiental referente ao Lago.

Alguns anos após, Amarante, Nogueira e Damin (2014) relataram que grande parte das 89 nascentes do Rio Cascavel estão localizadas próximas ao Lago Municipal. A área com maior número de nascentes sofreu variações com o passar dos anos, com a presença de vegetação rasteira e também o avanço da urbanização. No entanto, foi percebido também o aumento das áreas de APP anteriormente desmatadas, que estavam em processo de restauração, mas estas não são florestas com alta biodiversidade. Em 2016, Cortes, a partir da criação de mapas de vulnerabilidade, associou dados de perda natural do solo com a geologia, geomorfologia, pedologia, clima e vegetação da Bacia do Rio Cascavel. Com os dados obtidos, foi possível observar que a vulnerabilidade de área estudada variou moderadamente de forma estável à mediamente estável/vulnerável. A

autora também concluiu que a vulnerabilidade natural quanto à perda de solos está diretamente ligada à degradação dos mesmos e também dos recursos hídricos, mas também pode estar relacionada a outros fatores, tais como as características climáticas, geológicas, geomorfológicas e principalmente, o uso e ocupação do solo.

No ano seguinte, Cembranel et al. (2017) estabeleceram o plano geoquímico do solo da bacia do Rio Cascavel por meio de um método integrado que utiliza análises diretas e indiretas do solo para identificar a melhor metodologia de cálculo para a região. A partir das análises, os autores determinaram que as amostras de solo de áreas de preservação permanente são as fontes mais eficientes para estabelecer a base geoquímica da bacia do Rio Cascavel. Entretanto, as concentrações dos elementos químicos estudados variavam bastante, portanto, era necessária a aplicação de outros métodos estatísticos.

Cascavel está localizada em uma região extremamente voltada ao agronegócio. Dito isso, Cembranel et al. (2017) avaliaram o potencial risco ecológico e suas respectivas fontes de contaminação dos sedimentos por pesticidas organoclorados e organofosforados no Lago Municipal de Cascavel. As análises mostraram que a contaminação por agrotóxicos organoclorados está relacionada às atividades agrícolas no passado, com baixo risco ecológico para organismos bentônicos. Por outro lado, os agrotóxicos organofosforados apresentaram contaminação recente e contínua por atividades urbanas, com coeficiente de risco, principalmente para dissulfoton, indicando um potencial efeito adverso significativo sobre os organismos. No entanto, em geral, os resultados obtidos não indicaram um risco imediato para a saúde pública.

Dando continuidade às pesquisas na área de análises físico-químicas e biológicas, Remor et al. (2018) avaliaram a concentração e a distribuição de metais pesados nos sedimentos do Lago Paulo Gorski, bem como a biodisponibilidade dos metais e o potencial risco ecológico, a fim de definir as contribuições antropogênicas e naturais de metais pesados para o lago. De acordo com os autores, a urbanização vem afetando o Lago Paulo Gorski com a entrada de elementos químicos, principalmente cobalto e chumbo (Co e Pb). O lago possui hidrodinâmica elevada, por isso faz com que alguns dos contaminantes que entram no sistema saiam dele levando a potenciais impactos negativos a jusante.

Recentemente, Cardoso (2021) abordou em sua pesquisa uma técnica de biorretenção a partir da fitorremediação para jardins de chuva em áreas urbanas, com o intuito de minimizar os efeitos negativos causados pelos alagamentos e inundações, juntamente com o uso de plantas para ajudar a diminuir a poluição de metais pesados encontrados na água. A água utilizada para o experimento foi retirada do Lago Municipal de Cascavel em três datas distintas. Em seguida, foi feita a análise físico-química parametrizada pela resolução do CONAMA 357/05 de qualidade de água. Os resultados das análises físico-químicas mostraram-se significativos com relação à redução de poluentes como Ferro (Fe) em até 97,73% e Zinco (Zn) em 97,38%.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A área de estudo compreende o Lago Municipal da cidade de Cascavel. Cascavel está situada no Oeste do estado do Paraná, Brasil, com área territorial de 2.101,074 km², bioma estritamente formado por Mata Atlântica e com população estimada de mais de 330.000 habitantes (IBGE, 2020). A posição geográfica está localizada a 770 metros acima do nível do mar, com latitude de 24°57'14"S e longitude de 53°27'35"O e com atividades econômicas principais voltada aos setores de serviços, indústria e agricultura (IPARDES, 2021).

O lago estudado está localizado (Figura 5) dentro do Parque Ecológico Paulo Gorski, inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Cascavel, com um espelho d'água de 34 hectares, volume de água de 4.060.000 m³ e possui uma área de drenagem de 650 hectares. Este lago foi criado em 1980, retificado em 1996 e dragado em 2010 (CEMBRANEL et al., 2017).

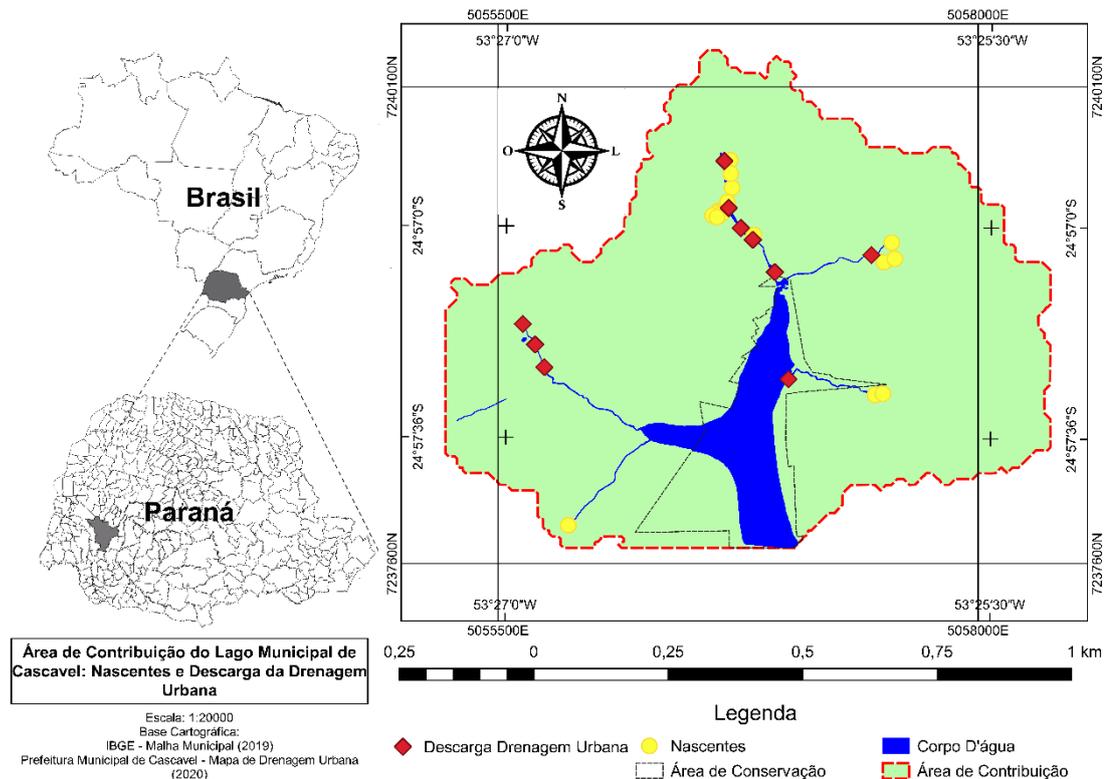


Figura 5. Localização da cidade de Cascavel, no estado do Paraná (Brasil) e a localização dos corpos d'água, área de contribuição de drenagem, nascentes, pontos de descarga da drenagem urbana e área de conservação (Prefeitura Municipal de Cascavel, 2020).

4.2 Uso e ocupação do solo

4.2.1 Mapeamento do uso do solo ao longo do tempo

A elaboração de mapas referentes ao uso e à ocupação do solo ao longo do tempo foi possível com base nas análises das imagens dos Satélites Landsat 5, 7 e 8, com resolução espacial de 30 metros, adquiridos do MapBiomás Brasil dos anos de 1985, 2000, 2015 e 2019. Ao utilizar o programa de Sistema de Informação Geográfica – SIG, o QGIS, foi possível estipular os tipos de ocupação do solo ao entorno do lago, nascentes e do rio Cascavel durante esses períodos. As legendas de uso e ocupação foram divididas de acordo com a caracterização do MapBiomás e são: área urbana, corpo d'água, floresta e formação florestal não natural (podendo ser chamada de área com vegetação rasteira).

4.2.2 Levantamento topobatimétrico do Lago Municipal de Cascavel

O GPS de navegação foi utilizado para realização do levantamento de dados. De acordo com Pereira e Baracuhy (2008), para análises batimétricas, o GPS de navegação é menos preciso do que uma estação total, devido à sua frequência, mas a variação do posicionamento não é grande e não são acrescentados muitos erros em relação às possíveis imprecisões. Uma trena de 50 metros de comprimento foi utilizada, com uma adaptação feita na ponta com um peso de 5 kg para verificar da profundidade dos pontos coletados e para que afundasse com maior facilidade e mostrasse resultados mais exatos.

Os dados foram tratados com base na realização de uma planilha no *Microsoft Excel* e as curvas de nível foram geradas pelo software QGIS 3.10 (A Coruña). O método utilizado para as estimativas nos intervalos dos pontos foi a krigagem, que se utiliza do princípio da Primeira Lei da Geografia de Tober, onde as unidades de análise mais próximas entre si tendem a ser semelhantes; e os valores das amostras distantes tendem a ser mais discrepantes, considerando a variação espacial de determinada variável estatisticamente homogênea em uma área.

O método de krigagem pode ser representado pela Equação 8:

$$Z(S_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(S_i) \quad (\text{Eq. 8})$$

Em que:

$Z(S_i)$ é o valor medido no local;

λ_i = um peso desconhecido para o valor medido no local i ;

S_0 = é o local de predição;

Z = é o valor previsto em (S_0);

N = é o número de valores medidos.

O plugin SmartMap, adquirido e instalado no próprio software QGis, foi utilizado para a realização da krigagem. A configuração do plugin foi direcionada para gerar uma imagem raster, com os dados de estimativa, com resolução de cinco metros. Ou seja, a cada cinco metros, um valor estimado para a profundidade do lago foi gerado, com base nos dados observacionais.

4.3 Taxa de sedimentação e vida útil do lago

4.3.1 Armadilha de sedimentos e coleta de amostras

Para a determinação da quantidade de armadilhas a serem posicionadas na área de estudo, foi utilizada a fórmula empírica (Equação 9) estabelecida por Håkanson (1981) *apud* Håkanson e Jansson (1983):

$$n = 2.5 + 0.5 \times \sqrt{a \times F} \quad \text{Eq. (9)}$$

Em que:

a = área total do lago (km^2);

F = desenvolvimento da costa (adimensional).

No desenvolvimento da costa, o qual é usado como medida indireta da rugosidade do fundo, há uma relação positiva marcada entre o desenvolvimento da costa (F_c) (Equação

10) e a rugosidade do fundo, o que é compreensível por razões morfológicas (HAKANSON; JANSSON, 1983).

$$F_c = \frac{l_0}{2 \times \sqrt{\pi \times A}} \quad \text{Eq. (10)}$$

Em que:

l_0 : comprimento normalizado da linha costeira (km);

A = área total do lago (km²)

Utilizando um l_0 (comprimento normalizado da linha costeira) de 6 km e A (área total do lago) de 0,34 km², obtivemos o valor F_c de 2,90. Utilizando a Equação 8, temos um número de amostras de 2,99, o qual foi arredondado para $n = 3$ pontos amostrais. Ainda de acordo com Håkanson e Jansson (1983), o método pressupõe que as amostras devem fornecer uma cobertura de área uniforme de toda a área do lago. Com a técnica de rede quadriculada, as armadilhas de sedimentos foram posicionadas, visto que o lago possui uma área de espelho d'água de 0,34 km². Assim, cada quadrante deve possuir uma área, em média, que cobra uma área de 0,113 km², como ilustra a Figura 6. A Tabela 1 mostra os códigos dos pontos onde as armadilhas foram dispostas e a coordenada de cada uma e as Figuras 7, 8 e 9 mostram as boias *in loco* colocadas nas armadilhas.

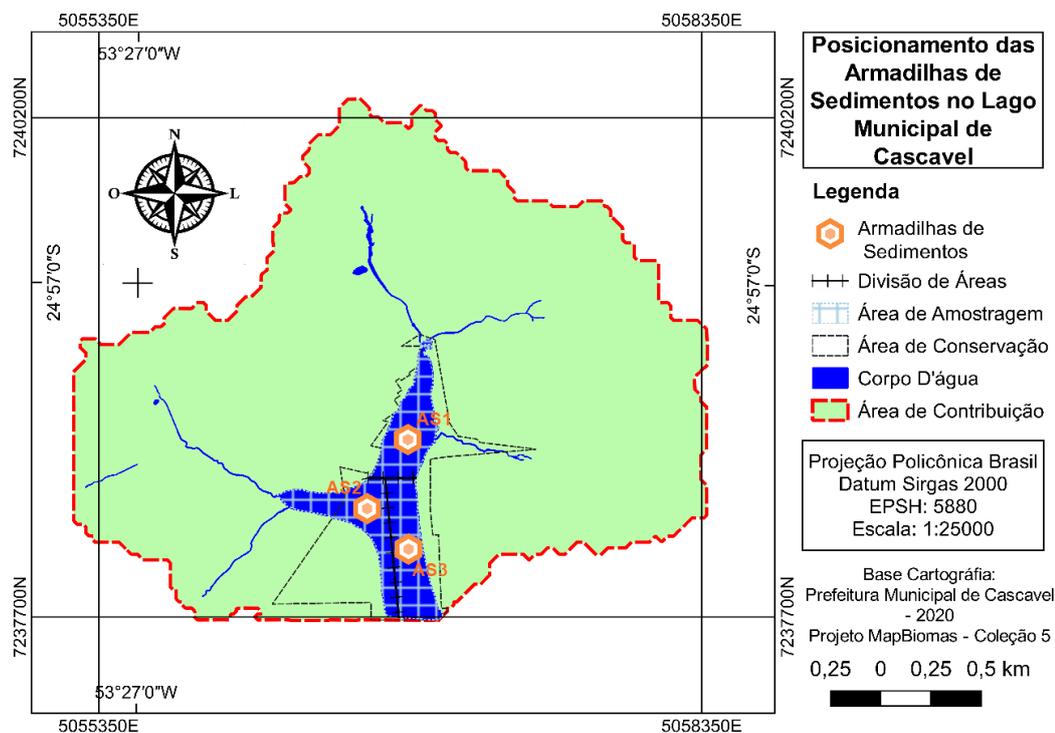


Figura 6. Posicionamento das armadilhas de sedimentos no Lago Municipal de Cascavel.

Tabela 1. Coordenadas para disposição das armadilhas de sedimentos (AS).

Códigos	Latitudes	Longitudes
AS01	24°57'25.31"S	53°26'12.01"O
AS02	24°57'36.58"S	53°26'19.18"O
AS03	24°57'43.13"S	53°26'11.8"O

**Figura 7.** Ponto AS1**Figura 8.** Ponto AS2



Figura 9. Ponto AS3.

A configuração da armadilha de sedimentos ocorreu pelo método de Bloesch e Burns (1980). Estes autores recomendam que para estudos em lagos em que a água seja calma, o diâmetro da abertura da armadilha deve variar de 5 a 20 cm, cuja relação entre Altura (H)/Diâmetro (D) deve ser maior que 5 centímetros. As armadilhas de sedimentos mais atuais são majoritariamente de PVC transparente ou não, mas também pode ser de acrílico (HAKANSON, 1984; STORLAZZI; FIELD; BOTHER, 2011). Diante disto, foi utilizado PVC branco para a construção das armadilhas. Storlazzi, Field e Bothner (2011) recomendam posicionar dois cilindros em uma mesma estrutura, pois eles vão proporcionar um equilíbrio da amostra, mantendo uma distância no valor de três diâmetros entre uma armadilha de 60 cm de altura com 10 cm de diâmetro. Seguindo todos os padrões impostos nas bibliografias, foi montada uma armadilha de 60 cm de altura com 10 cm de diâmetro, conforme a Figura 10.



Figura 10. Armadilha confeccionada para coleta de sedimentos.

Com relação ao tempo de amostragem, Bloesch e Bruns (1980) e Lund-Hanse et al. (1997) concluíram que se deve planejar o tempo mais curto possível para a coleta das amostras, que pode ocorrer entre 7 e 14 dias, pois, após esse período, pode-se perder cerca de 10% da amostra coletada pelas armadilhas. Desta forma, as armadilhas ficaram um período de 14 dias submersas no fundo do lago e após isso, foram retiradas.

O Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB; ANA, 2011) aponta que a escolha dos pontos de coleta do sedimento deve considerar, além do objetivo do estudo, os tipos de ambiente, os locais de lançamento da carga poluidora e os padrões de vazão, velocidade e sentido da corrente. Dessa forma, as armadilhas foram posicionadas seguindo as normas do mesmo guia.

4.3.2 Taxa de sedimentação do reservatório

A taxa de sedimentação foi feita seguindo a metodologia de Leite (1998). A taxa de sedimentação do material particulado foi determinada pela quantidade de material da amostra, corrigida para o volume médio das câmaras de sedimentação, a qual expressa os

valores em unidade de área (cm²) e tempo (período de coleta). A taxa de sedimentação (TS), medida em mg cm⁻² dia⁻¹, foi determinada pela Equação 11:

$$TS = \frac{V_c \times C}{A_c \times T} \quad \text{Eq. (11)}$$

Em que:

V_c = volume das armadilhas de sedimentação (4,71 litros);

C = concentração de material em dentro das câmaras (mg L⁻¹);

A_c = área da superfície de abertura da armadilha de sedimentos (78,54 cm²);

T = tempo em dias.

4.3.3 Cálculo da vida útil do reservatório

Assim como no trabalho de Leite (1998), o cálculo de vida útil do Lago Municipal de Cascavel foi determinado inicialmente com a quantidade de material depositada em cada armadilha de sedimentos. A seguir, foi determinada a densidade aparente do sedimento, de acordo com a metodologia chamada de balão volumétrico. Nela, a densidade de partículas é definida como a relação entre a massa e o volume de sólidos, conseguindo assim a deposição do material em cm ano⁻¹. Para este cálculo, foi considerado o assoreamento total de cada armadilha de sedimentos com relação às respectivas profundidades.

4.4 Caracterização dos sedimentos

4.4.1 Acondicionamento das amostras

As amostras da primeira e da segunda coleta foram congeladas a $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ em sacos plásticos com vedação automática (Figura 11), para preservar todos os nutrientes e compostos presentes, visto que para melhor logística, as análises de todas as amostras foram realizadas em conjunto.



Figura 11. Amostras identificadas e congeladas.

Todos os sacos plásticos possuíam identificação de local e data da coleta. E, para o início dos procedimentos, as amostras foram descongeladas em temperatura ambiente durante um dia. Depois, foram levadas para béqueres e colocadas na estufa a $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ por dois dias.

4.4.2 Caracterização química dos sedimentos

Foram realizadas análises da matéria orgânica, carbono orgânico, fósforo total e nitrogênio total em todas as amostras de sedimentos. Para as análises de matéria orgânica e carbono orgânico, foi utilizado o procedimento gravimétrico, o qual consiste na pesagem de certa quantidade de sedimento, com posterior aquecimento em sequências crescentes de temperatura (105 °C, 16 horas e 550 °C, duas horas). A perda expressa em percentagem da diferença de peso entre 105 °C e 550 °C corresponde às substâncias orgânicas (GROSS, 1971), cujo valor é dividido por 1,724 para obtenção do carbono orgânico.

Após encontrados os valores, os mesmos foram aplicados na Equação 12.

$$\%MO = [(P_a - (P_3 - P_1)) - ((P_1 + P_a))] * \frac{100}{P_a} \quad (\text{Eq. 12})$$

Na qual:

P_a : Peso da amostra;

P_1 : Peso do cadinho após sair da mufla;

P_2 : Peso do cadinho + amostra após sair da estufa;

P_3 : Peso do cadinho + amostra após sair da mufla

A metodologia de Stainton et al. (1977) foi utilizada para as análises de fósforo total, a qual consiste na incineração do sedimento seco a 550 °C e extração com ácido clorídrico. O ortofosfato liberado é medido com o molibdato, ácido ascórbico e antimônio trivalente que produzir ácidos fosfomolibdico de cor azul que pode ser medido em 880 nm no espectrofotômetro.

Enquanto o método Kjeldal foi utilizado para a análise de nitrogênio total. O teor de nitrogênio é determinado pelo princípio da digestão ácida da matéria orgânica, com conseqüente transformação do nitrogênio a amônio. Esta é destilada e recebida em solução receptora. Determina-se então a quantidade de amônio na solução receptora por titulação.

O procedimento de caracterização dos metais baseou-se na USEPA 3050B (USEPA, 1996), material que fornece o procedimento de digestão para preparação de sedimentos, lamas e solos para análises por espectrometria de absorção atômica (FLAA) ou plasma indutivamente acoplado à espectrometria de emissão atômica (ICP-AES). De acordo com Poletto e Martinez (2011), os metais mais presentes na poluição difusa urbana são Cádmio, Chumbo, Cobre, Manganês e Zinco. Visto isso, foram analisados estes metais nas amostras de sedimento. Os resultados obtidos para cada elemento foram aplicados para a análise da qualidade dos sedimentos, a partir da aplicação do Índice de Geoacumulação (I_{geo}), que realiza uma estimativa do grau de poluição por metais pesados nos sedimentos fluviais, através do enriquecimento de determinado elemento acima de uma concentração de

referência (MULLER, 1969). O índice em questão é calculado por aplicação de acordo com a Equação 13, cujo valor obtido é enquadrado em uma das sete classes com o respectivo grau de poluição (Tabela 2).

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_{metal}}{1,5 \times C_{referência}} \right] \quad (\text{Eq. 13})$$

Onde:

C_{metal} = concentração do metal;

$C_{referência}$ = concentração de referência do metal analisado

Tabela 2. Valor, classe e descrição do índice de geoacumulação.

Valores de I_{geo}	Classes	Descrição
>5	6	Extremamente contaminado
4-5	5	Fortemente até extremamente contaminado
3-4	4	Fortemente contaminado
2-3	3	Moderadamente contaminado a fortemente contaminado
1-2	2	Moderadamente contaminado
0-1	1	Sem contaminação até moderadamente contaminado
0	0	Sem contaminação

Neste estudo, as concentrações de metais presentes no trabalho de Licht et al. (2006) foram utilizadas como valores de referência (*background*) para a verificação da qualidade dos sedimentos. As análises de nitrogênio total e fósforo total foram feitas em duplicatas, todavia, as restantes, não, pois não havia material suficiente para duplicatas.

4.4.3 Análise estatística

Os dados referentes à caracterização química, concentração de metais e taxa de sedimentação foram submetidos à análise do teste F. O desvio de padrão, a média e o coeficiente de variação das coletas também foram analisados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Uso e ocupação do solo

5.1.1 Mapeamento do uso do solo ao longo do tempo

Na perspectiva de compreender o processo de uso e ocupação do solo no entorno do Lago Municipal de Cascavel, foi realizada uma comparação entre os dados mapeados. Com o uso da metodologia proposta, foram obtidos quatro mapas de uso e ocupação do solo da área de contribuição do Lago Municipal de Cascavel, conforme apresentados nas Figuras 12, 13, 14 e 15. Após a elaboração dos mapas, foram calculadas as áreas e seus respectivos percentuais de cada classe em relação à área total do estudo (650 ha), dados os quais podem ser observados na Tabela 3.

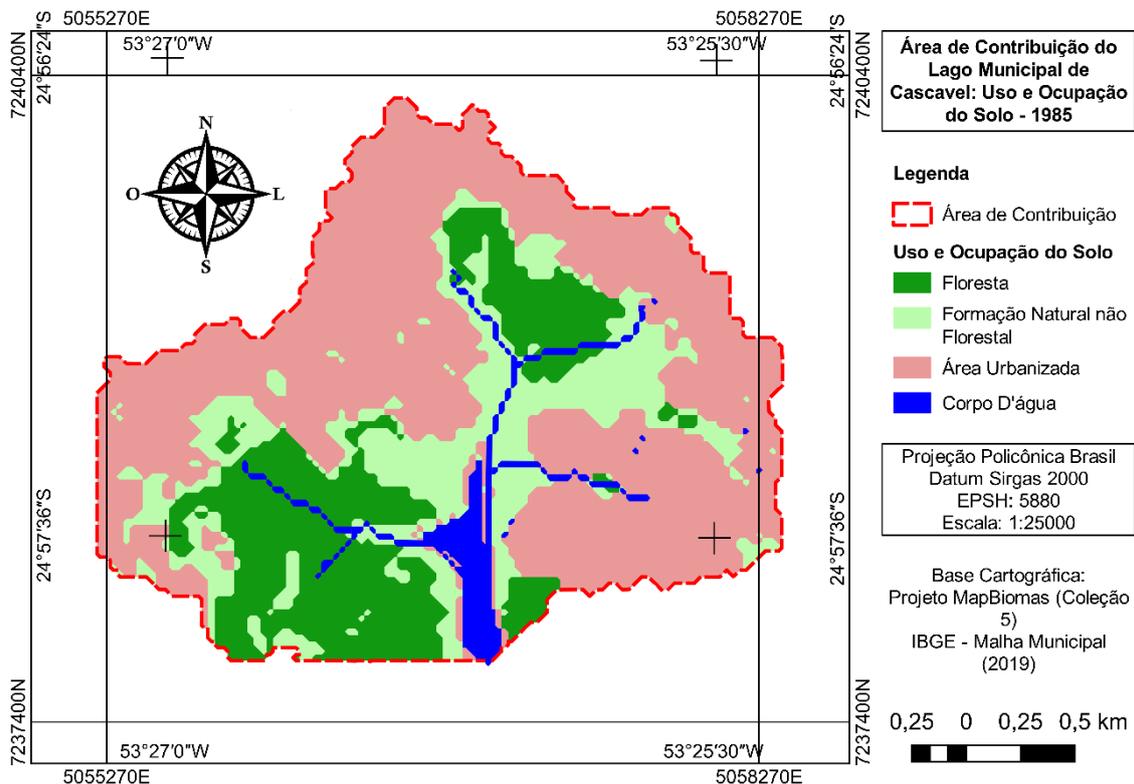


Figura 12. Mapa de uso e ocupação do solo da área de contribuição do Lago Municipal de Cascavel - Ano 1985.

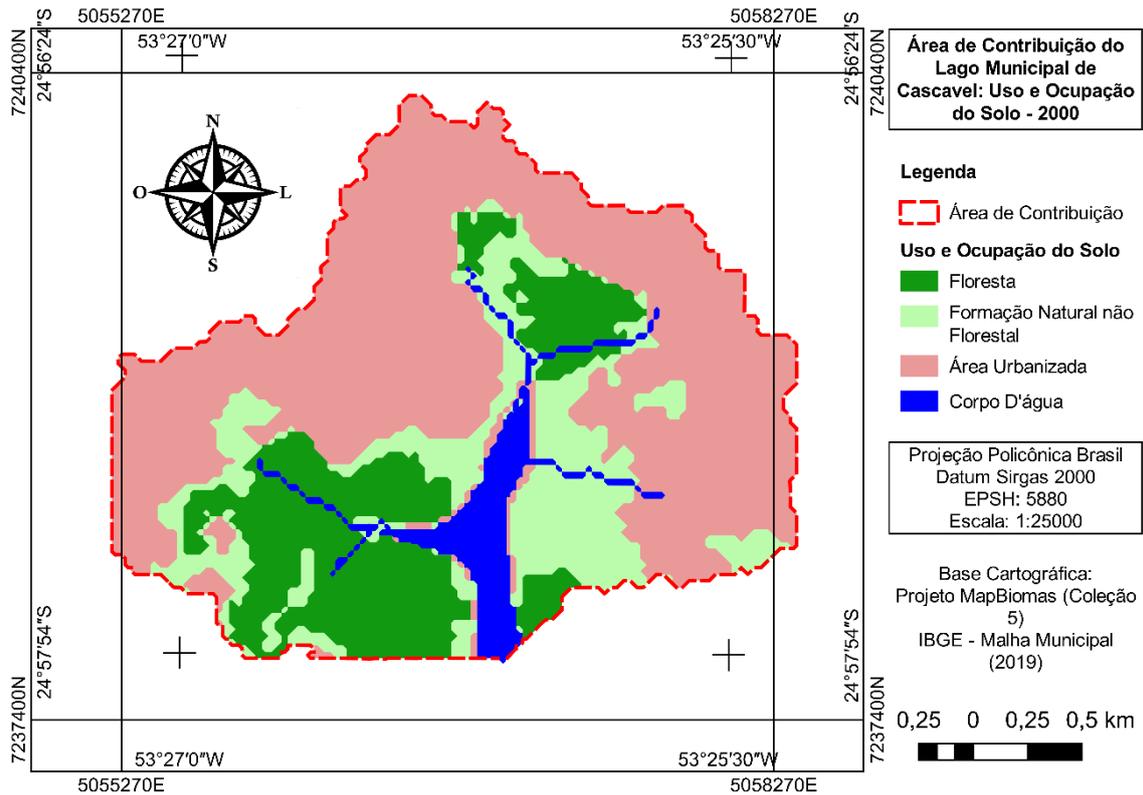


Figura 13. Mapa de uso e ocupação do solo da área de contribuição do Lago Municipal de Cascavel - Ano 2000.

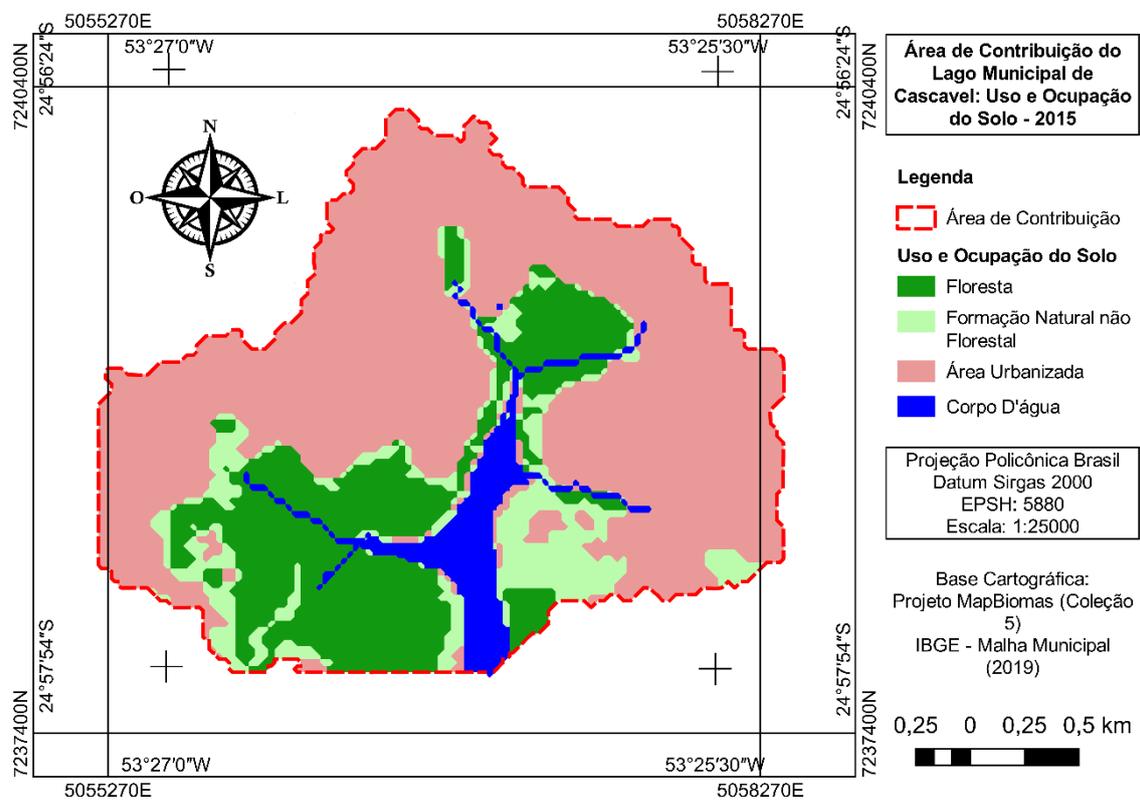


Figura 14. Mapa de uso e ocupação do solo da área de contribuição do Lago Municipal de Cascavel - Ano 2015.

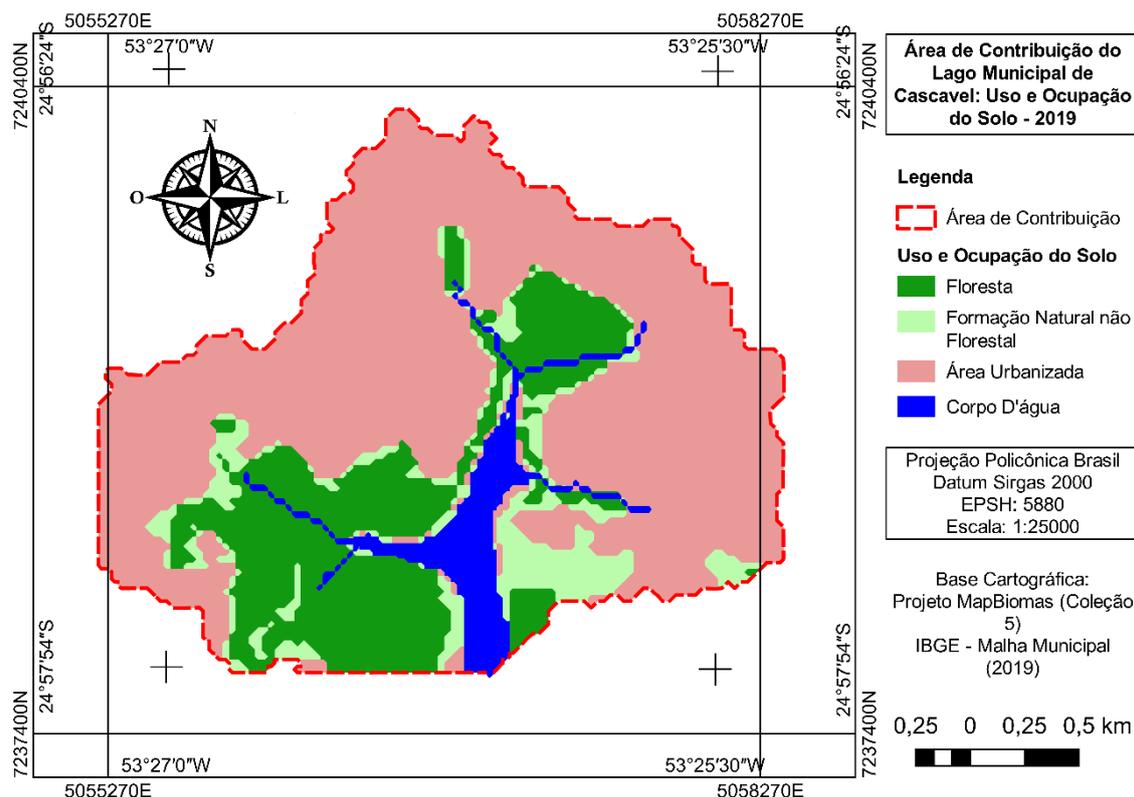


Figura 15. Mapa de uso e ocupação do solo da área de contribuição do Lago Municipal de Cascavel - Ano 2019.

Tabela 3. Percentuais de uso e ocupação do solo em relação à área de estudo.

Classes/Anos	1985 (%)	2000 (%)	2015 (%)	2019 (%)
Floresta	21,57	20,73	22,36	22,94
Formação Natural não Florestal	20,87	19,33	11,36	9,61
Área Urbana	54,70	55,37	61,38	62,51
Corpo D'água	2,56	4,48	4,79	4,84
Área não-classificada	0,29	0,10	0,11	0,10

É perceptível que a porcentagem de floresta tenha crescido com o passar dos anos, pois passou de 21,57% para 22,94%. Este dado representa um aumento de 1,37% em relação à área de contribuição do reservatório. Em contrapartida, o percentual de área urbana na área de contribuição passou de 54,7% para 62,51%. Este dado representa um crescimento de 7,81%, quase seis vezes maior quando comparadas às duas classes e, conseqüentemente, houve aumento na área impermeável da região. A área de corpo d'água

teve seu percentual aumentado em função da retificação que ocorreu no lago reservatório em 1996.

Com relação às nascentes, ainda que consideradas de extrema fragilidade, as mesmas tiveram um acréscimo de área florestal em seu entorno, no entanto, a urbanização avançou juntamente em suas proximidades. Este processo se mostra como não aleatório, pois ocorre preferencialmente em zonas de baixa densidade urbana, as quais são áreas que normalmente recebem obras de infraestrutura e/ou construções de condomínios horizontais ou verticais (FIGUEIREDO et al., 2019).

A classe de formação natural não florestal teve uma considerável diminuição de sua área, e isso se deve ao fato de que essas áreas foram transformadas em loteamentos e condomínios de luxo na orla do lago, pois oferecem uma visão privilegiada da região.

É possível perceber diante destas análises que parte das nascentes do lago sempre esteve em locais de extrema fragilidade e pouco preservados. Beal (2015), em sua pesquisa, comenta sobre a contaminação por derivados de petróleo na mesma região de análise. A autora discorre que as nascentes que atravessam o perímetro urbano apresentavam nítida contaminação, enquanto as nascentes que correm pela área florestal do exército se apresentavam com água límpida e cristalina.



Figura 16. Zoneamento urbano da área de contribuição do Lago Municipal de Cascavel (GEOPORTAL CASCAVEL, 2022).

O Zoneamento Urbano de Cascavel é definido pela Lei Municipal 6.696/2017, a qual dispõe sobre o uso do solo do município de Cascavel.

De acordo com o GeoPortal (2022), sistema de mapeamento que integra as funcionalidades do *Google Maps* com a base cadastral do Município, as zonas que estão integradas na área de estudo são: ZEA 1 – Centro 1 – Bacia, ZFAU-SP, ZFAU-SUOC 1, ZFAU-SUOC 2 e ZFAU-SUOC 3. Estas zonas são descritas nos Artigos 113, 120, 121, 122, 123 da Lei Municipal 6.696/2017:

ZEA 1 – Centro 1 – Bacia – Zona de Estruturação e Adensamento 1, possui infraestrutura básica executada, havendo espaços a serem ocupados e adensados de forma sustentável, sendo que sua ocupação atenderá os seguintes critérios:

- Possibilitar a diversidade de usos buscando sua compatibilização através da observância dos Parâmetros De Incomodidade e das Condições Para Instalação das Atividades ou da aplicação do EIV - Estudo de Impacto de Vizinhança;
- Incentivar a ocorrência do uso residencial em consonância com o uso de comércio e serviço, como forma de evitar a degradação urbana;
- As edificações deverão dispor de mecanismo para aumentar o tempo de retenção das águas pluviais no lote;
- São áreas receptoras de potencial construtivo transferido ou outorgado e sujeitas à aplicação de instrumentos compulsórios para adensamento urbano. Nesta zona, o uso misto é incentivado (CASCAVEL, 2017, Art. 113).

ZFAU-SP - Zona de Fragilidade Ambiental Urbana - Subzona de Proteção possui potencial construtivo especial, podendo receber somente as edificações destinadas ao cumprimento das finalidades de interesse público especificadas a seguir:

Cumpra as seguintes finalidades:

- Manter e ampliar o sistema urbano de áreas verdes;
- Ampliar o sistema público urbano de áreas de lazer;
- Proteger elementos do Sistema Ambiental;
- Permitir a solução dos pontos de conflito viário identificados no Plano Municipal Viários e de Transportes.

É integrada pelos seguintes elementos:

- Leito dos cursos d'água, lagos, nascentes e veredas;
- Áreas de Preservação Permanente – APP;
- Áreas de Proteção Ambiental – APA;
- Áreas Verdes de Domínio Público.

As praças, parques, jardins e similares, de propriedade do Município estão incluídos nessa subzona e terão seus parâmetros urbanísticos e usos

regulamentados pelo Órgão Municipal de Planejamento, com parecer da CTA - Comissão Técnica de Análises (CASCAVEL, 2017, Art. 120).

ZFAU-SUOC 1 – Zona de Fragilidade Ambiental Urbana – Zona de Uso e Ocupação Controlados 1, sua ocupação visará baixa densidade populacional. Integram esta Zona áreas que margeia as APP dos cursos d'água em geral, nascentes, veredas ou vegetação nativa a preservar, incluindo parte das áreas da bacia manancial do Rio Cascavel. Este Zoneamento não se aplica em hidrografia canalizada (CASCAVEL, 2017, Art. 121).

ZFAU-SUOC 2 – Zona de Fragilidade Ambiental Urbana – Zona de Uso e Ocupação Controlados 2, sua ocupação visará a média densidade populacional. Integram esta Zona parte das áreas da bacia manancial do Rio Cascavel. Em consonância com o Plano Diretor, são aptas a receber este zoneamento: quadras localizadas na linha de cumeada da bacia do Rio Cascavel, quadras próximas à Avenida Rocha Pombo entre Estados Unidos e Avenida Brasil, quadras próximas à Avenida Estados Unidos e quadras próximas à Rua da Lapa (CASCAVEL, 2017, Art. 122).

ZFAU-SUOC 3 – Zona de Fragilidade Ambiental Urbana – Zona de Uso e Ocupação Controlados 3, sua ocupação visará a baixa densidade populacional. Integra esta Zona parte das áreas de bacia manancial do Rio Cascavel, compreendidas entre o limite das áreas definidas como SUOC-1, SUOC-2 e o próprio limite da bacia (CASCAVEL, 2017, Art. 123).

De acordo com a Lei Federal 12.651/2012, as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, devem ter, desde a borda da calha do leito regular, largura mínima de 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menores de 10 (dez) metros de largura.

A Figura 16, obtida a partir do GeoPortal, mostra que existem diversas propriedades privadas dentro da ZFAU-SP. Desta forma, vai contra ao que a zona permite por lei. Foi notado também que a maioria das construções, que estão à margem do Rio Cascavel (nascente principal do lago), não possui os 30 metros de largura da borda da calha do rio estipulados por lei.

5.1.2 Levantamento topobatimétrico do Lago Municipal de Cascavel

Os dados de profundidade observados em campo foram espacializados no *software* QGis 3.10 (A Coruña), conforme Figura 17.

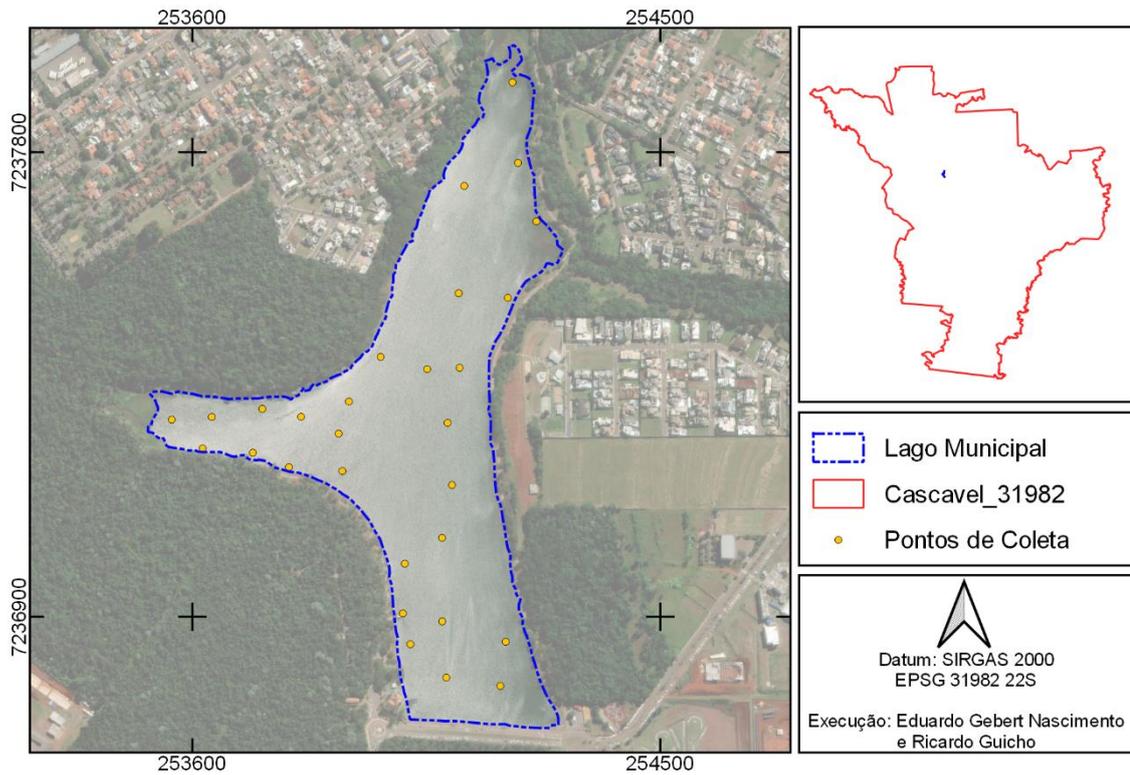


Figura 17. Dados de profundidade espacializados.

A profundidade dos pontos considerando a altitude do lago com 700 metros foi calculada a partir dos 29 valores obtidos na medição.

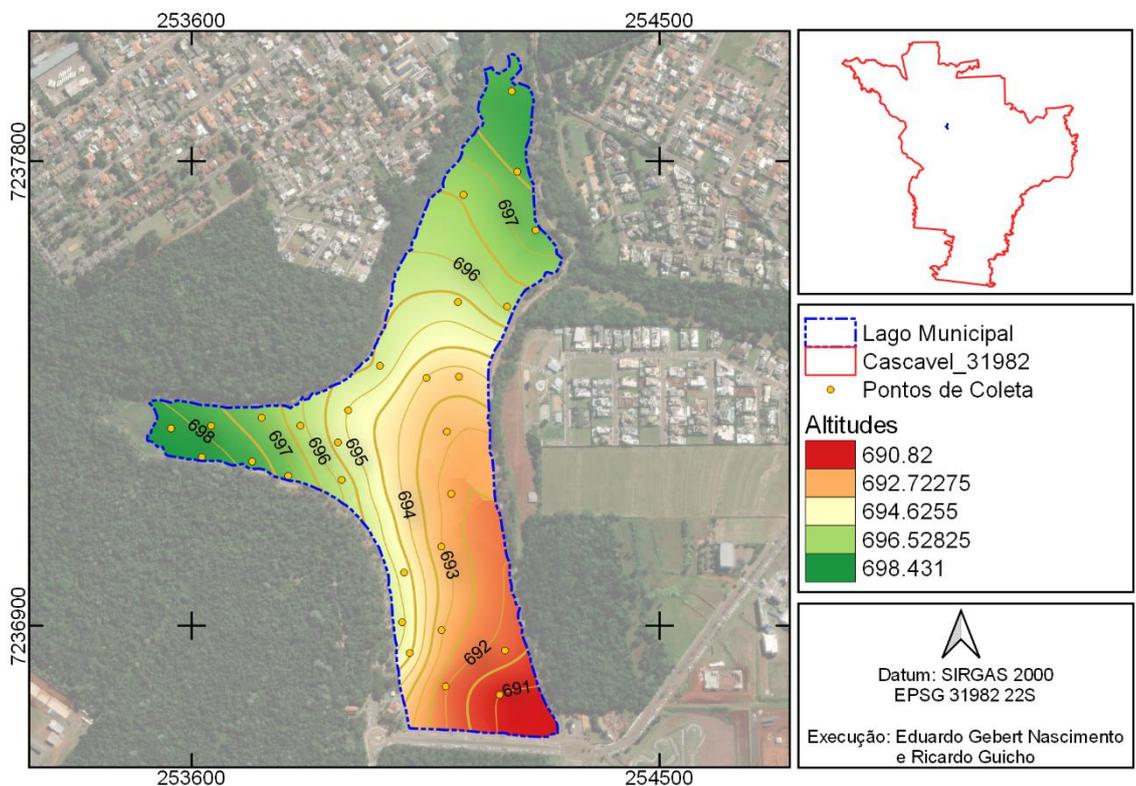


Figura 18. Raster da batimetria do Lago Municipal de Cascavel.

As cotas foram definidas a cada 0,50 metros, e as cotas mestras com um metro cada uma. As curvas de nível foram suavizadas para representar, de forma mais orgânica, o relevo real. Com base nas curvas de nível, é possível dizer que o relevo do fundo do lago é expresso pelas distâncias que separam as curvas, ou seja, quanto mais afastadas da barragem, mais suave elas são. De acordo com os dados, o lago apresenta uma topografia côncava, onde as curvas de níveis mais próximas da borda esquerda são mais próximas umas das outras, enquanto as mais profundas apresentam uma distância maior entre si. Avelar e Netto (1992) comentam que para o desenvolvimento do relevo côncavo, muitas vezes os mesmos são constituídos de zonas preferenciais de convergência de água e sedimentos. Tal dado corrobora com a ideia de que as zonas mais rasas têm propensão maior para acumular sedimentos.

Na Figura 22 está representada a formação do curso de água que, segundo Comastri e Tuler (1999), pode ser conhecido como a linha de talvegue, sendo o encontro de vertentes opostas de um vale, que se caracteriza pelo local mais profundo da bacia. Neste local é possível verificar profundidades superiores a dez metros, onde seria o canal de descarga do vertedouro. Os perfis topobatimétricos foram idealizados em quatro cortes principais do lago (Figuras 19, 20, 21 e 22), em sentidos diferentes e com o intuito de cobrir a maior área possível. O objetivo é compreender, de forma mais detalhada, como se comportam as profundidades estimadas. As letras, em todas as figuras, representam o ponto de partida (A) e o ponto de chegada (B) do perfil.

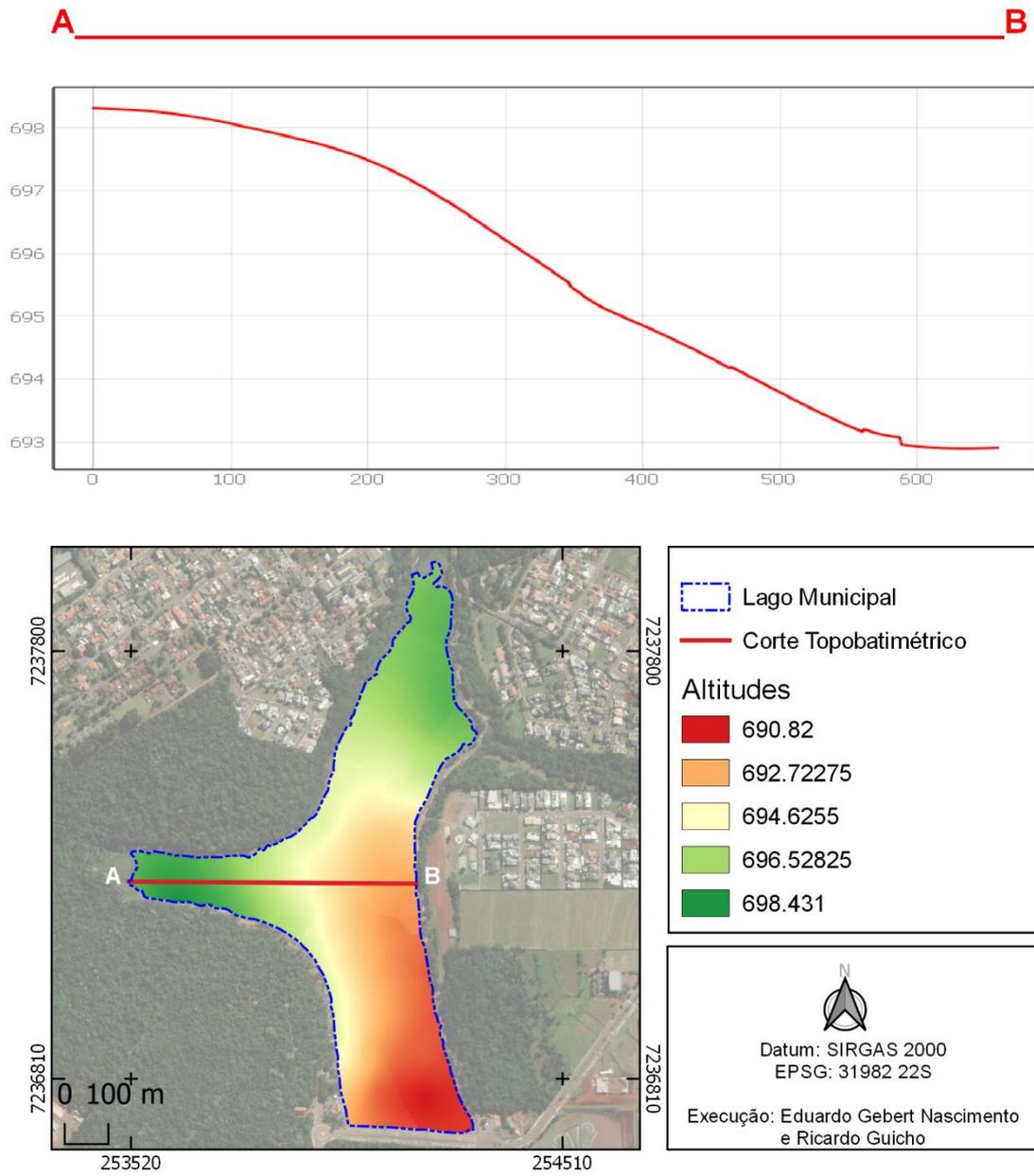


Figura 19. Corte topobatimétrico de leste a oeste.

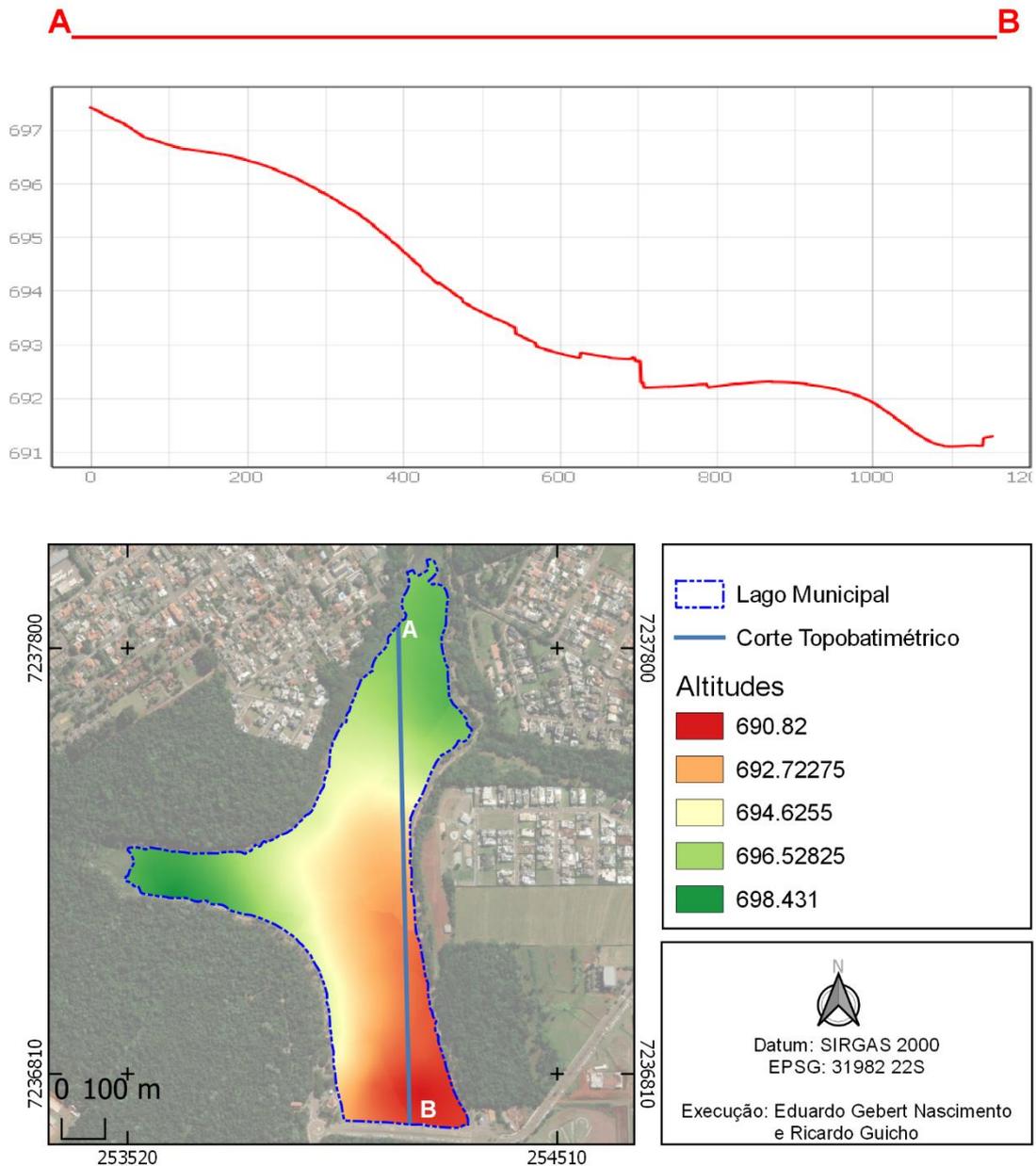


Figura 20. Corte topobatimétrico de norte a sul.

Os perfis topobatimétrico são cortes imaginários na vertical, considerando uma distância entre dois pontos que proporcionam a chance de observar os acidentes geográficos do relevo dos vales dos rios e talwegues, conforme apresentado por Martins (2013), que em seu trabalho utilizou dados topobatimétricos para a criação de um modelo digital de terreno (MDT), que possibilite o monitoramento da dinâmica fluvial de um trecho de um ribeirão, onde estavam ocorrendo mudanças intensas em seu leito.

De acordo com Detofol, Bortolini e Felipetto (2017), a maior profundidade que deveria ser encontrada no lago, seria de 15 metros, conforme mostra o projeto da barragem e vertedouro. No entanto, a maior profundidade encontrada foi de 11,28 metros, próximo ao

vertedouro. Além da comprovação visual de assoreamento, esta diferença de profundidade reafirma o assoreamento que ocorre no Lago Municipal de Cascavel.

De acordo com Glymph (1973) e Dépine et al. (2012), todos os cursos d'água comumente manifestam um processo natural de transporte de sedimento junto ao leito ou em suspensão na correnteza e existe a tendência natural desses sedimentos se depositarem em algum local com menor fluxo e velocidade, como lagos e reservatórios. No entanto, no Lago Municipal de Cascavel, o fator urbanização deve ser considerado como principal fonte de poluição e produção de sedimentos.

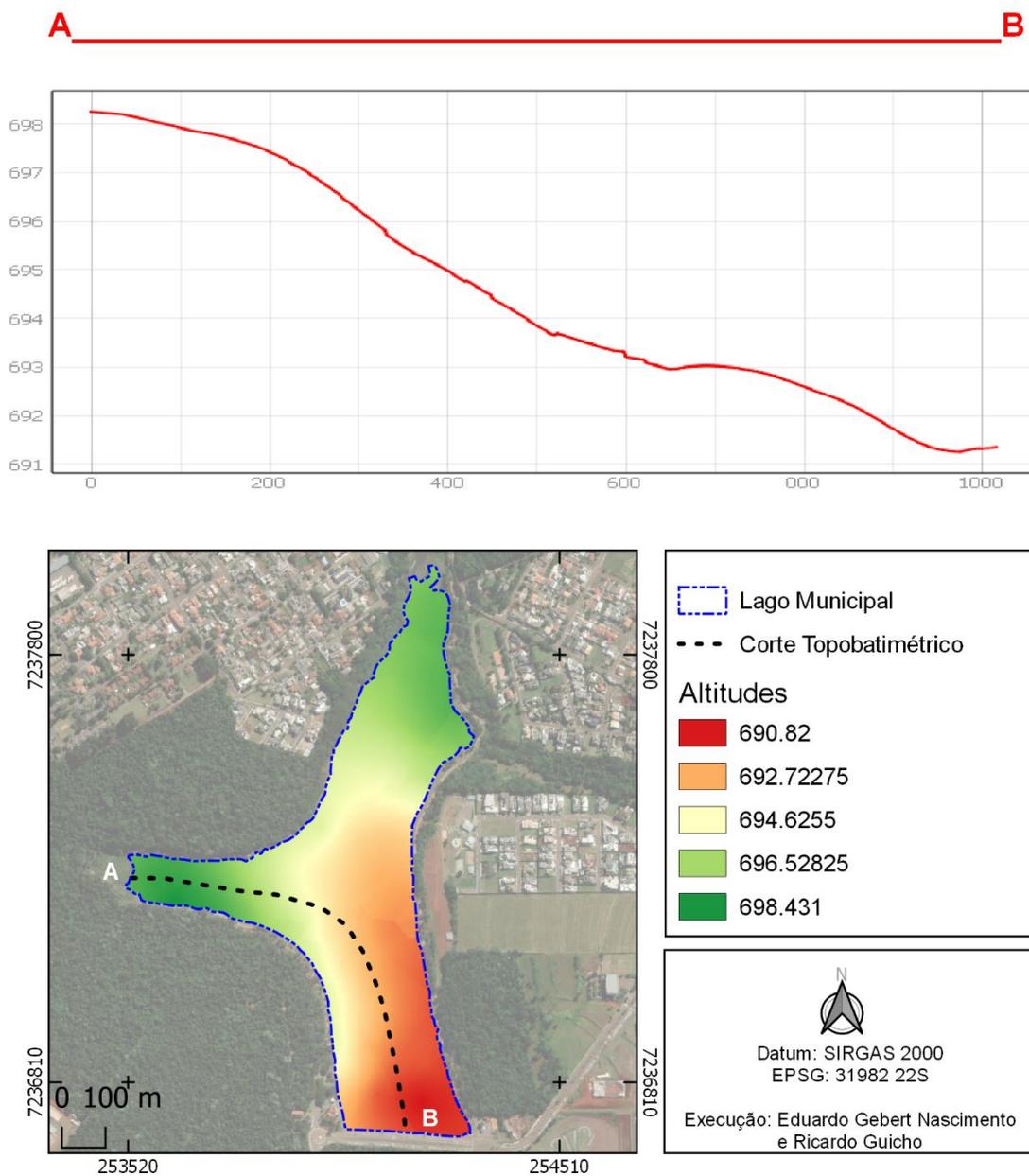


Figura 21. Corte topobatimétrico de sul a oeste.

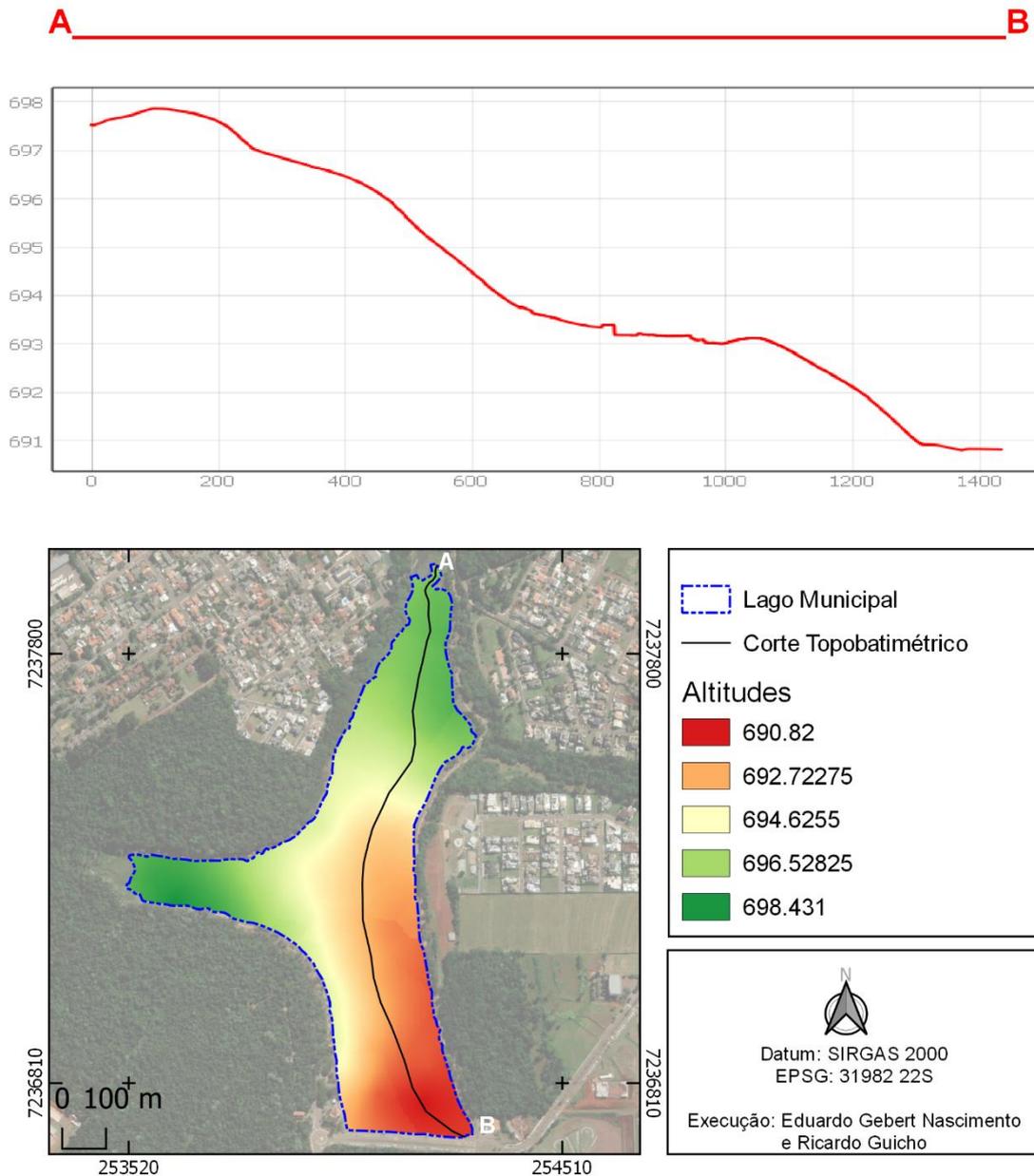


Figura 22. Corte topobatimétrico de norte a sul, respeitando a linha de talvegue.

5.2 Taxa de sedimentação e vida útil

5.2.1 Taxa de sedimentação

As profundidades onde foram instaladas as armadilhas podem ser observadas na Tabela 4. Cada armadilha foi instalada no lago em locais que cobririam a mesma área e em profundidades diferentes. Desta forma, a armadilha mais

próxima da entrada do rio no lago foi a AS1, seguida pela AS2 e depois a AS3. De acordo com as medidas de profundidade, todas as coletas foram analisadas em conjunto, conforme Figura 23.

Tabela 4. Profundidades das armadilhas de sedimentos.

Armadilha	Profundidade (m)
AS1	2,83
AS2	3,59
AS3	8,54

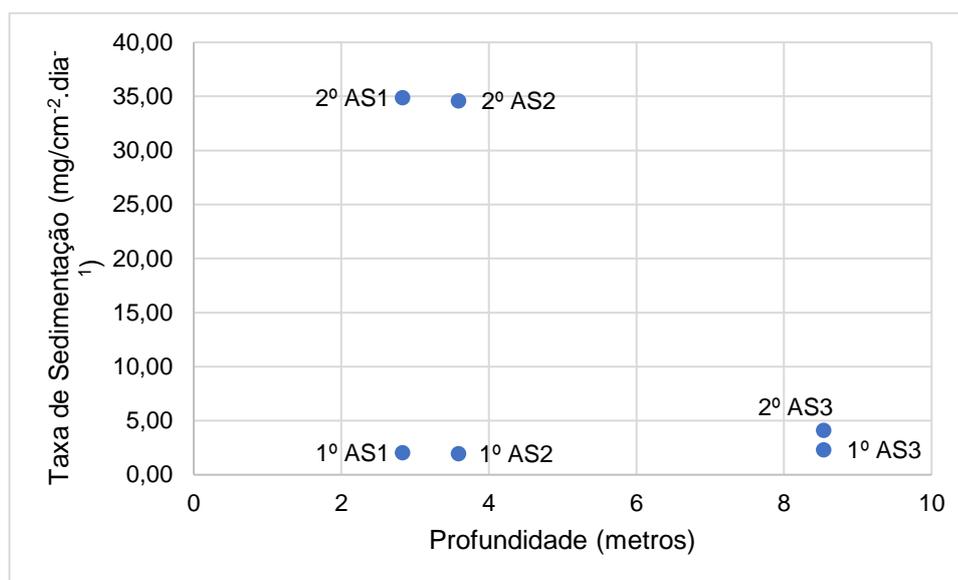


Figura 23. Taxa de sedimentação em função da profundidade.

A Figura 23 permite observar um aumento da taxa de sedimentação, na segunda coleta (2022), ao se verificar a variação da sedimentação em função da profundidade do local de coleta e, conforme a profundidade do lago, a diminuição da taxa de sedimentação se intensifica. No entanto, a taxa de sedimentação da armadilha mais próxima à barragem teve uma brusca diminuição na sua coleta.

De acordo com a Tabela 5, na primeira coleta (2021), as taxas de sedimentação em todas as armadilhas não apresentaram grande variabilidade, onde apenas a armadilha localizada mais próxima da barragem coletou um pouco a mais do que as outras. De modo geral, as taxas variam de $1,95 \text{ mg/cm}^2.\text{dia}^{-1}$ e $2,33 \text{ mg/cm}^2.\text{dia}^{-1}$ para a primeira coleta (2021) e de $4,12 \text{ mg/cm}^2.\text{dia}^{-1}$ a $34,90 \text{ mg/cm}^2.\text{dia}^{-1}$ para a segunda coleta (2022). A armadilha que apresentou maiores taxas foi a 2º AS1, com seu valor em $34,90 \text{ mg/cm}^2.\text{dia}^{-1}$, o qual é, aproximadamente, oito vezes maior que a armadilha 2º AS3, que apresenta a menor taxa. E ainda de acordo com o teste F ($F \text{ teste} = 8182,7925; \alpha = 0,025$), as variabilidades das taxas de sedimentação nos diferentes pontos de coleta não são as mesmas, quando se consideram os dois períodos de coleta.

É notável a grande variabilidade dos valores de coleta das armadilhas AS1 e AS2. Estas armadilhas estão localizadas mais próximas dos pontos de descarga da drenagem urbana, considerando que as descargas acontecem nos cursos das nascentes e as mesmas descarregam no lago. Quando os valores das 2^o AS1 e 2^o AS2 são comparadas com os da AS3, observa-se grande variação. Conforme Figura 25, no período da coleta, houve um acumulado de 211,6mm de chuva na região em estudo. Lá, nos últimos dois dias de coleta, houve um acúmulo de 151,6mm de chuva, ou seja, mais da metade da precipitação do período, com isso, a vazão que passava pelo lago aumentou de forma considerável. E quando a média dos valores da segunda coleta ($24,54 \text{ mg/cm}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$) foi comparada com os valores encontrados *in situ*, percebeu-se uma significativa diferença, a qual é mostrada no coeficiente de variação (72,07%), o qual apresenta uma extrema dispersão de valores entre as amostras. Desta forma, foi possível testemunhar que os valores da taxa de sedimentação são diferentes em cada ponto do lago.

Os dados da primeira coleta foram estatisticamente iguais em todos os pontos, apresentaram um desvio de padrão de $0,19 \text{ mg/cm}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$ e um coeficiente de variação de 2,11% (baixa dispersão dos valores). No período da primeira coleta, houve um período de extrema estiagem na região Oeste do Paraná (Figura 24), onde o acumulado total de precipitação foi de 5mm. Desta forma, não houve aumento de volume de água nem deposição de sedimentos no lago, além de uma diminuição drástica em sua vazão. É importante levar em consideração também, que naquele período, a SANEPAR estava fazendo captação da água do lago para fazer o abastecimento da cidade por meio de um registro que está localizado próximo à AS3.

Shahid et al. (2014) e Xu et al. (2019) relatam que o escoamento superficial dentro da bacia acelera a erosão do solo, além de causar o aumento da taxa de sedimentação dentro de lagos e/ou reservatórios. Fato que é comprovado nas diferenças de taxas de sedimentação encontradas no período chuvoso e no período seco.

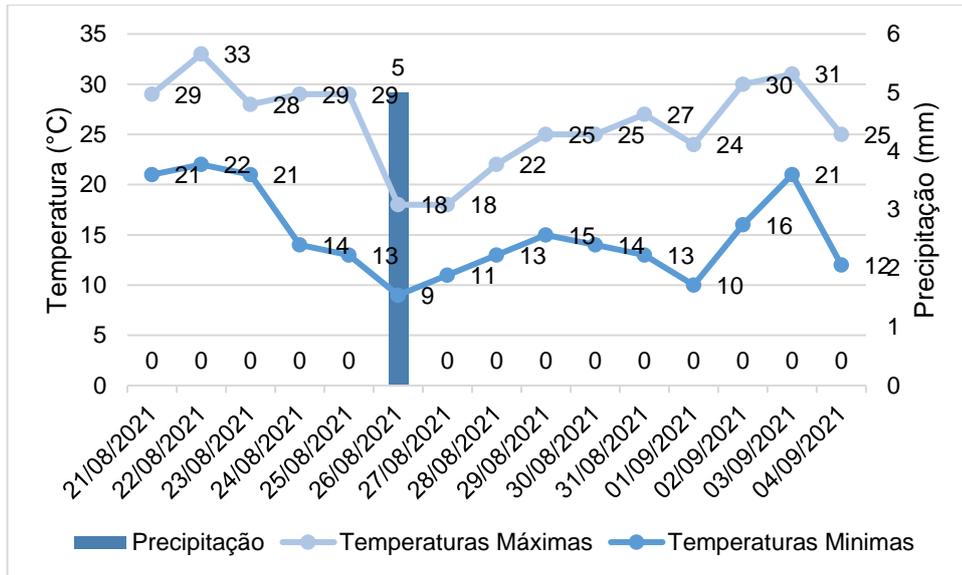


Figura 24. Dados de temperatura e precipitação durante a 1ª coleta (2021).

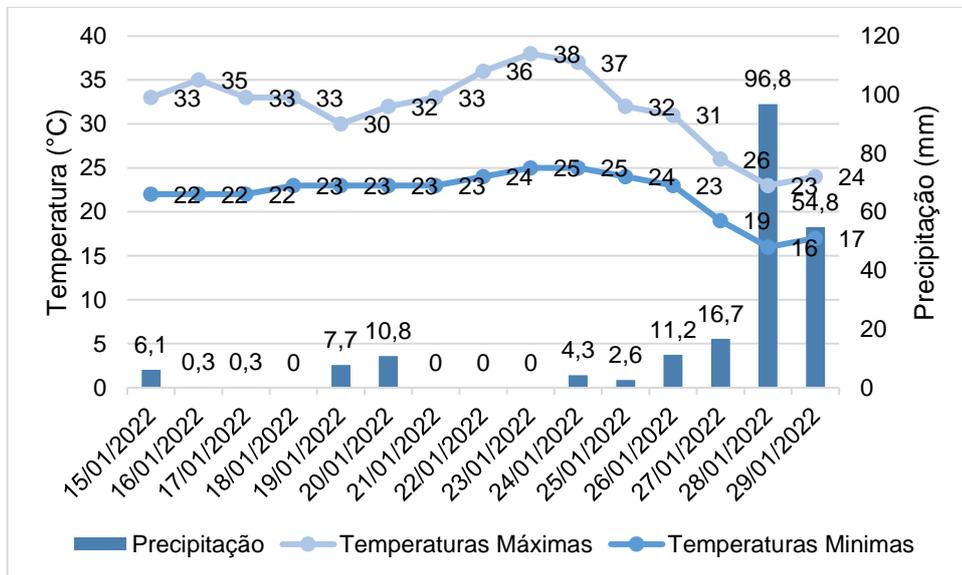


Figura 25. Dados de temperatura e precipitação durante a 2ª coleta (2022).

Tabela 5. Taxas de sedimentação das armadilhas.

Amostras	Taxas de Sedimentação (mg/cm ² .dia ⁻¹)
1º AS1	2,06
2º AS1	34,90
1º AS2	1,95
2º AS2	34,61
1º AS3	2,33
2º AS3	4,12

Os resultados encontrados estão em concordância com os de Leite (1998), que encontrou valores mínimos de $0,35 \text{ mg/cm}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$ no período seco e valores máximos de $90 \text{ mg/cm}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$ nos períodos chuvosos no Reservatório de Salto Grande, e Marquisá (1992 e 1998) conseguiu valores máximos de $19,3 \text{ g/m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$ no Reservatório do Lobo e $55,6 \text{ g/m}^2 \cdot \text{dia}^{-1}$ no Reservatório de Barra Bonita, na Bacia do Rio Paraná.

A quantidade depositada de sedimento em cada armadilha pode ser decorrente da hidrodinâmica do lago, como as diferentes correntes que atuam dentro do lago, visto que o mesmo possui vários contribuintes, profundidade e a largura dos pontos em questão. De acordo com Barbosa (1999), isso pode ocorrer em razão dos fluidos de diferentes densidades, temperaturas e concentração de sedimentos e Gentil (2015) corrobora com a ideia de que a profundidade, largura e a distância percorrida interferem na taxa de sedimentação.

Quando relacionamos a taxa de sedimentação com o uso e ocupação do solo da região, é possível inferir que existe um maior volume de sedimentos vindo da nascente do Rio Cascavel, na estação de coleta AS1, mais próxima da ponte. Fato que pode ser explicado pela região mais urbanizada do que a região mais próxima da estação de coleta AS2, a qual possui uma grande área de preservação ao redor. Ono (2021) comenta que conforme maior a profundidade onde a armadilha se encontra, menor será a deposição de sedimentos e que quanto mais próximo da entrada do afluente do reservatório, maiores as taxas de sedimentação, as quais diminuem nas proximidades da barragem. Desta forma, os resultados das coletas mostram que estão de acordo com os encontrados.

5.2.2 Cálculo de vida útil do reservatório

A estimativa da deposição anual e a previsão de vida útil em cada ponto do Lago Municipal de Cascavel (Tabela 6) foram obtidas com a determinação da densidade média da partícula ($2,17 \text{ g.cm}^{-3}$) pela metodologia do balão volumétrico. Foi considerada apenas a deposição bruta (sem considerar a taxa de decomposição do material depositado), enquanto a profundidade para cada ponto foi considerada a mesma tanto para estação seca quanto para estação chuvosa, pois na estação seca o lago estava em média 1,50 metros abaixo do nível normal.

Tabela 6. Cálculo de vida útil do reservatório.

Amostras	Taxas de Sedimentação (mg/cm².dia⁻¹)	Deposição (cm.ano⁻¹)	Profundidades (cm⁻¹)	Vida útil (anos)
1º AS1	2,06	0,09	283	2985,19
2º AS1	34,90	1,61	283	175,96
1º AS2	1,95	0,09	359	3993,43
2º AS2	34,61	1,59	359	225,12
1º AS3	2,33	0,11	854	7956,59
2º AS3	4,12	0,19	854	4503,17

Ao se estimar uma vida útil para ambos os períodos de coleta, temos para a primeira coleta (2021 – estação seca) uma média de vida útil de 4.978,4 anos e para a segunda coleta (2022 – estação chuvosa) uma média de vida útil de 1.634,75 anos. Pôde-se observar que na segunda coleta (período chuvoso) a vida útil do lago reservatório diminuiu drasticamente em todos os pontos. O volume de água do reservatório diminui à medida que o mesmo é assoreado. Os aumentos da população e da camada impermeável do solo provocam maior carga de afluentes, sedimentos e poluição, o que pode resultar na redução gradativa dos tempos propostos nos cálculos (BUFON; LANDIM; MELO, 2009).

Quando são comparados os resultados encontrados com os de outros autores, em represas e reservatórios maiores ou menores, as taxas de sedimentação e profundidades variadas (BUFON; LEITE, 1998; SAUNITI; FERNANDES; BITTENCOURT, 2004; LANDIM; MELO, 2009; SANTOS, 2012; SOBRINHO et al. 2017; FERREIRA, 2020; ONO, 2020), os resultados, normalmente, seguem o mesmo padrão: épocas chuvosas sedimentam mais do que em épocas mais secas. A ocupação urbana ou agrícola aumenta o processo de assoreamento e é possível compreender que cada ambiente estudado se comporta de maneira diferente.

5.3 Caracterização do sedimento

5.3.1 Matéria orgânica e carbono orgânico

Os teores de matéria orgânica (MO) e carbono orgânico (CO) foram determinados para todas as amostras coletadas. Os teores de matéria orgânica e carbono orgânico dos

sedimentos estão apresentados na Tabela 7. De acordo com o teste F ($F_{\text{teste}} = 1,608$; $\alpha = 0,025$), a variabilidade dos teores de matéria orgânica e carbono orgânico das amostras é a mesma, quando se consideram os dois períodos de coleta. Este fato é mais uma vez afirmado pelos valores da média da primeira e da segunda coleta (16,6% e 18,13%, respectivamente), onde os valores são próximos dos encontrados nas coletas *in situ*. O coeficiente de variação da primeira coleta (9,56%) e da segunda coleta (11,10%) se apresentam com baixa dispersão e média dispersão, respectivamente.

Tabela 7. Percentual de matéria orgânica e carbono orgânico das amostras.

Amostras	Matéria Orgânica (%)	Carbono Orgânico (%)
1º AS1	15,4	8,93
2º AS1	16,0	9,28
1º AS2	16,0	9,28
2º AS2	18,4	10,67
1º AS3	18,4	10,67
2º AS3	20,0	11,60

A partir dos valores da Tabela 7, pode-se observar que as amostras onde a armadilha era mais profunda possuem quotas de matéria orgânica e carbono orgânico maiores do que as mais rasas. Fato que está de acordo com Santos, Cunha (2015), ao observarem que as partículas com diâmetros menores são sedimentadas nas proximidades da barragem. Enquanto as de diâmetros maiores são as primeiras a ficarem retidas no início do reservatório e de acordo com Armid et al. (2014), quando os autores corroboram com a premissa de que o teor de carbono orgânico é controlado pelo tamanho da partícula, e que elevados teores de CO normalmente estão associados com sedimentos de partículas mais finas.

Como mostra a Figura 26, foi constatado também que houve aumento tanto da MO como do CO na segunda coleta em relação à primeira em todas as amostras. Este fato se deve ao carreamento de sedimentos ricos em matéria orgânica e argila para o lago, os quais apresentam maior área de superfície específica e elevada densidade de cargas. Assim, há o aumento do potencial de adsorção de nutrientes e contaminantes nos sedimentos (RICKSON, 2014). Estes sedimentos são produtos da erosão do solo nas zonas ripárias dos afluentes do lago (LIEBENS, 2001; WARRINGTON et al., 2009) e também dos sedimentos carreados pela drenagem urbana que descarrega nessas zonas (BRITES et al., 2020).

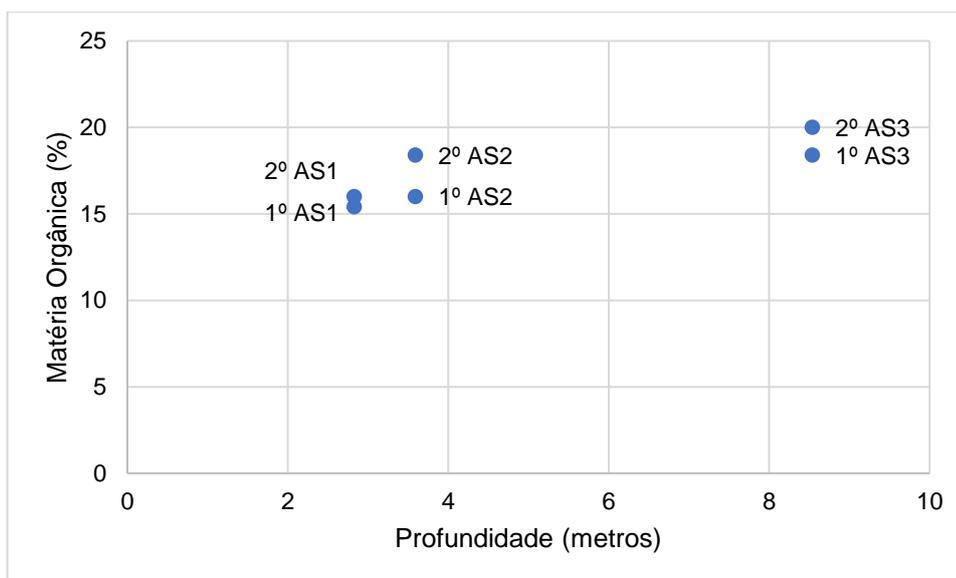


Figura 26. Dados de matéria orgânica em função da profundidade.

Os resultados de carbono orgânico (CO) se mostram condizentes com os resultados apresentados por Remor et al. (2018), os quais encontraram o percentual médio de CO das amostras de cinco pontos de coleta no Lago Municipal de Cascavel. Além disto, o valor de alerta de acordo com a Resolução CONAMA nº 454 é de que os valores de carbono orgânico nos sedimentos não devem ultrapassar 10%, pois acima deste valor estabelecido, há a possibilidade de ocorrer contaminação ambiental na área de disposição deste material. Logo, é possível visualizar que metade das amostras não se encaixa nesta determinação.

5.3.2 Relação C/N

Os agentes bióticos e abióticos são demasiadamente influenciados por fatores autóctones e alóctones. Meyers e Ishiwatary (1993), Ruttenberg e Goni (1997) e Meyers (1994; 2003) discorrem que a razão entre carbono/nitrogênio (C/N) é um indicador confiável sobre as fontes de matéria orgânica em ecossistemas aquáticos. De acordo com Meyers (1994) e Tenzer et al. (1999), a matéria orgânica presente em lagos e reservatórios é proveniente de algas e contém baixas quantidades de celulose e altas concentrações de proteína, portanto, possui em geral razão molar C/N entre 4 e 10. Em contrapartida, plantas terrestres vasculares, as quais apresentam pouca proteína e muita celulose, normalmente possuem valores da razão C/N próximos ou maiores que 20. Ruttenberg e Goni (1997) determinam que a matéria orgânica, produzida principalmente pela comunidade planctônica, tem a razão C/N entre 6 e 8, enquanto bactérias possuem valores entre 4 e 5.

Em razão da presença comparativamente pequena de nutrientes como fósforo e nitrogênio em plantas superiores, as razões entre C/P e C/N podem variar entre 300 e 1300 e 10 e 100, respectivamente. A razão C/N apresenta baixos valores em lagos onde a parcela de matéria orgânica proveniente de plantas superiores é pequena, mas, em casos de elevada contribuição de material originado de plantas terrestres, os elevados valores de C/N são comuns (RUTTENBERG e GONI, 1997).

A razão C/N pode facilitar o resgate da origem da matéria orgânica presente no sedimento, ou seja, autóctone (sintetizada dentro do ambiente aquático por algas e bactérias fotossintéticas) e alóctone (sintetizada externamente ao ambiente aquático por plantas vasculares) (MEYERS, 2003).

De acordo com a Tabela 9, os valores encontrados nos pontos de coleta sugerem que a maior parte da matéria orgânica tem origem terrígena e de fontes antrópicas. Quando avaliamos o uso e a ocupação do solo, juntamente com as taxas encontradas, podemos verificar que os teores de matéria orgânica e carbono orgânico são maiores no ponto de coleta AS2, região onde uma das nascentes do lago passa por uma região florestal mais densa, quando comparada com a região de coleta AS1. Assim, a matéria orgânica e o carbono orgânico podem ter suas origens em detritos e madeiras. Lagos que apresentam uma grande contribuição de plantas terrestres apresentam valores de C/N mais elevados quando comparados aos lagos que possuem valores de C/N menores. De maneira geral, os altos teores de matéria orgânica nos sedimentos do lago reservatório evidenciam as pressões antrópicas das áreas ao redor, as quais são predominantemente urbanas, mesmo existindo um anel verde em torno do local.

Tabela 8. Razão C/N das amostras coletadas.

Amostras	C/N
1º AS1	28,71
2º AS1	32
1º AS2	25,01
2º AS2	32,93
1º AS3	28,45
2º AS3	32,04

5.3.3 Fósforo Total

A determinação do fósforo total foi realizada para todas as amostras. De acordo com a Tabela 10, é possível notar que os valores de fósforo total nas amostras da segunda coleta (2022) são maiores do que os da primeira coleta (2021), exceto nas amostras da AS2. Os valores encontrados nas amostras da primeira coleta variaram de 119,05 $\mu\text{g/g}^{-1}.\text{P}$ a 297,62 $\mu\text{g/g}^{-1}.\text{P}$. Enquanto os valores da segunda coleta estavam entre 226,19 $\mu\text{g/g}^{-1}.\text{P}$ e 345,24 $\mu\text{g/g}^{-1}.\text{P}$.

É notável que em todas as amostras houve um aumento expressivo da concentração de fósforo total. No entanto, o teste F (F teste = 2,036; $\alpha = 0,025$) demonstra que a variabilidade dos teores de fósforo das amostras é a mesma, quando se consideram os dois períodos de coleta. A média da primeira coleta foi de 202,38 $\mu\text{g/g}^{-1}.\text{P}$ e a média da segunda coleta foi de 297,62 $\mu\text{g/g}^{-1}.\text{P}$, apresentando uma certa diferença entre os valores coletados *in situ*. O coeficiente de variação da primeira coleta foi de 44,41%, apresentando uma extrema variação de valores, enquanto na segunda coleta foi o valor foi de 21,17%, o qual está na média dispersão de valores. Os resultados da média e do coeficiente de variação demonstram que existem diferenças entre os resultados apresentados em cada ponto e em cada período de coleta.

Tabela 9. Quantitativo de fósforo total nas amostras coletadas.

Amostras	Fósforo Total ($\mu\text{g/g}^{-1}.\text{P}$)
1º AS1	119,05
2º AS1	321,43
1º AS2	297,62
2º AS2	345,24
1º AS3	190,48
2º AS3	226,19

A diferença dos resultados indica que o ambiente é perturbado e recebe uma sobrecarga de fósforo, provavelmente, de origem antrópica. Sendo o ponto de AS1 com a maior diferença entre uma coleta e outra. O fato do ponto AS3, a jusante dos outros dois pontos, apresentar um menor teor de fósforo total na segunda coleta, é em decorrência da diluição pela mistura de partículas de sedimento suspenso contendo baixos teores de fósforo total na época de cheia (OWENS; WALLING, 2002).

Sabe-se também que quanto mais profundo, mais anóxico é o ambiente, e com isso, favorece as condições de liberação de fósforo para coluna d'água (ARRUDA, 2015). Desta forma, explica-se também a diminuição da concentração de fósforo no ponto AS3.

Na Tabela 11, estão apresentadas as concentrações de fósforo total em sedimentos de fundo em lagos e reservatórios sob a influência de diversas fontes de contaminação. Assim, ao serem comparadas com os resultados obtidos no presente trabalho, apresentam valores acima dos encontrados no presente estudo. Contudo, esta resposta, provavelmente, deve-se às características hidrodinâmicas de cada corpo d'água e também ao grau de contaminação, ainda em início do Lago Paulo Gorski.

Tabela 10. Concentrações de fósforo total em sedimentos de fundo em lagos e reservatórios sob influência de fontes de contaminação.

Locais	Uso e Ocupação	P Total (mg.kg⁻¹)	Referências
Reservatório Yuecheng, China Lago	Agrícola/Urbanização/Industrial	1576,30- 2172,60	Dang et al. (2019)
Changshou, China	Agrícola/Urbanização/Industrial	106,60- 1178,86	Cheng; Liang e Zhi (2017)
Lago Poyang, China	Agrícola/Urbanização/Industrial	544,76- 932,11	Wang; Liang (2015)
Lago Taihu, China	Urbanização/Industrial	700-1500	Yuan et al. (2014)
Lago Hongfeng, China	Urbanização/Industrial	444-2475	Zhu et al. (2013)

Além disto, o valor de alerta, de acordo com a Resolução CONAMA nº 454, é de que os valores de fósforo total nos sedimentos não devem ultrapassar 2.000 µg/g⁻¹. Portanto, é possível visualizar que nenhuma das amostras apresenta valores acima do estipulado.

5.3.4 Nitrogênio

A análise de nitrogênio foi aplicada em todas as amostras coletadas. De acordo com a Tabela 12, o fluxo de nitrogênio total se manteve parecido em todas as amostras das duas coletas. Todavia, na segunda coleta houve uma diminuição do nitrogênio em todas as amostras. Fato também apresentado por Ávila (2005) e Magesh et al. (2017). Os autores discorrem que o nitrito (NO₂) e o nitrato (NO₃) tiveram uma diminuição de suas

concentrações no período chuvoso e isso se deve à carga negativa dos compostos. Desta forma, não permaneceram adsorvidos às partículas de solo, por isso, ficaram suscetíveis a uma diluição da concentração com o acréscimo de água precipitada.

Quando os dois períodos de coleta são considerados, o teste F (F teste = 1,015; $\alpha = 0,025$) mostrou que a variabilidade dos teores de nitrogênio das amostras é a mesma, mesmo com uma leve diferença entre os valores dos dois períodos de coleta. As médias da primeira (3,52mg/g) e da segunda coleta (3,25mg/g) possuem valores próximos aos encontrados nas amostras *in situ*, mostrando que os teores são parecidos em todos os pontos nos dois períodos. O coeficiente de variação da primeira coleta apresenta baixa dispersão (10,25%), enquanto o coeficiente de variação da segunda coleta apresenta média dispersão (11,02%), evidenciando que o teor de nitrogênio dentro do lago é homogêneo.

Tabela 11. Quantitativo de nitrogênio total nas amostras coletadas.

Amostras	Nitrogênio Total (mg/g)
1º AS1	3,11
2º AS1	2,90
1º AS2	3,71
2º AS2	3,24
1º AS3	3,75
2º AS3	3,62

O nitrogênio no sedimento é proveniente de fontes terrestres e aquáticas. No geral, as fontes terrestres incluem fertilizantes, matéria orgânica do solo, dejetos de animais, esgoto doméstico e industrial, bem como plantas terrestres. As fontes aquáticas incluem principalmente fitoplâncton e macrófitas. Além disso, a deposição atmosférica também pode ser fonte de N para o ambiente aquático. Desta forma, tal fato corrobora com o conceito de que parte do nitrogênio total encontrado no local de estudo pode ser proveniente do nitrito e nitrato, frutos da atividade agrícola da região, visto que a aplicação de agrotóxicos com aviões é muito utilizada.

Além disto, o valor de alerta de acordo com a Resolução CONAMA nº 454 é de que os valores de nitrogênio total nos sedimentos não devem ultrapassar 4,80 mg/g⁻¹. Logo, é possível visualizar que nenhuma das amostras apresenta valores acima do estipulado.

5.3.5 Elementos-traço

A Tabela 13 mostra os terrores dos metais obtidos nos sedimentos nos pontos de coleta nos dois períodos.

Tabela 12. Quantitativo de Cádmio, Manganês, Zinco, Chumbo e Cobre nas amostras coletadas.

Metal	AS1		AS2		AS3		Valores de background (ppm) Fonte: Licht et al. (2006)
	1 ^a Coleta	2 ^a Coleta	1 ^a Coleta	2 ^a Coleta	1 ^a Coleta	2 ^a Coleta	
Cd (ppm)	0,19	0,2425	0,1795	0,295	0,295	0,379	0,074846
Mn (ppm)	140,4337	516,3769	397,658	656,5312	346,543	409,2002	1.761,846
Zn (ppm)	300,9842	351,2423	316,231	390,2065	352,9364	583,33	128,151
Pb (ppm)	10,9644	20,6388	21,6063	104,848	28,3784	35,7955	20,682
Cu (ppm)	160,1896	175,5327	183,6563	194,7117	200,922	193,1134	163,785

Apesar dos resultados encontrados nesta pesquisa estarem de acordo com os encontrados por Remor et al. (2018) no mesmo local, os valores de Cádmio (Cd) e Zinco (Zn) estão acima do *background* encontrado por Licht et al. (2006) para a região do Paraná. Para Chumbo (Pb) e Cobre (Cu), os valores estão bem próximos do *background* dos autores, levemente elevados. Apenas os valores de Manganês (Mn) se encontram abaixo do *background*.

Ainda de acordo com o teste F, nenhum dos elementos apresentou variabilidade de concentrações, quando se consideram os dois períodos de coleta (F teste Cd = 1,162; F teste Mn = 1,205; F teste Zn = 2,011; F teste Pb = 12,983 e F teste Cu = 3,691 - $\alpha = 0,025$).

A Tabela 14 mostra as médias e os coeficientes de variação de cada elemento, nos dois períodos de coleta. De acordo com os resultados dos coeficientes de variação, a maioria dos elementos traços (Cd, Mn, Zn e Pb) apresentam alta ou extrema dispersão. Os dados demonstram que, em diferentes pontos de coleta, serão encontradas diferentes

concentrações dos elementos-traço. Enquanto para o Cu, o resultado encontrado foi de média e baixa dispersão, evidenciando que os valores deste elemento podem não variar, independente do ponto de coleta no lago.

Tabela 13. Médias e coeficientes de variação do quantitativo de Cádmio, Manganês, Zinco, Chumbo e Cobre nas amostras coletadas.

Metais	Médias (ppm)		Coeficientes de Variação (%)			
	1 ^a Coleta	2 ^a Coleta	1 ^a Coleta	2 ^a Coleta	1 ^a Coleta	2 ^a Coleta
Cd	0,2215	0,3055	28,83	22,54	Alta dispersão	Alta dispersão
Mn	294,8782	527,3694	46,18	23,52	Extrema dispersão	Alta dispersão
Zn	233,3839	441,5929	75,52	28,15	Extrema dispersão	Alta dispersão
Pb	22,7887	53,7608	54,67	83,49	Extrema dispersão	Extrema dispersão
Cu	181,5893	187,7859	11,26	5,67	Média dispersão	Baixa dispersão

Ainda que não significativo pelo teste F, é perceptível o aumento das concentrações dos metais da primeira para a segunda coleta em todos os pontos. O aumento nos teores dos metais em períodos de chuva estabelece associação com as principais fontes antrópicas de metais em ruas urbanas (CALLENDER; RICE, 2000; POLETO; MARTINEZ, 2011; POLETO; CARDOSO, 2012). Metais os quais estão presentes em escapamentos de veículos, pneus, óleos lubrificantes, combustíveis, freios e pavimento asfáltico. Em sua maioria, os metais analisados apresentam maiores quantidades no ponto de coleta AS3, mais próximo da barragem. Isso se deve ao tamanho da partícula e à sua composição argilosa, fatores que propiciam a adsorção de nutrientes pelo sedimento (ARMID et al., 2014; RICKSON, 2014).

Mas quando comparamos os valores dos pontos AS1 e AS2, os dois pontos de entrada de água e sedimentos para o lago em estudo, pode-se perceber que a maioria dos valores de metais encontrados no ponto de coleta AS2 são maiores do que no do ponto AS1. Mesmo que a taxa de sedimentação no ponto AS1 seja um pouco maior do que no ponto AS2 e que possua uma área florestal mais densa ao seu redor, o sedimento proveniente deste ponto de coleta é mais poluído do que o proveniente do ponto AS1. Situação que pode ser explicada pela quantidade de galerias pluviais que a nascente de

contribuição para o ponto AS2 possui e pela área de contribuição dessas galerias, as quais são mais próximas do centro da cidade.

Tabela 14. Resultado do Índice de Geoacumulação das amostras coletadas.

Metais	AS1		AS2		AS3	
	1ª Coleta	2ª Coleta	1ª Coleta	2ª Coleta	1ª Coleta	2ª Coleta
Cd	0,8	1,1	0,7	1,4	1,4	1,8
Mn	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Zn	0,6	0,9	0,7	1,0	0,9	1,6
Pb	0,0	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0
Cu	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

A aplicação do I_{geo} (Tabela 15) revelou que os metais Cd e Zn enquadram-se na Classe 1 nas duas estações climáticas (seca e chuva), fator que indica a ausência de contaminação ou a existência de contaminação moderada do sedimento. Enquanto os outros elementos (Mn, Pb e Cu) não apresentaram potenciais riscos ecológicos.

Apesar de Remor et al. (2018) utilizarem outra metodologia para descobrir o fator de contaminação do sedimento pelos metais, ainda assim, os resultados se mostram parecidos. Os autores defendem que os elementos Cobre, Chumbo e Zinco se mostraram moderadamente ou consideravelmente contaminados. Situação que comprova que, apesar de baixa, a poluição continua chegando ao lago reservatório em estudo. Por conseguinte, é possível que tais metais causem impactos negativos a jusante.

6. CONCLUSÕES

O assoreamento no lago existe e vem diminuindo a capacidade de reservatório do mesmo. As taxas de sedimentação encontradas mostraram que em período de chuva existe uma maior quantidade de sedimentos que chegam ao lago. E grande parte desse sedimento, se acumula nas entradas do lago, logo, evidencia-se ainda mais o assoreamento.

A modificação do uso da terra nos últimos anos também influencia no aumento da produção de sedimentos. Prova disto é a classe de formação natural não florestal que teve uma diminuição de sua área, e isso se deve ao fato de que essas áreas se transformaram em loteamentos na orla do lago, pois oferecem uma visão privilegiada da região. Enquanto a classe florestal cresceu 1,37%, a área urbana cresceu 7,81%. Desta forma, houve mais redução na taxa de permeabilidade da região e isso facilita o carreamento de sedimentos e poluentes pelas galerias de drenagem e isso tudo juntamente com os lotes e construções que não estão de acordo com algumas leis de uso e ocupação do município e algumas leis federais.

Foram observados maiores níveis de matéria orgânica em ambiente de baixa energia, o que já era esperado, uma vez que estes são locais típicos de sedimentação de partículas menores, com rica composição de argila, desta forma, possuindo maior capacidade de retenção de matéria orgânica e outros compostos. A origem da matéria orgânica se mostrou, em sua maioria, terrígena. Com valores de C/N acima de 20 para todos os pontos. Confirmando desta forma, que existe uma grande movimentação de sedimentos de fontes alóctones, ou seja, vindo de fora o ambiente lacustre.

Os índices de geoacumulação encontrados não apresentaram grande risco para a saúde, no entanto, o Cádmio, metal muito presente no ambiente urbano, se torna o elemento mais preocupante, visto que o mesmo apresenta índices elevados tanto para estação seca quanto a chuvosa e sua alta concentração pode levar a diversos tipos de doenças.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O assoreamento é um processo natural, no entanto, com a criação de barragens para a implementação de lagos e reservatórios, a vazão da água diminui muito, acelerando assim o processo. Sendo assim, onde houver lagos e reservatórios, existirá assoreamento, mas existem metodologias que podem reduzir o impacto negativo causado pelo processo.

A mudança do uso e ocupação do solo na orla do Lago reflete nos poluentes encontrados nos sedimentos. Apesar de haver uma grande reserva ambiental que protege a região do Lago, as galerias pluviais acabam terminando dentro do mesmo. Mas como a precipitação influencia diretamente a taxa de sedimentação do reservatório, toda poluição proveniente da ação antrópica acaba dentro do lago e causa uma sobrecarga de sedimentos e nutrientes. Apesar de apresentar grandes discrepâncias entre as taxas no período chuvoso e o seco, a vida útil do lago reservatório ainda se apresenta com grande perspectiva de uso.

Desta maneira, a mudança do Plano Diretor da cidade é importante e necessária para melhoria da qualidade do Lago. O uso e a ocupação do solo próximo das nascentes devem mudar, inicialmente, pelo respeito aos distanciamentos dos córregos estipulados por lei. A taxa de permeabilidade mínima do solo nos lotes próximos ao lago é de 40%. No entanto, como se trata de um reservatório de extrema importância para a cidade, esta taxa poderia ser maior, para que fosse evitado o aumento do escoamento em dias de chuva. O resultado é um menor carreamento de poluentes e sedimentos para as redes de drenagem urbana.

As taxas de permeabilidade de lotes próximos a zonas de baixada também poderiam ter taxas de permeabilidade maiores, pois nem todo poluente que é carreado para o lago é proveniente de localizações fronteiriças. Os pavimentos drenantes vêm sendo amplamente utilizados, no entanto, devido ao alto custo e à mão de obra especializada, quando comparados aos tipos de pavimentos convencionais, dificultam a aquisição do material e instalação. Programas de incentivo para a instalação de pavimentos drenantes em calçadas externas e internas poderiam auxiliar no aumento das taxas de permeabilidade dos terrenos em toda a cidade, como descontos em taxas de esgoto ou IPTU (Imposto sobre a Propriedade Predial e Territorial Urbana).

A prevenção da produção e o carreamento de sedimentos poderão ser realizados somente através de ações integradas de efeito cumulativo por toda a cidade. Para a minimização da deposição de sedimentos seria de grande importância a instalação de tanques de retenção de sedimentos para a água de drenagem antes de lançá-las nos leitos dos rios e córregos e também a regularização do leito do lago, fazendo com que as barreiras no fundo deixem de existir, conseqüentemente, deixem de acumular sedimentos de forma muito rápida. Devido à reduzida quantidade de amostras, conseqüentemente graus de

liberdade menores, grande parte das análises estatísticas se mostrou não significativa. Portanto, para pesquisas futuras, seria interessante que fossem feitas coletas de sedimentos a cada quinze dias durante o período de um ano. Desta forma, os dados obtidos serão mais precisos e os resultados estatísticos mais significativos.

Os resultados da pesquisa não contribuirão apenas para o conhecimento dos possíveis aceleradores do assoreamento e poluidores do lago reservatório, mas também podem servir como base para planos de conservação e manejo dos recursos hídricos das microbacias da região contribuintes do lago, uma vez que o mesmo serve também como reservatório para a cidade de Cascavel – PR.

8. REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Orientações para utilização das curvas cota x área x volume**. Brasília: SGH, 22 p, 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Diretrizes para a elaboração do plano de operação, manutenção e instrumentação de barragens**. Ed. 7, 135 p. Brasília: Agência Nacional das Águas - ANA, 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. Brasília: Agência Nacional das Águas - ANA, 88 p, 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Unidade 1 - a bacia hidrográfica**. Planejamento, manejo e gestão de bacias. Raquel Finkler. Brasília: ANA, 55 p, 2012.

AGUIAR, A.; IANNIRUBERTO, M.; BORGES, W.; ROIG, H.; TURQUETTI, G.; FRANÇA, P. de. Mapeamento topo-batimétrico de reservatório utilizando LIDAR e batimetria no Lago Paranoá – DF. **Proceedings of the 16th international congress of the Brazilian Geophysical Society & Expogef**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 1, p. 1-4, 2019.

ALBERTIN, L. L.; MATOS, A. S.; MAUAD, F. F. Cálculo do Volume e Análise da Deposição de Sedimentos do Reservatório de Três Irmãos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, São Carlos, v. 15, n. 4, p. 57-67, 2010.

AMARAL, A. B.; RIOS, A. de S. GEOPROCESSAMENTO: mapeamento do uso e ocupação do solo no alto curso do rio piedade. **Revista de Geografia**, Juiz de Fora, v. 2, n. 1, p. 1-8, maio 2012.

AMARANTE, R.; NOGUEIRA, R. E. G.; DAMIN, S. Áreas de preservação permanentes urbanas: um estudo da sua aplicação no município de cascavel. In: JORNADA CIENTÍFICA DA UNIVEL “CONFLITOS MUNDIAIS: DO LOCAL AO GLOBAL”, Cascavel: (S.I.), p. 1-13, 2015.

ANDOLFATO, S. H. D.; FRANCO, T. C. R. Levantamento topobatimétrico: determinação do volume de uma represa no “córrego dos Pereiras”. **Agrogeoambiental**, Minas Gerais, v. 1, n. 1, p. 135-144, abr., 2009.

ARAGÃO, R.; CRUZ, M. A. S.; AMORIM, J. R. A.; MENDONÇA, L. C.; FIGUEIREDO, E. E.; SRINIVASAN, V. S. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 4, p. 1091-1102, ago., 2013.

ARMID, A.; SHINJO, R.; ZAENI, A.; SANI, A.; RUSLAN, R. The distribution of heavy metals including Pb, Cd and Cr in Kendari Bay surficial sediments. Elsevier BV, **Marine Pollution Bulletin**, [S.L.], v. 84, n. 1-2, p. 373-378, jul., 2014.

ARRUDA, N. O. de. **Controle do aporte de fósforo no reservatório de Itaparica localizado no semiárido nordestino**. 2015. 187f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

ASSIS, J. M. O. de; CALADO, L. O.; SOUZA, W. M.; SOBRAL, M. do C. Mapeamento do uso e ocupação do solo no município de Belém de São Francisco-PE nos Anos de 1985 e 2010. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S.L.], v. 7, n. 5, p. 859, 20 jan., 2015.

AVELAR, A. S.; NETTO, A. L. C. Fraturas e desenvolvimento de unidades geomorfológicas côncavas no médio vale do Rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Geociências**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2, p. 222-227, jun., 1992.

AVILA, V. B. **Relação entre o uso e manejo do solo em uma bacia rural e a contribuição de nitrogênio, fósforo e sedimentos a corpos hídricos**. 2005. 130f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

BARBOSA, A. A. **Correntes de densidade em reservatórios**. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

BARROS, A. M. L. **Modelagem da poluição pontual e difusa: aplicação do modelo Moneris à bacia hidrográfica do Rio Ipojuca, Pernambuco**. 2008. 218f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

BEAL, S. T. **Mapeamento da contaminação por derivados do petróleo em região da sub-bacia do Rio Cascavel/PR**. 2015, 93f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2015.

BLOESCH, J. Towards a new generation of sediment traps and a better measurement/understanding of settling particle flux in lakes and oceans: a hydrodynamical protocol. **Aquatic Sciences**, Basel, v. 58, n. 4, p. 283-296, jan., 1996.

BLOESCH, J.; BURNS, N. M. A critical review of sedimentation trap technique. **Schweiz. Z. Hydrol**, Basel, v. 42, n. 1, p. 15-55, jan., 1980.

BORTOLINI, J. C.; MORESCO, C.; SIQUEIRA, N. S.; BIOLO, S.; BUENO, N. C. Closterium Nitzsch ex Ralfs (Desmidiaceae) em um lago artificial urbano, Paraná, Brasil. **Hoehnea**, [S.L.], v. 36, n. 3, p. 445-454, set., 2009.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia** fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu. São Carlos – SP, RiMa, p. 255, 2003.

BRITES, A. P. Z. **Avaliação da qualidade da água e dos resíduos sólidos no sistema de drenagem urbana**. 2005. 177f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

BUFON, A. G. M.; LANDIM, P. M. B.; MELO, J. S. C. Estimativa do tempo de vida útil de represa de pequeno porte. Universidade Estadual de Maringá, **Acta Scientiarum. Technology**, v. 31, n. 1, p. 87-92, 28 abr., 2009.

CABRAL, J. B. P. Estudo do Processo de Assoreamento em Reservatórios. **Caminhos da Geografia**, Uberlândia, v. 6, n. 14, p. 62-69, fev., 2005.

CALLENDER, E.; RICE, K. C. the urban environmental gradient: anthropogenic influences on the spatial and temporal distributions of lead and zinc in sediments. American Chemical Society (ACS), **Environmental Science & Technology**, [S.L.], v. 34, n. 2, p. 232-238, 8 dez., 1999.

CARDOSO, S. M. M. **Avaliação do funcionamento de um sistema de biorretenção através da fitorremediação para jardins de chuva em áreas urbanas**. 2021. 67f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2021.

CARVALHO, N. O. Assoreamento de reservatórios – consequências e mitigação dos efeitos. **In: IV ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE SEDIMENTOS.** Santa Maria - RS. Cdrom. 1-22p, 2000.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática.** Rio de Janeiro: Cprm, 372p, 1994.

CASTRO, S. M.; ALMEIDA, J. R. Dragagem e conflitos ambientais em portos clássicos e modernos: uma revisão. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v. 24, n. 3, p. 519-533, 2012.

CEMBRANEL, A. S.; FRIGO, E. P.; SAMPAIO, S. C.; MERCANTE, E.; REIS, R. R.; REMOR, M. B. Residue analysis of organochlorine and organophosphorus pesticides in urban lake sediments. **Engenharia Agrícola**, v. 37, n. 6, p. 1254-1267, 2017.

CEMBRANEL, A. S.; SAMPAIO, S. C.; REMOR, M. B.; GOTARDO, J. T.; ROSA, P. M. Geochemical background in an oxisol. **Engenharia Agrícola**, v. 37, n. 3, p. 565-573, jun. 2017.

CEMBRANEL, A. S.; FRIGO, E. P.; SAMPAIO, S. C.; MERCANTE, E.; REIS, R. R. dos; REMOR, M. B. Residue analysis of organochlorine and organophosphorus pesticides in urban lake sediments. **Engenharia Agrícola**, [S.L.], v. 38, n. 1, p. 158-158, jan., 2018.

CEMBRANEL, A. S.; SAMPAIO, S. C.; REMOR, M. B.; GOTARDO, J. T.; ROSA, P. M. d. Geochemical background in an oxisol. **Engenharia Agrícola**, [S.L.], v. 37, n. 3, p. 565-573, jun., 2017.

CETESB, C. A. DO E. DE S. P.; ANA, A. N. DE Á. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras.** 2. ed. São Paulo: CETESB, 2011.

CHADWICK, B.; COLVIN, M.; DAVIDSON, B.; ROSEN, G.; BURTON, A.; MOORE, D. **Remedy and recontamination assessment array:** Serdp Seed Project 2537. California: Serdp, 578 p. 2017.

CHEN, C.; CHEN, C. Distribution, origin, and potential toxicological significance of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. **Marine Pollution Bulletin**, v. 63, n. 5-12, p. 417-423, 2011.

CHENG, H. ; LIANG, A. ; ZHI, Z. Phosphorus distribution and retention in lacustrine wetland sediment cores of Lake Changshou in the Three Gorges Reservoir area. Springer Science and Business Media LLC, **Environmental Earth Sciences**, [S.L.], v. 76, n. 12, p. 424-433, jun. 2017.

COMASTRI, J. A.; TULER, J. C. **Topografia:** Altimetria. Viçosa: UFV, 1999. 200p. 1º Ed.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2000. **Resolução n. 357, 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Ministério do Meio Ambiente.** Brasília, 2005.

CORTI, A. M. **Mapeamento da vulnerabilidade natural à perda de solos na sub bacia do Rio Cascavel, município de Cascavel, Paraná.** 2016. 21f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2016.

COSTA, T. P.; PERIN, A. C. M. A Gestão dos recursos hídricos no Brasil. **Revista do Curso de Direito**, v. 1, n. 1, p. 344-380, Instituto Metodista de Ensino Superior. 31 dez. 2004.

DANG, C.; LU, M.; MU, Z.; LI, Y.; CHEN, C.; ZHAO, F.; YAN, L.; CHENG, Y. Phosphorus fractions in the sediments of Yuecheng reservoir, China. MDPI AG, **Water**, [S.L.], v. 11, n. 12, p. 2646, 15 dez., 2019.

DEPINÉ, H.; KAUFMANN, V.; PINHEIRO, A.; SILVA, M. R.; GONÇALVES JUNIOR, A. C.; GOMÊS, G. D. Nutrientes e metais em sedimentos depositados no rio de uma bacia agrícola no estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 4, p. 229-237, 2012.

DESIANTI, N.; POTAPOVA, M.; ENACHE, M; BELTON, T. J.; VELINSKY, D. J.; THOMAS, R.; MEAD, J. Sediment diatoms as environmental indicators in New Jersey coastal lagoons. **Journal of Coastal Research**, Coastal Education and Research Foundation. v. 78, p. 127-140, out. 2017.

DETOFOL, K.; BORTOLINI, J.; FELIPETTO, H. dos S. Análise batimétrica do lago municipal de Cascavel-PR. **Revista Técnico-Científica do Crea-PR**, Cascavel, v. 1, n. 9, p. 1-22, 2017.

DONÁZAR-ARAMENDÍA, I.; SÁNCHEZ-MOYANO, J.E.; GARCÍA-ASENCIO, I.; MIRÓ, J. M.; MEGINA, C.; GARCÍA-GÓMEZ, J. C. Impact of dredged-material disposal on soft-bottom communities in a recurrent marine dumping area near to Guadalquivir estuary, Spain. **Marine Environmental Research**, v. 139, p. 64-78, ago., 2018.

DOTTO, C. B. S. **Acumulação e balanço de sedimentos em superfícies asfálticas em área urbana de Santa Maria – RS**. 2006. 126f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Paulo César Teixeira (ed.). 3. ed. Brasília: Embrapa, 2017. 577 p.

ENOKIDA, C. H.; MAGALHÃES, V. L. O monitoramento e o Georeferenciamento de Bacias Hidrográficas. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 7., 2007, Viçosa. **Anais [...]**. p. 1-12. Viçosa: UFV, 2007.

FAN, J.; MORRIS, G. L. Reservoir sedimentation, ii: reservoir desiltation and long-term storage capacity. **Journal of hydraulic engineering**, California, v. 118, n. 3, p. 370-384, mar. 1992.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. Desarrollo sostenible de tierras aridas y lucha contra la desertificación: **Posición de la FAO**. Rome, 30p. 1993.

FENG, J.; WEI, W.; PAN, D. Effects of rainfall and terracing-vegetation combinations on water erosion in a loess hilly area, China. **Journal of Environmental Management**, v. 261, p. 110247-110257, maio 2020.

FERREIRA, M. E. A. **Caracterização do processo de assoreamento em reservatórios urbanos**. 2020. 36f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2020.

FIA, R.; TADEU, H. C.; MENEZES, J. P. C.; FIA, F. R. L.; OLIVEIRA, L. F. C. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n. 1, p. 267-275, mar. 2015.

FIGUEREDO, R. R. D.; SUBTIL, L. P.; TASCA, B. F.; NEVES, R. de A.; CAMPOS, P. A. dos S.; XAVIER, F. V.; SIQUEIRA, A. J. B. Expansão urbana e degradação de nascentes:

identificando padrões espaço-temporais de um processo crônico em Cuiabá, MT. **Nativa**, v. 7, n. 4, p. 396, 1 jul. 2019. *Nativa*.

FURTADO, A. P. F. V.; MONTE-MOR, R. C. A.; COUTO, E. A. avaliação das ações de reabilitação da lagoa da Pampulha em Belo Horizonte – MG. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 13., 2019, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. p. 1-10. Porto Alegre: Abrhidro, 2019.

GARDNER, W. D. **Fluxes, dynamics and chemistry of particulates in the ocean**. Ph.D. Thesis, MIT/Woods Hole Oceanogr. Inst., 405 p., 1977.

GENTIL, W. B. **Topobatimetria e sedimentação no reservatório da usina hidrelétrica de Caçu - Goiás**. 2015. 92f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Goiás, Jataí, 2015.

GILL, M. A. Sedimentation and useful life of reservoirs. **Journal of Hydrology**, [S.L.], v. 44, n. 1-2, p. 89-95, nov., 1979. Elsevier BV.

GLYMPH, L. M. Summary: Sedimentation of reservoirs. In: William C. ACKERMANN (ed.). **Man-Made lakes: their problems and environmental effects**. Washington: American Geophysical Union, (Geophysical Monograph Series), p. 844, 1973.

GORSKI, M. C. B. **Rios e cidades: ruptura e reconciliação**. São Paulo: SENAC, 300p., 2010.

GREGÓRIO, A. M. da S.; MENDES, A. C. Batimetria e sedimentologia da baía de Guajará, Belém, estado do Pará, Brasil. **Amazônia: Ciência e Desenvolvimento**, Belém, v. 5, n. 9, p. 53-72, 2009.

GROSS, M. G. Carbon determination. In: CARVER, R. E. (ed.) **Procedure in sedimentary petrology**. New York: Wiley-Interscience, 1971. Cap. 25, p. 573-596.

HAKANSON, L. Suspension and calibration of a sediment trap. **Schweiz. Z. Hydrol**, Basel, v. 46, n. 1, p. 171-175, fev., 1984.

HAKANSON, L.; JANSSON, M. **Principles of lake sedimentology**. Berlin: Springer-Verlag, 327 p. 1983.

HARGRAVE, B.T., Burns, N. M. Assessment of sediment trap collection efficiency. **limnology and oceanography**. V. 24, N. 6, p. 1124-1135, 1979.

HOLANDA, F. S. R.; WANDERLEY, L. L.; MENDONÇA, B. S.; SANTOS, L. D. V.; ROCHA, I. P.; PEDROTTI, A. Formação de ondas e os processos erosivos nas margens do lago da UHE Xingó. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Pernambuco, v. 13, n. 2, p. 887-903, 2020.

HONDA, E. A.; DURIGAN, G. A Restauração de ecossistemas e a produção de água. **Hoehnea**, v. 44, n. 3, p. 315-327, set. 2017.

HORTELLANI, M. A.; SARKIS, J. E. S.; ABESSA, D. M. S.; SOUSA, E. C. P. M. Avaliação da contaminação por elementos metálicos dos sedimentos do estuário Santos – São Vicente. **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 10-19, fev. 2008.

HOSTETLER, S. W. Hydrological and thermal response of lakes to climate: description and modeling. In: Lerman, Abraham; Imboden, Dieter; and Gat, Joel R.; ed. **Physics and Chemistry of Lakes**. Springer-Verlag, Berlin, pp. 63–82, 1995.

IBGE. **Panorama Cidades.** Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/cascavel/panorama>. Acesso em: 08 mar. 2021.

ICOLD, International Commission on Large Dams. Sedimentation control of reservoirs. Guidelines. **Bulletin 67**. Paris. 1989.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO – IPT. **Relatório nº 40.674 - Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré – Relatório Final**. São Paulo: Ipt, 19 p. 1999.

INTERNATIONAL COMMISSION ON LARGE DAMS – ICOLD. **Dam safety and the environment**. MOIGNE, Guy Le (ed) 115. ed. Washington: The World Bank, 198p., 1989.

IPARDES - INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO SOCIAL ECONÔMICO E SOCIAL. **Caderno Estatístico Município de Cascavel**. Curitiba - PR, 2021. 50 p.

JORGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. (Ed.). **Guidelines of lake management**. Principles of lake management. ILEC/UNEP. Japan, v. 1, 199 p., 1989.

KONDOLF, G. M.; GAO, Y.; ANNANDALE, G. W.; MORRIS, G. L.; JIANG, E.; ZHANG, J.; CAO, Y.; CARLING, P.; FU, K.; GUO, Q. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: experiences from five continents. **Earth's Future, American Geophysical Union (AGU)**. v. 2, n. 5, p. 256-280, maio, 2014.

LANNA, A. E. Gestão das águas. Texto de referência do curso introdução à Gestão dos Recursos Hídricos – **Instrumentos de gestão das águas: cobrança pelo uso da água**. 193p, 1997.

LASHKARIPOUR, G. R. An investigation of groundwater condition by geoelectrical resistivity method: a case study in Korin aquifer, Southeast Iran. **Journal of spatial hydrology**, v. 3, n. 2, 2003.

Lau, Y. L. Laboratory Study of Cylindrical Sedimentation Traps. **Journal of the fisheries board of Canada**. v. 36, n. 10, p. 1288-1291, 1979.

LEITE, M. A. **Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no Reservatório de Salto Grande (Americana - SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema**. 1998. 164f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

LI, Z.; ZHANG, Y.; WANG, J.; GE, W.; LI, W.; SONG, H.; GUO, X.; WANG, T.; JIAO, Y. Impact evaluation of geomorphic changes caused by extreme floods on inundation area considering geomorphic variations and land use types. **Science of the total environment**, v. 754, p. 142424-142435, fev. 2021.

LICHT, O. A. B.; XUEJING, X.; QIN, Z.; MIYAZAWA, M.; FERREIRA, F. J. F.; PLAWIAK, R. A. B. Average reference values of geochemical and geophysical variables in stream sediments and soils, state of Paraná, Brazil. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v. 1, n. 58, p. 59-87, 2006.

LIEBENS, J. Heavy metal contamination of sediments in stormwater management systems: the effect of land use, particle size, and age. **Environmental Geology**, [S.L.], v. 41, n. 3-4, p. 341-351, 1 dez. 2001. Springer Science and Business Media LLC.

LOPES, J. E.; SANTOS, R. C. **Capacidade de reservatórios**. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, 2002. 64 p.

LOPES, M. M.; TEIXEIRA, D. O processo de criação e consolidação dos comitês de bacias hidrográficas para gestão dos recursos hídricos. **Revista Uniara**, Araraquara, v. 14, n. 1, p. 7-16, 19 jun. 2011.

LUND-HANSEN, L. C.; VALEUR, J.; PEJRUP, M.; JENSEN, A. Sediment fluxes, re-suspension and accumulation rates at two wind-exposed coastal sites and in a sheltered bay. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 44, n. 5, p. 521-531, maio, 1997.

MACÊDO, I. L. **Estudo de modelos em ambientes de geoprocessamento para a previsão de erosão e assoreamento de reservatórios**: o caso da bacia do Rio Indaiá - UHE Três Marias, MG. 2009. 340f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Geotecnia, Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

MAGALHÃES JUNIOR, A. P. A Situação do monitoramento das águas no Brasil – Instituições e Iniciativas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 5, n. 3, p. 113-135, set. 2000.

MAGESH, N.s.; CHANDRASEKAR, N.; KRISHNAKUMAR, Subbiah. Geospatial analysis of dissolved nutrients dataset in the surface water of Karayar reservoir, Southern India. **Data In Brief**, [S.L.], v. 13, p. 575-581, ago. 2017. Elsevier BV.

MARQUISÁ, G. C. Estimacion de la carga de nitrogênio total y fosforo total a los embalses de Lobo y Bariri (estado de San Pablo) Brazil. **Revista Bras. Biolog**, 1992.

MARQUISÁ, G. C. **Sedimentação e fluxo vertical de nutrientes em dois reservatórios de distintos estados tróficos (reservatórios de Broa e Barra Bonita – SP)**. São Carlos. 151f. 1998. Tese (Doutorado). – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.

MARTINS, W. R. **Topobatimetria e geração de modelo digital de terreno no monitoramento da dinâmica fluvial do ribeirão Guaratinguetá**. 2013. 64f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá, 2013.

MENEZES, V. C. de, BUENO, N. C., BORTOLINI, J. C., & GODINHO, L. R. Chlorococcales sensu lato (Chlorophyceae) em um lago artificial urbano, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, v. 66, n.1 66, p. 227–240, 2011.

MEYERS, P. A. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the laurentian great lakes. **Organic Geochemistry**, v. 34, n. 2, p. 261-289, fev., 2003. Elsevier BV.

MEYERS, P. A. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. **Chemical Geology**, Michigan, v. 114, n. 3-4, p. 289-302, ago., 1993.

MEYERS, P. A.; ISHIWATARI, Ryoshi. The early diagenesis of organic matter in lacustrine sediments. Springer USA, **Topics in Geobiology**, p. 185-209, 1993.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. He. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 3, p. 424-432, mar. 2011.

MINELLA, J. P.G.; WALLING, D. E.; MERTEN, G. H. combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. **Journal of Hydrology**, v. 348, n. 3-4, p. 546-563, jan., 2008.

MIRANDA, R. B. **A influência do assoreamento na geração de energia elétrica**: Estudo de Caso na Usina Hidrelétrica de Três Irmãos – SP. 2011. 117f. Dissertação (Mestrado – Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

MORAIS FILHO, J. Z. **O Assoreamento dos Lagos Igapó I e II na cidade de Londrina – PR**. 2014. 78 f. TCC (Graduação) - Curso de Bacharel em Geografia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2014.

MORESCO, C.; BUENO, N. C. Scenedesmaceae (Chlorophyceae – Chlorococcales) de um lago artificial urbano. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, [S.L.], v. 29, n. 3, p. 289-296, 17 dez., 2007.

MUKAI, H. **Proposta de modelo de gestão ambiental baseado na comunidade – estudo de caso no lago municipal de Cascavel – PR**. 2003. 153 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

NASCIMENTO, P. W. F.; CARVALHO, R. P. B.; COSTA, V. C. Avaliação do potencial de infiltração relativo das bacias hidrográficas urbanas no Rio Anil e do Rio Grande (Município do Rio de Janeiro). **Geo Uerj**, Universidade de Estado do Rio de Janeiro, n. 30, p. 364-390, 11 jun., 2017.

NEVES, C. E. **Análise geossistêmica**: as geofácies e geótopos das bacias hidrográficas do córrego água fresca e afluente superior do Córrego dos Periquitos - Londrina (PR). 2012, 85f. TCC (Graduação) - Curso de Bacharel em Geografia, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

NOVAIS, A.; TORRES, E. C. **Processos Erosivos do Relevo e Assoreamento no Município de Lunardelli – Paraná**. O Professor PDE e os desafios da escola pública paranaense, 2010. Londrina, p. 2-20, 2010.

ODRESKI, L. L. R. **Evolução sedimentar e batimétrica da baía de Antonina - PR**. 2002. 90f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Geologia Ambiental do Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

OLIVEIRA, F. F.; SANTOS, R. E. S.; ARAÚJO, R. C. Processos erosivos: dinâmica, agentes causadores e fatores condicionantes. **Revista Brasileira de Iniciação Científica**, Itapetininga, v. 5, n. 3, p. 60-85, jun. 2018.

OLIVEIRA, L. E. E. **Estudo da matéria orgânica sedimentar como indicador ambiental nas adjacências do porto do Recife, ilha de Itamaracá e Arquipélago de Fernando de Noronha (Pernambuco)**. 2016. 187f. Tese (Doutorado) - Curso de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

ONO, G. M. **Monitoramento e análise da sedimentação no reservatório Passaúna-PR**. 2020. 90f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2020.

OWENS, P. N; WALLING, D. The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. **Water Research**, [S.L.], v. 36, n. 3, p. 685-701, Elsevier BV., fev., 2002.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the Urban Landscape. **Annual review of ecology and systematics**, v. 32, p. 333–365, 2001.

PAULA, H. M. de; MESQUITA, G. M.; MENDES, M. F. Investigação de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos para avaliação da qualidade da água de lagos urbanos da cidade de Catalão-GO. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 22-30, 26 out., 2013. Universidade Federal de Goiás.

PEREIRA, J. P. G., BARACUHY, J. G. de V. **Ecobatimetria – Teoria e Prática**. Campina Grande: Gráfica Agenda, 2008, 84p. il.

PINCEEL, T.; VANSCHOENWINKEL, B.; WECKX, M.; BRENDONCK, L. An empirical test of the impact of drying events and physical disturbance on wind erosion of zooplankton egg banks in temporary ponds. **Aquatic Ecology**, v. 54, n. 1, p. 137-144, 5 nov. 2019.

POLETO, C. **Fontes potenciais e qualidade dos sedimentos fluviais em suspensão em ambiente urbano**. 2007. 158f. Tese (Doutorado) - Curso de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

POLETO, C.; CARDOSO, A. Concentrações de Zinco e Níquel em Sedimentos Urbanos de Trinta Municípios do Rio Grande do Sul: riscos aos recursos hídricos estaduais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [S.L.], v. 17, n. 3, p. 93-100, 2012.

POLETO, C.; CHARLESWORTH, S. **Sedimentology of aqueous systems**. London: Blackwell Publishing Ltd, 216 p., 2010.

POLETO, C.; MARTINEZ, L. L. G. Sedimentos Urbanos: ambiente e água. **Holos Environment**, (S.I.), v. 11, n. 1, p. 1-15, 2011.

PONÇANO, W. L.; GIMENES, A. F.; LEITE, A. A. G.; CARLSTRON FILHO, C; PRADINI, F. L.; MELO, M. S.de. Metodologia para estudo de assoreamento de reservatório (III): roteiro para estudo de reservatórios no Sul e Sudeste brasileiro. IN: CBGE, 3, Itapema (SC), **Anais [...]**, São Paulo, ABGE, v. 2, p. 331-353, 1981.

PORTO, R. La L.; ZAHED FILHO, K.; TUCCI, C. E. M.; BIDONE, F. R. A. (Org.). **Drenagem Urbana**. In: TUCCI, Carlos Eduardo Morelli. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, p. 805-847, 2004.

QUIRÓS, R. **Manejo y Recuperacion de Lagos Urbanos**. 6. ed. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires, 2007. 16 p.

REMOR, M. B.; SAMPAIO, S. C.; RIJK, S. de; BOAS, M. A. V.; GOTARDO, J. T.; PINTO, E. T.; SCHARDONG, F. A. Sediment geochemistry of the urban Lake Paulo Gorski. **International Journal of Sediment Research**, [S.L.], Elsevier BV, v. 33, n. 4, p. 406-414, dez., 2018.

REVEL, N. M. T. K.; RANASIRI, L. P. G. R.; RATHNAYAKE, R. M. C. R. K.; PATHIRANA, K. P. P. Estimation of sediment trap efficiency in reservoirs - an experimental study. **Engineer: Journal of the Institution of Engineers**, Sri Lanka, v. 48, n. 2, p. 43-49, 25 abr., 2015.

RICKSON, R. J. Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments? **Science of the total environment**, [S.L.], Elsevier BV, v. 468-469, p. 1187-1197, jan., 2014.

RIGHETTO, A. M. Hidrologia e recursos hídricos. **Publicação da Escola de Engenharia de São Carlos**. São Paulo, 840 p., 1998.

RIVERS, M. R.; WEAVER, D. M.; SMETTEM, K. R. J.; DAVIES, P. M. Estimating future scenarios for farm–watershed nutrient fluxes using dynamic simulation modelling. **Physics and chemistry of the earth, parts a/b/c**, v. 36, n. 9-11, p. 420-423, jan., 2011.

ROSA, R. **Introdução ao sensoriamento remoto**. 7. ed. Uberlândia: Edufu, 264p., 2009.

RUTTENBERG, K. C.; GOÑI, M. A. Phosphorus distribution, C: N. **Marine Geology**, Elsevier BV, v. 139, n. 1-4, p. 123-145, jun., 1997.

SANTOS, A. L. F.; BORGES, L. O. S.; BOAVENTURA, G. R. Indicadores da qualidade dos sedimentos do ribeirão Piancó, Anápolis–GO, e suas implicações ambientais. **Scientia Plena**, São Paulo, v. 8, n. 10, p. 1-10, 2012.

SANTOS, E.; CUNHA, A. **Análise de cenários hidrossedimentométricos para estimar taxas de assoreamento e vida útil do reservatório da UHE Cachoeira Caldeirão no Rio Araguari/AP-Brasil**. *Biota Amazônia*, v. 5, n. 3, p. 88–97, 2015.

SANTOS, G. O.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M.; FEITOSA, D. G.; BARBOSA, Gustavo Cavaleri; LIMA, Ronaldo Cintra. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade de água para fins de irrigação no Córrego do Ipê, Noroeste do estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 2011, Curitiba. **Anais [...]**. Curitiba: SBSR, p. 1263-1270, 2011.

SANTOS, J. R.; SOUZA, R. M.; ANDRADE, E.; FONTES, L. C. S. Componentes biogênicos como indicadores ambientais da plataforma continental do estado do Sergipe e Sul de Alagoas. **Geociências**, São Paulo, v. 38, n. 2, p. 409-425, 2019.

SANTOS, S. P. dos. **Morfometria, compartimentação e hidrodinâmica de um reservatório periurbano tropical**: prognósticos sobre o tempo de vida útil do reservatório de vargem das flores, Minas Gerais - Brasil. 2012. 136 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, do Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

SAUNITI, R. M.; FERNANDES, L. A.; BITTENCOURT, A. V. L. Estudo do assoreamento do reservatório da barragem do Rio Passaúna - Curitiba - PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v. 1, n. 54, p. 65-82, jan., 2004.

SCHWEITZER, L.; NOBLET, J. Water contamination and pollution. **Green Chemistry**, Chapter 3.6, p. 261-290, 2018.

SHAHID, M.; GABRIEL, H. F.; NABI, A.; HAIDER, S.; KHAN, S. A.; SHAH, Y. A. Evaluation of development and land use change effects on rainfall-runoff and runoff-sediment relations of catchment area of simly Lake Pakistan. **Life Science Journal**, (S.I.), v. 11, n. 7, p. 11-15, 2014.

SHEPARD, F. P. Nomeclature based on sand-silt-clay ratios. **Journal Of Sedimentary Petrology**, California, v. 24, n. 3, p. 151-158, jul., 1954.

SILVA, E. V. da. **Lagos artificiais urbanos consolidados**: efetivação de suas áreas de preservação permanente e o direito de propriedade: o caso do lago Paranoá de Brasília. 2006. 94f. Monografia (Pós-Graduação) – Programa de Pós-Graduação em Direito Ambiental, Instituto CEUB de Pesquisa e Desenvolvimento, Centro Universitário de Brasília, Brasília, 2006.

SILVA, F. L. O. **Caracterização antrópica em três lagos artificiais no sítio Canto do Riacho em Dias D'Ávila, BA.** 2013. 42 f. Monografia (Especialização) - Curso de Gestão Ambiental em Municípios, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2013.

SILVA, L. C. do N.; FERNANDES, A. L. V.; OLIVEIRA, W. de. **Análise do uso e ocupação do solo na microbacia Dom Tomaz no município de Três Lagoas - MS.** In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARANAÍBA DO SUL: O EUCALIPTO E O CICLO HIDROLÓGICO, 1., 2007, Taubaté. **Anais [...]**. Taubaté: [s.n.], p. 325 -330, 2007.

SILVA, M. P.; PICHARILLO, C.; SILVA, G. C.; SILVA, F. L.; GONÇALVES, J. C. Análise da influência dos aspectos sociais na percepção ambiental da população residente na microbacia do córrego do Mineirinho, Município de São Carlos-SP. **Revista Eixo**, v. 4, n. 2, p. 91 - 99, 2015.

SIQUEIRA, R. M. B.; HENRY-SILVA, G. G. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e o funcionamento dos ecossistemas fluviais. **Boletim da Associação Brasileira de Limnologia**, v. 39, n. 2, p. 1-15, 2011.

SMITH, I. R. Turbulence in lakes and rivers: freshwater biological association scientific publication, **Internationale Revue Der Hesamten Hydrobiologie Und Hydrographie**, n. 29, p 136-136. 1975.

SOBRINHO, T. A.; COLMAN, C. B.; ALMAGRO, A.; SONE, J. S.; ZAMBONI, P. A. P.; CARVALHO, G. A. Assoreamento em reservatório urbano. In: XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 2017, Florianópolis. **Anais do XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Florianópolis: SBRH, p. 1-7, 2017.

STANTON, M. P.; CAPEL, M. J. & ARMSTRONG, F. A. J. The chemical analysis of fresh water. Canada. **Fisheries and Marine Service special publications**, 25 p. 1977.

STARESINIC, N., ROWE, G. T., SHAUGHNESSEY, D., WILLIAMS III, A. J. Measurement of the vertical flux of particulate organic matter with a free-drifting sediment trap. **Limnology and Oceanography**. v. 23, p. 559-563, 1978.

STORLAZZI, C. D.; FIELD, M. E.; BOTHNER, M. H. The use (and misuse) of sediment traps in coral reef environments: theory, observations, and suggested protocols. **Coral Reefs**, Springer Science and Business Media LLC. California, v. 30, n. 1, p. 23-38, 17 dez., 2010.

TARELA, P. A.; MENENDEZ. A. N. A Model to Predict Reservoir Sedimentation. **IN: Lake & Reservoirs: research and management**. v. 4, p. 121-133, 1999.

TENZER, G. E.; MEYERS, P. A.; ROBBINS, J. A.; EADIE, B. J.; MOREHEAD, N. R.; LANSING, M. B. Sedimentary organic matter record of recent environmental changes in the St. Mary's River ecosystem, Michigan-Ontario border. **Organic Geochemistry**, v. 30, n. 2-3, p. 133-146, jan. 1999.

TOMASONI, M. A.; PINTO, J. E. S.; SILVA, H. P. A Questão dos recursos hídricos e as perspectivas para o Brasil. **Geotextos**, Bahia, v. 5, n. 1, p. 107-127, dez. 2009.

TOSIN, G. A. S. **Caracterização física do uso e ocupação da bacia hidrográfica do Rio Cascavel.** 2005. 55f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2005.

TSUCHIDA, E. L. **Diagnóstico limnológico preliminar e do processo de assoreamento do reservatório do parque municipal Arthur Thomas (Londrina – PR)**, 2017, 83f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 1-16, 2008.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**. São Paulo, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. **Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos**. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Uso e conservação**. 2. ed. São Paulo: Academia Brasileira de Ciências, Instituto de Estudos Avançados, USP, p. 195-225, 2002.

TURNER, B. G.; BONER, M. C. Watershed monitoring and modelling and USA regulatory compliance. **Water science and technology**, London, v. 50, n. 11, p. 7-12, 2004.

U.S. EPA. - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. “**Method 3050B**: Acid digestion of sediments, sludges, and soils,” Revision 2. Washington, DC. 1996.

VANONI, V. A. Sedimentation Engineering. **ASCE manuals and reports on engineering practice no. 54, American society of civil engineers**. New York, NY. 743p, 2006.

VESTENA, L. R. Análise da Dinâmica Hidrossedimentológica em uma Bacia Hidrográfica no Sul do Brasil. **Sociedade e natureza**, Uberlândia, v. 21, n. 3, p. 413-424, dez., 2009.

WANG, L.; LIANG, T. Distribution Characteristics of Phosphorus in the Sediments and Overlying Water of Poyang Lake. **Plos One**, Public Library of Science (PLoS), [S.L.], v. 10, n. 5, p. 1-12, 4 de maio, 2015.

WARRINGTON, D. N.; MAMEDOV, A. I.; BHARDWAJ, A. K.; LEVY, G. J. Primary particle size distribution of eroded material affected by degree of aggregate slaking and seal development. **European journal of soil science**, [S.L.], v. 60, n. 1, p. 84-93, 18 dez., 2008. Wiley.

XU, J.; ZHANG, J.; LI, M.; WANG, F. Effect of Rain Peak Morphology on Runoff and Sediment Yield in Miyun Water Source Reserve in China. MDPI AG, **Water**, [S.L.], v. 11, n. 12, p. 2429, 20 nov., 2019.

YAN, B.; FANG, N. F.; ZHANG, P. C.; SHI, Z. H. Impacts of land use change on watershed stream flow and sediment yield: an assessment using hydrologic modelling and partial least squares regression. **Journal of hydrology**, v. 484, p. 26-37, mar., 2013.

YUAN, H.; AN, S.; SHEN, J.; LIU, E. The characteristic and environmental pollution records of phosphorus species in different trophic regions of Taihu Lake, China. Springer Science and Business Media LLC, **Environmental earth sciences**, [S.L.], v. 71, n. 2, p. 783-792, 17 abr., 2013.

ZHU, Y.; ZHANG, R.; WU, F.; QU, X.; XIE, F.; FU, Z. Phosphorus fractions and bioavailability in relation to particle size characteristics in sediments from Lake Hongfeng, Southwest China. Springer Science and Business Media LLC, **Environmental earth sciences**, [S.L.], v. 68, n. 4, p. 1041-1052, 4 jul., 2012.

ZULAUF, W. E. O meio ambiente e o futuro. **Estudos avançados**, São Paulo, v. 14, n. 39, p. 85-100, ago., 2000.