



**Universidade Federal de Itajubá**  
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas

Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos

**PROFÁGUA**

Ana Paula Fernandes Viana Furtado

**Avaliação de Alternativas para Reabilitação de Lagos Urbanos: O Caso da  
Lagoa da Pampulha, em Belo Horizonte – MG**

Itabira- Minas Gerais

2020



Ana Paula Fernandes Viana Furtado

**Avaliação de Alternativas para Reabilitação de Lagos Urbanos: O Caso da Lagoa da Pampulha, em Belo Horizonte – MG**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Curso de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA), na Universidade Federal de Itajubá. Área de concentração: Regulação e Governança de Recursos Hídricos

Aprovada em 23 de setembro de 2020.

Banca Examinadora:

---

Prof. Dr. Roberto Cezar de Almeida Monte Mor – Orientador  
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas – UNIFEI

---

Prof. Dr. Eduardo de Aguiar do Couto – Co Orientador  
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas – UNIFEI

---

Prof. Dr. Anderson de Assis Morais – Avaliador Interno  
Instituto de Ciências Puras e Aplicadas – UNIFEI

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Talita Fernanda das Graças Silva – Avaliadora Externa  
Departamento de Eng. Hidráulica e Recursos Hídricos – UFMG

Itabira – Minas Gerais

2020

## DEDICATÓRIA

Para Iaiá, com amor.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus e à minha família: razões de tudo em minha vida; À educação pública, gratuita e de qualidade; Aos docentes e toda equipe do PROFAGUA pela dedicação e alto nível dos ensinamentos proporcionados. Agradeço à UNIFEI e à cidade de Itabira pela infraestrutura e acolhida aos alunos; Aos colegas da turma 2018, que se tornaram amigos que vou levar para minha vida; Ao Professor Roberto César pela orientação e amizade já trazida de outros tempos; Aos Professores Eduardo do Couto e Fernando Lima pelo apoio e transmissão de conhecimentos. À Prefeitura Municipal de Belo Horizonte, em especial aos amigos e colegas da DGAU, SMOBI e SUDECAP. A todos que me ajudaram: Muito Obrigada!

O presente trabalho foi realizado com apoio da coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015.

A água de boa qualidade é como a saúde  
ou a liberdade: só tem valor quando acaba.

*Guimarães Rosa*

## RESUMO

FURTADO, Ana Paula Fernandes Viana. *Avaliação de Alternativas para Reabilitação de Lagos Urbanos: O Caso da Lagoa da Pampulha, em Belo Horizonte – MG*. 2020. 86 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA), Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais, 2020.

A Lagoa da Pampulha é um lago artificial localizado na cidade de Belo Horizonte e que vem sofrendo há décadas com problemas de eutrofização e de assoreamento. Há quase 20 anos diversas ações vêm sendo implementadas, buscando promover a reabilitação do lago. Contudo, a Lagoa da Pampulha ainda apresenta sinais de degradação. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a importância das melhorias sanitárias, ambientais e urbanísticas, implementadas na bacia hidrográfica, no processo de reabilitação da Lagoa da Pampulha. Para isso, foram realizados cálculos para estimar as cargas de fósforo total (PT) e de sólidos suspensos totais (SST) aportadas entre os anos de 2016 e 2017 à Lagoa da Pampulha, a partir de dados de monitoramento hidrológico e de qualidade de água. Adicionalmente, foram realizadas simulações no *Storm Water Management Model – SWMM* para avaliar a produção de cargas de PT e SST em cenários hipotéticos. O cenário conservador propôs a redução de 50% dos lançamentos de esgoto sanitários nos cursos d'água e aumento de 30% e 10% na área de mancha urbana e de solos não vegetados, respectivamente, na bacia hidrográfica. Em um cenário otimista, foi proposta a redução de 95% dos lançamentos de esgoto e uma redução de 50% dos solos não vegetados. Por fim, foram analisados os impactos das cargas estimadas e simuladas na Lagoa da Pampulha por meio de análises dos Índices de Estado Trófico (IET) e da Taxa de Assoreamento (TA). Segundo resultados obtidos, entre outubro de 2016 e setembro de 2017, cerca de 38 toneladas de PT e, cerca de 3.000 toneladas de SST foram despejadas na Lagoa da Pampulha. Os resultados das simulações no SWMM indicaram que, mesmo com a implantação das melhorias propostas, as cargas aportadas à Lagoa da Pampulha pelo escoamento superficial mantiveram-se elevadas, variando de cerca de 23.000 a 13.000 ton/ano para os cenários conservador e otimista, respectivamente. Tanto as cargas estimadas quanto as cargas simuladas foram traduzidas em IET superiores a 70, com classificação hipereutrófica para a Lagoa da Pampulha, associada a um severo processo de eutrofização. Essa avaliação permitiu inferir que as melhorias das condições sanitárias e de ocupação do solo da bacia hidrográfica, apesar de serem essenciais no processo de reabilitação de lagos, não serão capazes de, em médio e curto prazo, reverter a condição de eutrofização da Lagoa da Pampulha, necessitando ser associadas a outras técnicas de tratamento. Os resultados dos cálculos e simulações da produção de SST indicaram TA de cerca de 7.000 a 5.000 m<sup>3</sup>/ano, valores que destoaram das taxas obtidas por meio de topobatimetrias, superiores a 100.000 m<sup>3</sup>/ano. Assim, não foi possível, neste trabalho, relacionar a carga de SST no processo de assoreamento da Lagoa da Pampulha.

Palavras-chave: Lagos Urbanos. Reabilitação. Lagoa da Pampulha

## ABSTRACT

FURTADO, Ana Paula Fernandes Viana. *Evaluation of Alternatives for Rehabilitation of Urban Lakes: The Case of Lagoa da Pampulha, in Belo Horizonte - MG*. 86 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA), Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais, 2020.

Lagoa da Pampulha is an artificial lake located in the city of Belo Horizonte and has been suffering for decades with problems of eutrophication and silting. For almost 20 years, several actions have been implemented, seeking to promote the rehabilitation of the lake. However, Lagoa da Pampulha still shows signs of degradation. In this context, the objective of this work was to evaluate the importance of sanitary, environmental and urban improvements, implemented in the hydrographic basin, in the rehabilitation process of Lagoa da Pampulha. For this purpose, calculations of the total phosphorus (TP) and total suspended solids (TSS) loads contributed annually to Lagoa da Pampulha, obtained from hydrological and water quality monitoring data between the years 2016 and 2017. In addition, modeling was performed using the Storm Water Management Model - SWMM to evaluate the production of TP and TSS loads in hypothetical scenarios. The conservative scenario proposed a reduction of 50% in the discharge of sanitary sewage in water courses and an increase of 30% and 10% in the area of urban areas and non-vegetated soils, respectively, in the hydrographic basin. In an optimistic scenario, a reduction of 95% in sewage releases and a reduction of 50% in non-vegetated soils was proposed. Finally, the impacts of the calculated and simulated loads in Lagoa da Pampulha were analyzed by means of the Trophic State Indices and the Silting Rate. It is indicated that, even with the implementation of the proposed measures, the loads brought to Lagoa da Pampulha by surface runoff remained quite high, ranging from around 23.000 to 13.000 ton / year for the conservative and optimistic scenarios, respectively. Both the calculated loads and the simulated loads were translated into Trophic State Indices greater than 70, with a hypereutrophic classification for Lagoa da Pampulha, associated with a severe eutrophication process. This evaluation allowed us to infer that the improvements in sanitary conditions and land use in the hydrographic basin, despite their relevance, do not alter in the medium and short term, the condition of degradation of the lake, needing to be associated with other rehabilitation techniques. The results of the TSS calculations and simulations indicated a TA of around 7.000 to 5.000 m<sup>3</sup> / year, values that differed from the rates obtained by means of topobatimetry, greater than 100.000 m<sup>3</sup> / year. Thus, it was not possible, in this work, to relate the TSS load in the silting process of Lagoa da Pampulha.

Keywords: Urban Lakes, Rehabilitation, Lagoa da Pampulha.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Níveis e Classificação do Estado Trófico .....	28
Tabela 2 – Dados do Reservatório.....	33
Tabela 3 – Principais Dados das Sub-Bacias.....	41
Tabela 4 – Concentração Média do Evento .....	50
Tabela 5 - Coeficientes de Acúmulo e Lixiviação Adotados no Modelo .....	52
Tabela 6 – Dados Pluviométricos (2016-2017) .....	57
Tabela 7 – Vazões dos Afluentes.....	58
Tabela 8 – Cargas dos Afluentes Aportadas à Lagoa da Pampulha.....	59
Tabela 9 – Valores Usuais de Poluentes em Escamentos Superficiais de Áreas Urbanas.....	60
Tabela 10 - Resultados das Simulações de Vazão com Variação de $N_{Imper}$ e $N_{Condu}$ .....	65
Tabela 11 - Resultados das Simulações de Vazão com Variação da Largura da Bacia .....	65
Tabela 12 – Dados de Entrada (Cenário 1).....	71
Tabela 13 - Resultados das Simulações do Módulo Qualidade de Água do SWMM (Cenário 1) .....	71
Tabela 14 - Dados de Entrada (Cenário 2) .....	74
Tabela 15 - Dados de Entrada (Cenário 3) .....	74
Tabela 16 – Resultados das Simulações da Carga de PT Aportada à Lagoa da Pampulha .....	75
Tabela 17 – Cálculos dos Índices de Estado Trófico na Lagoa da Pampulha.....	77
Tabela 18 – Cálculo de Carga de PT e IET para Enquadramento em Classe 2 dos Afluentes .....	80
Tabela 19 – Cálculo das Taxas de Assoreamento.....	82

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fotos da Condição da Eutrofização da Lagoa da Pampulha nos anos 1990 e Início de 2000.....	4
Figura 2 - Fotos da Condição de Assoreamento da Lagoa da Pampulha nos anos de 1990 – Início dos anos 2000 .....	4
Figura 3 – Classificação das Técnicas de Reabilitação de Lagos.....	10
Figura 4 – Divisão setorial da Lagoa da Pampulha .....	33
Figura 5 -Planta da Topobatimetria da Lagoa da Pampulha .....	34
Figura 6 - Percentual de violações para os parâmetros na Bacia da Pampulha de 2016 e 2017 .....	35
Figura 7 – Bacia Hidrográfica da Lagoa da Pampulha .....	37
Figura 8 – Dados do Cadastro do Córrego Sarandi .....	48
Figura 9 - Foto do Cadastro das Dimensões da Galeria do Córrego Água Funda (fev/2020) .....	48
Figura 10 – Curvas de Índice de Sedimentação.....	56
Figura 11 – Variação Mensal do Aporte de SST .....	61
Figura 12 - Variação Mensal do Aporte de PT .....	62
Figura 13 – Configuração das Sub-Bacias inseridas no SWMM.....	63
Figura 14 – Ilustração de Seção Tipo inserida no SWMM .....	64
Figura 15 – Gráfico das Vazões Simuladas e Medidas para 2016 (Nash 0.75) .....	66
Figura 16 – Resultados da Simulação do dia 17/01/2016 .....	67
Figura 17 - Resultados da Simulação do dia 24/03/2016.....	68
Figura 18 - Resultados da Simulação do dia 04/11/2016.....	68
Figura 19 - Resultados da Simulação do dia 14/12/2016.....	69
Figura 20 - Gráfico das Vazões Simuladas e Medidas para 2017 (Nash 0.74).....	70
Figura 21 – Cargas de SST por Afluente/ Simuladas e Calculadas .....	72
Figura 22 - Cargas de PT por Afluente/ Simuladas e Calculadas .....	73
Figura 23 – Variação Percentual das Cargas de SST e PT no Cenários Propostos .	76
Figura 24 – Faixas de Variação de IET x Concentração de PT.....	78

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	3
2. OBJETIVOS.....	8
2.1. Objetivo Geral.....	8
2.2. Objetivos Específicos .....	8
3. EMBASAMENTO TEÓRICO.....	9
3.1. Reabilitação de Lagos .....	9
3.1.1. Descrição das Principais Técnicas.....	10
3.1.1.1. Preventivas .....	10
3.1.1.2. Corretivas.....	12
3.1.2. Considerações Gerais.....	19
3.2. Avaliação de Cenários na Gestão de Lagos .....	21
3.2.1. Modelos Matemáticos .....	22
3.2.1.1. <i>Soil and Water Assessment Toll (SWAT)</i> .....	22
3.2.1.2. <i>Long -Term Hydrologic Impact Assessment (L-THIA)</i> .....	23
3.2.1.3. Storm Water Management Model (SWMM) .....	23
3.2.2. Alguns Trabalhos Recentes com Aplicação do SWMM .....	24
3.2.3. Indicadores na Gestão de Lagos .....	27
3.2.3.1. Eutrofização .....	27
3.2.3.2. Assoreamento.....	29
4. METODOLOGIA .....	31
4.1. Caracterização da Área de Estudo.....	32
4.2. Estimativa da Carga de Nutrientes e Sedimentos à Lagoa da Pampulha .....	43
4.2.1. Cargas Estimadas.....	43
4.2.2. Simulações Matemáticas no SWMM.....	46
4.2.2.1. Escoamento Superficial .....	46
4.2.2.2. Calibração do Modelo .....	48
4.2.2.3. Simulações de Qualidade de Água .....	50
4.2.2.4. Simulações de Poluição.....	52
4.3. Avaliação dos Impactos na Lagoa da Pampulha.....	53
4.3.1. Qualidade da Água.....	53

4.3.2. Assoreamento .....	55
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	57
5.1. Cálculo de Vazões.....	57
5.2. Aporte Anual de Fósforo Total e Sedimentos à Lagoa da Pampulha .....	58
5.3. Simulações das Vazões no SWMM.....	62
5.3.1. Calibração .....	64
5.3.2. Validação .....	69
5.4. Simulações de Qualidade da Água .....	71
5.5. Situação Atual (Cenário 1) .....	71
5.6. Cenários Hipotéticos .....	73
5.7. Capacidade de Resposta da Lagoa da Pampulha .....	76
5.7.1. Índice de Estado Trófico – IET .....	76
5.7.2. Taxa de Assoreamento – TA .....	82
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	85
REFERÊNCIAS.....	87

## 1. INTRODUÇÃO

Os lagos são corpos hídricos que possuem comportamentos peculiares que são influenciados por diversos fatores, desde climáticos, geomorfológicos, ecológicos e até modificações promovidas por atuação do homem. Os lagos urbanos, em especial, são ainda mais sensíveis às ações antrópicas por estarem inseridos no complexo ecossistema das cidades e por isso, demandam maior controle para sua conservação e manejo.

Os lagos urbanos são estruturalmente e funcionalmente diferentes dos lagos comuns e representam um desafio no que tange à gestão de suas águas. Quase sempre, estão totalmente inseridos em áreas densamente povoadas e são os principais receptores de sedimentos, resíduos e poluentes que são carreados por toda sua bacia hidrográfica. Também são os principais indicadores das atividades antrópicas do entorno que são refletidas na qualidade ambiental do reservatório e na qualidade da água (QUIRÓS, 2007).

Apesar da importância dos lagos no ambiente urbano, eles vêm sofrendo severos problemas de eutrofização decorrentes dos avanços demográficos, da ocupação da bacia hidrográfica e a consequente degradação ambiental dos corpos hídricos.

A Lagoa da Pampulha é um lago artificial de grande importância urbanística e ambiental para a cidade de Belo Horizonte - MG. O Reservatório integra desde a década de 1940 o "Complexo Arquitetônico da Pampulha". Com elementos da genialidade do arquiteto Oscar Niemeyer, do paisagista Burle Marx e do pintor Cândido Portinari, o conjunto foi idealizado pelo então prefeito da cidade, Juscelino Kubitschek, para se transformar no principal atrativo turístico da capital mineira.

A represa sofreu importantes alterações após sua inauguração, dentre elas recuperação do barramento em 1958, em decorrência de um rompimento quatro anos antes. Nessa nova configuração, o volume de reservação era de 14 milhões de m<sup>3</sup> e tinha à época a finalidade principal de abastecimento de água e amortecimento de cheias (CHAMPS, 1992).

A urbanização desordenada da bacia, e todas as suas consequências na represa, fez com que a Lagoa da Pampulha sofresse, desde a década de 1970, um

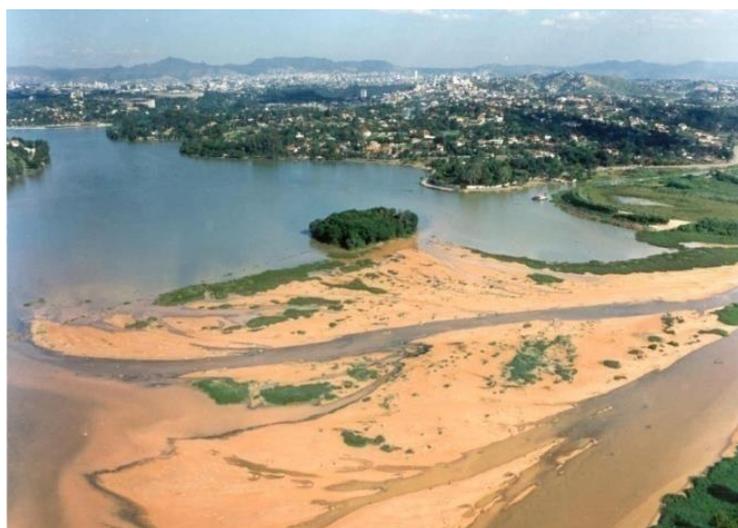
forte processo de eutrofização e assoreamento, com florações de cianobactérias, crescimento de macrófitas aquáticas e surgimento de áreas emersas.

No início da década de 1980, após seguidas florações de cianobactérias, a Lagoa da Pampulha perdeu sua função de abastecimento público, permanecendo ainda como um importante atrativo turístico e amortizador de cheias. O assoreamento na represa se intensificou a tal ponto que seu tempo de vida foi estimado, em meados da década de 1990, em aproximadamente 20 anos se tal cenário fosse continuado (GIANNI, et al. 1988, CHAMPS, 1992; PINTO-COELHO, 1992; OLIVEIRA & BAPTISTA, 1997; RESCKET, 2007).

As Figura 1 e 2 ilustram a situação da Lagoa da Pampulha nos anos de 1990.



**Figura 1 – Fotos da Condição da Eutrofização da Lagoa da Pampulha nos anos 1990 e Início de 2000 (Fonte: Acervo PBH)**



**Figura 2 - Fotos da Condição de Assoreamento da Lagoa da Pampulha nos anos de 1990 – Início dos anos 2000 (Fonte: Acervo PBH)**

No final da década de 1990, em decorrência do estado de degradação da Lagoa, a Prefeitura de Belo Horizonte (PBH) concebeu o “Programa de Recuperação e Desenvolvimento Ambiental da Bacia da Pampulha (PROPAM), com objetivo central é promover a recuperação e o desenvolvimento ambiental, urbano e econômico da Bacia Hidrográfica da Pampulha. Para tanto, foi formado o Consórcio de Recuperação da Bacia da Pampulha entre os municípios de Belo Horizonte e Contagem, uma entidade civil, com representantes dos dois municípios e com a finalidade de implementar o PROPAM.

A criação do PROPAM previu a implantação de um amplo plano de intervenções; o processo de sensibilização permanente da população; e a busca da sustentabilidade financeira. Para atender aos seus objetivos, o PROPAM foi concebido em três subprogramas: Saneamento Ambiental; Recuperação da Lagoa; e Planejamento e Gestão Ambiental. O subprograma Saneamento Ambiental trabalha pelo controle das erosões e a recuperação das nascentes, definindo propostas de recuperação de áreas degradadas, intervenções em vilas e favelas, destinação adequada de resíduos sólidos, e tratamento de fundos de vales. O subprograma Recuperação da Lagoa prevê o seu desassoreamento constante e orienta a realização de obras específicas no entorno da mesma, tais como a revitalização da orla e a restauração de prédios históricos. O terceiro subprograma, Planejamento e Gestão Ambiental, se baseia na afirmativa de que o sucesso das ações depende fundamentalmente da participação da população. O Consórcio Pampulha é o principal agente de atuação neste subprograma, realizando atividades que contemplam ações de monitoramento, controle e planejamento urbano, e, em especial, de Educação Ambiental (PROPAM,2019).

Entre várias ações mitigadoras da degradação ambiental da Lagoa da Pampulha dentro do PROPAM, destaca-se a instalação em 2003, da Estação de Tratamento das Águas Fluviais (ETAF) dos Córregos Ressaca e Sarandi pela COPASA com o objetivo de tratar as águas dos principais córregos responsáveis pelo aporte de sedimentos e nutrientes para a Lagoa. A ETAF Ressaca-Sarandi possui um importante papel de despoluição, especialmente nos períodos de estiagem, quando sua capacidade nominal de 720 l/s atende a uma boa parcela da vazão que é aportada à Lagoa da Pampulha (COUTINHO, 2007).

Atualmente, pode-se considerar que os objetivos dos subprogramas do PROPAM vêm sendo atendidos, em menor ou maior grau, ao longo do tempo de existência do programa. Por se tratar de uma bacia hidrográfica totalmente inserida em área urbana e, em constante modificação pela própria evolução da sua ocupação, a maioria das atividades previstas no PROPAM exige o monitoramento e a aplicação constante, particularmente aquelas de planejamento e gestão ambiental.

Visando complementar as intervenções já realizadas pelo PROPAM, a PBH concebeu, no início da década de 2010, o Programa de Recuperação da Bacia Hidrográfica da Pampulha – Pampulha Viva, no qual as principais intervenções são de manutenção das ações de desassoreamento e de tratamento das águas do reservatório.

Segundo Von Sperling & Campos (2011), as intervenções propostas no Programa Pampulha Viva para restauração do lago poderiam proporcionar uma importante melhoria ecológica para a Lagoa da Pampulha. Contudo, após alguns anos desde as primeiras as intervenções do Programa, a Lagoa ainda apresenta sinais de degradação.

Nos anos de 2013 e 2014, foram realizados serviços de desassoreamento, que promoveram a retirada de 845 mil m<sup>3</sup> de sedimentos da Lagoa da Pampulha. Vislumbrando a manutenção desse desassoreamento, no ano de 2018 foram iniciados serviços de retirada contínua de sedimentos do reservatório. Adicionalmente, desde o ano de 2015 vêm sendo executados serviços de tratamento das águas da Lagoa da Pampulha, cujo objetivo é o controle da eutrofização com o alcance e a manutenção de padrões de qualidade compatíveis aos parâmetros de qualidade de água de Classe 3, segundo classificação da Resolução CONAMA 357 e Deliberação Normativa COPAM/CERH 001/08 (PBH, 2016).

A tecnologia de tratamento das águas da Lagoa da Pampulha consiste na combinação de um biorremediador destinado à desinfecção e degradação de matéria orgânica, denominado ENZILIMP®, associado a um remediador para reduzir as concentrações de fósforo em ambientes aquáticos, denominado PHOSLOCK®. Segundo dados da PBH, no mês de janeiro de 2017 foram alcançadas as metas almejadas, as quais foram mantidas até março de 2018, quando os serviços foram paralisados (PBH, 2018).

Em outubro de 2018, os serviços de tratamento foram retomados, com a aplicação da mesma tecnologia de combinação de remediação e biorremediação, visto que a Lagoa da Pampulha voltou a apresentar sinais de eutrofização durante o período no qual o tratamento foi suspenso.

A principal motivação deste trabalho se deu nas incertezas quanto à necessidade continuidade das ações internas de reabilitação da Lagoa da Pampulha, com o tratamento das águas e o desassoreamento, que demandam elevados investimentos de recursos financeiros, uma vez que acredita-se que a não universalização de atendimento pelo sistema de esgotamento sanitário e condições ambientais da bacia hidrográfica sejam os principais fatores de degradação do reservatório.

No intuito de dirimir tais dúvidas, neste estudo foram realizadas avaliações das cargas de nutrientes e de sedimentos que são aportadas anualmente à Lagoa da Pampulha pelos seus afluentes e, a produção dessas cargas em diferentes cenários sanitários, urbanísticos e ambientais da bacia hidrográfica e os impactos no lago para essas condições.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

O principal objetivo deste trabalho é avaliar a importância e a necessidade de técnicas corretivas e preventivas externas ao lago, implementadas na bacia hidrográfica, no processo de reabilitação da Lagoa da Pampulha em Belo Horizonte - MG.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- Avaliar qualitativamente e quantitativamente o aporte médio anual de nutrientes e de sedimentos à Lagoa da Pampulha;
- Avaliar, por meio de simulações em modelos matemáticos, as variações de aporte de nutrientes e sedimentos na Lagoa da Pampulha, considerando distintos cenários urbanísticos, sanitários e ambientais da bacia hidrográfica;
- Avaliar os impactos na Lagoa da Pampulha, quanto à eutrofização e ao assoreamento, para os cenários simulados.

### **3. EMBASAMENTO TEÓRICO**

#### **3.1. Reabilitação de Lagos**

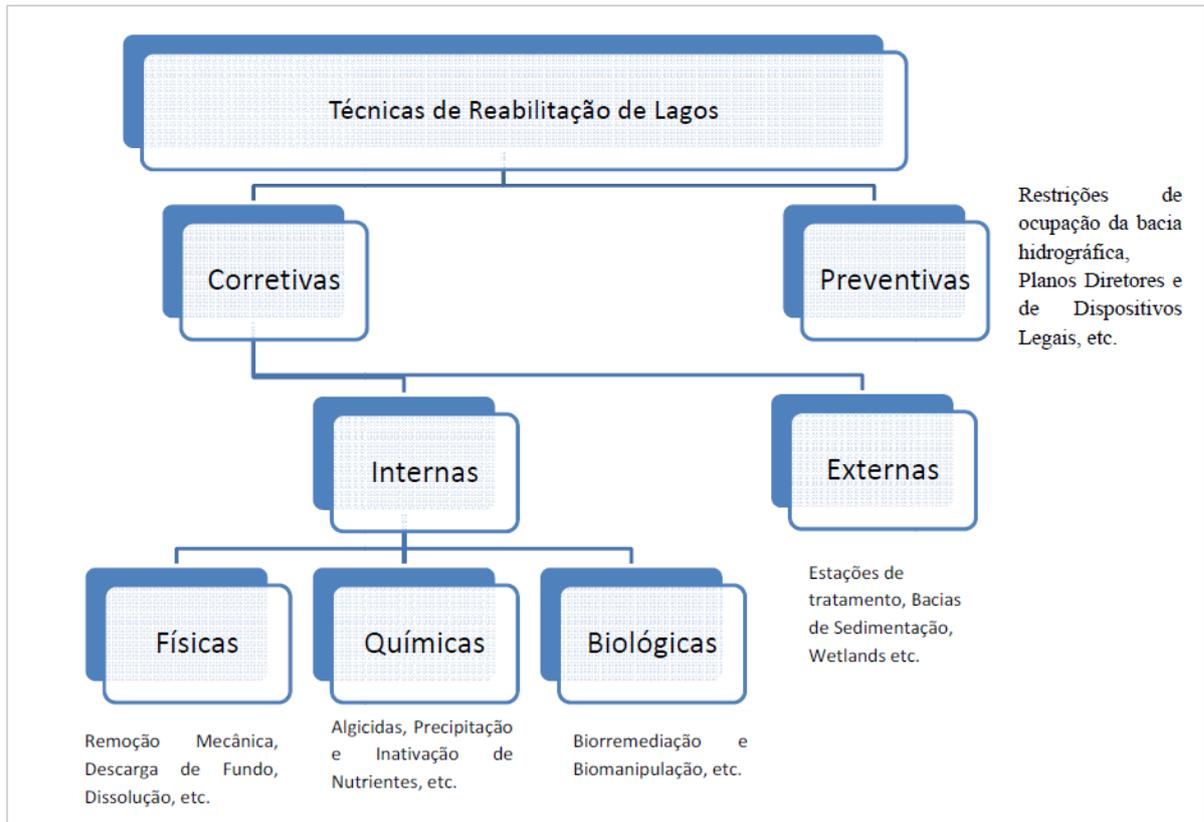
No Brasil muito se tem avançado em políticas e ações voltadas para a proteção das bacias hidrográficas de mananciais, especialmente quando se tratam de reservatórios destinados à captação de água. Contudo, ações de manejo e de reabilitação de lagos degradados têm sido pouco estudadas em todo Brasil (NOGUEIRA, et al., 2008).

O termo de reabilitação de lagos vem, há algumas décadas, sendo empregado no meio científico, especialmente dentro da ecologia. Na ecologia, esse conceito enfatiza o retorno de um ecossistema degradado a condições próximas das anteriores e o estabelecimento de medidas de proteções contra futuros distúrbios, o qual se aplica no contexto da reabilitação de lagos (CAIRNS et al. 1992).

Segundo definição de Cooke (1993), “reabilitação” significa restabelecimento de processos, de habitats, de concentrações e/ou de espécies em um ecossistema após alterações ou modificações. Essa definição se assemelha ao conceito da medicina para a condição de um paciente que se aproxima da sua condição antes da enfermidade, na qual não há intenção de torná-lo exatamente como antes.

A reabilitação de lagos pode demandar, em muitos dos casos, além das ações de redução do aporte de poluição, medidas de tratamento e recuperação das águas e dos seus reservatórios. Ainda que problemas ambientais de lagos sejam principalmente controlados pela gestão efetiva da bacia hidrográfica, para reduzir o aporte de poluentes e sedimentos ao corpo hídrico, intervenções diretas nos reservatórios podem se fazer necessárias (COOKE et al., 2005).

Há bastantes referências na literatura científica para classificação das diversas técnicas de reabilitação de lagos (CARVALHO 1994; XU et al., 1999 apud DOKULIL et al., 2018). Neste trabalho, essas técnicas foram ordenadas e classificadas, conforme indicado na Figura 3.



**Figura 3 – Classificação das Técnicas de Reabilitação de Lagos**  
Adaptado de Singh (1982)

A seguir está apresentada uma descrição resumida dessas técnicas e suas principais aplicações.

### 3.1.1. Descrição das Principais Técnicas

#### 3.1.1.1. Preventivas

As intervenções preventivas para a restauração de lagos contemplam principalmente ações na bacia hidrográfica que envolvem desde a regulação à restrições de ocupação do solo, implementadas normalmente por meio de planos diretores e de dispositivos legais.

Esses planos e dispositivos legais podem propor, dentre outras diretrizes, as “Boas Práticas de Manejo – BPM” (*Best Management Practices – BMP*) que orientam a ocupação do solo, a redução do uso de poluentes tóxicos, de fertilizantes e de

pesticidas na indústria e agricultura, bem como orientam a gestão de dejetos animais e de resíduos sólidos.

Cobourn (2012) relatou resultados do Programa de Boas Práticas de Manejo (BMP) implementado desde os anos do ano 2000 na bacia do Lago Tahoe, localizado na fronteira dos estados de Nevada e da Califórnia (EUA). O Lago Tahoe é considerado um dos lagos profundos com águas de maior transparência do mundo. Contudo, desde o final da década de 1960, a transparência média da água vem diminuindo gradativamente. Neste programa, práticas de controle de erosão e de infiltração de escoamento, bem como técnicas especiais para captar o escoamento de telhados e de calçadas e infiltra-los no solo vêm sendo implantadas. Além dessas, outras ações como o tratamento de solos expostos, íngremes e sem vegetação foram contempladas. O programa se baseou principalmente na educação pública para incentivar os proprietários a implementar essas práticas voluntariamente. Apesar da adoção abaixo do esperado, desde que o programa foi implementado a taxa de declínio da clareza do Lago Tahoe diminuiu significativamente, indicando resultados positivos do programa.

Outras ações preventivas contemplam medidas que vislumbrem a redução/interceptação de nutrientes e poluentes antes que eles atinjam o lago, como bacias de retenção de sedimentos, bacias de infiltração, *wetlands*, trincheiras de infiltração, biofiltros etc, que também podem ser classificadas como técnicas corretivas, para situações de lagos já degradados, como será detalhado na sequência. No entanto, a eficácia dessas práticas na recuperação da qualidade dos lagos degradados, ou inseridos em áreas bastante antropizadas pode não ser alcançada.

Estudos de Sondergaard & Jeppesen (2003) e de Osgood (2017) demonstraram que, para alguns lagos degradados localizados na Europa e nos Estados Unidos, o processo de eutrofização permaneceu instalado, em até 20 anos após a implementação de técnicas que promoveram a redução do carregamento externo de poluentes.

Esses estudos ratificam a teoria de Wetzel (2001) que o processo de eutrofização de lagos não é somente o resultado do carregamento excessivo de nutrientes externos (especialmente P e N) e respostas de algas, visto que estes ecossistemas contêm teias alimentares interativas e reservas dinâmicas de nutrientes em seus sedimentos que afetam diretamente a condição de suas águas.

As altas cargas internas de nutrientes nos sedimentos de reservatórios são os principais mecanismos que atrasam a recuperação de lagos eutrofizados, mesmo após reduções expressivas do aporte externo de nutrientes.

#### **3.1.1.2. Corretivas**

Como visto anteriormente, quando se trata de lagos degradados, as ações corretivas se tornam indispensáveis no processo de reabilitação. Essas ações podem ser realizadas interna ou externamente aos lagos, como descrito a seguir.

- **Externas**

Técnicas para redução poluentes podem ser implementadas para o tratamento das águas que abastecem os lagos por meio de estações de tratamentos ou pela implantação de dispositivos que, assim como nas tecnologias preventivas, promovem a redução de nutrientes e de poluentes antes que esses alcancem os reservatórios, tais como *wetlands*, trincheiras de infiltração, biofiltros etc.

O uso de *Wetlands* vem sendo avaliado na região dos Grandes Lagos Laurentianos, entre o Canadá e Estados Unidos na América do Norte, com o objetivo principal de interceptar as águas superficiais e reduzir a quantidade de nutrientes e sedimentos que entram nos lagos. Baustian et al. (2018) realizaram estudos para estimar a retenção de sedimentos e fósforo total nas *Wetlands* Crane Creek e Pool 2B, implantadas nas imediações do Lago Erie, realizando monitoramento da qualidade de água mensalmente entre março 2010 e novembro de 2012 para as quais realizadas análises laboratoriais de fósforo total e sólidos em suspensão totais. Os resultados desse estudo indicaram que retenção de sedimentos e fósforo total é episódica e altamente relacionada às flutuações no nível da água do lago. Os baixos níveis de água no Lago Erie no final de 2012 resultaram em baixa retenção nas *Wetlands*, mas a retenção de sedimentos e fósforo total aumentou à medida que os níveis de água aumentaram no primeiro semestre de 2013. No geral, durante o estudo, pode-se constatar que as *Wetlands* funcionaram como reservatórios de fósforo total e sedimentos em suspensão e localmente reduziu as taxas de carregamento de fósforo para o Lago Erie. Contudo, a diminuição das cargas de fósforo no Lago Erie foi

pequena em comparação aos insumos de nutrientes aportados ao lago. Estimaram-se que cerca de 65 kg de fósforo tenham sido retidos nos 8 meses do estudo, o que representa uma redução menor que 0,01% da carga média anual para o Lago Erie segundo dados históricos de monitoramento.

- **Internas**

- (a) **Físicas**

As principais técnicas físicas de reabilitação interna dos lagos consistem na remoção mecânica dos poluentes, principalmente do lodo e da biomassa, responsáveis pela liberação de nutrientes na água. Técnicas, como descarga de fundo, dragagem, desassoreamento são frequentemente empregadas com esse fim.

A dragagem consiste na remoção do sedimento do fundo do lago, e consequente diminuição de concentrações dos nutrientes que contribuem para a eutrofização, além da remoção de contaminantes como metais pesados, pesticidas e outros contaminantes adsorvidos no sedimento. Apesar dos altos custos que envolvem esta tecnologia, sua eficácia é, em muitos casos, bastante elevada, devido à remoção direta dos contaminantes. Porém, dependendo do método de dragagem adotado, poderá ocorrer ressuspensão de sedimentos, o que pode levar à liberação de nutrientes novamente na coluna d'água (BARTOSZEK & KOSZELNIK, 2015).

Liandong et al. (2019) descreveram os efeitos da dragagem no Lago Dongqian localizado em Ningbo na China. Esse lago apresenta sinais de degradação e a dragagem de sedimentos foi uma intervenção implementada com o objetivo de reduzir os impactos da eutrofização. Nesse estudo, foram monitorados dados de qualidade da água do lago entre os anos de 2009 a 2013 para acompanhar os resultados e os impactos da dragagem. Os resultados do monitoramento mostraram que a dragagem trouxe efeitos positivos a curto prazo, como redução total nutrientes e biomassa, bem como aumento da comunidade bentônica. O estudo mostrou a dragagem causou efeitos negativos na qualidade das águas durante a realização dos serviços, mas que foram sendo amenizados com o passar do tempo. No entanto, os efeitos positivos não foram continuados, voltando o lago a apresentar padrões de qualidade similares ao estado inicial antes da dragagem. Os autores deste trabalho avaliaram que o projeto

de dragagem deveria ser combinado a técnicas biológicas de reabilitação, para se ter efeitos mais eficientes e duradouros no processo de restauração do Lago Dongqian.

Li et al. (2020) realizaram um estudo para avaliar a viabilidade de aplicação da dragagem para melhoria de qualidade de água do degradado Lago Datong em Yangtze na China. Nesse estudo, foram realizadas coletas de água e de sedimentos entre dezembro de 2018 e abril de 2019 simulando situações com dragagem e sem dragagem, para as quais foram realizadas análises de diversas apresentações do fósforo: fósforo total (PT), fósforo inorgânico (PI), fósforo associado ao Ca (Ca-P), fósforo ligado aos óxidos e hidróxidos de Fe, Al e Mn (Fe-P) e fósforo orgânico (PO). A composição de fósforo nos sedimentos pode influenciar a condição de disponibilização deste nutriente na coluna d'água. Os resultados indicaram que houve a redução da concentração de PT devido à remoção da matéria orgânica dos sedimentos. Contudo, os resultados sugeriram que a eficácia da dragagem no controle da eutrofização não será mantida no tempo. A dragagem aumentou a composição de Fe-P e OP nos sedimentos em 136% e 48%, respectivamente, sendo esses compostos fontes de fósforo disponível para algas e bactérias (biodisponíveis), podendo potencializar a eutrofização. Esses autores sugerem que para minimizar a liberação de fósforo biodisponível nos sedimentos, os projetos de dragagem devem incorporar outras técnicas, tais como introdução de macrófitas para consumir o fósforo biodisponível ou ainda, aumentar a profundidade da camada oxidante nos sedimentos superficiais, composta principalmente por óxidos e hidróxidos de Fe, que retêm e inibem a liberação de P na coluna d'água

Além da remoção mecânica de sedimentos, outra técnica física que merece destaque é a dissolução. A técnica de dissolução consiste na redução da concentração de nutrientes na água do lago a partir da mistura com águas de fontes extremas, com níveis mais baixos de nutrientes e de preferência com elevadas concentrações de Ca e  $\text{HCO}_3$ . (COOKE et al., 1993).

A alternativa de dissolução foi aplicada no hipereutrófico Lago Nieuwe Meer, localizado nas imediações de Amsterdã. A diluição das águas do lago foi feita com sucesso durante a primavera ao verão de 1992 e repetida em 1994. Nessas experiências foram observadas mudanças expressivas e em curto prazo na densidade de fitoplâncton e mudança em sua composição, sem a predominância de espécies cianobacterianas (VISSER et al., 1996).

## **(b) Químicas**

Dentre as técnicas químicas para reabilitação de lagos, destacam-se a oxidação e a precipitação de nutrientes, especialmente pela precipitação do fósforo na coluna d'água e pela imobilização do fósforo presente no sedimento.

A introdução de oxigênio, além de garantir de níveis de oxigênio dissolvido necessários para o desenvolvimento da biota, minimiza reações de redução de alguns compostos que podem degradar a qualidade da água, pois o oxigênio pode ser utilizado como acceptor de elétrons para organismos facultativos na mineralização da matéria orgânica. Essa técnica promove o controle de fósforo e a florações de cianobactérias com mínima mistura vertical para evitar que sedimentos de fundo sejam ressuspensos na coluna d'água (BOSTROM et al. 1982; BORMANS et al. 2016).

Richardson (2014) conduziu um experimento em escala laboratorial com os sedimentos do Lago Wister, Oklahoma-EUA para avaliar os impactos da metodologia de remoção dos sedimentos do reservatório. O experimento foi feito em dois tanques de vidro, onde em um deles era fornecido oxigênio, que além de manter as condições aeróbias, promovia a ressuspensão dos sedimentos. Nesse estudo, não houve diferença significativa da qualidade de água para a ressuspensão de sedimento com oxigênio e sem oxigênio, em relação à taxa de absorção de oxigênio. Esses resultados indicaram que a oxigenação dos sedimentos ressuspensos não adicionou nenhum efeito ao tratamento e assim, apenas a ressuspensão poderia ser utilizada.

O sulfato de alumínio é também um composto utilizado para inativar o fósforo presente na coluna d'água e nos sedimentos. Quando entra em contato com água, esse composto sofre hidrólise e forma o hidróxido de alumínio que possui propriedades de coagulação e adsorção do fósforo. Por isso, ao longo do seu caminho de deposição para o sedimento, captura o fósforo da coluna d'água. O Ferro e o Cálcio também são compostos utilizados para a captura do fósforo, mas condicionada à faixa de pH específicas. Cloretos de ferro, sulfatos de ferro e óxidos de ferro podem ser utilizados para este fim (COOKE et al. 1993).

Galvez-Cloutier et al., (2012) realizaram um estudo para restauração do Lago Saint-Augustin, Quebec, Canadá. Nesse estudo foram realizadas coletas e monitoramento da qualidade de água no ano de 2009, visando avaliar a ação do

alumínio ( $Al^{3+}$ ) e do cálcio ( $Ca^{2+}$ ) para a redução do fósforo da água do lago. Os resultados mostraram que a concentração de fósforo total diminuiu bastante com a aplicação do alumínio (76-95%), superior à ação do cálcio (59-84%). Contudo, as concentrações de fósforo ainda permaneceram altas, não garantindo uma reversão do estado eutrófico do lago.

Dondajewska et al. (2018) avaliaram a restauração do Lago Uzarzewskie localizado na parte oeste da Polônia. A recuperação do lago foi baseada na adição de sulfeto de ferro para inativação do fósforo. Contudo, devido ao fato de que tratamentos com ferro tem sua eficiência diminuída em sedimentos anóxicos com alta carga orgânica, esse tratamento não foi suficiente para reverter a condição hipereutrófica desse lago. Em uma segunda estratégia, a água proveniente da drenagem da bacia, rica em nitrato, foi introduzida diretamente no hipolímnio com o auxílio de dois dutos. O uso dessas medidas de restauração acarretou algumas mudanças na ecologia do lago, dentre elas destacam-se a dominância do zooplâncton por pequenos animais incapazes de controlar as florações fitoplanctônicas e a disponibilidade de novas fontes internas de fósforo por deposição no sedimento. Apesar disso, os autores concluíram que os objetivos foram alcançados, visto que as concentrações de fósforo reativo solúvel e fósforo total no epilímnio revelaram tendência decrescente no período analisado.

Além desses compostos, outra tecnologia para inativação do fósforo bastante utilizada é a aplicação do remediador, comercialmente conhecido como Phoslock®, capaz de visa remover o fósforo da coluna d'água e dos sedimentos (ROBB et al., 2003). Esse remediador é constituído de cerca de 5% de lantânio e 95% de bentonita. Após a aplicação do produto, a argila sofre o processo de decantação, adsorvendo todos os íons de fosfato dissolvidos na coluna d'água. Ao decantar, a argila forma uma fina camada de partículas de 1 a 2 mm que se comporta como o próprio sedimento, misturando-se com materiais inorgânicos e orgânicos no fundo, sendo naturalmente sedimentada com o tempo. Esta fina camada, por sua vez, possui uma função de inibir a liberação do fósforo proveniente do sedimento, possibilitando assim controlar a fonte interna de eutrofização (AKHURST et al., 2004).

Experiências de tratamento com a aplicação de Phoslock® no reservatório de Hartbeespoort, na África do Sul, no ano de 2008. Resultados demonstraram que, após 324 dias de aplicação do produto no lago, a concentração de ortofosfato teve redução

da ordem de 50% na coluna d'água e nos sedimentos e não causou alteração nos valores do pH nem nas concentrações de outros nutrientes na área tratada (ROBB et al., 2003).

Lurling & Faassen (2012) realizaram uma comparação da eficiência dos métodos de dragagem e a utilização do Phoslock® para combater a eutrofização no Lago de Ploeg (Holanda), altamente eutrofizado e com florações de algas. O experimento foi feito dentro do lago, onde foram delimitadas áreas para aplicação das tecnologias de tratamento. As concentrações de clorofila-a e cianobactérias nos dois sistemas foram menores do que no restante do lago. Contudo, houve picos de concentrações, sendo que o tratamento com Phoslock® foi o que menos conseguiu atenuar esses picos. O tratamento combinado da dragagem e da aplicação de Phoslock® apresentou resultados mais eficientes.

O uso de Phoslock foi analisado por Spears et al. (2016) em 18 lagos durante dois anos com a aplicação do Phoslock®, tendo como base a situação dos mesmos ambientes dois anos pré-aplicação. Dos lagos avaliados, 5 pertencem ao Reino Unido, 2 são holandeses, 10 inseridos na Alemanha e 1 no Canadá. Após as aplicações, foram observadas reduções significativas nas concentrações médias anuais de fósforo total e concentrações médias na primavera, no outono e no inverno. Outra questão relatada no estudo foi o aumento no número de espécies de macrófitas após a aplicação de lantânio-bentonita, passando de uma média de 5,5 espécies para 7 espécies. Contudo, apesar das significativas diminuições nas concentrações de fósforo, as respostas ecológicas atingidas não foram as esperadas.

### **(c) Biológicas**

A biorremediação é um método para recuperação de ambientes aquáticos que consiste na inserção de microrganismos ou enzimas para remoção de poluentes e nutrientes da coluna d'água e do sedimento. Consórcios de bactérias e microalgas têm sido utilizados como método de biorremediação, baseado na capacidade de assimilação de nutrientes inorgânicos desses organismos (LIU et al. 2017). A utilização de microrganismos no tratamento de ambientes aquáticos vem sendo amplamente utilizada por sua eficiente capacidade de degradação, baixo consumo de

energia, poluição secundária inexistente, e ausência de necessidade de construções adicionais (GAO et al. 2018).

Uma aplicação de biorremediação foi feita em 2006 no Lago Yingze, China (SHAN et al. 2009). No estudo, uma área de 40 m<sup>2</sup> e profundidade média de 1,5m foi isolada durante um período de 4 meses. Essa área foi utilizada para avaliar dois tipos de tratamento: (i) Cepas de nitrobactérias e (ii) uma mistura contendo bactérias fotossintéticas, leveduras, bolores e actinomicetos. Resultados indicaram melhores respostas para o tratamento à base da mistura de microorganismos, com reduções acima de 60%, em relação ao tratamento somente com as nitrobactérias, para os principais indicadores de poluição (Nitrogênio Total, Amônia, Fósforo Total e Consumo de Oxigênio Dissolvido).

A biorremediação foi avaliada para tratar as águas do Lago Taihu, na China por Lu et al. (2014). Eles avaliaram a eficiência do tratamento com três espécies diferentes: o vegetal *Ipomoea aquatica*, o peixe *Misgurnus anguillicaudatus* e a bactéria *Rodopseudomonas palustris* com testes feitos em laboratório. Resultados após 23 dias de tratamento indicaram que houve redução de amônia (superiores a 90%), fósforo total (até 50%) e matéria orgânica dissolvida (até 25%). Além disso, outros testes demonstraram que uma parcela de biomassa aumentou até 10 vezes e outras espécies, tais como peixes e sapos também aumentaram suas quantidades.

No contexto dos tratamentos biológicos, a técnica de biomanipulação também é uma alternativa para reabilitação dos lagos. Essa técnica consiste em retirar ou inserir espécies biológicas no meio, interferindo na estrutura trófica do sistema para diminuir a concentração de fitoplâncton, evitando as florações de algas (PERELO, 2010).

Nesse sentido, Dunalskaa et al. (2015) propuseram a introdução de peixes predadores de espécies que se alimentam do zooplâncton ou procuram alimento nos sedimentos em quatro lagos da Polônia, sob a premissa de que uma maior concentração de zooplâncton resulta em maior predação do fitoplâncton. Neste estudo, foram obtidas reduções de cargas de fósforo entre 37-92% para os quatro lagos, considerando a biomanipulação em conjunto com outras medidas para remoção do sedimento de fundo e inativação do fósforo, além de medidas estruturais para mitigação da entrada de nutrientes.

Hanson et al. (2016) avaliaram as características de oito lagos rasos em Minnesota, EUA, após as intervenções de biomanipulação executadas entre 2007 e 2010. Todos os lagos estudados foram classificados como (i) turvos, (ii) claros ou (iii) gerenciados com estratégias de biomanipulação. Dentre as medidas de intervenções, destacam-se o tratamento com rotenona (substância química que é um pesticida natural produzido por plantas), adição de piscívoros e rebaixamento do nível d'água. Ao final do estudo, foi constatado que a concentração de clorofila-a foi um indicativo de boa resposta da biomanipulação, tendo em vista que os valores médios nos lagos que sofreram intervenções foram comparáveis aos de lagos claros. Em geral, as características individuais dos lagos após o manejo foram altamente variáveis, mostrando na maioria das vezes características intermediárias entre locais de referência claros e turvos não manipulados. Os peixes em alguns locais já haviam se restabelecido aos níveis anteriores dentro de dois a quatro anos após as intervenções. Dois lagos desenvolveram populações de carpas comuns (espécie de peixe que se alimenta de zooplâncton e fitoplâncton no sedimento) relativamente altas após o manejo. Assim, concluiu-se que apesar de melhorias iniciais, em pouco tempo (5-10 anos) o lago voltou a seu estado deteriorado novamente, sendo as medidas adotadas insuficientes para obtenção de mudanças duradouras.

### **3.1.2. Considerações Gerais**

A partir do levantamento bibliográfico apresentado, pode-se avaliar que, assim como na maioria dos processos de recuperação ambiental, a aplicação de uma técnica isolada de tratamento lagos pode não ser suficiente no processo de reabilitação. Além disso, a recuperação de lagos degradados não é um processo cujos resultados efetivos sejam alcançados em curto prazo. Dependem de ações combinadas e de natureza continuada.

Para Nienhuis & Gulati (2002), as experiências vivenciadas por décadas para recuperação de lagos, demonstraram que a tecnologia de restauração de lagos por meio redução das cargas externas de nutrientes apresentou pouca ou nenhuma eficiência, demonstrando que, em lagos degradados e altamente eutróficos, a liberação interna de fósforo dos sedimentos é um dos principais limitadores no processo de recuperação em curto e médio prazo. Neste mesmo contexto, as técnicas

de diluição e de remoção de sedimentos mostraram-se promissoras, mas têm limitações em função da necessidade de boas fontes hídricas externas e altos custos envolvidos. As medidas de restauração complementadas por biomanipulação geralmente apresentaram melhores resposta e um maior grau de recuperação do lago.

Um exemplo de sucesso da combinação tecnologias de reabilitação é o caso do Lago Alto Donau, localizado em cidade de Viena, nas proximidades do Rio Danúbio. Até o início dos anos 1990, o Alto Donau era um lago caracterizado por severos problemas de eutrofização, dominado por alta biomassa de cianobactérias. O plano de restauração foi iniciado no ano de 1993 pela Autoridade Municipal “Magistrado 45 - Águas de Viena”, que é responsável pelas águas da cidade. Nesse plano foram implementadas medidas externas na bacia hidrográfica, visando minimizar a concentração de nutrientes das águas subterrâneas contaminadas por esgoto e por águas pluviais. As medidas internas incluíram aeração, troca de água, floculação química e oxidação dos sedimentos. As principais medidas foram seguidas por ações de biomanipulação, como estocagem seletiva de peixes, plantio de macrófitas e retirada de plantas exóticas. Recuperação total do Alto Donau foi alcançada em 2004 e desde então o lago é caracterizado por alta qualidade da água com baixas concentrações de nutrientes, algas e clorofila-a (DOKULIL et al. 2018).

No Quadro 1 é apresentado um resumo cronológico das principais técnicas aplicadas e os resultados obtidos no processo de reabilitação do Lago Alto Donau.

**Quadro 1 - Principais Intervenções de Reabilitação Aplicadas no Lago Alto Donau**

<b>Período</b>	<b>Intervenção</b>	<b>Resultados</b>
1989-1994	Recuperação de áreas pantanosas	Ampliação das zonas costeiras;
1993	Troca de água	Melhoria da qualidade da água em 6 meses;
1994-1995	Aeração	Aumento do oxigênio, mas nenhum efeito na qualidade da água;
	Reabilitação de Sedimentos	Aumento do oxigênio, mas nenhum efeito na qualidade da água;
	Floculação de Fósforo	Melhoria em todos os parâmetros de qualidade da água;
	Aeração nos Sedimentos	Sem efeitos significativos nos sedimentos e na água;
1995-1996	Redox	Melhoria significativa da qualidade da água e manutenção dos indicadores;
1996-1997	1º Plantio de Macrófitas	Bem sucedido, mas aumentou a disponibilidade de alimentos para peixes;
1998	Manejo de peixes	Rápido crescimento de macrófitas
1998	Biomanipulação com peixes	Efeito na biomassa e no tamanho do Zooplâncton e melhoria da qualidade da água;
Desde 2002	Redução temporária do nível da água na primavera para melhorar o fornecimento de luz na coluna d'água	Proliferação rápida e significativa de macrófitas e estabilização da boa qualidade da água;
Desde 2004	Manejo de macrófitas	Aumento da resiliência da vegetação de macrófitas que removem fósforo;
Desde 2006	Trocas periódicas de água	Evitar altos valores de pH associados à fotossíntese e precipitação de Ca.

Fonte: Dokulil (2018)

### **3.2. Avaliação de Cenários na Gestão de Lagos**

Como visto no tópico anterior, para definição de tecnologias a serem aplicadas no processo de reabilitação de lagos degradados faz-se necessário o conhecimento da origem e composição das fontes poluidoras. Necessariamente, este diagnóstico do cenário em que se encontra a bacia hidrográfica e corpos hídricos deve ser realizado a partir de um consistente programa monitoramento.

Contudo, além de um bom diagnóstico, na gestão de recurso hídricos é necessário avaliar prognósticos quanto à evolução da condição do corpo d'água para condições futuras em distintos cenários.

Esses prognósticos podem ser definidos aos se estabelecer cenários com condições possíveis em determinadas situações e que estão condicionados à alteração de uma característica ou indicador que tenha boa correlação com a situação atual (RIBAS, 2007).

Segundo Zaffani (2012), o conhecimento dos cenários futuros, por meio do estabelecimento de relações de causa-efeito em modelos matemáticos, vem se tornado uma ferramenta de grande importância e aplicabilidade, pois possibilita testar e avaliar mudanças nos ambientes, com a redução das incertezas. Os modelos matemáticos tornaram-se uma importante ferramenta no suporte da tomada de decisões, em especial na gestão de recursos hídricos.

Assim, neste trabalho, além de uma avaliação da condição atual retratada pelo monitoramento da qualidade da água dos afluentes da Lagoa da Pampulha, serão avaliados cenários futuros e as implicações das alterações dessa qualidade no logo por meio da aplicação de modelos, simulações matemáticas e análise de inidcadores.

### **3.2.1. Modelos Matemáticos**

Há atualmente diversos modelos hidrológicos e de qualidade de água que vêm sendo aplicados, dos quais se destacam: SWAT, L-THIA, SWMM dentre outros (CAMELO, 2019).

#### **3.2.1.1. *Soil and Water Assessment Toll (SWAT)***

O *Soil and Water Assessment Toll* – SWAT é um modelo que foi desenvolvido pelo Serviço de Pesquisas Agrícolas (ARS) do Departamento de Agricultura Americano (USDA), na década de 1990, com o objetivo principal de prever o impacto do uso e gestão da terra na água, na produção de sedimentos e produtos químicos agrícolas em bacias hidrográficas não monitoradas. Os principais componentes do modelo incluem: clima, hidrologia, temperatura e propriedades do solo, crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas e patógenos e gerenciamento da terra. No SWAT,

uma bacia hidrográfica é dividida em várias sub-bacias hidrográficas, que depois são subdivididas em unidades de resposta hidrológica que consistem em características homogêneas do uso, gestão, topografia e uso do solo. O balanço hídrico é a força motriz por trás de todos os processos da SWAT, uma vez que determina o crescimento das culturas e movimento de sedimentos, nutrientes, pesticidas e patógenos no solo. A simulação da hidrologia da bacia hidrográfica possui uma fase terrestre, que controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e cargas de pesticidas no canal principal de cada sub-bacia. Nos últimos 20 anos, o SWAT passou por melhorias e incorporações de diversos componentes, desde georreferenciamento a modelos de qualidade de água, e apresenta bons resultados de aplicação (ARNOLD et al., 2012).

### **3.2.1.2. Long -Term Hydrologic Impact Assessment (L-THIA)**

O modelo *Long -Term Hydrologic Impact Assessment* (L-THIA) foi desenvolvido pela Universidade de Purdue, em Indiana nos Estados Unidos com objetivo de estimar os impactos a longo prazo da poluição por escoamento direto e mudança no uso da terra. Ao passar dos anos, o L-THIA também passou por melhorias para incorporar dentre outros elementos, os modelos de georreferenciamento. L-THIA determina o escoamento a partir de dados de precipitação, tipo de solo e usos da terra. O L-THIA fornece estimativas de mudanças no escoamento, recarga e poluição resultantes de alterações no uso da terra. Fornece escoamento médio para uma configuração de uso da terra, com base em dados climáticos reais (APRÍGIO, 2012).

### **3.2.1.3. Storm Water Management Model (SWMM)**

O *Storm Water Management Model* – SWMM é um software desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Environmental Protection Agency – EPA) que permite realizar simulações da quantidade e da qualidade de recursos hídricos em bacias hidrográficas de áreas urbanas.

O SWMM é um modelo composto por quatro módulos principais: atmosférico, escoamento superficial, sub-superficial e transporte, conforme descrito a seguir (LEWIS & WAYNE, 2016):

- O módulo atmosférico gera precipitação e deposita poluentes no módulo superfície terrestre;
- O módulo escoamento superficial recebe precipitação na forma de chuva ou neve e envia o fluxo de saída nas formas de: evaporação de volta ao módulo atmosférico; infiltração no módulo sub-superficial e; escoamento superficial e cargas de poluentes no módulo transporte. Pode ser usado para essa simulação um único evento chuvoso, bem como simulações contínuas de longo prazo;
- O módulo sub-superficial recebe infiltração do módulo escoamento superficial e transfere uma parte dessa entrada para o módulo transporte ou para águas subterrâneas;
- O compartimento de transporte contém uma rede de elementos (canais, tubulações, bombas e reguladores) e unidades de armazenamento / tratamento que transportam a água para os lançamentos finais. As entradas neste módulo podem ser provenientes de escoamento superficial, águas subterrâneas, fluxo sanitário de clima seco ou de séries temporais definidas pelo usuário.
- Os diversos módulos podem ser combinados em simulações simultâneas ou não. O SWMM pode ser usado para modelar diversas condições, para quaisquer sistemas de águas pluviais (naturais ou não), sistemas de esgotamento sanitários separados e/ou combinados e, ainda a inclusão de estações de tratamento.

Neste trabalho serão realizadas simulações de qualidade de água no SWMM em virtude do mesmo, além de ser gratuito, é recomendado para áreas urbanas, de fácil aplicação e por já terem sido realizados alguns estudos desse modelo na Bacia da Pampulha, com destaque os trabalhos desenvolvidos por Silva (2014) e Cândido (2015), o que possibilita melhor avaliação dos resultados.

### **3.2.2. Alguns Trabalhos Recentes com Aplicação do SWMM**

Qin et al. (2019) realizaram um estudo no Lago de Caohai, na China para avaliação dos impactos na qualidade da água do lago, considerando a aplicação das seguintes técnicas preventivas e corretivas de reabilitação: redução de lançamento de

esgoto sem tratamento, maior retenção do escoamento pluvial e no aumento da eficiência das estações de tratamento fluviais (sistema combinado). Para tanto, foi estabelecido um programa de monitoramento em pontos estratégicos a montante do lago. Ao todo, foram realizadas 148 campanhas semanais entre 2014 e 2016, das quais, além de medidas de vazão foram coletadas amostras para análises de parâmetros de qualidade de água. Para a avaliação de cenários com o uso das técnicas preventivas e corretivas de reabilitação, foram realizadas simulações no SWMM para cálculo das vazões e cargas de poluição para avaliar os efeitos no aporte de poluentes ao lago. As cargas anuais de poluição simuladas foram subestimadas quando comparadas às cargas calculadas. Os resultados obtidos nas simulações demonstraram maior importância da eficiência das estações de tratamento fluviais, principalmente nos períodos chuvosos, quando comparadas às outras medidas.

Camelo (2019) realizou um estudo para avaliar qualitativamente e quantitativamente a poluição difusa no escoamento superficial na bacia hidrográfica do Rio Riacho do Prado-RN. Neste estudo, foram realizadas coletas semanais de amostras para analisar parâmetros de qualidade de água em 18 pontos da bacia hidrográfica entre os meses de março a agosto de 2018. Adicionalmente foram realizadas simulações de vazões de qualidade de água no SWMM para períodos secos e chuvosos, considerando cenários de impermeabilização ocupação do solo da bacia hidrográfica. Os resultados das simulações indicaram, tanto para vazão, quanto para os cálculos de qualidade, valores condizentes aos resultados obtidos no monitoramento. Em relação aos cenários, foram observadas melhorias da qualidade da água no período chuvoso em relação ao período seco e, pouca relevância da impermeabilização na qualidade da água.

Costa (2013) realizou um estudo para avaliar os impactos da poluição difusa de origem no escoamento superficial na qualidade da água do Lago Paranoá em Brasília – DF. Para isso, foram analisados qualitativamente e quantitativamente eventos de chuva, nos quais foram aferidos das de vazão e coletadas 438 amostras para avaliação de parâmetros de qualidade da água. Neste trabalho, foram realizadas simulações de vazão e de qualidade no SWMM. Resultados indicaram boa aderência no modelo, em especial para cálculo das vazões e permitiram inferir maior carga da poluição do escoamento superficial nos meses de novembro e janeiro.

Silva (2014) realizou um estudo vislumbrando uma melhor compreensão dos mecanismos envolvidos na dinâmica das cianobactérias em lagos urbanos, no qual foram estudados dois lagos: o Lago Enghien na França e a Lagoa da Pampulha no Brasil. No Lago francês foram avaliadas novas tecnologias empregadas no monitoramento do fitoplâncton para modelar a dinâmica das cianobactérias. Na Lagoa da Pampulha foram realizadas simulações do modelo do lago utilizado para análise das cianobactérias associado ao SWMM para simular as vazões escoadas e as cargas produzidas pelos afluentes do lago. Essa modelagem baseou-se em dados obtidos nos anos de 2012 e 2013, por meio de coletas de campo realizadas durante 21 meses de monitoramento nos principais afluentes da Lagoa da Pampulha: Córregos Ressaca e Sarandi e em períodos secos e chuvosos, e contemplou ainda medições de alguns eventos de precipitação com medições instantâneas de quantidade e qualidade do escoamento superficial. Os resultados dos trabalhos na Lagoa da Pampulha indicaram que o modelo elaborado para os Córregos Ressaca e Sarandi apresentou bom desempenho na simulação das vazões e resultados menos satisfatórios na simulação dos nutrientes, mas ainda assim permitiu maior conhecimento da produção de cargas na bacia hidrográfica. Contudo, esse trabalho mostrou que modelos hidrológicos e de qualidade de água, apesar de suas limitações, são ferramenta que podem subsidiar estudos que considerem mudanças na bacia hidrográfica e seus respectivos impactos na Lagoa da Pampulha.

Cândido (2015) realizou a construção do modelo hidrológico e hidráulico para o Córrego Ressaca, um dos principais afluentes da Lagoa da Pampulha, utilizando o SWMM, dados de monitoramento hidrológico e de vazão, bem como Sistema de Informação Geográfica (SIG) para discretização e caracterização da bacia hidrográfica. Os resultados encontrados para o ano de 2013 apresentaram ajustes considerados satisfatórios, indicando que o modelo hidrológico e hidráulico proposto mostrou-se mais adequado que aqueles já desenvolvidos para a Bacia do Córrego Ressaca.

Temprano et al. (2006) aplicaram o SWMM para prever a poluição em tempo chuvoso em uma bacia hidrográfica da cidade Santander, Espanha. Nessa bacia, cujo sistema de esgotamento sanitário é combinado, foram realizadas análises de 3 eventos de precipitação com coleta de dados hidrológicos de amostras de água para avaliação dos parâmetros de qualidade de água, cujos dados foram utilizados

calibração e validação do modelo. Os resultados obtidos indicaram que o modelo simulou com boa precisão a forma do hidrograma e o tempo de apresentação dos picos. Quanto à simulação da qualidade, o ajuste entre as cargas totais simuladas indicou precisão relativa do modelo na estimativa dessas cargas. Um resultado importante deste trabalho foi a verificação que, mais que 50% das cargas poluentes nos 3 eventos analisados, foram transportadas pelos primeiros 30% do volume da chuva precipitada.

### **3.2.3. Indicadores Ambientais para Lagos Degradados**

Os principais fenômenos de degradação de lagos estão relacionados à eutrofização e ao assoreamento. O excesso de cargas de nutrientes que provoca a eutrofização traz como consequência o crescimento excessivo de macrófitas e algas que consomem parte do oxigênio disponível nas águas, liberam toxinas e gases no seu processo de decomposição, desequilibrando todo ecossistema aquático. Além dos nutrientes, o acúmulo de sedimentos também provoca impacto do assoreamento, que diminui a lâmina d'água, reduz a profundidade, a capacidade de armazenamento, prejudicando finalidades de uso, como a geração de energia e contenção de cheias (Von Sperling, 2005). Esses fenômenos foram analisados neste estudo por meio da avaliação de indicadores, conforme descrito a seguir.

#### **3.2.3.1. Eutrofização**

A avaliação da condição e do estágio da eutrofização de corpos hídricos permite a realização de diagnósticos e de prognósticos quanto aos processos de degradação e da vida útil desses ecossistemas (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2006).

Há na literatura alguns índices propostos para avaliação da eutrofização e gestão da qualidade de um corpo hídrico permitindo a comparação da qualidade entre as fontes, bem como acompanhar mudanças ao longo do tempo.

No Brasil, o principal indicador utilizado com essa finalidade é o Índice do Estado Trófico (IET) para o qual algumas metodologias de cálculo já foram estabelecidas, das quais se destacam os modelos de por Carlson (1977) modificado

por Toledo et al. (1983), Lamparelli (2004). Essas metodologias de cálculo possuem em comum a premissa da ponderação para as principais variáveis para a eutrofização de corpos aquáticos: Clorofila-a, fósforo total (PT), transparência da água e ortofosfato. Essa ponderação resulta em um índice numérico (IET) que permite a classificação do estado trófico.

Cunha (2012) propôs uma classificação em 5 níveis de trofia a partir dos resultados do IET. Em 2013 essa classificação foi ampliada, com a inclusão da classe hipereutrófica, configurando a classificação apresentada na Tabela 1:

**Tabela 1 – Níveis e Classificação do Estado Trófico**

<b>Nível Trófico</b>	<b>IET</b>
Ultraoligotrófico	$\leq 47$
Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$
Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$
Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$
Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$
Hipereutrófico	$> 67$

**Fonte: Adaptado de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013)**

Araújo et al. (2018) realizaram um estudo para comparar metodologias para determinação de índices de estado trófico (IETs) para os reservatórios da PCH de Rio Bonito e da UH Suíça, localizados na bacia do Rio Santa Maria da Vitória-ES. Esses reservatórios recebem aporte de nutrientes provenientes de esgotos domésticos, cultivos agrícolas e granjas e apresentava sinais de eutrofização. Nesse estudo foram utilizados dados de monitoramentos de qualidade de água de 20 campanhas realizadas entre outubro de 2008 e julho de 2014. Foram considerados, especificamente, índices desenvolvidos por Carlson (1977), Lamparelli (2004) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013). Concluiu-se que diferentes modelos podem resultar em classificações de estado tróficos muito diferentes. O modelo de Carlson (1977), desenvolvido para reservatórios de clima temperado, resultou em enquadramento mais rigoroso, classificando os reservatórios principalmente como eutróficos e mesotróficos. Os modelos de Lamparelli (2004) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), desenvolvidos para reservatórios de clima tropical/subtropical, apresentaram resultados similares e mais condizentes à condição dos lagos avaliados, classificando-os como oligotróficos.

### 3.2.3.2. Assoreamento

A vida útil de um reservatório está diretamente relacionada à velocidade de assoreamento e da conseqüente perda de volume de acumulação hídrica, independente do uso. Esse processo nos ambiente lênticos, que possuem um maior tempo de residência da água, em comparação com os rios, usualmente se dá pela deposição de partículas sólidas na região de entrada dos tributários e vai se estendendo por todo o fundo do lago (VON SPERLING, 1999).

No processo de assoreamento, os sedimentos têm origem no solo da bacia hidrográfica e são carregados até os lagos e reservatórios. Segundo Tucci (2000) no início do processo de urbanização das cidades, há um aumento da produção de sedimentos, devido às construções, limpeza de terrenos para novos loteamentos, construção de ruas, avenidas e rodovias entre outras causas. Quando a bacia urbana vai consolidando sua ocupação, com o solo cada vez mais impermeabilizado, a produção de sedimentos tende a decrescer. Já nas bacias rurais, o cultivo do solo deixa o solo periodicamente exposto aumentando a produção de sedimentos. A camada superficial do solo tem a estrutura alterada, tornando-se menos resistente à erosão.

O Índice de Sedimentação (IS) de um lago ou reservatório permite avaliar o avanço do processo de deposição e até mesmo estimar a vida útil do lago, caso o processo de assoreamento não seja controlado. Nessas avaliações, além da produção de sedimentos do solo bacia hidrográfica, o tamanho e a profundidade do lago são fatores importantes, uma vez que são os responsáveis pela redução da velocidade das águas e a deposição das partículas (CARVALHO et al, 2000).

O Índice de Sedimentação (IS) é um indicador que está associado à eficiência de retenção de sedimentos (E) que um lago ou reservatório pode suportar. Essa eficiência é obtida por meio da relação entre a descarga sólida afluente e efluente de um reservatório (CABRAL, 2005). Contudo, as medições de descarga sólida são complexas e não usualmente realizadas.

Contudo, há alguns métodos indiretos para avaliar esses fenômenos desenvolvidos por meio de aplicação de modelos empíricos de sedimentação que levam em conta dados hidrológicos e geométricos dos reservatórios. Os modelos mais aplicáveis na avaliação da sedimentação são os métodos de Churchill e Brune, sendo

o primeiro mais indicado para pequenos reservatórios, com volumes até  $10 \times 10^6 \text{ m}^3$  (CARVALHO et al., 2000).

Amaral (2018) realizou um estudo no Reservatório de Bom Jardim, Uberlândia MG para avaliar modelos empíricos de assoreamento desse reservatório, cuja capacidade é de  $7,3 \times 10^6 \text{ m}^3$ . Para isso, foram realizados cálculos das eficiências de retenção do reservatório, os volumes de sedimentos depositados e sua evolução temporal para os métodos de Churchill e Brune, por meio da utilização de dados hidrológicos, mapas e ensaios granulométricos de sedimentos. Os resultados apresentaram uma taxa de assoreamento anual de  $8.000 \text{ m}^3$  e  $10.200 \text{ m}^3$ , para os métodos de Brune e Churchill e, respectivamente, indicando que este último apresentou um cenário mais severo de assoreamento para o Reservatório de Bom Jardim.

#### **4. METODOLOGIA**

Este capítulo está organizado em três tópicos, sendo que o primeiro deles apresenta uma caracterização da bacia hidrográfica onde está inserida a Lagoa da Pampulha, contemplando informações geográficas, ambientais e sociais da área de estudo. Posteriormente estão descritos os métodos que serão utilizados para os cálculos dos aportes anuais de nutrientes e sedimentos na Lagoa da Pampulha.

Na sequência encontram-se detalhadas as informações sobre os cálculos e o modelo computacional utilizado para estimar a produção de nutrientes e sedimentos que podem ser carreados ao reservatório em diferentes cenários propostos para a bacia hidrográfica.

Por fim estão discriminados os indicadores utilizados para avaliar os impactos dos aportes de nutrientes e sedimentos na Lagoa da Pampulha.

No Quadro 2 é apresentado um resumo dos principais tópicos abordados.

**Quadro 2 – Resumo da Metodologia**

1- Área de Estudo	Caracterização	Descrição de aspectos físicos, urbanísticos, sanitários e ambientais
2 - Cálculos de Aporte Anual de Fósforo e Sedimento	Vazão	Aplicar da Curva Chave para o Córrego Sarandi e fazer “regionalização” para determinar as vazões dos demais afluentes em 2016-2017
	Fósforo Total	Estimar a carga a partir de dados de monitoramento mensal da concentração de fósforo total dos afluentes em 2016-2017
	Sedimento	Estimar a carga a partir de dados de monitoramento mensal da concentração de sólidos suspensos dos afluentes em 2016-2017
3-Modelagem SWMM	Inserção de Dados de Entrada	Caracterização das bacias e nós
	Simulações Hidrológicas e Hidráulicas	Calibração do Modelo
		Validação do Modelo
	Modelo de Poluição	Estimar a carga de fósforo e sedimentos para o ano de 2016-2017 e ajustar parâmetros
Simulação de Cenários	Definir cenários de ocupação e das condições sanitário-ambientais das bacias	
4-Avaliação dos Impactos na Lagoa da Pampulha	Avaliar a capacidade de resposta da Lagoa da Pampulha para os diversos cenários	Determinar o Índice do estado Trófico da Lagoa; Determinar a Taxa de Assoreamento do reservatório.

#### 4.1. Caracterização da Área de Estudo

O Reservatório da Pampulha, também conhecido por Lagoa da Pampulha, é um lago artificial que implantado na década de 1940. O Ribeirão Pampulha, onde está construído o reservatório, possui oito tributários diretos. O lago está situado nas coordenadas WGS84 19°51'09" S; 43°58'42"O e possui um espelho d'água com uma área de aproximada de 183 hectares, com um volume de reservação da ordem de 10.000.000 m<sup>3</sup> (no nível d'água operacional na cota 801.3m) e profundidades inferiores a 1m na sua porção de montante, chegando ao máximo de cerca de 14 m na sua porção de jusante, segundo dados da batimetria realizada no ano de 2019.

Para poder avaliar sua profundidade média, a Lagoa foi dividida em áreas, conforme ilustrado nas Figuras 4 e 5 e na Tabela 2.



Figura 4 – Divisão setorial da Lagoa da Pampulha (Fonte: Google Earth, 2019)

Tabela 2 – Dados do Reservatório

Áreas	Área (ha)	Profundidade Média (h)
A1	53,8	1,8
A2	20,9	9,8
A3	52,5	5,4
A4	56,0	12,7

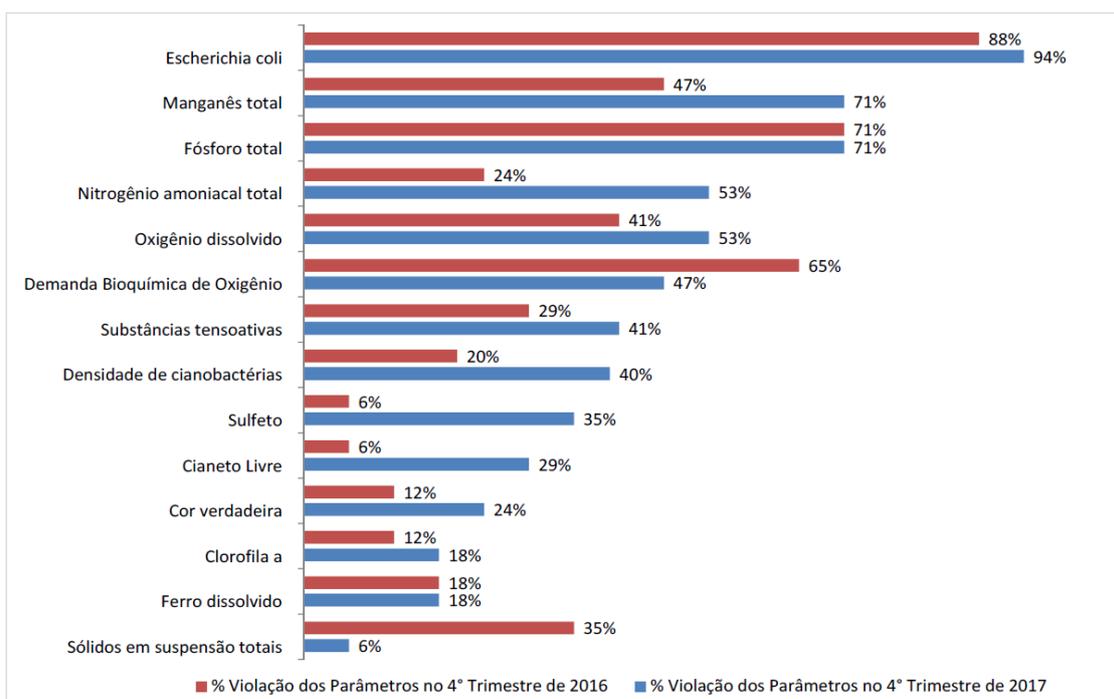
Fonte: SUDECAP (2019)

A área A1 compreende a porção de montante da Lagoa, onde estão localizados o Parque Ecológico, as enseadas do Zoológico e dos Córregos AABB e Olhos D'Água; a Área A2 que contempla as enseadas dos Córregos Tejuco e Mineirão, onde estão localizadas a Igrejinha da Pampulha, a Casa do Baile e o estádio do Mineirão; a Área A3 é a porção central da Lagoa e a Área 4 está a jusante, situada junto ao barramento e próxima ao Aeroporto da Pampulha.



A bacia hidrográfica da Pampulha está inserida na bacia hidrográfica do Rio das Velhas – Região Alto Rio das Velhas, que por sua vez é parte da bacia hidrográfica do Rio São Francisco e corresponde à Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRH) SF5 (São Francisco 5), segundo Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica. A região do Alto Rio das Velhas apresenta o maior contingente populacional, com uma expressiva atividade econômica, concentrada, principalmente, na Região Metropolitana de Belo Horizonte. Os principais agentes poluidores são os esgotos industriais e domésticos não tratados e os efluentes gerados pelas atividades minerárias atuantes em algumas áreas da bacia (CBH Velhas, 2015).

Em relação ao enquadramento dos corpos hídricos, a Deliberação Normativa COPAM nº 20/1997 definiu o enquadramento dos afluentes da Lagoa da Pampulha, da nascente até o reservatório, em Classe 2. Os padrões de qualidade para Classe 2 são definidos em Minas Gerais pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008, em consonância com a Resolução CONAMA 357. Segundo dados do monitoramento de qualidade de água do IGAM (2017), todos os 8 afluentes da Lagoa da Pampulha apresentaram violação para os principais parâmetros de qualidade da Classe 2 nos anos de 2016 e 2017, como mostrado na Figura 6:



**Figura 6 - Percentual de violações para os parâmetros na Bacia da Pampulha de 2016 e 2017**

Fonte: IGAM (2017)

Especificamente a Bacia Hidrográfica da Lagoa da Pampulha, indicada na Figura 7, possui área de 98 km<sup>2</sup>, dividida em 8 sub-bacias (Córregos Ressaca, Sarandi, Água Funda, Olhos D'Água, AABB, Baraúnas, Tejuco e Mineirão) inseridas nos municípios de Belo Horizonte (44,9%) e Contagem (55,1%), na região central do Estado de Minas Gerais, com uma população estimada de 500 mil habitantes. A hidrografia da bacia inclui 40 córregos, dos quais 19 estão em Belo Horizonte e 21 no município de Contagem (PBH, 2016).

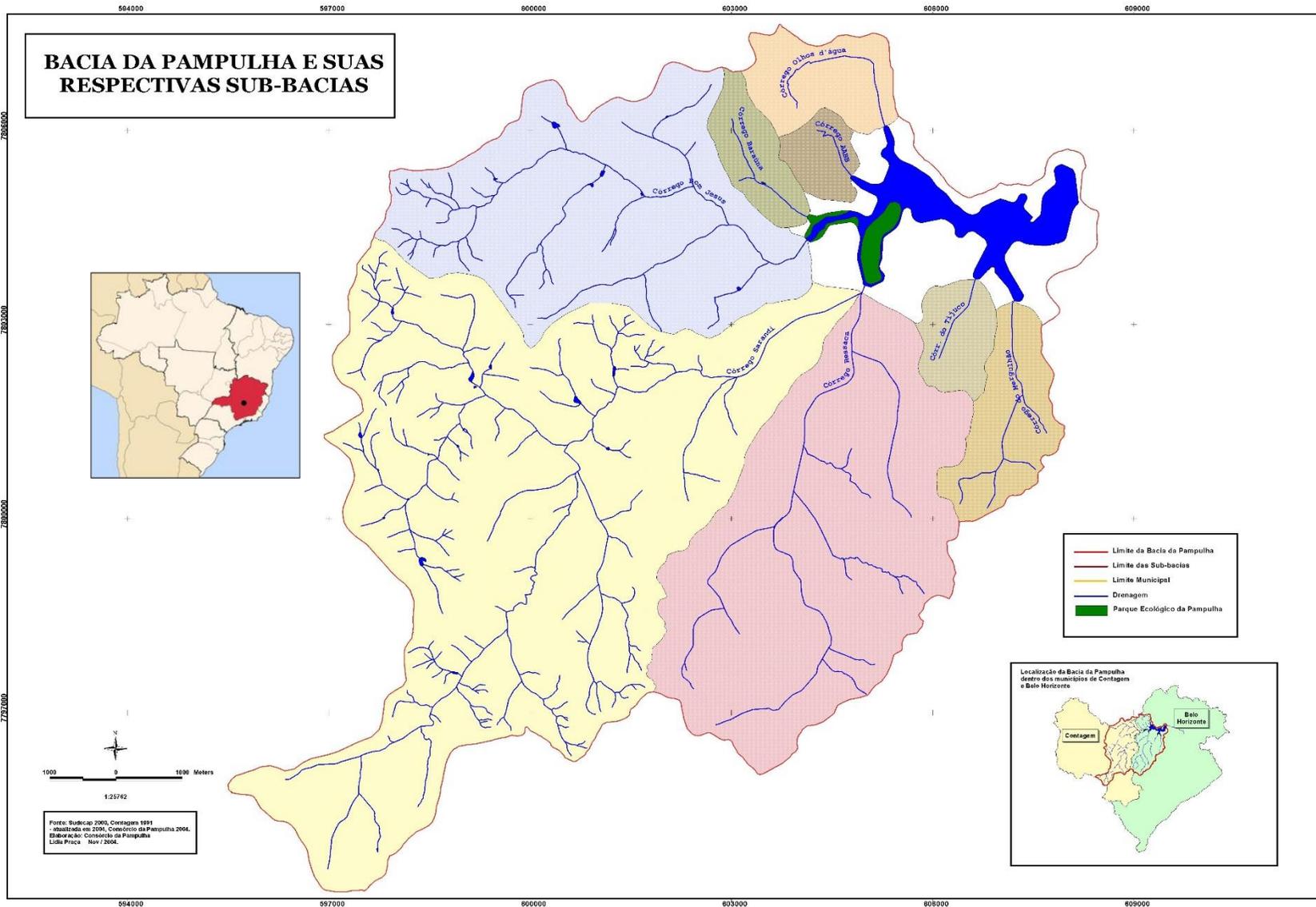


Figura 7 – Bacia Hidrográfica da Lagoa da Pampulha (Fonte: PROPAM, 2019)

A altitude média da bacia da Lagoa da Pampulha é de 850 m, estando a superfície do lago a 801 m; o ponto mais elevado está a 1089 m, próximo à BR-040, rodovia que liga Belo Horizonte a Brasília, no divisor de águas com o Córrego Água Branca (bacia do Arrudas). A declividade média da bacia situa-se na faixa de 10% a 20%. Verificam-se as maiores declividades médias nas sub-bacias dos Córregos Sarandi, Mergulhão e Ressaca, com ocorrência de taxas superiores a 25% em suas cabeceiras, e as menores na sub-bacia do Bom Jesus ou Água Funda, cuja predominância é inferior a 10%. Os solos residuais da superfície da bacia são provenientes de rochas granitognaissicas, o que resulta em uma homogeneidade morfológica e susceptibilidade à erosão (CPRM, 2001).

O clima de Belo Horizonte é caracterizado pela existência de um período de seca no inverno e chuvoso no verão, com total médio anual de 1524,4 mm. A temperatura média anual é de 21,1 °C, sendo o mês mais quente fevereiro com 23,0 °C e o mais frio em julho com 18,0 °C (SILVA et al., 2017).

Quanto à ocupação urbana, na Bacia da Pampulha entre 1984 e 2011 houve um expressivo avanço de expansão que teve dois eixos principais: industrial-residencial de sul-sudoeste para norte e, expansão predominantemente residencial de leste para oeste, a partir da Lagoa da Pampulha. A expansão industrial-residencial se desenvolveu a partir do parque industrial de Contagem e da expansão residencial de Belo Horizonte, que gerou um forte adensamento nas cabeceiras do Córrego Ressaca e das partes altas do Córrego Sarandi. A expansão predominantemente residencial teve como motivador principal a valorização do solo e especulação imobiliária e seguiu de jusante para montante. Nas sub-bacias dos Córregos Sarandi, Bom Jesus e Olhos d'Água mais de 15 milhões de metros quadrados de área deixaram de ser permeáveis de 1984 a 2011 (LEMOS et al. 2014).

Quanto aos instrumentos de regulação da ocupação urbana nesses municípios, os Planos Diretores de Belo Horizonte e de Contagem definem restrições para áreas inseridas na bacia hidrográfica da Pampulha. Em Contagem, essas restrições se aplicam na Sub-bacia do Córrego Água Funda/ Bom Jesus. Já em BH, essa restrição se deu a partir da criação de uma Área de Diretrizes Especiais (ADE), que ocupa grande parte da área da poção da bacia hidrográfica inserida no município. Nessas áreas há diversas restrições de ocupação com o objetivo de assegurar condições de recuperação e de preservação ambiental da bacia hidrográfica. Contudo, no município

de Contagem é prevista uma zona de expansão urbana na Bacia da Pampulha, cujo adensamento é permitido (CONTAGEM, 2018; BELO HORIZONTE, 2019).

Na bacia há áreas com equipamentos urbanos de baixa densidade de ocupação, como Centro Industrial de Contagem (CINCO), a Central de Abastecimento de Minas Gerais (CEASA), Jardim Zoológico, o campus da UFMG e o Aeroporto da Pampulha. No que se refere às áreas verdes, há muitas delas na região, com destaque para os Parques: Parque Linear Sarandi, Cabral, Dona Clara, Ecológico Promotor José Lins do Rego, Ecológico Cássia Eller no bairro Paquetá, Ecológico Jardim São José, Ecológico do Brejinho no bairro Indaiá. Há também áreas verdes localizadas em clubes, como é o caso dos clubes Bosque na Avenida Fleming, Clube do Banco do Progresso no Bairro Garças, bem como em sítios e chácaras bastante frequentes na região. No que se refere aos assentamentos precários, destaca-se a ocupação Dandara e áreas propensas a novas ocupações nos bairros Trevo, Garças, Braúnas e Ouro Preto (PBH, 2012; PMC 2013).

Quanto à relação da permeabilidade do solo, Teixeira & Moura (2013) realizaram um estudo a partir de imagens de satélite para avaliar os principais tipos de uso do solo das Bacias Hidrográficas de Belo Horizonte e as taxas de impermeabilização associadas. Os resultados obtidos permitiram calcular o *Curve Number* (CN) para cada sub-bacia, sendo este um indicador de grande importância para avaliar o impacto da urbanização na geração de escoamento superficial. Para a bacia hidrográfica da Lagoa da Pampulha foram obtidos valores de CN que alcançam até 85 a 95, indicando altos índices de urbanização.

Quanto às questões sanitárias, os dados de atendimento de serviços foram extraídos dos Planos Municipais de Saneamento de Contagem (2013) e de Belo Horizonte (2016/2019), bem como em dados fornecidos pela COPASA, que detém concessão dos sistemas de abastecimento de água e de esgoto dos dois municípios.

Na região da Pampulha o índice de coleta de resíduos sólidos é da ordem de 99% e é realizada pelas prefeituras municipais.

Segundo informações, da COPASA, a Bacia da Pampulha possui 100% de atendimento pelo sistema de abastecimento de água e o índice de atendimento pelo sistema de esgotamento sanitário é da ordem de 95%. As áreas não atendidas pelo sistema de esgotamento sanitário estão localizadas em regiões que necessitam de intervenções estruturantes e de urbanização que demandam investimentos das

administrações municipais. Contudo, ainda segundo dados da concessionária, cerca de 1/3 das economias não atendidas apresentam viabilidade de interligação à rede pública, demandando de ações de convencimento para que os imóveis conectem suas ligações, bem como ações de fiscalização das vigilâncias sanitárias municipais. Neste contexto, ainda há uma população não atendida pelo sistema de esgotamento sanitário de cerca de 25 mil habitantes, cujos lançamentos são realizados nos cursos d'águas, cujo destino final ainda é a Lagoa da Pampulha (PMC, 2013; PBH, 2016; COPASA, 2019).

A seguir é apresentada a Tabela 3 com um resumo das principais características de cada sub-bacia da Lagoa da Pampulha.

Tabela 3 – Principais Dados das Sub-Bacias

Bacia Hidrográfica	População (hab)	Área (km <sup>2</sup> )	Densidade Demográfica (hab/km <sup>2</sup> )	Decliv. Média %	Talvegue Principal KM	Atendimento por Serviços Sanitários			Imper. do Solo (Média) %
						Abastecimento de Água %	Esgotamento Sanitário %	Coleta de Resíduos Sólidos %	
Córrego Sarandi	230.996	40,7	5.670	10,8	13	100	97	100	68
Córrego Água Funda	4.848	16,7	291	5,2	6	100	89	100	51
Córrego Baraúna	2.367	1,8	1.308	6,6	2	100	98	98	56
Córrego AABB	2.085	1,2	1.752	5,3	1	100	97	100	66
Córrego Olhos D'Água	13.497	2,8	4.786	6,4	3	100	77	100	65
Córrego Mergulhão	4.840	3,4	1.436	6,5	2	100	91	100	48
Córrego Tejuco	14.417	1,9	7.710	8,4	2	100	98	100	74
Córrego Ressaca	219.768	20,5	10.740	9,5	8	100	97	98	68
Lagoa da Pampulha	7.182	8,0	895	4,7	-	100	80	100	67

Fonte: PBH, 2009; PMC, 2013; PBH, 2016

**Tabela 3 - Principais Dados das Sub-Bacias (Continuação)**

Sub-Bacia	Áreas de cada classe (UFMG, 2014)												CN MÉDIO
	Mancha Urbana			Solo Exposto			Vegetação Densa			Vegetação Rasteira			
	Área (km <sup>2</sup> )	%	CN	Área (km <sup>2</sup> )	%	CN	Área (km <sup>2</sup> )	%	CN	Área (km <sup>2</sup> )	%	CN	
Córrego Sarandi	2,1	76,9	75	0,15	5,6	5	0,21	7,6	5	0,10	3,7	2,96	88
Córrego Água Funda	0,5	39,9	39	0,03	2,0	2	0,35	25,7	17	0,19	13,8	10,89	69
Córrego Baraúna	0,9	44,0	43	0,13	6,4	5	0,32	16,2	11	0,25	12,9	10,18	69
Córrego AABB	0,7	59,6	58	0,08	6,4	5	0,12	10,1	7	0,06	5,2	4,11	74
Córrego Olhos D'Água	1,9	69,0	68	0,38	13,5	11	0,04	1,5	1	0,17	6,0	4,70	84
Córrego Mergulhão	1,4	42,1	41	0,13	4,0	3	1,07	31,8	21	0,25	7,4	5,88	71
Córrego Tejuco	5,3	81,4	80	0,29	4,5	4	0,19	2,9	2	0,17	2,7	2	89
Córrego Ressaca	15,9	77,5	76	2,28	11,1	9	0,51	2,5	2	0,59	2,9	2,27	89
Lagoa da Pampulha	3,3	40,8	40	0,36	4,5	4	0,61	7,6	5	1,04	13,0	10,27	59

Fonte: Teixeira & Moura, 2013

## 4.2. Estimativa da Carga de Nutrientes e Sedimentos à Lagoa da Pampulha

### 4.2.1. Cargas Estimadas

Para avaliar o aporte de nutrientes à Lagoa da Pampulha foi selecionado o parâmetro fósforo total (PT). O fósforo (P) e o nitrogênio (N) são os principais nutrientes responsáveis pela eutrofização de corpos hídricos. No entanto, o fósforo é frequentemente o nutriente limitante a longo prazo e, o principal causador do processo de eutrofização de lagos (STEPHANIE et al., 2000; SCHINDLER, 2012). Para a Lagoa da Pampulha, Segundo Von Sperling & Campos (2011), a relação N/P é geralmente superior a 40, indicando o fósforo como nutriente limitante.

Em relação aos sedimentos, segundo Tucci & Collishonn (2000), a determinação do volume dos sólidos aportados a um reservatório é um importante indicador quanto à produção de sedimentos da bacia hidrográfica e este foi o parâmetro escolhido para avaliar o processo de assoreamento da Lagoa da Pampulha. Estudos realizados por Fill & Santos (2001) demonstraram que a avaliação do transporte de sedimentos em suspensão é um importante indicador para estimar a sedimentação em reservatórios, lagos e estuários.

As cargas de fósforo e de sedimentos que são aportadas à Lagoa da Pampulha foram obtidas para cada um dos oito afluentes a partir da proposição de Von Sperling (2005) e Conte & Leopoldo (2001) indicada pela Equação 1:

$$C = k \times c \times Q \quad (1)$$

Na qual: C é a carga (kg/dia); K é uma constante para transformação de unidades; c é a concentração de fósforo total ou de sólidos totais suspensos (mg/L) e Q a vazão do momento da coleta (m<sup>3</sup>/dia).

As concentrações do Fósforo Total (PT) e de Sólidos Suspensos Totais (SST) para cada afluente foram obtidas a partir dos resultados do monitoramento implementado pela PBH e que vem sendo realizado na Lagoa e em seus afluentes desde abril 2016. No ano de 2018, o monitoramento foi suspenso entre os meses de março e setembro, inviabilizando o uso dos dados da série completa. O único ano que

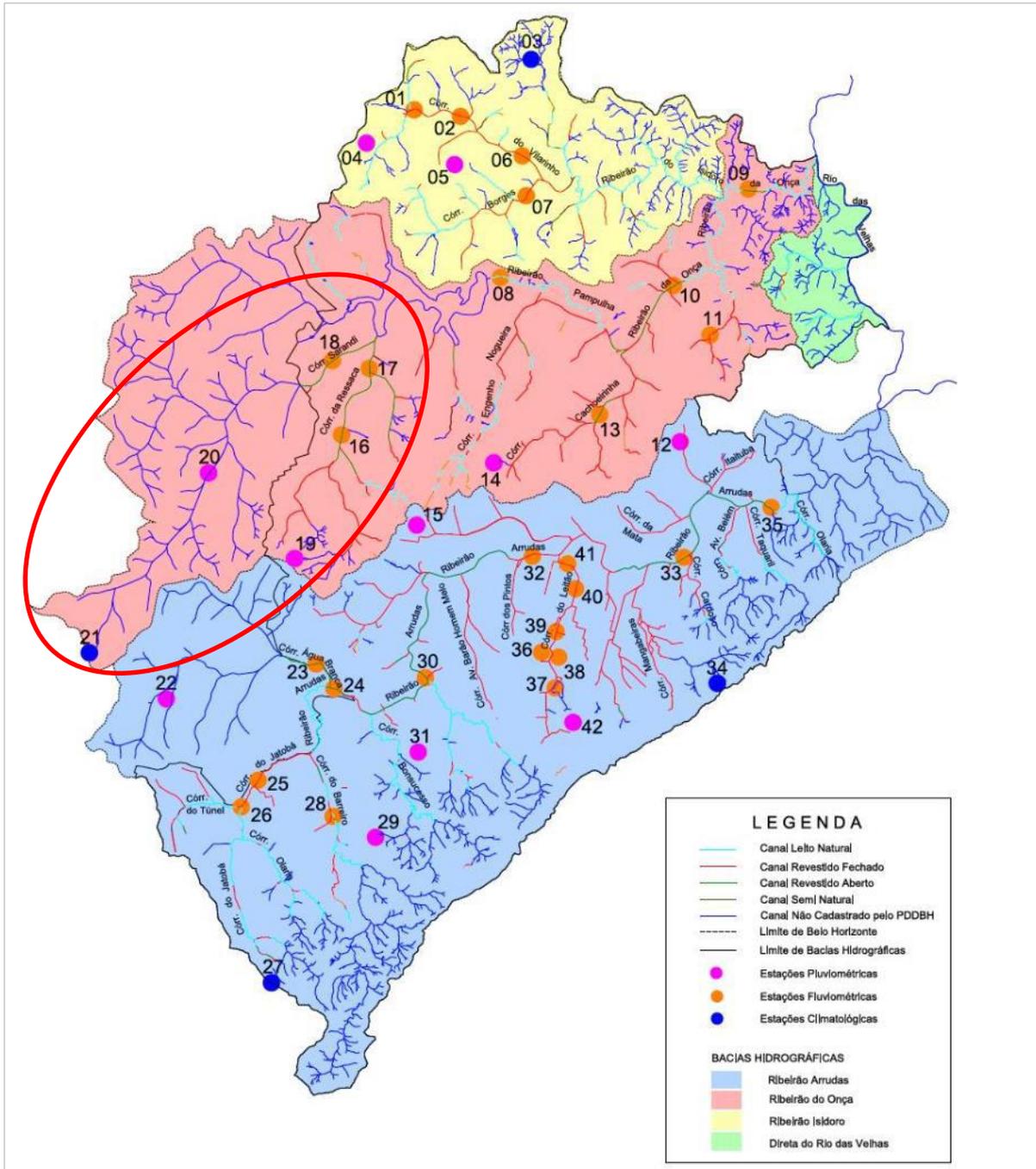
apresenta dados completos para os tempos secos e chuvosos é o ano hidrológico 2016-2017 e foi esse o período escolhido neste trabalho.

O monitoramento em referência possui frequência mensal e contempla pontos internos à Lagoa e outros oito pontos localizados nas confluências do reservatório: Córregos Sarandi, Ressaca, Água Funda, Braúnas, AABB, Olhos D'Água, Tejuco e Mergulhão.

Nesses cálculos, não foram considerados os lançamentos pluviais em marcha na área de contribuição direta da Lagoa da Pampulha (pontos dispersos ao longo do perímetro da lagoa), dadas as dificuldades para se estimar essas vazões, bem como monitorar a qualidade e composição desse escoamento.

Para calcular as vazões afluentes à Lagoa da Pampulha foram utilizados dados de nível obtidos a partir da rede de monitoramento hidrológico da Prefeitura de Belo Horizonte.

Na bacia da Pampulha há duas estações fluviométricas (P19 e P20) e uma climatológica (P21) e ainda outras três (F16, F17 e F18) instaladas nas calhas dos Córregos Ressaca e Sarandi que medem além de dados de chuva, dados de nível de água, conforme indicado na Figura 9. Esses dados são registrados continuamente, com a frequência de 10 minutos. A estação F17 foi desativada por razões da execução de obras de alargamento do Canal do Córrego Ressaca. Na confluência com a Lagoa da Pampulha, a única estação que possui dados de monitoramento de qualidade de água e de vazão é a estação F18 do Córrego Sarandi.



**Figura 9 – Mapa com Localização da Rede de Monitoramento Hidrológico da PBH, com destaque para as Estações F16, F17, F19, P19, P20 e P21 (PBH, 2016)**

Assim como Cândido (2015) em simulações no SWMM realizados para a Bacia do Córrego Ressaca, a determinação das vazões neste trabalho foi obtida a partir da aplicação das curvas-chave obtida nos estudos desenvolvidos por Nogueira (2015) para o Córrego Sarandi (estação F18), indicada pela Equação 2.

$$H = -0,0002Q^2 + 0,0393Q + 806,18 \quad (2)$$

Os dados utilizados por Nogueira (2015) para o Córrego Sarandi foram ajustados para obtenção da equação da vazão em função da lâmina d'água, conforme indicado na Equação 3:

$$Q = 8,843H^2 + 17,096H - 2,6567 \quad (3)$$

Na qual H é a altura da lâmina d'água medida em metros e Q a vazão em m<sup>3</sup>/s. Os dados negativos de vazão foram tratados, considerando as vazões de seca, uma vez que não há registros de vazão nula para os Córregos Ressaca e Sarandi.

Para os demais afluentes, por não haver monitoramento fluviométrico, foram realizadas regionalizações para se estimar as vazões. A regionalização foi realizada a partir dos dados de vazão do Córrego Sarandi e das relações de áreas das bacias hidrográficas. Esses cálculos podem apresentar imprecisões, mas que podem não alterar significativamente os resultados, uma vez que o Córrego Sarandi é o principal afluente e representa grande parte das cargas de poluição aportadas à Lagoa da Pampulha (COUTINHO, 2007).

#### **4.2.2. Simulações Matemáticas no SWMM**

Para que fosse possível estimar o aporte de nutrientes e sedimentos à Lagoa da Pampulha para diferentes condições sanitárias, ambientais e urbanísticas da bacia hidrográfica, foram realizadas simulações hidrológicas, hidráulicas e de qualidade de água utilizando o software SWMM.

##### **4.2.2.1. Escoamento Superficial**

Na modelagem hidrológica, os dados mínimos de entrada são:

- Área da bacia hidrográfica (A);
- Largura do escoamento superficial (W);
- Declividade média da bacia (i);
- Percentual de área impermeável (%IMP) da bacia;

- Coeficiente de rugosidade de Manning de áreas permeáveis e impermeáveis ( $N_{Per}$  e  $N_{Imper}$ );
- Profundidade do armazenamento em depressões das áreas permeáveis e impermeáveis da bacia ( $D_{Per}$  e  $D_{Imper}$ ), sendo essas o armazenamento necessário para início do escoamento superficial, que representam os efeitos de precipitação efetiva;
- Dados para os modelos de infiltração (Horton, SCS etc).

Dentre os parâmetros hidrológicos, um dos de maior dificuldade de determinação é a largura do escoamento superficial ( $W$ ) das bacias hidrográficas. Neste trabalho será utilizada a metodologia recomendada no manual do SWMM (ROSSMAN & HUBER, 2015), que permite definir a largura de escoamento de bacias com forma irregular, como as deste estudo, a partir da aplicação da Equação 4.

$$W = L + 2 L(1 - Z) \quad (4)$$

Na qual  $W$  é a largura da bacia (m),  $L$  é o comprimento do talvegue principal (m) e  $Z$  a relação entre a maior área lateral do canal principal e a área total. Com essa aplicação a largura da bacia  $W$  varia no intervalo de  $L$  a  $2 L$ .

Na modelagem hidráulica, o SWMM simula escoamentos para elementos com geometrias variadas, singularidades e controles em regimes permanente e transientes tanto o método da onda cinemática, como dinâmica para propagação dos fluxos (LEWIS & WAYNE, 2016).

Neste trabalho, foram realizadas simulações contínuas para cálculo das vazões, com intervalos de 10 em 10 minutos, mesmo passo dos dados do monitoramento hidrológico utilizado.

Os dados geométricos necessários para o modelo hidráulico no SWMM foram extraídos do Atlas de Macrodrenagem de Belo Horizonte (PBH, 2002). Adicionalmente foram aferidas ou retificadas algumas informações em campo, em virtude do hiato temporal desde a realização do cadastro, conforme ilustrado nas Figuras 8 e 9.



seria possível se fossem analisados dados de poluição, cuja série disponível é curta (desde 2016) e pouco densa (dados mensais).

No processo de calibração, foram analisadas as vazões obtidas para Canal Córrego Sarandi na Estação F18 para o ano de 2016, por meio da aplicação da curva-chave, que foram comparadas às vazões obtidas nas simulações no SWMM, cujos dados de precipitação foram obtidos a dos dados de chuva das estações F18, P20 e P21, instaladas na Bacia do Córrego Sarandi.

Para avaliar a aderência do modelo, foram avaliados especificamente os parâmetros coeficiente de Manning para escoamento superficial na parcela impermeável da sub-bacia ( $N_{Imper}$ ) e coeficiente de rugosidade de Manning dos condutos ( $N_{Condu}$ ). A definição de iniciar o processo de calibração por esses parâmetros, foi proposta a partir dos resultados obtidos por Silva (2014) e Cândido (2015), que realizaram simulações hidrológicas e hidráulicas no SWMM para as bacias dos Córregos Ressaca e Sarandi, nos quais foram demonstradas maior sensibilidade e influência desses coeficientes nos resultados. Adicionalmente, em virtude das incertezas nas metodologias de cálculo e do conceito, foram também realizadas avaliações do parâmetro largura da bacia ( $W$ ).

O critério estatístico utilizado neste trabalho para calibração foi o Coeficiente de Nash Sutcliffe (NS), calculado por meio da Equação 5:

$$NS = \frac{\sum(Q_o - Q_s)^2}{\sum(Q_o - Q_M)^2} \quad (5)$$

Na qual,  $Q_o$  é vazão observada;  $Q_s$  a vazão simulada pelo modelo; e  $Q_M$  a vazão média observada no período de simulação. O coeficiente (NS) pode variar entre negativo infinito a 1, sendo o valor 1 indicativo de um perfeito ajuste (ASCE, 1993).

Para avaliar a calibração do modelo foi adotada a classificação sugerida por Van Liew et al. (2007). De acordo com essa classificação, valor de  $NS = 1$  significa ajuste perfeito dos dados preditos pelo modelo;  $NS \geq 0,75$  (modelo é adequado e bom);  $0,36 < NS < 0,75$  o modelo é considerado satisfatório e,  $NS \leq 0,36$  o modelo não é satisfatório.

### 4.2.2.3. Simulações de Qualidade de Água

Em relação módulo de qualidade de água, o SWMM possibilita estimar a carga de nutrientes e poluentes presente no escoamento superficial por meio de ajustes de equações empíricas que são baseadas na produção de poluição, que depende do tipo do solo e da precipitação anual (MENEZES FILHO, 2014). A simulação de qualidade utiliza como premissa o acúmulo superficial de poluentes e nutrientes na bacia em períodos secos e chuvosos e a lixiviação do solo.

As questões de produção e transporte de cargas de poluição estão diretamente associadas à intensidade de um evento de precipitação para produzir escoamento superficial com a energia necessária para carrear os elementos. Contudo, os efeitos de produção e transporte cargas, em especial sedimentos, estão associados a fenômenos complexos, cujo conhecimento requerem a aplicação de monitoramentos contínuos de qualidade e transporte de partículas que não foram contemplados neste trabalho.

O SWMM apresenta 3 métodos no módulo de qualidade para avaliação da lixiviação dos poluentes no solo. Essas funções são inseridas no modelo por meio de equações empíricas de cada método: Lixiviação Exponencial, Função da Taxa de lixiviação e Concentração Média de Evento (CME), sendo este último, o utilizado neste trabalho, em virtude da disponibilidade de parâmetros necessários para as simulações. O CME utiliza dados de concentração de poluente por unidade de volume que variam de acordo com o uso do solo (ROSSMAN & HUBER, 2016).

Para o processo de lixiviação, foi utilizada a metodologia de Concentração Média de Evento (EMC) de Baird & Jennings (1996) de Fósforo Total e Sólidos Suspensos, cujos dados médios para entrada no SWMM estão apresentados na Tabela 4:

**Tabela 4 – Concentração Média do Evento**

Parâmetro	Uso do Solo			
	Residencial	Pastagens	Vias	Espaços Abertos
Fósforo Total (mg/L)	0,57	0,01	0,22	0,12
Sólidos Suspensos Total (mg/L)	41	1,0	73,5	70

Fonte: Adaptado de Baird & Jennings (1996)

Como as simulações de qualidade tiveram como objetivo permitir estimar médias mensais, foi considerado que os dados monitorados mensalmente correspondem aos valores médios. Todavia, ao utilizar as médias não são considerados os efeitos da *first flush*<sup>1</sup> que possuem influência na produção e carregamento cargas, por ser o principal fenômeno responsável pela erosão e lavagem do solo da bacia hidrográfica. Contudo, Porto (1995) afirma que a relevância do *first flush* é maior em bacias pequenas do que em bacias maiores, visto que nessas últimas, a diminuição das concentrações de poluentes pode não ocorrer tão rápido com o aumento do volume escoado.

Neste trabalho serão utilizadas as classificações de uso do solo aplicados por Aprígio (2012) por essas poderem ser correlacionadas às características da Bacia Hidrográfica da Lagoa da Pampulha:

- O uso residencial compreende a 90% das áreas de mancha urbana e 100% das áreas de vegetação densa (parques), apresentadas na Tabela 3;
- O uso de pastagens foi associado à 100% da vegetação rasteira;
- As vias contemplam os 10% restantes da mancha urbana, e por fim;
- Os espaços abertos pouco desenvolvidos são representados pelas áreas de solo exposto.

Para avaliar a acumulação de poluentes na bacia hidrográfica, deve ser estabelecido uma função em relação ao número de dias secos antecedentes a um evento e ao valor máximo possível da concentração do poluente. Esse fenômeno pode introduzido no SWMM a partir de funções empíricas representadas por funções de potência, exponencial e de saturação (ROSSMAN & HUBER, 2016).

Neste trabalho foi considerado que este fenômeno é descrito pela função de saturação, assim como na metodologia aplicada por Costa (2013) e Silva (2014), representada na Equação 6:

$$B = \frac{C_1 \times t}{C_2 + t} \quad (6)$$

---

<sup>1</sup> Primeira lavagem efetiva do solo da bacia hidrográfica.

Na qual B é a acumulação de poluentes no solo da bacia, sendo  $C_1$  a acumulação máxima possível (massa por áreas) e  $C_2$  a constante máxima de semi-saturação (dias<sup>-1</sup>). Os coeficientes  $C_1$  e  $C_2$  utilizados neste trabalho foram aqueles encontrados por Silva (2014) em modelagens no SWMM para a Bacia da Lagoa da Pampulha indicados na Tabela 5:

**Tabela 5 - Coeficientes de Acúmulo e Lixiviação Adotados no Modelo**

Parâmetro	$C_1$ (kg/Ha)	$C_2$ (Dias <sup>-1</sup> )
PT	0,78	0,19
SST	196	0,77

Fonte: Silva (2014)

Ressalta-se que a utilização deste modelo para estimar a produção e acumulação de poluentes no solo da bacia hidrográfica apresenta limitações, sendo a principal restrição a consideração de um limite máximo na acumulação de poluentes, o que não representa a realidade para solos naturais e/ ou descobertos, que podem ser continuamente lixiviados. Contudo, não havia até a realização deste trabalho, estudos com utilização de outros modelos de produção e acumulação de poluentes para a Bacia da Lagoa da Pampulha, assim como não havia dados contínuos de qualidade de água que permitissem o ajuste de novos modelos.

Por fim, como na Bacia da Pampulha há significativos lançamentos de esgoto nos cursos d'água e essas cargas foram inseridas no SWMM nas concentrações de poluentes das vazões de tempo seco dos canais e cursos d'água de cada afluente.

#### **4.2.2.4. Simulações de Poluição**

Para realizar avaliações comparativas para variadas condições sanitárias e ambientais na bacia Hidrográfica e os impactos no aporte de fósforo e sedimentos à Lagoa da Pampulha, foram estabelecidos 3 cenários, sendo o primeiro deles considerado o cenário base, conforme descrição a seguir:

- **Cenário 1 (Atual):** para esse cenário foram consideradas as características do modelo SWMM ajustado aos resultados das cargas estimadas por meio de monitoramento para 2016-2017;

- **Cenário 2 (Conservador):** para esse cenário foi considerada um acréscimo na área urbana (50% do percentual da vegetação rasteira); aumento de da área de solo exposto (30% do percentual da vegetação rasteira) e uma redução de 50% da carga de esgoto lançado em cursos d'água, que passaram a ser coletados pelo sistema de esgotamento sanitário da bacia hidrográfica;
- **Cenário 3 (Otimista):** nesse cenário foi considerada manutenção da área urbana do cenário 1, redução de 50% da área de solo exposto (a ser acrescido na área de vegetação rasteira) e uma redução de 90% da carga de esgoto lançado nos cursos d'água, que passaram a ser coletados pelo sistema de esgotamento sanitário da bacia hidrográfica.

Os cenários 2 e 3 propuseram um arranjo de intervenções com técnicas de reabilitação de lagoa degradados de implementação externa, na bacia hidrográfica. Para esses cenários, foram executadas simulações contínuas do módulo de qualidade de água do SWMM, considerando os dados de precipitação do ano hidrológico 2016-2017, registrados nas estações F18, F19 e F20. Assim, foram obtidas as cargas de fósforo total (PT) e sólidos suspensos totais (SST) para cada afluente.

### **4.3. Avaliação dos Impactos na Lagoa da Pampulha**

#### **4.3.1. Qualidade da Água**

Para avaliar os impactos na qualidade das águas da Lagoa da Pampulha foi realizada uma avaliação do estado trófico do reservatório.

Neste trabalho a avaliação do estado trófico da Lagoa da Pampulha foi realizada por meio da avaliação do IET proposta na metodologia de Lamparelli (2004) para o indicador fósforo total (PT), por se este modelo desenvolvido para lagos tropicais, como a Lagoa da Pampulha. Outro modelo também aplicado para esse tipo de avaliação é o modelo de Carlson (1977), mas sendo mais recomendado para reservatórios de clima temperado.

O cálculo de IET, segundo Lamparelli (2004) considerando o parâmetro de qualidade de fósforo total retido ( $PT_R$ ), é apresentado na Equação 7:

$$IET(PT_R) = 10 \times \left[ 6 - \left( 1,77 - \frac{0,42 \times \ln(PT_R)}{\ln(2)} \right) \right] \quad (7)$$

Onde:  $PT_R$  é fósforo total (mg/L) que fica retido da Lagoa da Pampulha, visto que nem todo fósforo que é aportado permanece no reservatório e irá contribuir para seu estado trófico.

Os dados da concentração de PT utilizados foram obtidos para a Lagoa da Pampulha por meio da razão das cargas encontradas nas simulações de qualidade e do volume total do reservatório. Destaca-se que esse estudo não considerou os processos ecológicos internos à Lagoa da Pampulha, tais como a liberação de fósforo pelos sedimentos e a assimilação deste nutriente por algas e macrófitas. Esses processos são complexos e devido às limitações deste trabalho, não foram avaliados.

Para estimar o fósforo total retido ( $PT_R$ ) na Lagoa da Pampulha, foi utilizado o modelo empírico desenvolvido por Sallas & Martino (2001), que é o modelo recomendado por Von Sperling (1999) para fins de planejamento e gerenciamento de lagos e reservatórios inseridos em áreas de clima tropical. O modelo empírico leva em conta diretamente o tempo de renovação hidráulica do sistema, tal como apresentado na Equação 8:

$$PT_R = 0,290 \times \frac{PT^{0,891} \times T_R^{0,676}}{Z^{0,934}} \quad (8)$$

Onde: PT é o aporte de fósforo total (mg/L),  $T_R$  é o tempo de residência (dias) e Z a profundidade média do Lagoa (m).

Segundo dados do modelo limnológico desenvolvidos para a Lagoa da Pampulha e apresentados pela PBH (2018) o Período de Residência do reservatório varia de 90 a 150 dias nos períodos secos e chuvosos. Já a profundidade média, obtida pela média ponderada das áreas apresentadas na Figura 2 e das profundidades obtidas na batimetria (SUDECAP, 2018), é de 7,1 metros.

A partir da aplicação da Equação 4, foram determinados os IETs para a Lagoa da Pampulha e a classificação dos níveis tróficos do reservatório, conforme apresentado na Tabela 1.

### 4.3.2. Assoreamento

Para avaliar os impactos do aporte de sedimentos na Lagoa da Pampulha foi avaliada taxa de assoreamento do reservatório. Na década de 1990, Oliveira e Batista (1997) realizaram estudos a partir de dados de dragagem do reservatório e estimaram a taxa de assoreamento da Lagoa da Pampulha da ordem de 380.000 m<sup>3</sup>/ano. Havia naquela época um prognóstico de que essa taxa chegaria a 600.000 m<sup>3</sup>/ano, se o ritmo de degradação ambiental da bacia permanecesse inalterado (CHAMPS, 1992).

A partir dos dados do desassoreamento realizado entre os anos de 2013-2014 (SUDECAP, 2015), estimam-se que atualmente sejam depositados 115 x 10<sup>3</sup> m<sup>3</sup>/ano de sedimentos na Lagoa da Pampulha todos os anos.

Neste trabalho, a taxa sedimentação da Lagoa da Pampulha foi avaliada a partir da avaliação da carga de Sólidos Suspensos Totais (SST) estimadas a partir do monitoramento da concentração de SST nos oito afluentes da Lagoa da Pampulha para o ano hidrológico 2016-2017.

Normalmente, segundo Carvalho et al. (2000), a descarga em suspensão é a parte predominante da descarga total, representando até mais que 90% da carga sólida. Da mesma forma como proposto para o Fósforo Total (PT), foi necessário estimar quanto do sedimento aportado fica depositado na Lagoa da Pampulha. Para isso foi utilizado o conceito de eficiência de retenção de sólidos em reservatórios.

Neste trabalho, para avaliação da retenção de sólidos na Lagoa da Pampulha foi utilizado o método de Churchill.

O método de Churchill utiliza o valor do Índice de Sedimentação (IS), que relaciona dados hidráulicos e geométricos do reservatório, descrito na Equação 9, e uma curva empírica, indicada no ábaco apresentado na Figura 10 (CARVALHO et al., 2000).

$$IS = \frac{Vol^2}{Q^2L} \quad (9)$$

Na qual Vol é o volume do reservatório (m<sup>3</sup>), Q a Vazão Afluentes (m<sup>3</sup>/s) e L é o comprimento do reservatório (m).

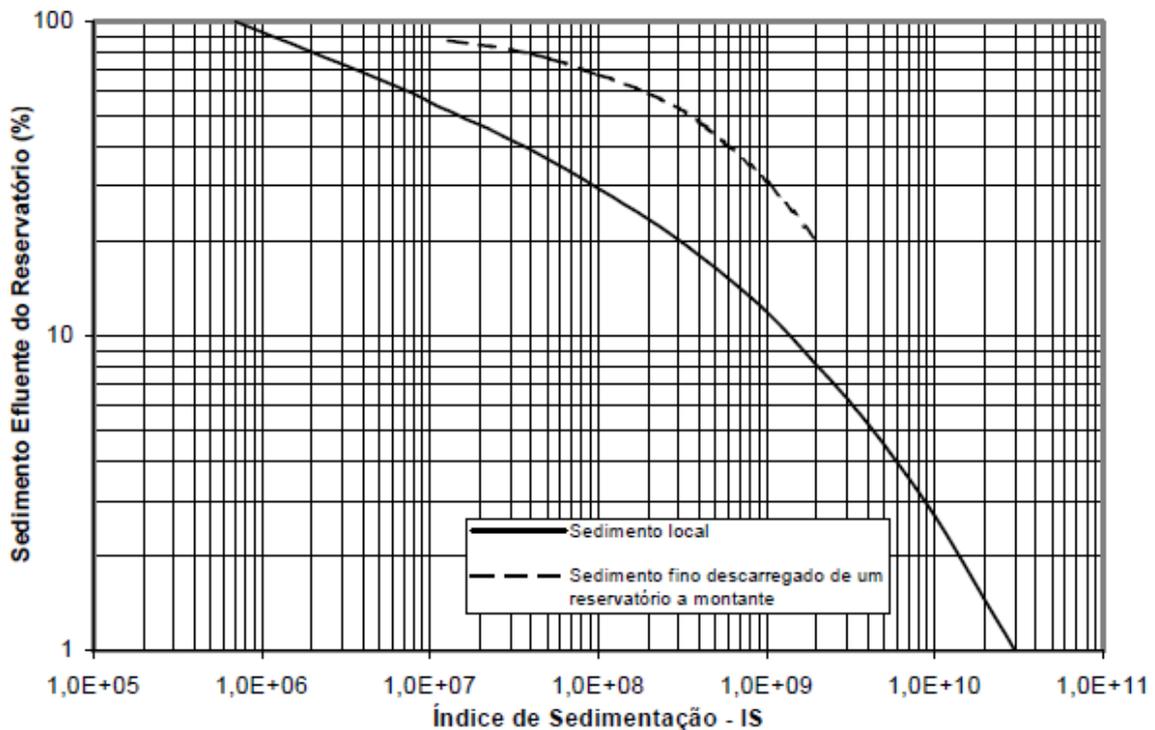


Figura 10 – Curvas de Índice de Sedimentação (Fonte: CARVALHO et al., 2000)

Conhecido o IS, a partir do ábaco apresentado na Figura 5, obtém-se a percentagem de Sedimentos Efluentes do Reservatório (E). A Taxa de Assoreamento (ton/ano) é obtida a partir da aplicação da Equação 10:

$$TA = (1 - E) \times C \quad (10)$$

Na qual C é a carga anual de sólidos suspensos totais aportados à Lagoa da Pampulha em ton/ano.

A taxa de assoreamento estimada para os anos de 2016-2017, por meio dos dados de monitoramento, e as taxas encontradas para os cenários da simulação de qualidade de água no SWMM foram comparadas às taxas de assoreamento já conhecidas para a Lagoa da Pampulha, obtidas por meio de batimetrias realizadas em anos anteriores.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. Cálculo de Vazões

Os dados de chuva do ano hidrológico 2016-2017 foram obtidos por meio da média ponderada das precipitações medidas nas estações F18, P20 e P21, considerando as áreas de cobertura das mesmas. Para esse período foram registrados 1.100 mm de chuva, sendo dezembro o mês mais chuvoso, conforme indicado na tabela 6.

**Tabela 6 – Dados Pluviométricos (2016-2017)**

<b>Mês</b>	<b>PRECIPITAÇÃO (mm)</b>
Outubro	66
Novembro	200
Dezembro	337
Janeiro	136
Fevereiro	131
Março	103
Abril	49
Maio	24
Junho	27
Julho	0
Agosto	0
Setembro	26

As vazões do Córrego Sarandi obtidas a partir da aplicação da Equação (3), referentes ao momento das coletas, e as vazões estimadas para os demais afluentes, referentes ao ano hidrológico de 2016-2017, estão apresentadas na Tabela 7:

**Tabela 7 – Vazões dos Afluentes**

Mês	Vazão (m <sup>3</sup> /s)							
	Sarandi	Ressaca	Água Funda	Baraúnas	AABB	Olhos D'água	Tejuco	Mergulhão
out/16	1,75	0,73	0,60	0,06	0,04	0,10	0,07	0,12
nov/16	1,02	0,43	0,35	0,04	0,02	0,06	0,04	0,07
dez/16	1,25	0,52	0,43	0,05	0,03	0,07	0,05	0,09
jan/17	1,00	0,42	0,34	0,04	0,02	0,06	0,04	0,07
fev/17	1,94	0,81	0,66	0,07	0,05	0,11	0,07	0,13
mar/17	2,39	1,00	0,82	0,09	0,06	0,14	0,09	0,17
abr/17	1,43	0,60	0,49	0,05	0,03	0,08	0,05	0,10
mai/17	1,87	0,79	0,64	0,07	0,05	0,11	0,07	0,13
jun/17	1,37	0,58	0,47	0,05	0,03	0,08	0,05	0,09
jul/17	2,00	0,84	0,68	0,07	0,05	0,12	0,08	0,14
ago/17	1,43	0,60	0,49	0,05	0,03	0,08	0,05	0,10
set/17	1,81	0,76	0,62	0,07	0,04	0,10	0,07	0,13

A maior vazão no momento da coleta foi registrada para o córrego Sarandi para o mês de março/2016. A vazão total afluente à Lagoa da Pampulha, considerando os momentos das coletas, foi de 3,2 m<sup>3</sup>/s no período em questão.

## **5.2. Aporte Anual de Fósforo Total e Sedimentos à Lagoa da Pampulha**

De posse dos dados de vazão e das análises mensais de qualidade de água para os parâmetros Fósforo Total (PT) e Sólidos Suspensos Totais (SST) de cada um dos 8 afluentes, foi calculado o aporte mensal à Lagoa da Pampulha, conforme indicado na Tabela 8 a seguir:

**Tabela 8 – Cargas dos Afluentes Aportadas à Lagoa da Pampulha**

Afluente	PT		SST	
	(kg/ano)	%	(ton/ano)	%
<b>Sarandi</b>	14.865	39,5%	1.497	49,7%
<b>Ressaca</b>	17.841	47,4%	1.254	41,7%
<b>Água Funda</b>	3.465	9,2%	176	5,8%
<b>Braúnas</b>	88	0,2%	6	0,2%
<b>AABB</b>	68	0,2%	9	0,3%
<b>Olhos D'Água</b>	419	1,1%	50	1,7%
<b>Tejuco</b>	464	1,2%	8	0,3%
<b>Mergulhão</b>	403	1,1%	9	0,3%
<b>Total</b>	37.613	100%	3.009	100%

Esses resultados foram comparados aos resultados obtidos por Torres et al. (2007) para os 8 afluentes e aos resultados obtidos por Silva (2014) para os Córregos Ressaca e Sarandi.

Silva (2014) encontrou uma carga média diária em tempo seco (coletas fora dos eventos chuvosos) para os Córregos Ressaca e Sarandi de 375 kg/ dia de carga PT e de 7.685 kg/ dia para SST. Nesse estudo, as cargas diárias encontradas foram 103 kg/dia e 8.245 kg/ dia para PT e SST respectivamente. As maiores diferenças encontradas nesses estudos para fósforo total (PT), além das limitações e imprecisões associadas a alguns cálculos e parâmetros, podem estar relacionadas à intensificação das ações de melhorias da coleta de esgotamento sanitário na bacia hidrográfica. Em relação aos sólidos suspensos totais (SST), a variação pode também estar relacionada à alteração nas condições de uso e ocupação do solo.

No estudo de Torres et al. (2007), foi encontrada uma carga de aporte anual para os 8 afluentes da ordem de 55 toneladas de PT e cerca 1.800 toneladas de SST para o ano de 1997. Em termos de valores totais, pode-se inferir que nesses quase 20 anos de hiato entre esses estudos, houve reduções da ordem de 30% de PT e aumento de quase 70% de SST, possivelmente relacionados aos índices de coleta de esgoto sanitário e grau de ocupação do solo da bacia hidrográfica. Na comparação da participação das sub-bacias na carga total tanto de PT quanto SST, não houve redução variações significativas sendo as bacias Córregos Ressaca-Sarandi juntas representam cerca de 90% do total da carga aportada desses poluentes em ambos estudos.

Quanto à avaliação desses resultados com os valores encontrados na bibliografia geral, na Tabela 9 estão apresentadas as taxas médias de produção de fósforo total e sedimentos encontradas neste estudo para Lagoa da Pampulha e os valores típicos de escoamento difuso em áreas urbanas.

**Tabela 9 – Valores Usuais de Poluentes em Escamentos Superficiais de Áreas Urbanas**

<b>Local</b>	<b>Fósforo Total (kg/ha.ano)</b>	<b>Carga Sólida ton/km<sup>2</sup>.ano</b>
Áreas Urbanas	1,1 a 5,6 (2 usual)	6 a 137 (25 usual)
Bacia da Lagoa da Pampulha	3,9	31

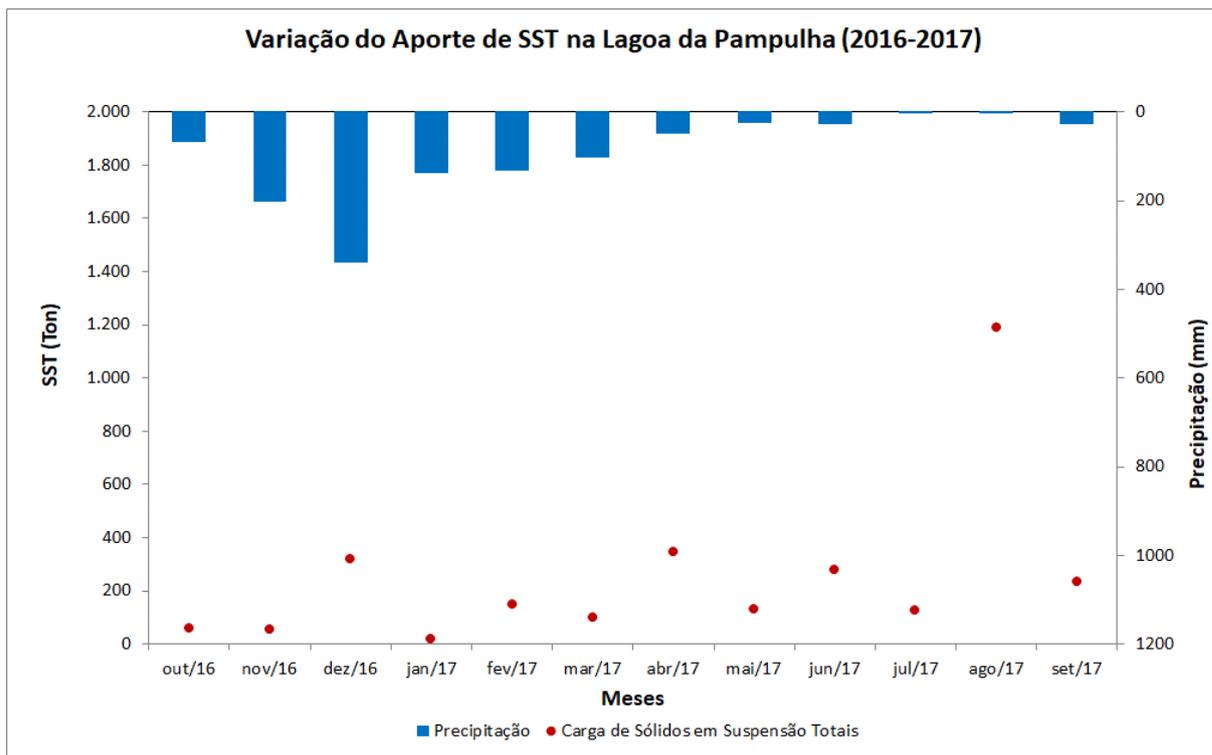
\*Fonte: Ellis (1996); Lima (1998)

Para o fósforo total (PT), a taxa da carga de aporte anual estimada para a Bacia da Lagoa da Pampulha apresenta valores dentro dos limites esperados para bacias urbanas, mas superior ao usual admitido na literatura. Contudo, a referência apresentada na tabela é para escoamento difuso, não considerando a poluição pontual. A Bacia da Pampulha ainda tem importantes contribuições de poluição pontual pelos lançamentos de esgoto sanitário, cuja destinação final são os afluentes, o que pode explicar as taxas elevadas.

Considerando as contribuições per capita usuais de Von Sperling (2005) para esgoto sanitário, a carga anual de fósforo total é da ordem de 38 mil kg e equivale à produção de fósforo de uma população de cerca de 42 mil habitantes, representando menos que 10% da população da Bacia da Pampulha.

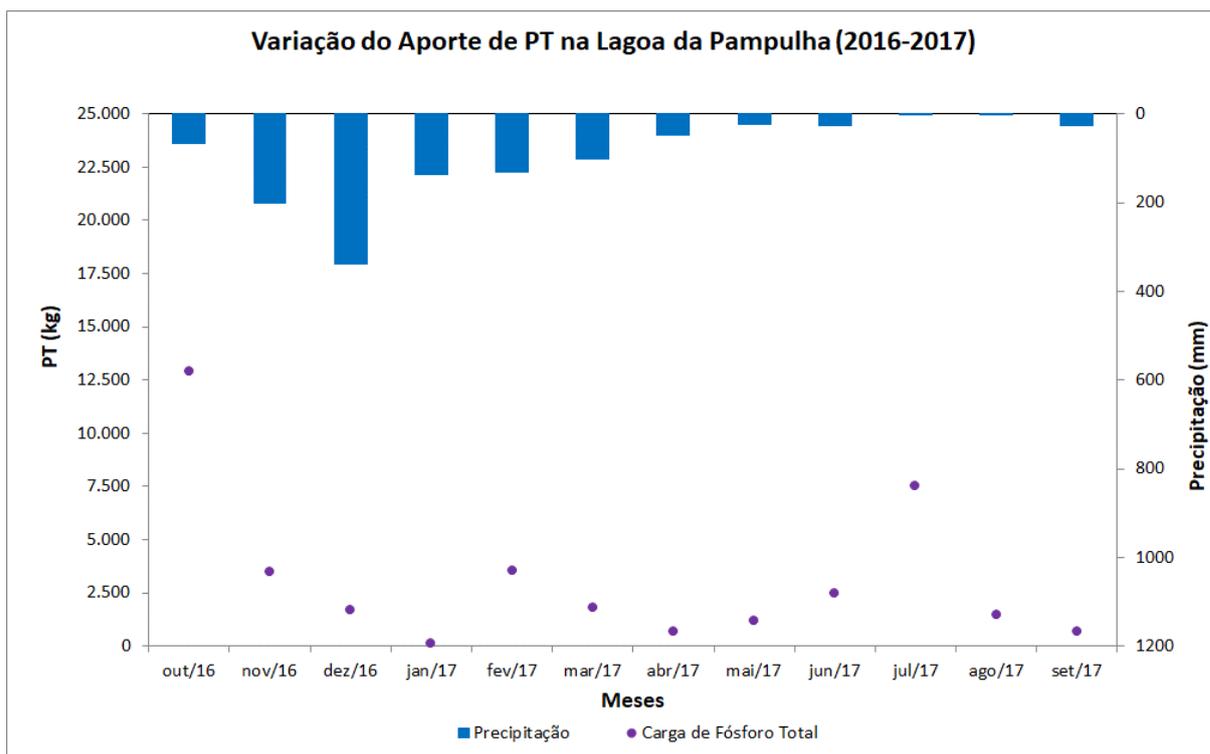
Quanto aos sólidos suspensos totais (SST), o valor encontrado para a Bacia da Lagoa da Pampulha está dentro dos limites indicados na bibliografia, mas ainda um pouco superior ao valor usual, possivelmente em virtude do grau de urbanização da bacia.

Para uma análise da variação sazonal de aporte de fósforo e sedimentos foi realizada uma avaliação em relação aos dados pluviométricos mensais acumulados da estação F18, F19 e F20 e das cargas de SST e PT calculadas para o Córrego Sarandi, indicadas nas Figuras 11 e 12.



**Figura 11 – Variação Mensal do Aporte de SST**

No gráfico apresentado na Figura 11, observam-se 3 picos principais para as cargas de SST nos meses de dezembro, abril e agosto, com destaque para este último em relação aos demais. Os picos de dezembro e abril podem estar relacionados às intensidades das chuvas ocorridas nestes meses e velocidades de escoamento capazes de liberar e carrear partículas do solo com mais efetividade. Quanto ao pico observado em agosto, período praticamente sem registro de eventos de chuva, a alta carga de SST pode estar associada a algum despejo de fonte externa, como limpeza de caminhões limpa-fossa, ou imprecisão nos dados de monitoramento e cálculos.

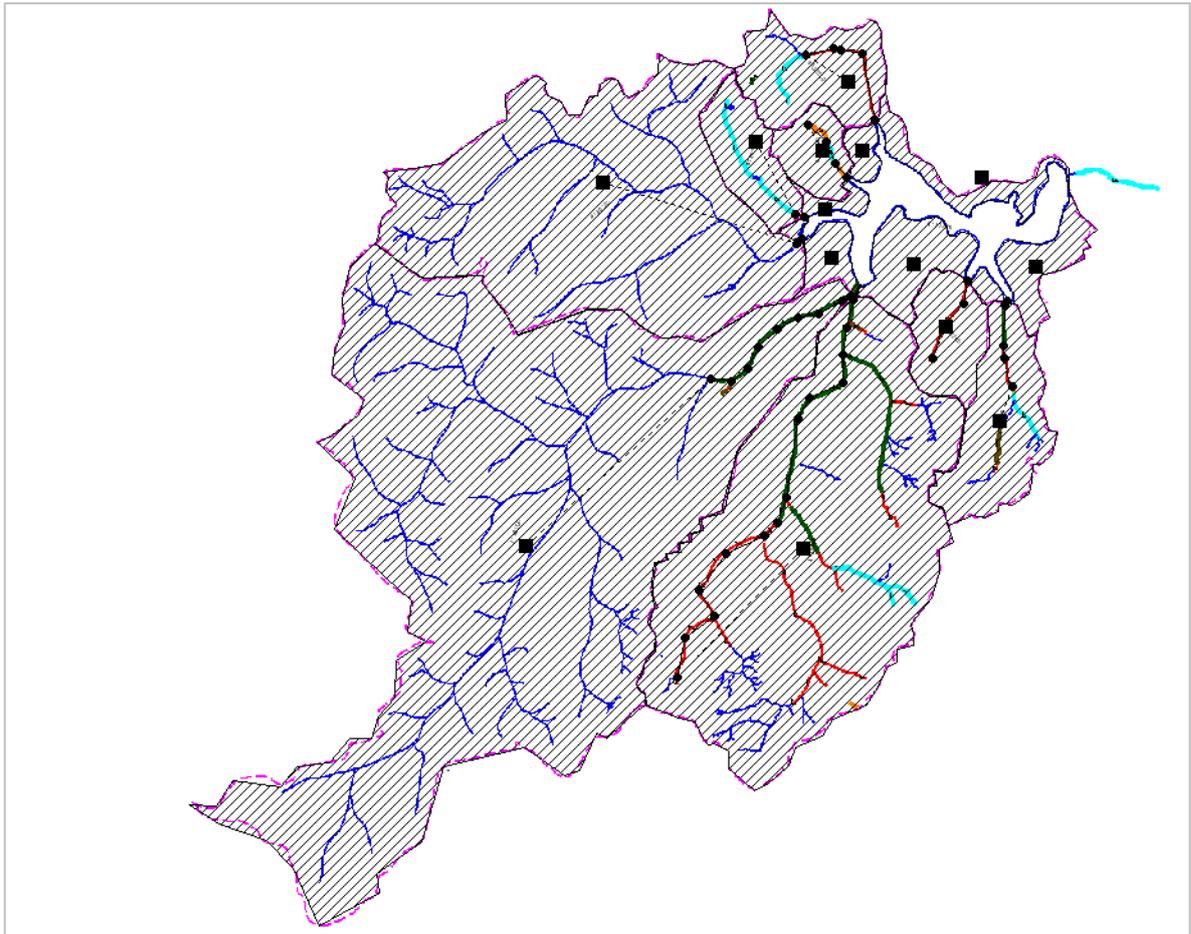


**Figura 12 - Variação Mensal do Aporte de PT**

No gráfico apresentado na Figura 12, observa-se que o aporte de fósforo total (PT) apresentou pico no mês de outubro de 2016, o que pode estar relacionado às primeiras lavagens do solo da bacia hidrográfica na estação chuvosa. O menor valor foi observado no mês de janeiro, período no qual já havia ocorrido lavagem do solo e carreamento das partículas pelas chuvas.

### 5.3. Simulações das Vazões no SWMM

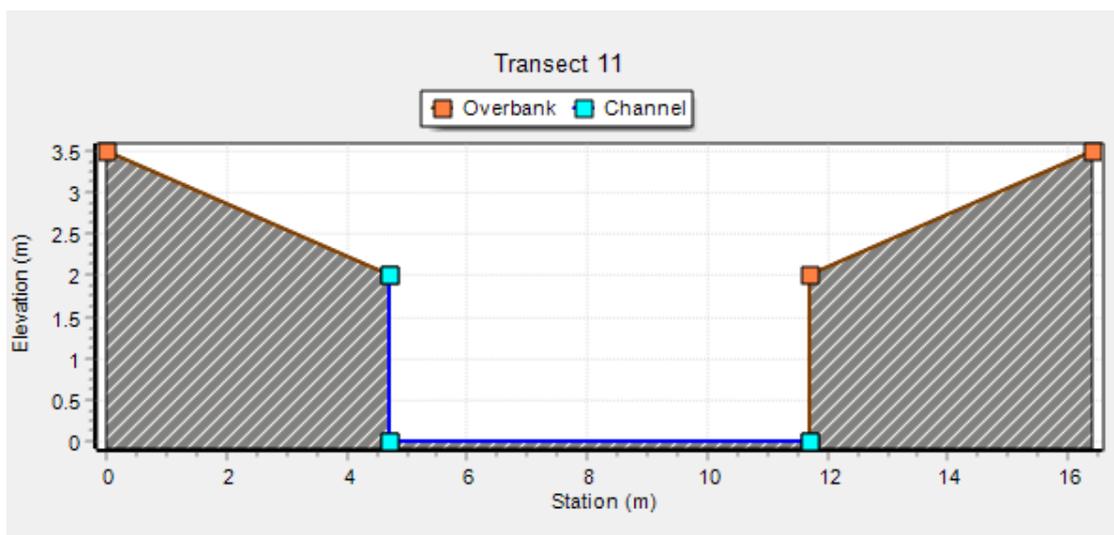
O modelo matemático desenvolvido neste trabalho foi realizado na Versão 5.1 do SWMM. O modelo considerou as 8 sub-bacias dos afluentes da Lagoa da Pampulha, cujo arranjo, a definição dos trechos e dos nós de cada curso d'água estão apresentados na Figura 13.



**Figura 13 – Configuração das Sub-Bacias da Lagoa da Pampulha Inseridas no SWMM**

Os dados físicos de cada sub-bacia, como impermeabilização, CN e declividade incluídos no modelo estão apresentados na Tabela 3.

Para cada nó, foram inseridos dados de cota e associação à sua sub-bacia. Para cada trecho, compreendido entre dois nós, foram inseridos dados geométricos das seções e de revestimentos dos canais e cursos d'água, conforme demonstrado na Figura 14.



**Figura 14 – Ilustração de Seção Tipo Inserida no SWMM**

Para todas as sub-bacias, foi inserida uma única Estação Pluviométrica (Rain Gage), cujas séries são os dados de precipitação das estações pluviométricas da PBH F18, P20 e P21, instaladas na Bacia do Córrego Sarandi.

Para calibração e validação do modelo, foram realizadas simulações contínuas das 0 horas do dia 1º de janeiro às 23:50 do dia 31 de dezembro para os anos de 2016 e 2017.

### **5.3.1. Calibração**

A calibração considerou os dados hidrológicos das estações PBH F18, P20 e P21 para o ano de 2016, cujas vazões obtidas para a estação F18 foram comparadas às vazões estimadas pela curva chave (Equação 3).

Os dados iniciais dos principais parâmetros do SWMM para simulações hidrológicas e hidráulicas foram propostos considerando os resultados da aplicação de cálculo de W (ROSSMAN & HUBER, 2016) e dos parâmetros utilizados nos modelos desenvolvidos por Cândido (2015), que foi um melhoramento do modelo elaborado por Silva (2014).

Na calibração foram realizadas simulações considerando variações nos valores encontrados por Cândido (2015) para os parâmetros  $N_{Imper}$  e  $N_{Condu}$ , cujas variações dos Coeficientes de Nash e Sutcliffe não foram significativas, como indicado na Tabela 10.

**Tabela 10 - Resultados das Simulações de Vazão com Variação de  $N_{Imper}$  e  $N_{Condut}$** 

Parâmetro		Coeficientes de Nash e Sutcliffe
$N_{Imper}$	$N_{Condut}$	
0,002		0.41
0,005		0,43
0,010	0,011	0,38
0,015		0.36
	0,008	0,42
0,005	0,011	0,43
	0,015	0,38

Como pode-se observar, não houve grande variação nos Coeficientes de Nash e Sutcliffe para variação dos parâmetros  $N_{Imper}$  e  $N_{Condut}$ , sendo a melhor situação obtida por CÂNDIDO (2015). Contudo, os valores ainda não estavam indicando um bom modelo.

Assim, foram realizadas novas simulações, mantendo-se parâmetros  $N_{Imper}$  e  $N_{Condut}$  obtidos para as simulações anteriores, considerando variações no parâmetro  $W$ , como apresentados na Tabela 11:

**Tabela 11 - Resultados das Simulações de Vazão com Variação da Largura da Bacia**

Largura da Bacia	Coeficientes de Nash e Sutcliffe
$W$	0,43
<b>1.5W</b>	<b>0,75</b>
$2W$	0,73
$3W$	0,69

No gráfico da Figura 15 estão representados os valores das vazões para o ano de 2016, calculadas pela aplicação da curva-chave e nas simulações no SWMM com os parâmetros que resultaram no Coeficientes de Nash e Sutcliffe de 0,75.

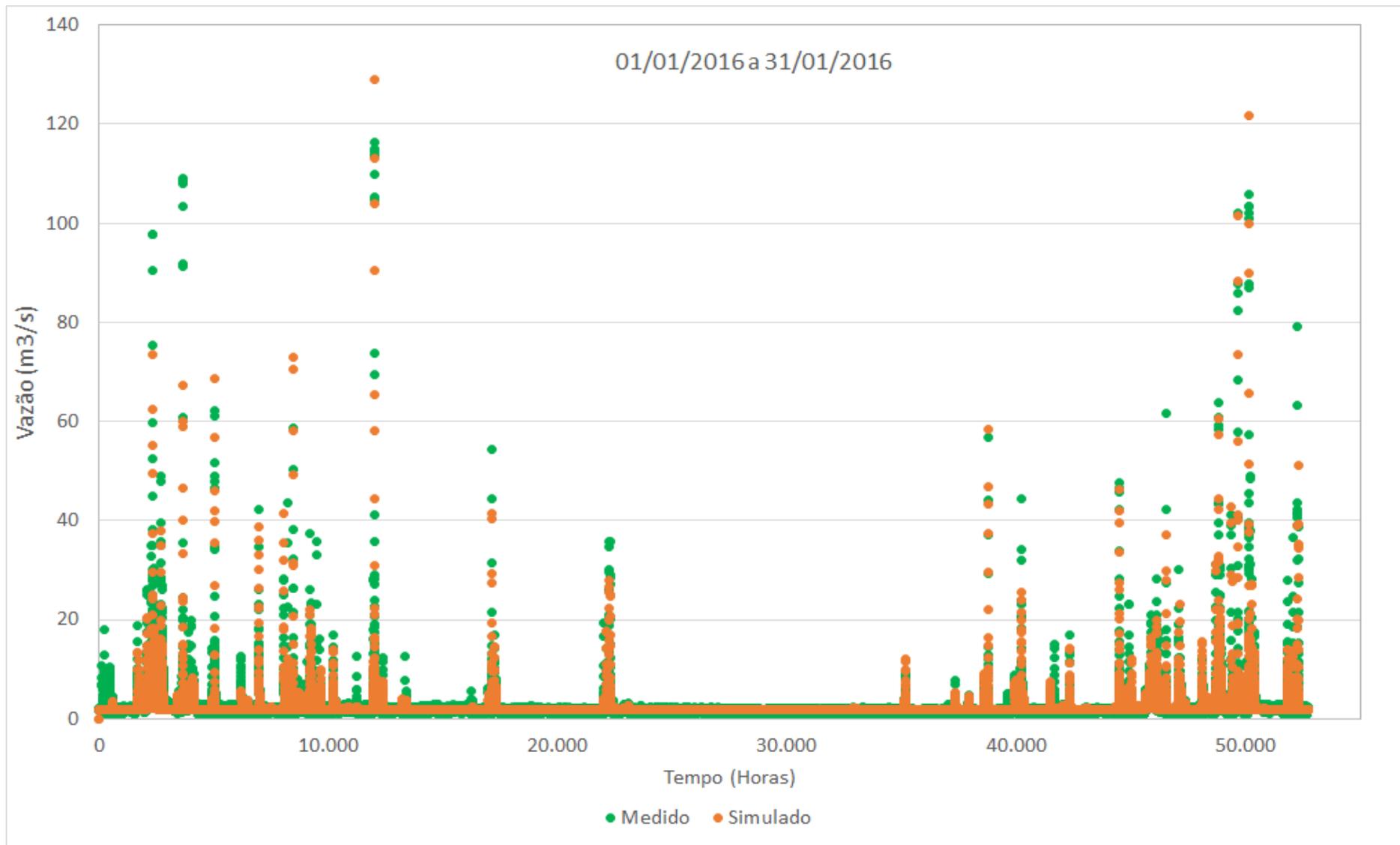
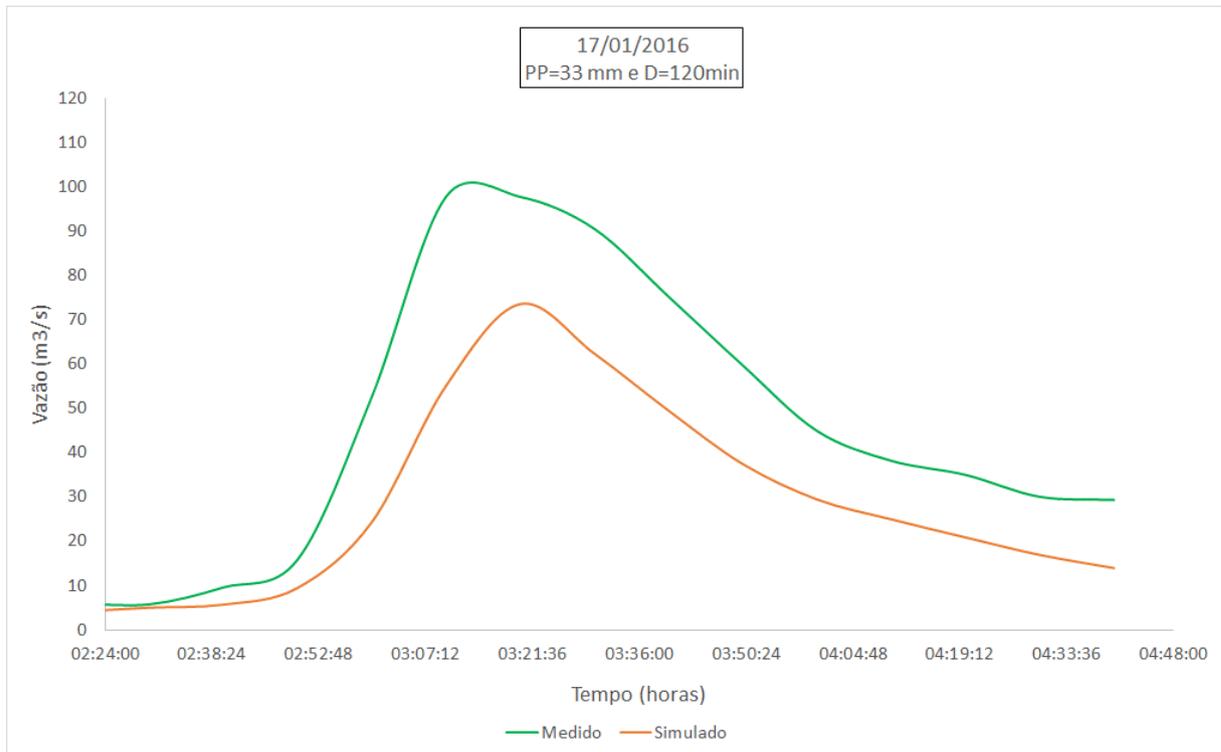
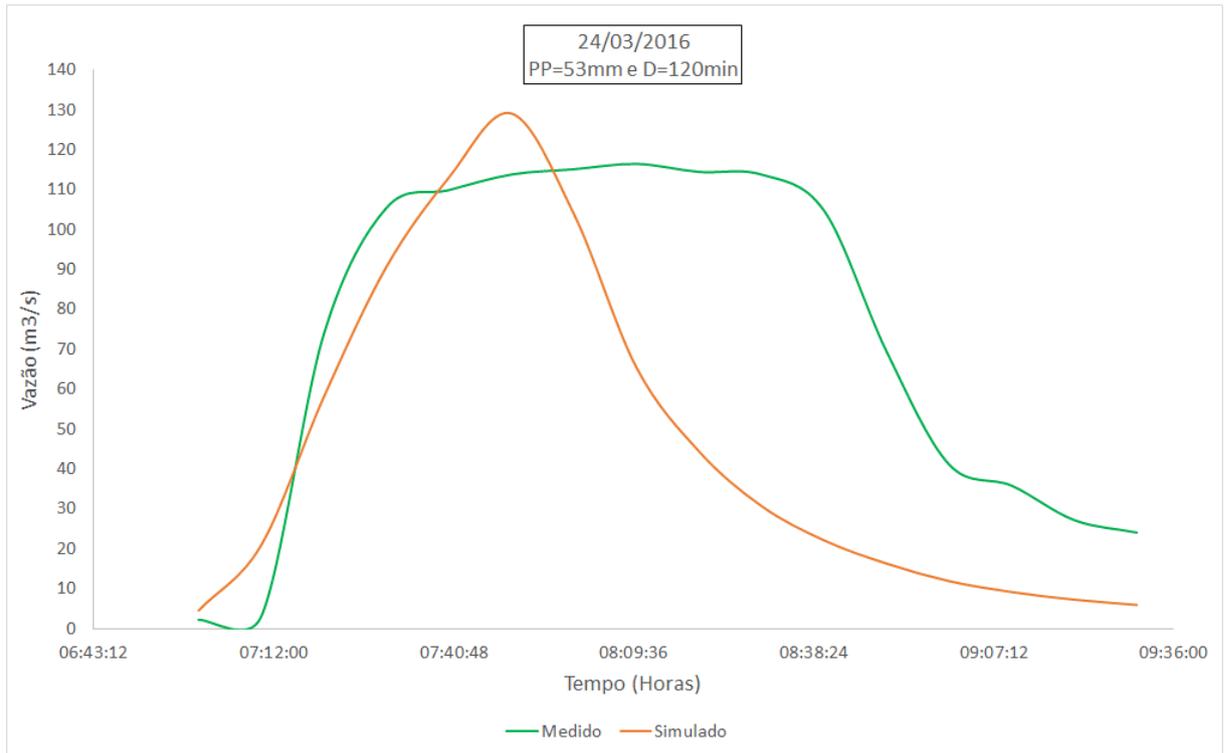


Figura 15 – Gráfico das Vazões Simuladas e Medidas para 2016 (Nash 0,75)

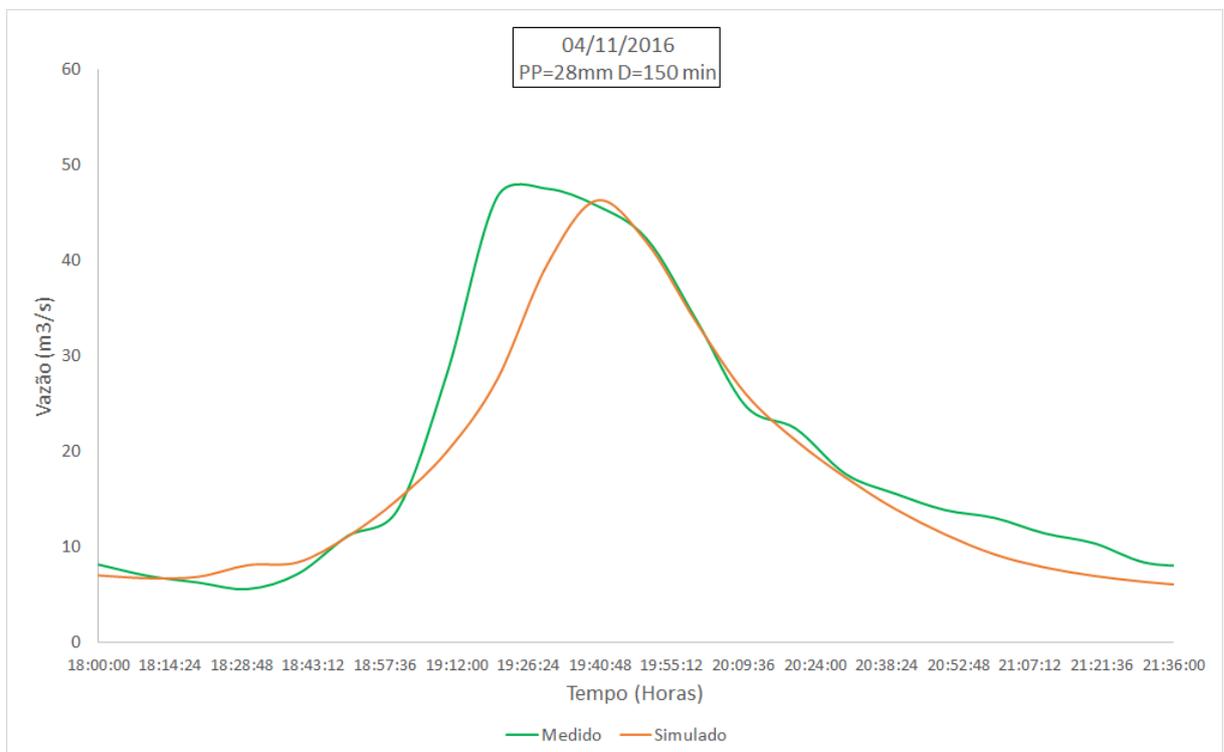
Como pode-se verificar na Figura 15, não é possível afirmar que o modelo apresentou tendências de superestimar ou de subestimar as vazões. Contudo, as vazões simuladas apresentaram valores de pico mais altos que as vazões medidas. Esse fenômeno pode ser observado nos hidrogramas apresentados nas Figuras 16 a 19, com análises específicas de 4 eventos de chuva.



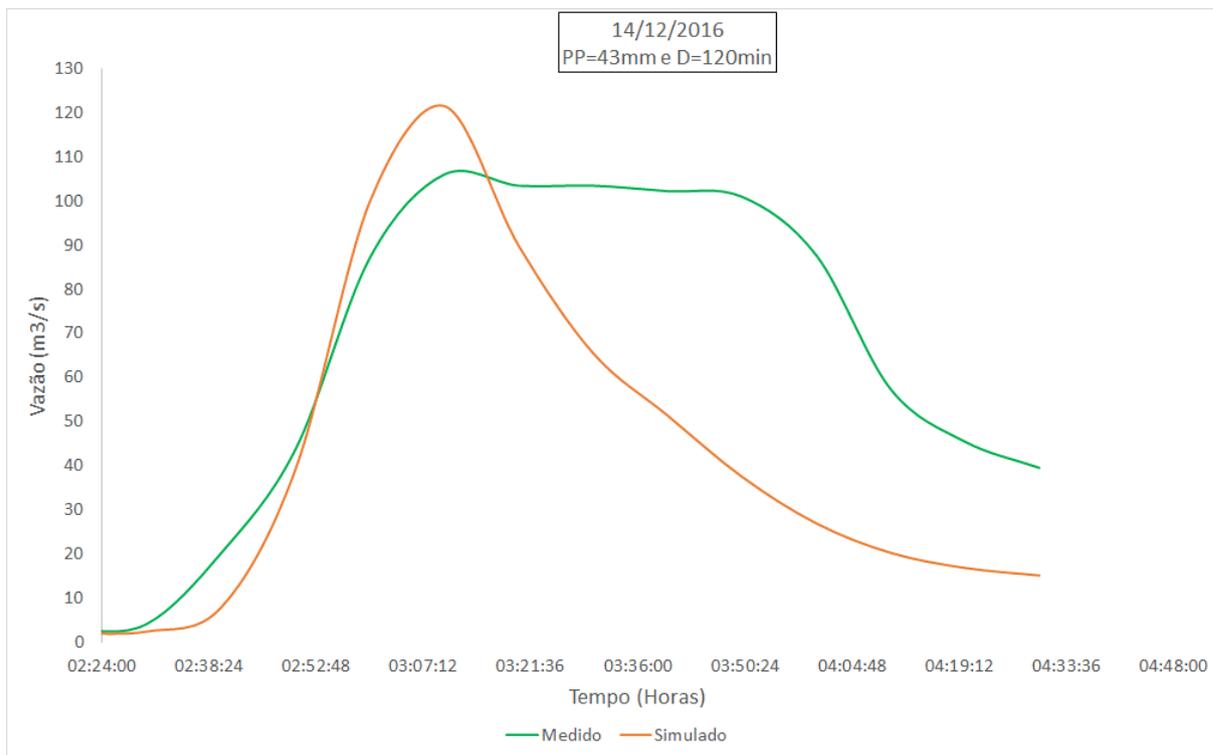
**Figura 16 – Resultados da Simulação do dia 17/01/2016**



**Figura 17 - Resultados da Simulação do dia 24/03/2016**



**Figura 18 - Resultados da Simulação do dia 04/11/2016**



**Figura 19 - Resultados da Simulação do dia 14/12/2016**

Destaca-se ainda que para os eventos dos dias 24/03/2016 e 14/12/2016 são observadas durações das vazões de pico medidas maiores que as durações das vazões do pico simulado. Esse efeito nos dados medidos pode estar associado ao controle hidráulico na confluência do Córrego Sarando com o Córrego Ressaca que provoca retenções no escoamento e que estão associados a eventos mais intensos.

Assim, para validação do modelo, foram mantidos os dados  $N_{Imper}$  e  $N_{Condu}$  e  $W$  utilizados nesta calibração (Coeficiente de Nash e Sutcliffe de 0.75).

### 5.3.2. Validação

No gráfico da Figura 20 estão apresentados os resultados das vazões estimadas para o ano de 2017 calculadas pela aplicação da curva-chave e pelas simulações no SWMM com os parâmetros da etapa de calibração. Assim como na etapa de calibração, na validação também foi obtido Coeficiente de Nash e Sutcliffe foi de 0.74 e também não foi possível afirmar se modelo superestimou ou subestimou as vazões.

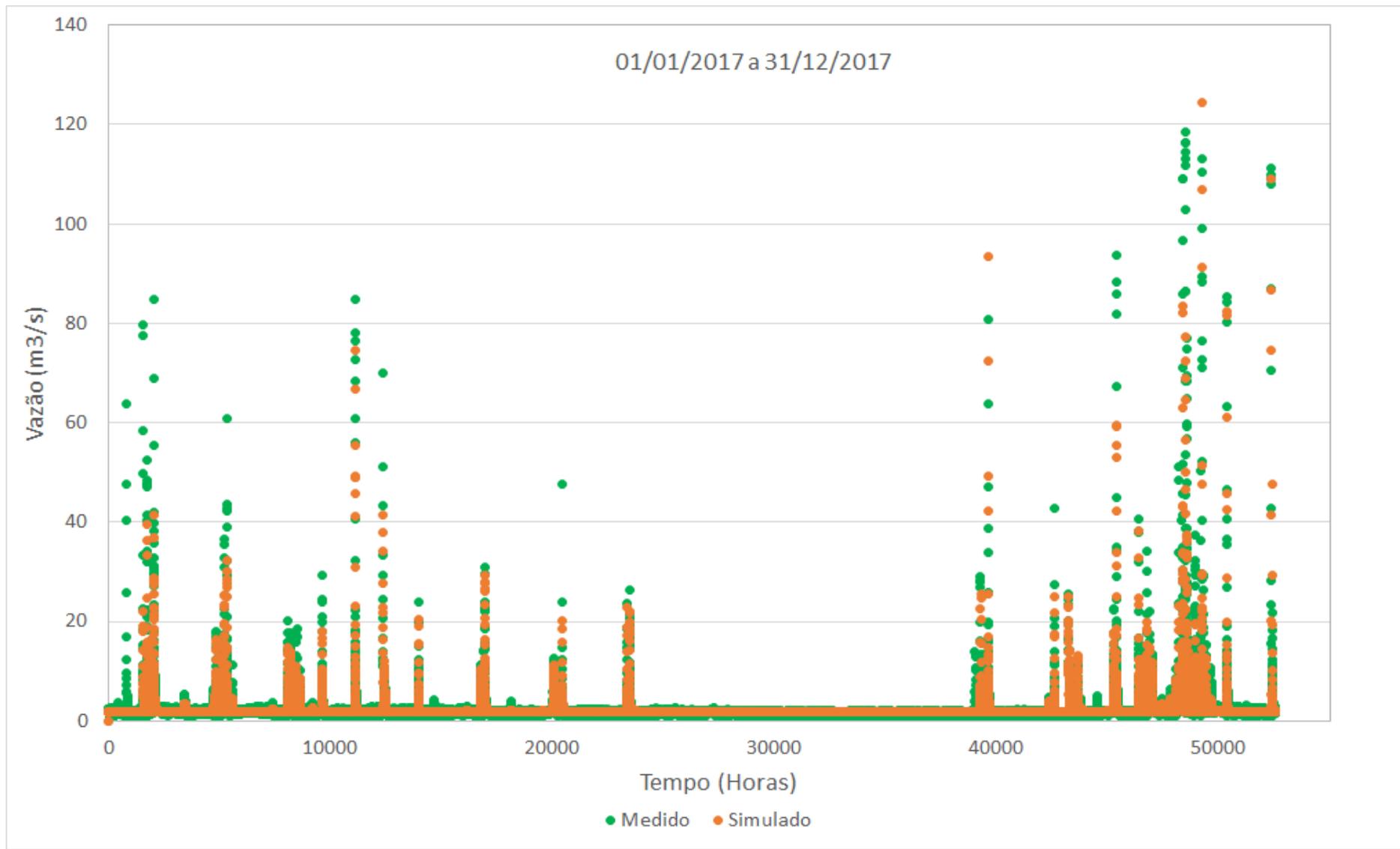


Figura 20 - Gráfico das Vazões Simuladas e Medidas para 2017 (Nash 0,74)

#### 5.4. Simulações de Qualidade da Água

#### 5.5. Situação Atual (Cenário 1)

Para estabelecer o modelo de qualidade de água para o ano hidrológico 2016-2017 no Cenário 1 (Base), foram considerados os dados apresentados na Tabela 12 para as simulações no SWMM:

Tabela 12 – Dados de Entrada (Cenário 1)

Córrego - Afluente	Uso Residencial (%)	Pastagens (%)	Vias (%)	Espaços Abertos (%)	Concentração	Concentração
					Média PT (mg/L) Vazão de Seca	Média SST (mg/L) Vazão de Seca
Sarandi	81,87	3,99	8,19	5,95	0,06	6,21
Água Fundada	75,72	16,93	4,90	2,45	0,05	6,26
Baraúna	70,19	16,20	5,53	8,08	0,03	5,84
ABB	78,41	6,40	7,33	7,86	0,05	6,49
Olhos D'Água	70,72	6,62	7,67	15,00	0,06	6,73
Mergulhão	81,66	8,72	4,93	4,69	0,04	6,17
Tejuco	83,24	2,93	8,89	4,94	0,05	6,46
Ressaca	76,88	3,05	8,25	11,82	0,06	6,33

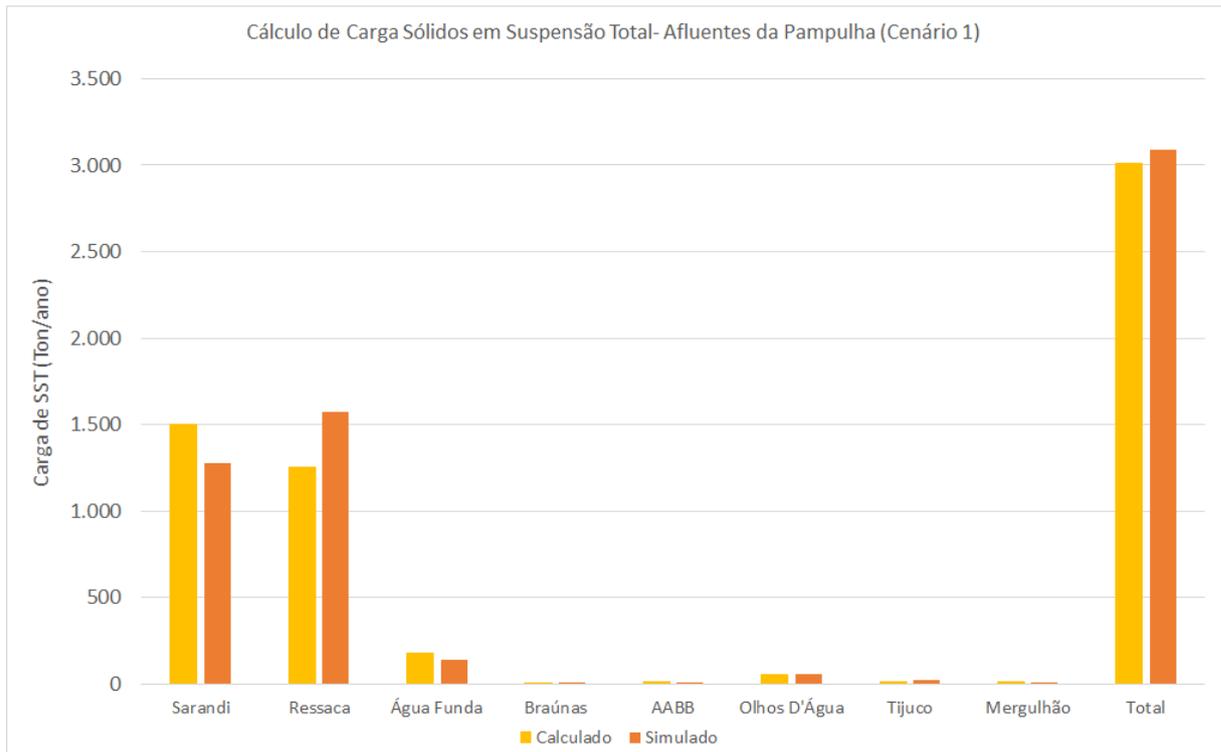
Com as simulações no SWMM foram obtidas as cargas de Fósforo Total (PT) e Sólidos Suspensos Totais (SST) apresentados na Tabela 13:

Tabela 13 - Cargas Anuais Simuladas Módulo Qualidade de Água do SWMM (Cenário 1)

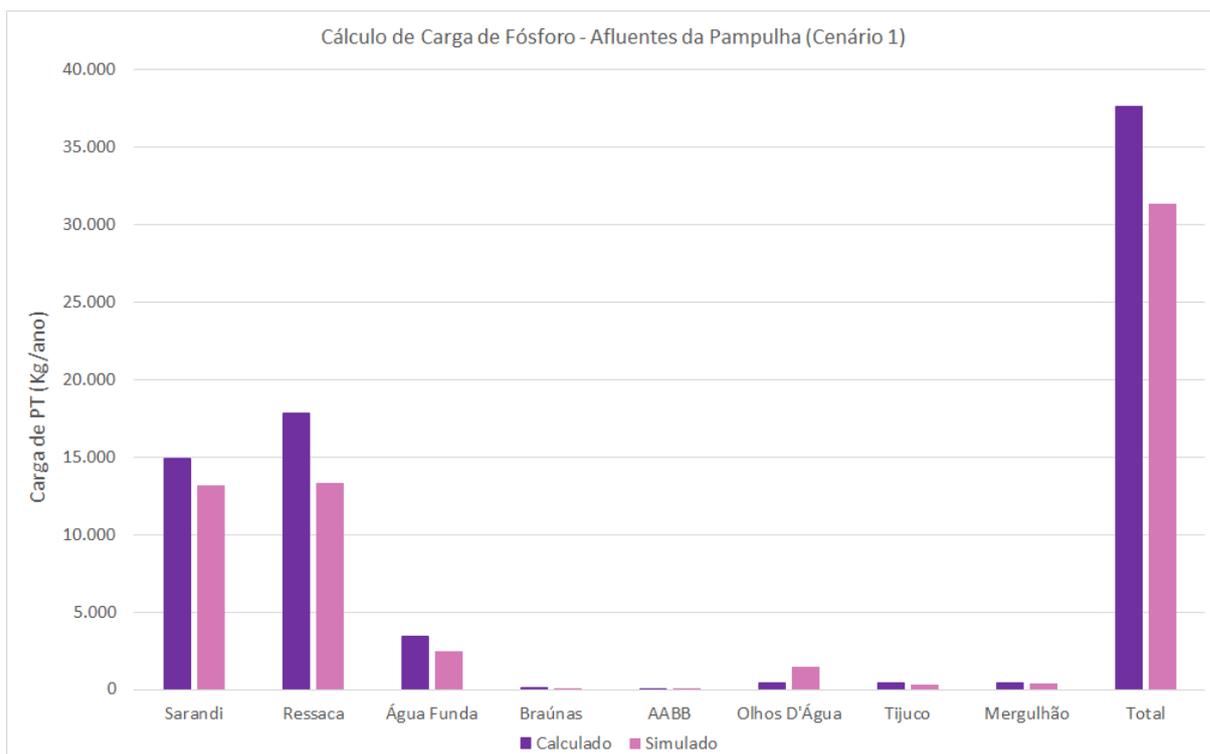
Parâmetro	Calculado	Simulado	Varição
PT (kg/ano)	37.613	32.218	-12%
SST (ton/ano)	3.009	3.230	7%

O modelo estimou cargas de fósforo total (PT) ligeiramente inferiores em relação aos cálculos baseados no monitoramento. Já em relação aos sólidos suspensos totais (SST) os valores encontrados foram bastante próximos.

Os gráficos apresentados nas Figuras 21 e 22 demonstram a variação entre simulado e calculado por afluente.



**Figura 21 – Cargas Anuais de SST por Afluente/ Simuladas e Calculadas**



**Figura 22 - Cargas Anuas de PT por Afluente/ Simuladas e Calculadas**

Como esperado, os Córregos Ressaca e Sarandi, tanto na simulação quanto nos cálculos, são os principais responsáveis pela carga de fósforo total (PT) e sólidos suspensos totais (SST), sendo que juntos representam mais que 80% da carga do primeiro e mais que 90% do segundo. Apesar das concentrações de ambos parâmetros de vazão de seca, conforme indicado na Tabela 12, as vazões calculadas no período analisado para Córregos Ressaca e Sarandi são as mais representativas que as dos demais afluentes, conforme apresentado na Tabela 7, o que se traduz na maior carga de PT e SST.

## 5.6. Cenários Hipotéticos

Os dados para simulação das cargas de PT e SST nos Cenários 2 e 3 estão apresentados nas Tabela 14 e 15:

**Tabela 14 - Dados de Entrada (Cenário 2)**

Córrego - Afluente	Uso Residencial (%)	Pastagens (%)	Vias (%)	Espaços Abertos (%)	Concentração	Concentração
					Média PT (mg/L) Vazão de Seca	Média SST (mg/L) Vazão de Seca
Sarandi	83,87	0,80	8,19	7,15	0,041	5,4
Água Funda	84,18	3,39	4,90	7,53	0,030	5,4
Baraúna	78,29	3,24	5,53	12,94	0,018	5,2
ABB	81,61	1,28	7,33	9,78	0,025	5,5
Olhos D'Água	74,02	1,32	7,67	16,98	0,029	5,6
Mergulhão	86,02	1,74	4,93	7,30	0,022	5,3
Tejuco	84,70	0,59	8,89	5,82	0,025	5,5
Ressaca	78,41	0,61	8,25	12,73	0,033	5,4

**Tabela 15 - Dados de Entrada (Cenário 3)**

Córrego - Afluente	Uso Residencial (%)	Pastagens (%)	Vias (%)	Espaços Abertos (%)	Concentração	Concentração
					Média PT (mg/L) Vazão de Seca	Média SST (mg/L) Vazão de Seca
Sarandi	81,87	6,96	8,19	2,97	0,023	4,7
Água Funda	75,72	18,15	4,90	1,22	0,013	4,7
Baraúna	70,19	20,24	5,53	4,04	0,004	4,6
ABB	78,41	10,33	7,33	3,93	0,005	4,7
Olhos D'Água	70,72	14,12	7,67	7,50	0,006	4,7
Mergulhão	81,66	11,06	4,93	2,34	0,005	4,7
Tejuco	83,24	5,40	8,89	2,47	0,005	4,7
Ressaca	76,88	8,96	8,25	5,91	0,014	4,7

Na Tabela 16 estão apresentados os resultados das simulações de produção de Fósforo Total (PT) e Sólidos Suspensos Totais (SST) das 8 Sub-Bacias afluentes à Lagoa da Pampulha.

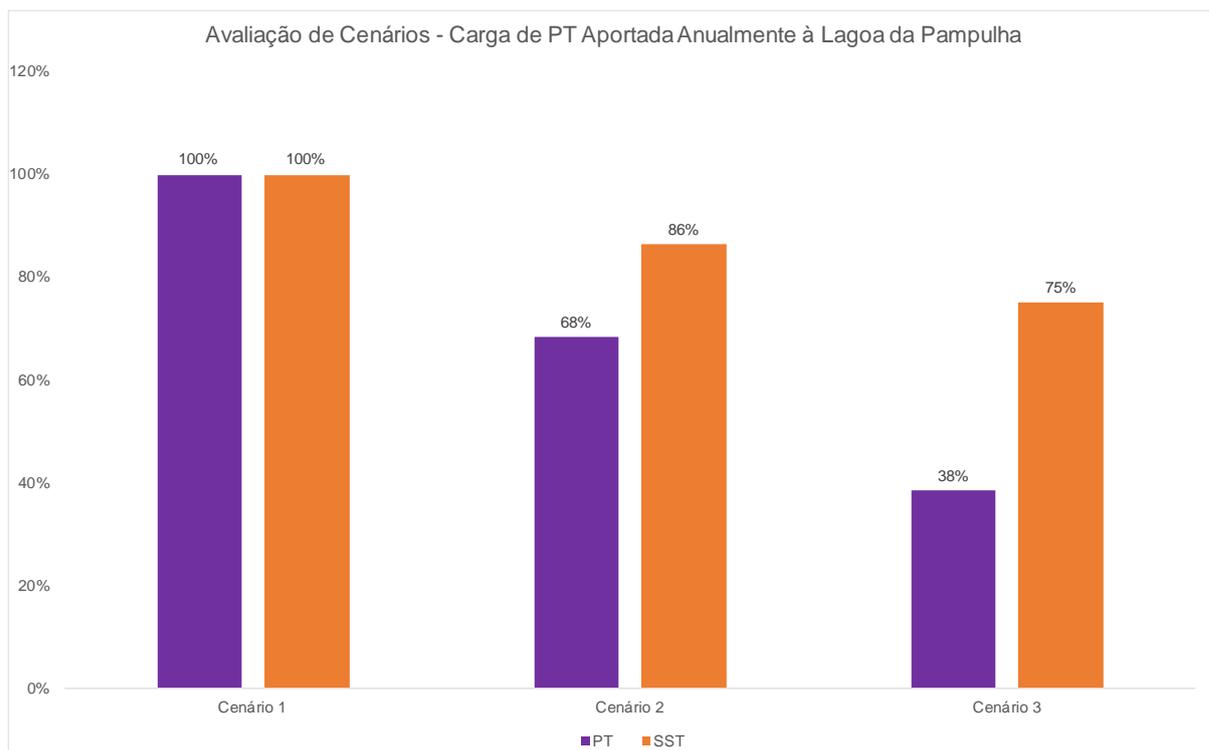
**Tabela 16 – Cargas Anuais de PT Aportada à Lagoa da Pampulha**

<b>Cenário</b>	<b>Carga de PT (kg/ano)</b>	<b>Carga de SST (ton/ano)</b>
Cenário 1 – Atual	32.218	3.230
Cenário 2 – Conservador	22.688	2.790
Cenário 3 - Otimista	12.783	2.426

Em relação aos impactos na carga de Fósforo Total (PT), quanto às medidas de redução de lançamento de esgoto nos cursos d'água em 50% e melhorias no uso do solo da bacia hidrográfica, nas simulações no SWMM houve redução da ordem de 30%. Se mantidas as melhorias no uso do solo e ampliada a redução do aporte de esgoto em 90%, como proposto no Cenário 3, a redução da carga de PT é mais que o dobro, acima de 60%.

Já em relação aos Sólidos Suspensos Totais (SST), no Cenário 2 quanto às medidas de redução de lançamento de esgoto nos cursos d'água em 50% e melhorias no uso do solo da bacia hidrográfica, nas simulações no SWMM houve reduções inferiores a 15% da carga anual. Já para o Cenário 3, essa redução é de 25%. Pode-se inferir que, em virtude do percentual de reduções, o esgoto doméstico apresenta menores impactos na produção de SST que de PT, até por estar associado a menores vazões quando comparadas às vazões pluviais.

No gráfico apresentado na Figura 23 estão demonstradas as variações das cargas de PT e SST nos 3 cenários estudados.



**Figura 23 – Variação Percentual das Cargas Anuais de SST e PT nos Cenários Avaliados**

Fazendo-se uma análise da produção de carga por área da bacia hidrográfica, para o Cenário 2 são obtidas taxas de 2,3 kg/ha.ano de PT e 29 ton/km<sup>2</sup>.ano de SST. Neste cenário, a taxa de PT fica próxima do valor usual admitido para a poluição difusa de áreas urbanas, conforme apresentado na Tabela 9.

Já no Cenário 3, essas taxas são de 1,3 kg/ha.ano e 25 ton/km<sup>2</sup>.ano para PT e SST respectivamente, estando o fósforo no limite inferior da referência e os sólidos em suspensão com o valor bem próximo ao usual encontrado na bibliografia para áreas urbanas.

## **5.7. Capacidade de Resposta da Lagoa da Pampulha**

### **5.7.1. Índice de Estado Trófico – IET**

Considerando os resultados apresentados na Tabela 17 e a aplicação da Equação 5, foram obtidos os Índices de Estado Trófico para os 3 cenários estudados que se encontram apresentados na Tabela 17:

**Tabela 17 – Cálculos dos Índices de Estado Trófico na Lagoa da Pampulha**

Condição	PT (kg)	PT <sub>R</sub> (kg)	Concentração PT(µg/L)	IET	Classificação
Cenário 1	33.218	10.849	1.085	77	Hipereutrófica
Cenário 2	22.688	8.153	815	75	Hipereutrófica
Cenário 3	12.783	4.890	489	72	Hipereutrófica

Reitera-se que esse estudo não considerou os processos ecológicos internos à Lagoa da Pampulha, tais como a liberação de fósforo pelos sedimentos de fundo e a assimilação deste nutriente por algas e macrófitas.

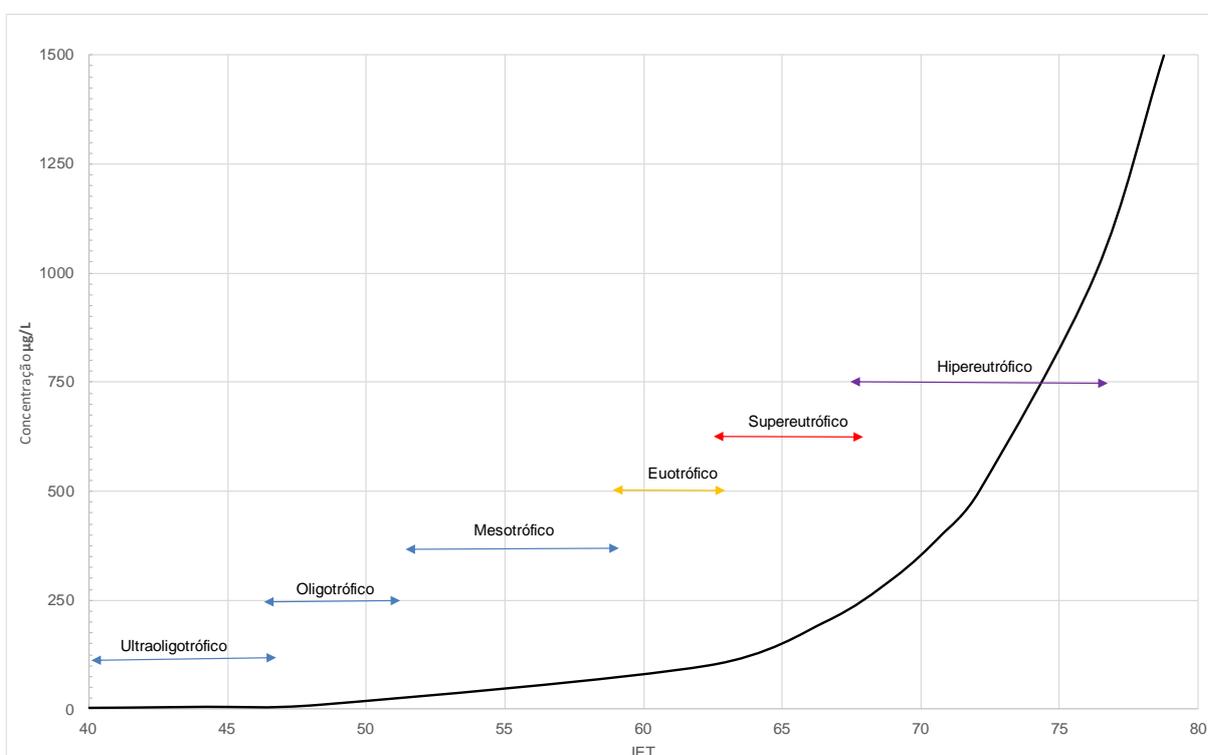
As taxas de retenção de PT foram de 32%, 36% e 38% para os Cenários 1, 2 e 3 respectivamente. Essas taxas são bastante inferiores à taxa encontrada por Torres et al. (2008), da ordem de 81%. Contudo, este último estudo realizou uma avaliação de balanço de massa, analisando as concentrações de entradas nos afluentes e de saída do reservatório, considerando, portanto, mesmo que indiretamente, os processos internos de fósforo total no reservatório. Conforme detalhado na metodologia aplicada neste trabalho, a liberação de fósforo pelos sedimentos e a assimilação deste nutriente por algas e macrófitas não foi considerada, o que dificulta uma comparação entre os valores encontrados.

No Cenário 1, foi obtido um IET de 77, valor superior ao limite admitido para a classificação hipereutrófica, conforme apresentado na Tabela 5. Considerando esse limite de classificação, a concentração de PT deveria ser de 233 µg/L nas águas da Lagoa da Pampulha, quase 1/5 da concentração encontrada, de 1.085 µg/L. A diferença em ordem de grandeza desses valores permite inferir que a condição de hipereutrofização da Lagoa da Pampulha no Cenário 1 é bastante severa.

No Cenário 2, mesmo com uma redução ordem de 30% da carga de PT, a Lagoa da Pampulha se mantém com a classificação de hipereutrófica (IET igual a 75), com uma redução da concentração de PT na ordem de 20%. Não há variação expressiva no IET, uma vez que a concentração de 815 µg/L ainda é bem superior do limite da classificação de hipereutrófica. Neste cenário, conforme já analisado, a carga de PT produzida por unidade de área da bacia hidrográfica encontra-se próxima aos valores usuais de poluição difusa em bacias urbanas.

A classificação de hipereutrófica permanece no Cenário 3 (IET de 72), apesar da redução da carga de PT acima de 60%. A concentração de PT na Lagoa da Pampulha é menos da metade do Cenário 1, mas cerca de duas vezes maior que a concentração limite da classificação hipereutrófica. Neste cenário, a carga de PT produzida por unidade de área da bacia hidrográfica encontra-se no limite inferior dos valores típicos de poluição difusa em bacias urbanas.

A pouca alteração dos valores IET para reduções expressivas na concentração de PT é esperada na faixa de classificação de hipereutrófica, conforme demonstrado no gráfico apresentado na Figura 24, na qual a curva do gráfico PT x IET torna-se mais inclinada.



**Figura 24 – Faixas de Variação de IET x Concentração de PT**

Segundo dados de monitoramento da qualidade de água do IGAM (2017), realizados entre os anos de 2012 e 2015 em pontos internos na Lagoa da Pampulha, a concentração média de fósforo total (PT) encontrada foi da ordem de 300 µg/L. Não foram avaliados os dados do IGAM para 2016 e 2017, uma vez que o tratamento com aplicação de remediador de fósforo já estava sendo executada. A diferença entre as concentrações médias obtidas pelo IGAM, para o período de 2012 a 2015 e as

estimadas neste trabalho, pode estar relacionada às taxas de retenção e incertezas nos cálculos, especialmente ao que se refere aos processos internos no reservatório, como a liberação de fósforo pelos sedimentos e a assimilação deste nutriente por algas e macrófitas. Ainda assim, o IET para a Lagoa da Pampulha, considerando os dados do IGAM, mantém-se na classificação hipereutrófica.

Para uma condição de não eutrofização das águas da Lagoa da Pampulha (classificação mesotrófica com  $IET \leq 59$ , conforme Tabela 9), a concentração de PT deveria ser de no máximo 52  $\mu\text{g/L}$  nas águas da Lagoa da Pampulha, valor significativamente inferior aos resultados obtidos nos cálculos e das simulações realizadas neste trabalho.

Assim, considerando o cenário mais otimista, no qual a Bacia da Pampulha produz carga de PT inferior aos valores usuais encontrados na bibliografia para poluição difusa no escoamento superficial urbano, sem contribuições de esgoto, implicam em elevadas cargas de PT e de valores de IET, que se traduzem na instalação de um processo crítico de eutrofização da Lagoa da Pampulha.

Apesar de extremos, valores altos de IET, acima de 70, também foram relatados para alguns lagos urbanos degradados, em estudos de Sanches et al., (2012) na Lagoa de La Pólvara, no México, por Kowalczevska-Madura et al., (2020) para o Lago Swarzedzkie na Posnânia, Polônia e por Kumar & Mahajan (2020) para os Lagos Tso Kar, Veli, Akkulam, Renuka e Upper na Índia. Assim, como a Lagoa da Pampulha, esses lagos apresentaram condições severas de eutrofização, condizentes à classificação de hipereutrófica e aos IET encontrados.

Outra análise possível e que reforça a severa agressão que é submetida a Lagoa da Pampulha, é a avaliação do IET para uma carga de fósforo total estimada a partir da vazão média aportada (3,2  $\text{m}^3/\text{s}$ ) e da concentração máxima deste nutriente para seus afluentes de 0,050  $\text{mg/L}$ , segundo a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008 e CONAMA 357, conforme apresentado na Tabela 18.

**Tabela 18 – Cálculo de Carga de PT e IET – Afluentes em Classe 2**

<b>Situação</b>	<b>PT (kg/ano)</b>	<b>PT<sub>R</sub> (kg/ano)</b>	<b>Concentração na Lagoa PT(µg/L)</b>	<b>IET</b>	<b>Classificação</b>
Afluentes enquadrados na Classe 2	5.142	2.058	206	67	Supereutrófica

Segundo essas estimativas, mesmo que os afluentes apresentem concentrações de PT compatíveis ao enquadramento em Classe 2, conforme previsto pela Deliberação Normativa COPAM nº 01/2008 e CONAMA 357, haverá um aporte de cargas à Lagoa da Pampulha que implicam na classificação de supereutrófica.

As respostas para cenários otimistas das condições dos afluentes, apresentadas nas Tabelas 17 e 18, podem indicar que, além da poluição de esgoto sanitário, outras fontes de poluição apresentam importante papel no processo de degradação dos corpos hídricos, em especial da Lagoa da Pampulha. Essas fontes, geralmente de poluição difusa, são geradoras de material que é carregado pelo escoamento superficial e têm origens diversas.

Segundo Porto (1995) as principais fontes de poluição difusa no ambiente urbano são: a deposição de poeiras e resíduos da queima de combustíveis fósseis e industriais lançados na atmosfera; desgastes da pavimentação; restos de vegetação; resíduos sólidos; dejetos de animais; derramamentos e; erosão do solo. Há estudos que estimam que entre 15% e 25% das fontes de poluição difusa tenham origem na deposição atmosférica (BAPTISTA et al., 2005).

Esses dados reforçam a relevância das fontes de poluição difusa no ambiente urbano, no qual a poluição atmosférica é bastante intensa, assim como a geração de resíduos sólidos. Embora o elemento fósforo não seja naturalmente encontrado na atmosfera, como ocorre com o nitrogênio, as fontes difusas deste nutriente, como detritos de vegetação e resíduos sólidos, possuem importante papel no processo de degradação das águas da Lagoa da Pampulha.

Apesar da bacia hidrográfica ser bem atendida por serviços de coleta de lixo, conforme indicado na Tabela 3, o aporte de resíduos sólidos na Lagoa da Pampulha é bastante significativo. Continuamente, a Prefeitura de Belo Horizonte realiza a limpeza do espelho d'água com a retirada de sólidos flutuantes. Até o ano de 2007

eram retirados diariamente em média 20 toneladas de resíduos do espelho d'água (ABES, 2011). Atualmente, segundo dados da SUDECAP (2018), são retirados de 5 a 8 toneladas de resíduos flutuantes da lagoa todos os dias, com maior aporte nos períodos de chuva.

Contudo, o controle da poluição difusa em áreas urbanas é bastante difícil, diferentemente do que acontece no ambiente rural, na qual as principais fontes de nutrientes podem ser controladas por meio da racionalização da aplicação e do uso fertilizantes e pesticidas.

Apesar controle de fontes de poluição difusa em áreas urbanas seja complexo, outras possibilidades de intervenções extra-lagos, para redução da carga de nutrientes no escoamento superficial podem contribuir para a reabilitação da Lagoa da Pampulha. Uma vez que esta carga está relacionada à concentração de nutrientes no escoamento, alternativas de tratamento das águas pluviais e fluviais devem ser consideradas no arranjo de intervenções. Essas alternativas contemplam desde *Wetlands* à Estações de Tratamento.

Contudo, no caso específico das estações de tratamento, essas estruturas possuem limitações operacionais, como a ETAF Ressaca-Sarandi, implantada na Lagoa da Pampulha, que consegue atender a uma parte da vazão, e tem maior importância no período de seca. Em contrapartida, se fosse dimensionada para atender às vazões de cheia, ficaria ociosa a maior parte do tempo, pois as vazões possuem picos momentâneos, associados a valores muito maiores que as vazões de seca, como na maioria das áreas urbanas, o que dificultaria sua operação.

Outras possibilidades de tratamento extra-lago, podem ser consideradas para a Bacia da Lagoa da Pampulha, uma vez que além das cargas serem diretamente ligadas às concentrações de nutrientes, são também influenciadas pelos volumes afluentes ao reservatório. Neste contexto, o uso de técnicas compensatórias como medida para controle do volume escoado pode ser uma alternativa considerada no arranjo de soluções para reabilitação da Lagoa da Pampulha, tais como: telhados verdes, jardins de chuva, trincheiras de infiltração, bacias de infiltração, pavimentos permeáveis etc. Algumas dessas medidas foram avaliadas em estudos desenvolvidos por Nascimento et al. (2016) e Silva et al. (2016) para a Bacia da Pampulha e indicaram que essas técnicas podem contribuir de maneira significativa para a redução de escoamentos superficiais e na mudança do regime de escoamentos.

Apesar de não terem sido objeto de avaliação neste trabalho, as cargas internas de nutrientes na Lagoa da Pampulha depositada ao longo de décadas devem ser consideradas na avaliação de intervenções e possivelmente irão indicar a necessidade de intervenções intra-lago para controle da eutrofização. Contudo, essa intervenção poderá ser menos intensiva ao passar dos anos, se medidas extra-lago forem associadas no processo de reabilitação.

### 5.7.2. Taxa de Assoreamento (TA)

Considerando os resultados apresentados na Tabela 16, a aplicação da Equação 10 e 11 e o ábaco da Figura 9, foram obtidos os Índices de Sedimentação, a Eficiência de Retenção e as Taxas de Assoreamento para a Lagoa da Pampulha nos cenários estudados, conforme indicado na Tabela 19:

**Tabela 19 – Cálculos das Taxas de Assoreamento**

Condição	Carga de SST (ton/ano)	Índice de Sedimentação	Eficiência de Retenção (%)	Taxa de Assoreamento (ton/Ano)	Taxa de Assoreamento (m <sup>3</sup> /ano*)
Cenário 1	3.230			3.091	7.110
Cenário 2	2.790	2,6x10 <sup>9</sup>	96%	2.670	6.141
Cenário 3	2.426			2.322	5.340

\*Adotada uma Densidade Saturada de 2,3 ton/m<sup>3</sup> (SUDECAP, 2015)

A eficiência de retenção de SST para o reservatório foi de 96%, bastante superior à taxa de retenção estimada por Torres et al. (2008) para a Lagoa da Pampulha da ordem de 37%. Essa diferença pode estar associada às diferenças nas metodologias de cálculo utilizadas, sendo que neste trabalho foram utilizados modelos empíricos, que apresentam limitações e incertezas.

Como pode-se observar, as Cargas de Sólidos em Suspensão retidas na Lagoa nos 3 Cenários, variam de cerca de 2.300 a 3.100 ton/ano (5.300 a 7.100 m<sup>3</sup>/ano), com mesmos percentuais entre os cenários indicados na Figura 23.

As Taxas de Assoreamento encontradas para a Lagoa nos 3 cenários, variaram de cerca de 2.300 a 3.100 m<sup>3</sup>/ano, com mesmos percentuais entre os cenários observados na produção de carga, indicados na Figura 22 (redução de 15% e 25%

para os cenários 2 e 3, respectivamente). Contudo, as taxas obtidas neste estudo encontram-se muito aquém daquelas encontradas por meios de dados batimétricos da Lagoa da Pampulha, que variaram de cerca de 400.000 m<sup>3</sup>/ano nos anos 2000 para 115.000 m<sup>3</sup>/ano em 2015. Caso fosse considerada a taxa de retenção estimada por Torres et al. (2008), a ordem de grandeza da diferença entre os dois resultados medidos e estimados seria mantida.

As cargas calculadas neste trabalho representam as descargas sólidas em suspensão, devendo serem ainda somada as cargas sólidas de leito e fundo. Antes deste trabalho, acreditava-se que a descarga em suspensão poderia ser a maior parcela da descarga sólida total de sedimentos na Lagoa da Pampulha, como na maioria dos cursos d'água, segundo Carvalho et al., (2000). Contudo, apesar das cargas de sólidos em suspensão apresentarem ordem de grandeza compatível às encontradas na bibliografia para o escoamento urbano superficial, elas não representam a principal parcela da carga de sedimentos aportada à Lagoa da Pampulha. Em algumas situações, segundo ICOLD (1989) apud Carvalho et al., (2000), a descarga de leito pode chegar a representar até 150% da descarga em suspensão.

A grande diferença em relação às taxas de assoreamento (TA) obtidas em relação aos dados topobatimétricos pode ser atribuída ao fato de que a metodologia utilizada neste trabalho não contempla coletas durante os eventos chuvosos, nos quais espera-se maior concentração de sedimentos no escoamento superficial, e também ao fato de não considerar as descargas de leito e o processo de erosão fluvial. Neste caso, a parcela da descarga de fundo precisa ser estimada para cada afluente, o que não foi realizado neste trabalho. Além disso, a simulação de produção de sólidos em distintos cenários deve ser realizada em modelos que incorporem a parcela de fundo.

O fato das parcelas de sólidos de fundo e leito poder ser uma parcela de importância na carga sólida do assoreamento da Lagoa da Pampulha poderá auxiliar na definição de medidas para o tratamento e recuperação dos fundos de vale, talvegues e leitos dos afluentes no arranjo de intervenções, bem como na implantação de bacias de contenção de sedimentos a montante do reservatório.

Reitera-se mais uma vez que, no processo de reabilitação, medidas intra-lago serão necessárias para o desassoreamento da Lagoa da Pampulha e remoção dos

sedimentos já depositados no reservatório. Contudo, da mesma forma que para os nutrientes, a necessidade contínua de desassoreamento da Lagoa da Pampulha poderá reduzida com a associação de outras medidas para retenção/ contenção dos sedimentos. Esses arranjos deverão ser avaliados em estudos de alternativas que incorporem além de questões sanitárias e ambientais, análises sócio-econômicas.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos realizados neste trabalho indicaram que, entre outubro de 2016 e setembro de 2017, a Lagoa da Pampulha recebeu elevadas cargas de fósforo total (PT) – 38 toneladas e de sólidos suspensos totais (SST) – 3.000 toneladas, que foram aportadas pelos seus afluentes. Essas cargas, apesar das suas magnitudes, estão coerentes com valores encontrados na bibliografia para bacias urbanas com características similares a da Lagoa da Pampulha.

As simulações de qualidade de água realizadas no SWMM demonstraram que, mesmo com a redução externa de PT, por meio de implementação de melhorias sanitárias e ambientais externas ao lago, as cargas desse nutriente aportadas à Lagoa da Pampulha pelo escoamento superficial permaneceram altas. Essas cargas são traduzidas em Índices de Estado Trófico (IET) acima de 70 que indicam a instalação de um severo um processo de eutrofização. Já em relação ao processo de assoreamento, nessas simulações não foi possível encontrar correlação dos resultados das cargas de sólidos em suspensão com as taxas de cargas de sedimentos obtidas por meio de topobatimetrias já realizadas na Lagoa da Pampulha, impossibilitando a avaliação dos cenários analisados.

Apesar dos resultados apresentados indicarem que as melhorias das condições sanitárias e de ocupação na bacia hidrográfica, apresentarem pequeno impacto na qualidade da água da Lagoa da Pampulha em curto e médio prazo, essas medidas são indispensáveis no processo de reabilitação e devem ser associadas concomitantemente a outras medidas extra-lago.

Os resultados encontrados reforçam a necessidade de avaliações em menor escala temporal (durante eventos chuvosos), bem como de avaliar as cargas sólidas de fundo e de leito, fazendo-se necessário outros estudos que contemplem os fenômenos de erosão fluvial e o transporte desses sedimentos.

Contudo, apesar das limitações da metodologia aplicada, neste trabalho pôde-se demonstrar a importância de modelos matemáticos de qualidade de água no processo de gestão e planejamento de recursos hídricos, podendo ser uma ferramenta para apoio à tomada de decisão, em especial na reabilitação de lagos urbanos degradados.

Assim, recomenda-se a realização de monitoramentos contínuos de qualidade da água e de sedimentos para os afluentes e para a Lagoa da Pampulha, que possam incorporar, especialmente para os principais tributários, a variação de qualidade do escoamento superficial durante eventos chuvosos, que poderão subsidiar novos estudos. Adicionalmente, recomenda-se que sejam avaliadas, do ponto de vista técnico e econômico, as combinações de técnicas de tratamento intra e extra-lago, considerando as especificidades da Lagoa da Pampulha e da Bacia Hidrográfica.

Os resultados obtidos possibilitaram a elaboração de um Relatório Técnico que poderá subsidiar a Prefeitura de Belo Horizonte na definição de estratégias de reabilitação da Lagoa da Pampulha e poderão auxiliar outros organismos e entidades no manejo e na gestão de lagos urbanos degradados.

## REFERÊNCIAS

AKHURST, D.; JONES, G.; MCCONCHIE, D. The application of sediment capping agents on phosphorus speciation and mobility in a sub-tropical dunal lake. *Marine and Freshwater Research*. 55, p. 715–725, 2004.

AMARAL, D. P. Estimativa do assoreamento do Reservatório do Bom Jardim a partir de modelos de eficiência de retenção de sedimentos. Trabalho de conclusão de curso - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, 2018.

APRÍGIO, P. O. Avaliação de Modelos de Simulação de Cargas Difusas em Bacias Urbanas. Dissertação de mestrado. Programa De Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2012.

ARNOLD, J. G. et al. SWAT: model use, calibration, and validation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* ISSN 2151-0032 Vol. 55(4): 1491-1508, 2012.

ASCE. Task Committee on Definition of Criteria for Evaluation of Watershed Models of the Watershed Management. Committee Irrigation and Drainage Division. Criteria for evaluation of watershed models. *J. Irrig. Drainage Eng.*, 119:429-442, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGEHARIA SANITÁRIA. Pouca água revela lixo e assoreamento na Lagoa da Pampulha. ABES, 2011 - <http://www.abes-mg.org.br>.

BAIRD, C., M. JENNINGS. Characterization of Nonpoint Sources and Loadings to the Corpus Christi Bay National Estuary Program Study Area, Texas Natural Resource Conservation Commission, 1996.

BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S. Técnicas Compensatórias em Drenagem Urbana. Porto Alegre: ABRH, 2005.

BARTOSZEK, L; KOSZELNIK, P. Lakes and reservoirs restoration – Short description of the chosen methods. *Progress in Environmental Engineering*. p. 51-58, 2015.

BAUSTIAN, J.J., KOWALSKI, K.P. CZAYKA, A. Using Turbidity Measurements to Estimate Total Phosphorus and Sediment Flux in a Great Lakes Coastal Wetland. *Wetlands* 38, 1059–1065, 2018.

BELO HORIZONTE. Lei Municipal nº 11.181, de 8 de agosto de 2019: Aprova o Plano Diretor do Município de Belo Horizonte e dá outras providências. *Diário Oficial do Município*, Ano XXV – Ed. 5832. Belo Horizonte, MG, 8 dez, 2019.

CAIRNS, et al. Restoration of Aquatic Ecosystems. Science, Technology, and Public Policy. National Research Council. National Academy Press, Washington, DC, 1992.

CAMELO, S. M. Modelagem da poluição difusa em sistemas de macrodrenagem de bacias urbanas. Dissertação de mestrado. Programa De Pós-Graduação EM Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019.

CÂNDIDO, Edilaine Gomes Silva. Modelagem hidrológica e hidráulica da Bacia do Córrego Ressaca (Belo Horizonte, MG) utilizando o modelo SWMM. Trabalho de Conclusão de Curso. Departamento de Engenharia Hidráulica - UFMG, Belo Horizonte. 2015.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1997.

CARVALHO, et al. Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios. ANEEL, Brasília, 2000.

CHAMPS, José Roberto Borges. Algumas considerações sobre a situação sanitária da Bacia da Pampulha. In: *Anais do Seminário Bacia Hidrográfica da Pampulha*, pp. 134-142, 1992.

COBOURN, John. Small-scale best management practices to protect lake water quality. *International Journal of Design & Nature and Ecodynamics*. Vol. 7, No. 2, 173–186, 2012.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas - Resumo Executivo. CBH Velhas, Belo Horizonte, 2015.

COMPANHIA DE SANEMANTO DE MINAS GERAIS - COPASA. Programa Nossa Pampulha, Relatório Técnico. Copasa, Belo Horizonte-MG, 2019.

CONTAGEM. Lei complementar 248, de 11 de janeiro de 2018: Institui o Plano Diretor do Município de Contagem e dá outras providências. Diário Oficial de Contagem n. 4821. Contagem, MG, 11 de janeiro de 2018.

CONTE, M. L.; LEOPOLDO, P. R. Avaliação de recursos hídricos: Rio Pardo, um exemplo. São Paulo: UNESP, 141 p., 2001.

COOKE, et al. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL. 1993.

COOKE, et al. *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*, 3rd edition. CRC - Taylor & Francis, Boca Raton, FL 2005.

COSTA, M.E.L Monitoramento e modelagem das águas da drenagem urbana na bacia do lago Paranoá. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2013.

COUTINHO, Weber. Avaliação de Desempenho da Estação de Tratamento dos Córregos Ressaca e Sarandi Afluentes à Represa da Pampulha. Dissertação de mestrado. Programa De Pós-Graduação Em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M. do C.; LAMPARELLI, M.C. A Trophic State Index for Tropical/subtropical Reservoirs (TSI<sub>tr</sub>). *Ecological Engineering*, v. 60, p. 126-134, 2013.

DOKULIL, et al. Sustainable Development of Urban Lakes: General Considerations and Specific Solutions for Alte Donau – A Synthesis. Dept. of Limnology & Bio-Oceanography, University of Vienna, Wien, 2018.

DONDAJEWSKA, R. et al. The response of a shallow hypertrophic lake to innovative restoration measures – Uzarzewskie Lake case study. *Ecological Engineering*, v. 121, p. 72-82, 2018.

DUNALSKAA, J. et al. Can we restore badly degraded urban lakes?. *Ecological Engineering*, Polônia, v. 82, p. 423-441, 2015.

ELLIS, J. B. Sediment yield and BMP control strategies in urban catchments. *Proceedings Erosion and sediment yield: Global and regional perspectives*. IAHS, Exeter. 1996.

FILL, H. D.; SANTOS, I. Estimativa de concentração de sedimentos em suspensão através da profundidade de Sechi. XIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Anais... Porto Alegre: ABRH, p.1-9, 2001.

GALVEZ-CLOUTIER et al. An evaluation of several in-lake restoration techniques to improve the water quality problem (eutrophication) of Saint-Augustin Lake, Quebec, Canada, *Environ. Manag.*, 49, pp. 1037-1053, 2012.

GIANI, et al. Ciclo Sazonal de Distribuição de N e P na Pampulha de 1988. *Ciência e Cultura*, Campinas, n. 40, p. 69-77, 1988.

GULATI, R. D.; DOORNEKAMP, A. The spring-time abundance and feeding of *Eurytemora affinis* (Poppe) in VolkerakZoommeer, a newly created freshwater lake system in the RhineDelta (The Netherlands). *Hydrobiol. Bull.* 25: 51-60, 1991.

GULATI, R. D.; VAN LIERE, L., Water-quality research in Loosdrecht Lakes - the salient features. *Hydrobiologia* 233: 171-177, 1992.

HANSON, M. et al. Rehabilitation of shallow lakes: time to adjust expectations?. *Hydrobiologia*. v. 787, p. 45-59, 2016.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Relatório de monitoramento das Águas Superficiais da Sub-bacia da Lagoa da Pampulha (4º Trimestre de 2017). IGAM, Belo Horizonte, 2017.

KOWALCZEWSKA-MADURA, et al. The Effects of Limiting Restoration Treatments in a Shallow Urban Lake. *Water* 12, 1383, 2020.

KUMAR, P., MAHAJAN, A.K. Trophic status and its regulating factor determination at the Rewalsar Lake, northwest Himalaya (HP), India, based on selected parameters and multivariate statistical analysis. *SN Appl. Sci.* 2, 1266, 2020.

LAMPARELLI, M.C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEMOS, R. S et al. A evolução do uso e ocupação em uma bacia hidrográfica urbana e suas consequências para a qualidade ambiental: reflexões a partir do caso da lagoa da Pampulha, Região Metropolitana de Belo Horizonte. In: III Seminário Nacional sobre o Tratamento de Áreas de Preservação Permanente em Meio Urbano e Restrições Ambientais ao Parcelamento do Solo, Belém, 2014.

LEWIS A. R.; WAYNE C. H. Storm Water Management Model, Reference Manual (Vol I, II e III). Office of Research and Development National Risk Management Laboratory Cincinnati and School of Civil and Construction Engineering - Oregon State University Corvallis, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, 2016.

LI, Y. et al., Effectiveness of dredging on internal phosphorus loading in a typical aquacultural lake, *Science of the Total Environment*. July, 2020.

LIANDONG et al. Dredging project caused short-term positive effects on lake ecosystem health: A five-year follow-up study at the integrated lake ecosystem level. *Science of the Total Environment*, nº 686, 753–763, 2019.

LIMA, L. C. T. M. Simulação da Qualidade da Água em uma Bacia Hidrográfica: Aplicação a Bacia do Rio Curu (CE), Dissertação de Mestrado, IPH-UFRGS, Porto Alegre, 1998.

LU, H. et al. Integrated water quality, emergy and economic evaluation of three bioremediation treatment systems for eutrophic water. *Ecological Engineering*. v. 69 p. 244–254, 2014.

LÜRLINGAB, Miquel; FAASSENA Elisabeth J. Controlling toxic cyanobacteria: Effects of dredging and phosphorus-binding clay on cyanobacteria and microcystins. *Water Research* Volume 46, Issue 5. p. 1447-1459, 2012.

MENEZES FILHO, F. C.M. Otimização de reservatórios de retenção para controle da qualidade das águas pluviais. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Porto Alegre, 2014.

NASCIMENTO, N. O. et al. Green blue infrastructure at metropolitan scale: a water sustainability approach at the Metropolitan Region of Belo Horizonte. In: 9th International Conference Novatech, 2016, Lyon. Novatech 2016.

NIENHUIS, P.H.; GULATI, R.D. Ecological Restoration of Aquatic and Semi-aquatic Ecosystems in The Netherlands. Kluwer Academic, Dordrecht, The Netherlands and Norwell, MA, 2002.

NOGUEIRA, I. S. et al. Diversidade (alfa, beta e gama) da comunidade fitoplanctônica de quatro lagos artificiais urbanos do município de Goiânia, GO. *Hoehnea*, v. 35, p. 219-233, 2008.

OLIVEIRA, Maria da Glória Braz; BAPTISTA, Márcio Benedito. Análise da evolução temporal da produção de sedimentos na bacia hidrográfica da Pampulha e avaliação do assoreamento do reservatório. In: *Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - ABRH*. Vitória, 1997.

OSGOOD, Richard. Inadequacy of best management practices for restoring eutrophic lakes in the United States: guidance for policy and practice, *Inland Waters*, 7:4, p. 401-407, 2017.

PERELO, L. Review: In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments. *Journal of Hazard Mater.* V. 177, p. 81-89, 2010.

PINTO-COELHO, Ricardo Motta. Evolução do grau de eutrofização na Lagoa da Pampulha: comparação de ciclos sazonais de nutrientes (N e P) e organismos planctônicos. In: *Anais do Seminário da bacia hidrográfica da Pampulha*. SEGRAC, Belo Horizonte, p.1-14, 1992.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. Plano Diretor de Drenagem - Atlas dos Diagramas dos Canais Revestidos do Sistema de Macrodrenagem de Belo Horizonte – Bacia do Ribeirão do Onça. Magna Engenharia, Belo Horizonte, 2002.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte: 2016/2019, vol. I. PBH, Belo Horizonte, 2016.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. Serviços de Tratamento da Qualidade da Água da Lagoa da Pampulha. Relatórios Técnicos. Consórcio Pampulha Viva, Belo Horizonte, 2018.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CONTAGEM. Plano municipal de Saneamento Básico de Contagem. PMC, Contagem, 2013.

PROGRAMA DE RECUPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO AMBIENTAL DA BACIA DA PAMPULHA. Centro de Educação Ambiental – PROPAM. Disponível em <http://aguasdapampulha.org/cea-propam>. Acesso em: 04 abril de 2019.

PORTO, M. Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In: TUCCI, C.E.M.; PORTO, R.L.; BARROS, M.T. Drenagem urbana. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH. p. 387-428, 1995.

QIN et al. Temporal Variation and Reduction Strategy of Nutrient Loads from an Urban River Catchment into a Eutrophic Lake, China. *Water*, nº11, 166, 2019.

QUIRÓZ, Rolando. Gerenciamento e recuperação de lagos urbano. Documento Número 6, 16p. Faculdade de Agronomia, Universidade de Buenos Aires, 2007.

RESCK, Rafael Pereira. Avaliação morfológica e estudo da variação horizontal de parâmetros limnológicos do reservatório da Pampulha (Belo Horizonte – MG). Dissertação de mestrado. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

RIBAS, J. R. Uma proposta para a construção de cenários alternativos combinando informações subjetivas e bases de dados secundários (p. 2-4). Anais do Encontro de Administração de Informação (ENADI), Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Administração (ANPAD). Florianópolis, SC, Brasil, 1. 2007.

RICHARDSON, G. Lab-scale experiment for assessing the effect of resuspension and oxygenation on sediment oxygen demand. MS Thesis. Fayetteville, AR: University of Arkansas, Dept. of Biological and Agricultural Engineering, 2014.

ROBB, M. et al. Application of Phoslock™, an innovative phosphorous binding clay, to two western Australian waterways: preliminary findings. *Hydrobiologia*, v. 494, p. 237-243, 2003.

ROSSMAN, L. AND W. HUBER. Storm Water Management Model Reference Manual Volume I, Hydrology. US EPA Office of Research and Development, Washington, DC, EPA, 2015.

SALLAS, H.J. & MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm water tropical lakes. *Wat.Research*, 25(3), 341-350, 1991.

SÁNCHEZ, A. J. et al. Calidad ambiental de la laguna urbana. La Pólvara en la cuenca del río Grijalva. *Tecnología y ciencias del agua*, 3(3), 143-152, 2012.

SCHINDLER D.W. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proc R Soc Lond B Biol Sci* 279:4322–4333, 2012.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. Estudo Hidrogeológico da bacia da Lagoa da Pampulha. CPRM, Belo Horizonte, 2001.

SHAN, Mingjun et al. Study on bioremediation of eutrophic lake. *Journal of Environmental Sciences*. China, 2009.

SILVA, T. Suivi et modélisation de la Dynamique des Cyanobactéries dans les lacs Urbains au sein de leur Bassin Versant. Ph.D. Thesis, Université Paris-Est, Universidade Federal de Minas Gerais, Paris, France, 2014.

SILVA, R. S. A evolução do uso e ocupação em uma bacia hidrográfica urbana e suas consequências para a qualidade ambiental: reflexões a partir do caso da Lagoa da Pampulha, região metropolitana de Belo Horizonte. In: III APPURBANA, Belém, 2014.

SILVA, T. et al. Modelling the impact of catchment land-use on cyanobacteria blooms in an urban tropical lake. In: XXXIII Congress of the International Society of Limnology, 2016.

SINGH, Krishna. Lake restoration methods and feasibility of water quality management. StateWater Survey Division, Surface water section, University of Illinois, Report 301, 53pp, 1982.

SONDERGAARD, M.; JENSEN, J.P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia* 506–509: 135–145, 2003.

STEPHANIE, J. GUILDFORD, R.; HECKY, E. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? Department of Biology, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, N2L 3G. *Limnol. Oceanogr.*, 45(6), 2000, 1213–1223, 2000.

SPEARS, M et al. A meta-analysis of water quality and aquatic macrophyte responses in 18 lakes treated with lanthanum modified bentonite (Phoslock®). *Water Research* Volume 97, Pages 111-121, 2016.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DA CAPITAL. Serviços e Obras de Desassoreamento da Lagoa Pampulha - Relatório Final. Belo Horizonte: SUDECAP, Consominas, 2015.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DA CAPITAL. Relatório de Coleta de Resíduos Sólidos – Lagoa da Pampulha. Divisão de Manutenção de Drenagem/ SUDECAP, Belo Horizonte, 2018.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DA CAPITAL - SUDECAP. Serviços e Obras de Desassoreamento de Manutenção da Lagoa Pampulha - Batimetria. Belo Horizonte: SUDECAP, ETC Engenharia, 2019.

TEIXEIRA, M. L. C. MOURA, P. M. BARCELOS, M. F. P. Estimativa de área impermeável do município de Belo Horizonte. Relatório Final (Iniciação Científica) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal De Minas Gerais. Belo Horizonte, 2013.

TEMPRANO, J. et al. Stormwater quality calibration by SWMM: A case study in Northern Spain. *Water S.A* 32, 55–63, 2006.

TORRES, I.C; RESCK, R.P. PINTO-COELHO, R.M. Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 19, p. 79 – 91, 2007.

TUCCI, C.E.M.; COLLISHONN, W. Drenagem urbana e controle de erosão. In: Tucci, C.E.M. e Marques, D.M.L.M. Avaliação e controle da drenagem urbana – Porto Alegre: Ed. Universidade, pp. 119 – 127, 2000.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 631p., 2008.

VAN LIEW, M. Wet al. Suitability of SWAT for the conservation effects assessment project: a comparison on USDA-ARS watersheds. *Journal of Hydrological Engineering*, v. 12, n. 2, p. 173-189. 2007.

VISSER, P. M. et al. Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands. *Freshwat. Bioi.* 36: 436-450, 1996.

VON SPERLING, M. *Morfologia de Lagos e Represas*. UFMG, Belo Horizonte, MG, 137p. 1999.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Volume 1. 3ª Ed. UFMG. Belo Horizonte, 2005.

VON SPERLING, Eduardo.; CAMPOS, Maira Oliveira. Restoration of Lake Pampulha, Brazil by using sanitation and in-lake techniques. 35<sup>o</sup> WEDC International Conference, Loughborough, 2011.

WETZEL, R.G. Limnology. Lake and River Ecosystems. 3<sup>a</sup> edition. Academic Press, New York, NY, 2001.

XU, F.; TAO, S.; XU, Z. The restoration of riparian wetlands and macrophytes in Lake Chao, an eutrophic Chinese lake: possibilities and effects. *Hydrobiologia* 405:169–178, 1999.

ZAFFANI, Aline Gomes. Poluição Difusa da Drenagem Urbana com Base Ecohidrológica: Diagnóstico Atual e Cenários de Longo Prazo em Bacias Urbanas de São Carlos - São Paulo. 2012. 174 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.