



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA**  
**PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**  
**DOUTORADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**GISELAINE MARIA GOMES DE MEDEIROS**

**MODELO CONCEITUAL PARA GESTÃO DE ÁGUAS DE DRENAGEM URBANA  
EM REGIÕES SEMIÁRIDAS**

**Campina Grande - PB**  
**Dezembro/2021**

**GISELAINE MARIA GOMES DE MEDEIROS**

**MODELO CONCEITUAL PARA GESTÃO DE ÁGUAS DE DRENAGEM URBANA  
EM REGIÕES SEMIÁRIDAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em  
Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade  
Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências  
para obtenção de título de Doutora em Engenharia  
Ambiental.

**ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: QUALIDADE DE SISTEMAS AMBIENTAIS**

**LINHA DE PESQUISA: GESTÃO DA QUALIDADE DE ÁGUAS URBANAS**

**ORIENTADORES: PROF. DR. RUI DE OLIVEIRA**

**PROFA. DRA. RUTH SILVEIRA DO NASCIMENTO**

Campina Grande - PB  
2021

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

M488m Medeiros, Giselaíne Maria Gomes de.  
Modelo conceitual para gestão de águas de drenagem urbana em regiões semiáridas [manuscrito] / Giselaíne Maria Gomes de Medeiros. - 2021.  
229 p. : il. colorido.

Digitado.  
Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2022.  
"Orientação : Prof. Dr. Rui de Oliveira, Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."  
"Coorientação: Profa. Dra. Ruth Silveira do Nascimento, Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."

1. Drenagem urbana. 2. Sustentabilidade urbana. 3. Recursos hídricos. I. Título

21. ed. CDD 628.167

**GISELAINE MARIA GOMES DE MEDEIROS**

**MODELO CONCEITUAL PARA GESTÃO DE ÁGUAS DE DRENAGEM URBANA  
EM REGIÕES SEMIÁRIDAS**

APROVADA EM: 16 de dezembro de 2021.

BANCA EXAMINADORA

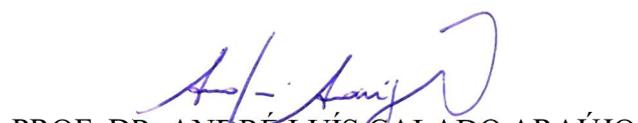
  
PROF. DR. RUI DE OLIVEIRA  
Universidade Estadual da Paraíba

  
PROFA. DRA. RUTH SILVEIRA DO NASCIMENTO  
Universidade Estadual da Paraíba

  
PROFA. DRA. MÔNICA MARIA PEREIRA DA SILVA  
Universidade Estadual da Paraíba

  
PROFA. DRA. LÚCIA MARIA DE ARAÚJO LIMA GAUDÊNCIO  
Universidade Federal de Campina Grande

  
PROF. DR. MARCOS VON SPERLING  
Universidade Federal de Minas Gerais

  
PROF. DR. ANDRÉ LUÍS CALADO ARAÚJO  
Instituto Federal do Rio Grande do Norte

## **DEDICATÓRIA**

A Deus, meu eterno amigo e protetor, por guiar meus passos e ser luz na minha vida.

Aos meus pais, Tarcísio e Marília, meus exemplos de vida, pelo apoio e incentivo.

Ao meu esposo Natan e meus filhos Joel, Gabriel e Natan Filho, pelo companheirismo e incentivo sempre presentes.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por permitir a conclusão deste trabalho, dando-me saúde, proteção, perseverança, luz, sabedoria e discernimento.

Aos meus pais, Tarcísio e Marília, por me motivar com muito amor em toda a realização deste trabalho, e por sempre dar exemplo de dignidade, educação, fé, amor e respeito.

Ao meu esposo Natan, sempre disponível e prestativo, pelo companheirismo, incentivo e força dados em situações e decisões, muitas vezes, difíceis de serem tomadas.

Aos meus filhos Joel, Gabriel e Natan Filho, pela paciência e compreensão das ausências necessárias, e pelo carinho e abraços confortantes, que não imaginavam o quão essas atitudes me encorajavam para dar continuidade.

Aos meus irmãos e os demais familiares e amigos, que de forma direta ou indireta, contribuíram para a conclusão desta pesquisa.

Aos meus orientadores, professor Dr. Rui de Oliveira e professora Dra. Ruth do Nascimento, pelos direcionamentos, conselhos, incentivos e paciência.

Em especial, ao professor Dr. Rui de Oliveira, meu professor desde a graduação, por ter confiado em mim. Meus sinceros reconhecimento e admiração pela humildade, sabedoria e profissionalismo.

Aos colegas professores do Departamento Acadêmico de Infraestrutura e Construção Civil do Instituto Federal de Pernambuco, pela compreensão no processo de afastamento total das atividades e à instituição por proporcionar este processo.

À professora Dra. Mônica Maria, sempre muito atenciosa e disposta a ajudar em todo o doutorado.

Ao grupo de pesquisa da professora Dra. Mônica Coura do laboratório de Saneamento Ambiental da UFCG pelo apoio nas análises laboratoriais.

Às colegas engenheiras, Ivanise Oliveira, pelo apoio na produção dos mapas no QGis, e Sabrina Holanda, do laboratório de Conforto Ambiental da UEPB, pela ajuda na modelagem hidrológica no SWMM.

Às colegas engenheiras Alessandra Caetano e Elizabeth Lima, ao colega do IFPE professor Me. Aramis Leite e ao professor Dr. André Luís do IFRN, pelo apoio na divulgação do questionário para a análise multicritério.

À professora Dra. Lúcia Gaudêncio pela disponibilidade e assistência na análise multicritério.

Às colegas de doutorado Maria Virgínia e Regina Wanessa pelo companheirismo e incentivo.

À banca avaliadora pelo aceite e disponibilidade em participar da avaliação e pela contribuição, fundamental para o aprimoramento da pesquisa.

## RESUMO

A rápida urbanização representa uma ameaça sobre os sistemas de drenagem urbana em todo o mundo. A poluição difusa em bacias hidrográficas urbanas transportada pelas águas pluviais no escoamento superficial e o lançamento indiscriminado de esgoto em sistemas de macrodrenagem são responsáveis pela deterioração da qualidade da água de drenagem e pela alteração da vazão, afetando o meio ambiente e a saúde pública. Para que os sistemas de drenagem urbana avancem em direção ao desenvolvimento sustentável, são necessárias alternativas e práticas de drenagem sustentáveis com abordagens sistêmicas e estratégias de gestão de águas pluviais em diferentes dimensões (ambiental, social e econômica). Este estudo tem como objetivo produzir um modelo conceitual para gestão de águas de drenagem de bacias urbanas que possa ser utilizado como ferramenta de planejamento dos espaços urbanos existentes, e que seja capaz de induzir a sustentabilidade da bacia hidrográfica. Esta pesquisa foi realizada na microbacia do riacho das Piabas, mais especificamente, na área urbana de Campina Grande, no estado da Paraíba. Para atingir o objetivo, foi fundamental utilizar três modelos matemáticos. A modelagem hidrológica, no programa Storm Water Management Model (SWMM), foi necessária para compreender o funcionamento do sistema de macrodrenagem quanto à qualidade e a quantidade da água, considerando diferentes cenários (interceptação do lançamento de esgoto, reservatórios de retenção e estruturas de desenvolvimento de baixo impacto - LID). A metodologia Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) também foi empregada para determinar os impactos ambientais potenciais, os riscos à saúde da população, e os danos à qualidade dos ecossistemas, associados à poluição da água pluvial urbana e os custos ambientais das emissões. Foi realizado um orçamento das medidas de intervenção propostas para melhoria da qualidade dessas águas. A análise multicritério foi realizada para integrar as preferências dos especialistas quanto ao grau de importância dos indicadores da ACV, ordenando os cenários de intervenção que mais contribuem para a sustentabilidade das águas pluviais urbanas. Por fim, foi produzido o modelo conceitual para auxiliar os decisores na gestão dessas águas. A modelagem hidrológica foi eficiente na compreensão do funcionamento do sistema de macrodrenagem, com erros de continuidade mínimos. Após a simulação, os resultados de qualidade da água e de vazão dos fluxos de entrada (esgoto e lixiviado) no sistema subsidiaram o inventário do ciclo de vida, indispensável para iniciar a modelagem da ACV no programa OpenLCA. Os resultados da ACV expressos em categorias de impacto (indicadores) demonstraram os impactos ambientais, sociais e econômicos das águas pluviais urbanas do riacho das Piabas. Observou-se que o fluxo de entrada mais impactante para as oito categorias de impacto ambiental e para os dois indicadores sociais é o esgoto, sendo responsável por 70% (em média) dos impactos potenciais ao meio ambiente. O fluxo de lixiviado do cenário com maior cobertura de área de implantação de estruturas de LID (médio LID) apresentou uma redução dos impactos ambientais em torno de 90%. A interceptação do lançamento de esgoto conseguiu reduzir os impactos ambientais em torno de 60% e a implantação de médio LID nas sub-bacias reduziu entre 29,5% e 25,4%. Estes foram os cenários que mais reduziram os impactos ambientais, sociais e econômicos (quanto às externalidades ambientais). Os indicadores ambientais mais impactantes foram aquecimento global, formação de material particulado e ecotoxicidade de água doce, destacando também a eutrofização de água doce. Verificou-se na ACV social, em todos os cenários, que a poluição das águas pluviais urbanas oferece riscos à saúde humana e danos à qualidade dos ecossistemas. A interceptação do lançamento de esgoto foi a intervenção que apresentou menores custos de implantação, seguida dos reservatórios de retenção. A análise multicritério ordenou os cenários de intervenção que melhor contribui para gestão das águas de drenagem urbana. De acordo com os resultados obtidos, sugere-se a integração dos cenários de intervenção para que se estabeleça a sustentabilidade da área de estudo. O modelo conceitual proposto se apresenta como uma ferramenta de planejamento urbano que contribui para o avanço organizacional da gestão das águas pluviais urbanas. É exequível e de fácil implementação, desde que, obtenham informações sobre a área de estudo, requerendo a multidisciplinaridade entre os decisores para solucionar um problema de decisão. A sequência de ações apresentada no modelo conceitual proporciona aos gestores e formuladores de políticas, facilitar a tomada de decisão rumo à sustentabilidade dessas águas.

**Palavras-chave:** sistema de drenagem urbana; sustentabilidade urbana; avaliação do ciclo de vida; gestão de águas pluviais urbanas.

## ABSTRACT

Rapid urbanization poses a threat to urban drainage systems worldwide. Diffuse pollution in urban catchments carried by stormwater in surface runoff and the indiscriminate discharge of sewage into macro drainage systems are responsible for the deterioration of drainage water quality and altered flow rates, affecting the environment and public health. For urban drainage systems to move towards sustainable development, sustainable drainage alternatives and practices with systemic approaches and stormwater management strategies in different dimensions (environmental, social and economic) are needed. This study aims to produce a conceptual model for urban watershed drainage water management that can be used as a planning tool for existing urban spaces, and that is able to induce watershed sustainability. This research was carried out in the Piabas Creek watershed, more specifically, in the urban area of Campina Grande, in the state of Paraíba. To achieve the objective, it was essential to use three mathematical models. Hydrological modeling, in the Storm Water Management Model (SWMM) program, was necessary to understand the functioning of the macro drainage system regarding water quality and quantity, considering different scenarios (sewage disposal interception, detention reservoirs and low impact development structures - LID). The Life Cycle Assessment (LCA) methodology was also employed to determine the potential environmental impacts, health risks to the population, and damage to ecosystem quality associated with urban stormwater pollution and the environmental costs of emissions. A budget of the proposed intervention measures to improve the quality of these waters was carried out. Multi-criteria analysis was performed to integrate the experts' preferences regarding the degree of importance of the LCA indicators, ranking the intervention scenarios that contribute most to urban stormwater sustainability. Finally, the conceptual model was produced to assist decision-makers in managing these waters. The hydrological modeling was efficient in understanding the functioning of the macro drainage system, with minimal continuity errors. After the simulation, the results of water quality and flow of the input flows (sewage and leachate) in the system subsidized the life cycle inventory, indispensable to start the LCA modeling in the OpenLCA program. The LCA results expressed in impact categories (indicators) demonstrated the environmental, social and economic impacts of urban stormwater from Piabas Creek. It was observed that the most impactful input stream for the eight environmental impact categories and the two social indicators is sewage, accounting for 70% (on average) of the potential impacts to the environment. The leachate from the scenario with the highest LID structure implementation area coverage (medium LID) showed a reduction in environmental impacts of around 90%. Interception of sewage discharge managed to reduce environmental impacts by around 60% and the implementation of medium LID in the sub-basins reduced between 29.5% and 25.4%. These were the scenarios that most reduced the environmental, social and economic impacts (regarding environmental externalities). The most impacting environmental indicators were global warming, particulate matter formation, and freshwater ecotoxicity, also highlighting freshwater eutrophication. It was found in the social LCA, in all scenarios, that urban stormwater pollution poses risks to human health and damage to ecosystem quality. Sewage interception was the intervention that presented the lowest implementation costs, followed by detention reservoirs. The multi-criteria analysis ordered the intervention scenarios that best contribute to the management of urban drainage water. According to the results obtained, the integration of intervention scenarios is suggested in order to establish the sustainability of the study area. The proposed conceptual model is presented as an urban planning tool that contributes to the organizational advancement of urban stormwater management. It is feasible and easy to implement, as long as they obtain information about the study area, requiring multidisciplinary among decision-makers to solve a decision problem. The sequence of actions presented in the conceptual model provides managers and policy makers with facilitating decision-making towards the sustainability of these waters.

**Keywords:** urban drainage system; urban sustainability; life cycle assessment; urban stormwater management.

## LISTA DE FIGURAS

|  |     |
|--|-----|
| <b>Figura 1.</b> Dimensões da sustentabilidade. ....   | 23  |
| <b>Figura 2.</b> Roteiro de sustentabilidade urbana proposto pelo comitê do National Academies. ....                 | 26  |
| <b>Figura 3.</b> Estrutura para ferramentas de avaliação de sustentabilidade. ....                                   | 30  |
| <b>Figura 4.</b> Metodologia geral do quadro de Avaliação do Ciclo de Vida. ....                                     | 34  |
| <b>Figura 5.</b> Fluxograma de apoio à decisão de gestão de águas pluviais. ....                                     | 40  |
| <b>Figura 6.</b> Relação entre os módulos estruturais do SWMM. ....  | 47  |
| <b>Figura 7.</b> Paradoxo de Condorcet. ....   | 56  |
| <b>Figura 8.</b> Localização geográfica do município de Campina Grande nas Mesorregiões da Paraíba. ...              | 58  |
| <b>Figura 9.</b> Localização da área urbana de Campina Grande na bacia hidrográfica do Rio Paraíba. ....             | 59  |
| <b>Figura 10.</b> Bacias hidrográficas do perímetro urbano de Campina Grande, estado da Paraíba, Brasil. ....        | 59  |
| <b>Figura 11.</b> Climatologias observadas sobre a cidade de Campina Grande, Paraíba. ....                           | 61  |
| <b>Figura 12.</b> SIGERH do estado da Paraíba. ....  | 64  |
| <b>Figura 13.</b> Fluxograma de atividades da pesquisa. ....   | 66  |
| <b>Figura 14.</b> Etapas metodológicas da pesquisa para cada cenário proposto. ....                                  | 67  |
| <b>Figura 15.</b> Declividade da microbacia hidrográfica do riacho das Piabas. ....                                  | 68  |
| <b>Figura 16.</b> Uso e ocupação do solo da área urbana da microbacia do riacho das Piabas. ....                     | 68  |
| <b>Figura 17.</b> Localização do canal do Riacho das Piabas na área de estudo. ....                                  | 69  |
| <b>Figura 18.</b> Localização dos pontos estudados no canal do Riacho das Piabas. ....                               | 70  |
| <b>Figura 19.</b> Representação da área da microbacia de drenagem do riacho das Piabas no SWMM. ....                 | 76  |
| <b>Figura 20.</b> Curva IDF de Campina Grande – PB. ....   | 80  |
| <b>Figura 21.</b> Cenários propostos para a modelagem do canal do riacho das Piabas. ....                            | 84  |
| <b>Figura 22.</b> Localização dos reservatórios de retenção em imagens de satélite. ....                             | 86  |
| <b>Figura 23.</b> Localização e representação gráfica dos reservatórios no modelo SWMM. ....                         | 87  |
| <b>Figura 24.</b> Estrutura e abordagem geral da ACV para a área de estudo. ....                                     | 88  |
| <b>Figura 25.</b> Cenários para a ACV da área de estudo com os fluxos de entrada e saída no sistema. ....            | 90  |
| <b>Figura 26.</b> Fluxos de entradas e saídas para elaboração do ICV do sistema em estudo. ....                      | 92  |
| <b>Figura 27.</b> Estrutura esquemática das dimensões, subdimensões e indicadores para a análise multicritério. .... | 102 |
| <b>Figura 28.</b> Hietograma para a chuva do dia 11/7/2019. ....   | 104 |
| <b>Figura 29.</b> Hietograma para a chuva com $Tr = 25$ anos (a) e com $Tr = 50$ anos (b). ....                      | 105 |
| <b>Figura 30.</b> Box Plot da variável DBO nos períodos seco e chuvoso. ....   | 106 |
| <b>Figura 31.</b> Box Plot da variável DQO nos períodos seco e chuvoso. ....   | 107 |
| <b>Figura 32.</b> Série temporal da variável DBO no período de coleta. ....  | 109 |
| <b>Figura 33.</b> Série temporal da variável DQO no período de coleta. ....  | 109 |

|  |     |
|--|-----|
| <b>Figura 34.</b> Box Plot da variável fósforo total nos períodos seco e chuvoso.....  | 111 |
| <b>Figura 35.</b> Box Plot da variável nitrogênio amoniacal nos períodos seco e chuvoso. ....  | 111 |
| <b>Figura 36.</b> Série temporal da variável fósforo total no período de coleta. ....  | 112 |
| <b>Figura 37.</b> Série temporal da variável nitrogênio amoniacal no período de coleta. ....   | 113 |
| <b>Figura 38.</b> Box Plot da variável sólidos dissolvidos totais para os períodos seco e chuvoso. ....  | 114 |
| <b>Figura 39.</b> Série temporal da variável SDT no período de coleta. ....  | 115 |
| <b>Figura 40.</b> Box Plot da variável coliformes termotolerantes para os períodos seco e chuvoso. ....  | 117 |
| <b>Figura 41.</b> Série temporal da variável CTT no período de coleta. ....  | 117 |
| <b>Figura 42.</b> Vazão no canal sem calibração e após calibração no SWMM, no período seco. ....   | 121 |
| <b>Figura 43.</b> Vazão no canal sem calibração e após calibração no SWMM, no período chuvoso. ....  | 121 |
| <b>Figura 44.</b> Calibração das variáveis DBO e PT no período seco. ....  | 122 |
| <b>Figura 45.</b> Calibração das variáveis DBO e PT no período chuvoso. ....   | 122 |
| <b>Figura 46.</b> Divisão do riacho das Piabas em trechos.....   | 125 |
| <b>Figura 47.</b> Variação dos poluentes nos trechos ao longo da simulação (22 h) no cenário real e no cenário de intervenção com a interceptação de esgoto..... | 126 |
| <b>Figura 48.</b> Comportamento do escoamento e da precipitação no sistema ao longo da simulação para a chuva do dia 11/7/2019. ....                             | 129 |
| <b>Figura 49.</b> Concentrações de DBO nas sub-bacias na chuva do dia 11/7/2019. ....  | 130 |
| <b>Figura 50.</b> Concentrações de DBO nas sub-bacias na chuva com $Tr = 50$ anos. ....  | 130 |
| <b>Figura 51.</b> Escoamento nas sub-bacias na chuva do dia 11/7/2019. ....  | 132 |
| <b>Figura 52.</b> Escoamento nas sub-bacias na chuva com $Tr = 50$ anos. ....  | 132 |
| <b>Figura 53.</b> Perfil longitudinal do canal do riacho das Piabas para a chuva de 50 anos no pico do escoamento. ....  | 133 |
| <b>Figura 54.</b> Hidrograma no ponto P5 do canal do riacho das Piabas.....  | 137 |
| <b>Figura 55.</b> Variação do nível e do volume de água nos reservatórios para a chuva do dia 11/7/2019 ao longo da simulação.....                               | 139 |
| <b>Figura 56.</b> Perfil longitudinal da água nos reservatórios na chuva de 11/7/2019 no final da simulação. ....  | 139 |
| <b>Figura 57.</b> Hidrograma do trecho P5 – R1 (afluente) e após o R3 (efluente). ....   | 140 |
| <b>Figura 58.</b> Correlação linear entre SDT e CE no ponto P5 (afluente).....   | 141 |
| <b>Figura 59.</b> Áreas disponíveis nas sub-bacias para a implantação de estruturas de LID. ....   | 146 |
| <b>Figura 60.</b> Variação da concentração de DBO nas sub-bacias ao longo da simulação no cenário 2 (chuva do dia 11/7/2019).....                                | 148 |
| <b>Figura 61.</b> Impactos ambientais da água de drenagem urbana nos cenários propostos no período seco. ....  | 155 |
| <b>Figura 62.</b> Impactos ambientais do lixiviado e do esgoto no cenário 2 - real (período chuvoso).....  | 156 |
| <b>Figura 63.</b> Impactos ambientais do lixiviado nos cenários do período chuvoso (cenários 2 e 4). ....  | 157 |

|  |     |
|--|-----|
| <b>Figura 64.</b> Avaliação dos impactos ambientais da água de drenagem urbana nos cenários propostos. ....                  | 158 |
| <b>Figura 65.</b> Impactos ambientais da água de drenagem urbana nos cenários propostos após normalização e ponderação. .... | 160 |
| <b>Figura 66.</b> Agrupamento das categorias da abordagem <i>midpoint</i> nas áreas de proteção. ....                        | 163 |
| <b>Figura 67.</b> Efeitos finais dos impactos da água de drenagem urbana no cenário 1.....                                   | 165 |
| <b>Figura 68.</b> Efeitos finais dos impactos dos fluxos de esgoto e lixiviação nos cenários 2 e 4. ....                     | 166 |
| <b>Figura 69.</b> Efeitos finais dos impactos da água de drenagem urbana nos cenários 2, 3 e 4. ....                         | 167 |
| <b>Figura 70.</b> Custos ambientais dos impactos da água de drenagem urbana nos cenários estudados...                        | 171 |
| <b>Figura 71.</b> Custos ambientais dos fluxos de esgoto (período seco) e lixiviado.....                                     | 172 |
| <b>Figura 72.</b> Resumo dos resultados da ACV ambiental, social e econômica. ....   | 173 |
| <b>Figura 73.</b> Mapa de localização do Interceptor da Depuradora no canal de drenagem do riacho das Piabas. ....           | 174 |
| <b>Figura 74.</b> Maior titulação e atividade profissional do painel de especialistas. ....                                  | 178 |
| <b>Figura 75.</b> Resultado da análise multicritério para os 46 decisores. ....  | 181 |
| <b>Figura 76.</b> Modelo conceitual para gestão de águas de drenagem urbana. ....  | 187 |

## LISTA DE TABELAS

|   |     |
|---|-----|
| <b>Tabela 1.</b> Critérios gerais para o PROMETHEE.....   | 54  |
| <b>Tabela 2.</b> Área e declividade média por bacia hidrográfica. ....  | 60  |
| <b>Tabela 3.</b> Estimativa de áreas impermeáveis em cada bacia hidrográfica.....   | 60  |
| <b>Tabela 4.</b> Vazão estimada (m <sup>3</sup> /s) da água de drenagem do riacho das Piabas nos pontos de medição. ....  | 72  |
| <b>Tabela 5.</b> Vazão estimada de esgoto (m <sup>3</sup> /s) que contribui para o canal do riacho das Piabas.....  | 72  |
| <b>Tabela 6.</b> Variáveis analisadas quanto aos padrões de classificação dos corpos de água superficiais estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. ....   | 73  |
| <b>Tabela 7.</b> Classificação dos dias de medição de vazão em período seco e chuvoso. ....   | 75  |
| <b>Tabela 8.</b> Precipitação horária para série temporal do modelo hidrológico no período chuvoso.....   | 79  |
| <b>Tabela 9.</b> Coordenadas geográficas dos reservatórios propostos. ....  | 86  |
| <b>Tabela 10.</b> Composição típica de esgoto sanitário. ....   | 118 |
| <b>Tabela 11.</b> Comparação dos valores de DBO, DQO, PT e NAm simulados com a medida de interceptação do lançamento de esgoto, no tempo final da simulação (22 h) - período seco.....                    | 124 |
| <b>Tabela 12.</b> Acúmulo dos poluentes no início e no final da simulação em cada evento simulado. ....   | 128 |
| <b>Tabela 13.</b> Comparação dos valores de DBO, DQO, PT e NAm simulados no cenário real (chuva 11/7/2019) com a medida de interceptação do lançamento de esgoto, no tempo final da simulação (22h). .... | 135 |
| <b>Tabela 14.</b> Características físicas dos reservatórios. ....   | 138 |
| <b>Tabela 15.</b> Qualidade da água nos reservatórios de retenção no tempo final de simulação. ....   | 140 |
| <b>Tabela 16.</b> Eficiência das estruturas de LID no pico do escoamento. ....  | 149 |
| <b>Tabela 17.</b> Impactos potenciais ambientais da água de drenagem urbana no cenário 1.....   | 154 |
| <b>Tabela 18.</b> Impactos potenciais ambientais da água de drenagem urbana nos cenários 2, 3 e 4.....  | 158 |
| <b>Tabela 19.</b> Preços ambientais por impacto ambiental. ....   | 170 |
| <b>Tabela 20.</b> Custos totais de cada intervenção proposta para melhoria da água de drenagem urbana. ....   | 174 |
| <b>Tabela 21.</b> Coeficientes Alfa de Cronbach para os questionários aplicados. ....   | 179 |
| <b>Tabela 22.</b> Limiares de preferência e de indiferença para a função do Tipo V na dimensão econômica. ....  | 180 |

## LISTA DE QUADROS

|   |     |
|---|-----|
| <b>Quadro 1.</b> Princípios da sustentabilidade urbana.....   | 25  |
| <b>Quadro 2.</b> Recomendações para o avanço de regiões metropolitanas sustentáveis.....                              | 27  |
| <b>Quadro 3.</b> Relação das áreas temáticas da NBR ISO 37.120/2017.....  | 32  |
| <b>Quadro 4.</b> Métodos para a AICV e suas características.....  | 37  |
| <b>Quadro 5.</b> Pesquisas científicas utilizando o software OpenLCA na ACV.....                                      | 38  |
| <b>Quadro 6.</b> Coordenadas geográficas e descrição dos pontos estudados ao longo do canal do riacho das Piabas..... | 71  |
| <b>Quadro 7.</b> Variáveis monitoradas e seus respectivos métodos analíticos.....                                     | 73  |
| <b>Quadro 8.</b> Parâmetros físicos das sub-bacias para o modelo SWMM.....  | 76  |
| <b>Quadro 9.</b> Dados requeridos para elaboração do inventário do ciclo de vida do sistema em estudo...              | 93  |
| <b>Quadro 10.</b> Categorias de impacto (midpoint) e áreas de proteção (endpoint) avaliadas no método ReCiPe.....     | 94  |
| <b>Quadro 11.</b> Usos da água doce pela Resolução CONAMA nº 357/2005, segundo as classificações.                     | 119 |
| <b>Quadro 12.</b> Níveis de importância designados para as subdimensões e os indicadores propostos....                | 178 |

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

ACV - Avaliação do Ciclo de Vida

AESA - Agência Executiva de Gestão das Águas

AICV - Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

ANA - Agência Nacional das Águas

BMPs - *Best Management Practices*

CAGEPA - Companhia de Água e Esgoto da Paraíba

CBHs - Comitês de Bacias Hidrográficas

CERHs - Conselhos de Recursos Hídricos dos Estados

CME - Concentração Média do Evento

Conmetro - Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CPRM - Serviço Geológico do Brasil

EIA - Estudo Prévio de Impacto Ambiental

EIV - Estudo prévio de impacto de vizinhança

EPA - *Environmental Protection Agency*

EXTRABES - Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários

GEE - Emissões de Gases de Efeito Estufa

GWP - Potencial de Aquecimento Global

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICV - Inventário do Ciclo de Vida

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

IPCC - *Intergovernmental Panel on Climate Change*

IPTU - Imposto sobre a propriedade predial e territorial urbana

LID - *Low impact development*

MDE - Modelo Digital de Elevação

OECD - *Organization for Economic Cooperation and Development*

ONU - Organização das Nações Unidas

OpenLCA - *Open Source Life Cycle Assessment*

PBACV - Programa Brasileiro de Avaliação de Ciclo de Vida

PERH - Política Estadual de Recursos Hídricos

PMCG - Prefeitura Municipal de Campina Grande

PROMETHEE - *Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluations*

SEIRHMACT - Secretaria de Estado da Infraestrutura, dos Recursos Hídricos, do Meio Ambiente e da Ciência e Tecnologia

SEPLAN - Secretaria de Planejamento, Gestão e Transparência

SETAC - *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*

SIG - Sistema de Informação Geográfica

SIGERH - Sistema Integrado de Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos

SINGREH - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

SWMM - *Storm Water Management Model*

TDH – Tempo de detenção hidráulica

Tr – Tempo de retorno

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura

USEPA - *United States Environmental Protection Agency*

## SUMÁRIO

|  |    |
|--|----|
| 1. INTRODUÇÃO.....   | 16 |
| 1.1 Caracterização do problema.....  | 16 |
| 1.2 Justificativa .....  | 19 |
| 1.3 Objetivos e Hipóteses .....  | 20 |
| 1.3.1 Geral.....   | 20 |
| 1.3.2 Específicos .....  | 20 |
| 1.3.3 Hipóteses .....  | 21 |
| 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....  | 22 |
| 2.1 Sustentabilidade urbana .....  | 22 |
| 2.1.1 Desenvolvimento urbano sustentável.....  | 22 |
| 2.1.2 Ferramentas de avaliação da sustentabilidade.....  | 29 |
| 2.2 Avaliação do Ciclo de Vida .....   | 33 |
| 2.3 Abordagens que contribuem para a gestão de águas pluviais.....                             | 39 |
| 2.4 Sistemas de reservatórios para tratamento de águas pluviais urbanas.....                   | 42 |
| 2.5 Técnicas que auxiliam o gerenciamento dos sistemas de macrodrenagem .....                  | 45 |
| 2.5.1 Ferramenta computacional de simulação chuva-vazão – SWMM.....                            | 45 |
| 2.5.2 Métodos de decisão multicritério .....   | 50 |
| 2.5.3 Métodos multicriteriais ordinais.....  | 55 |
| 3. SISTEMA DE DRENAGEM URBANA DA CIDADE DE CAMPINA GRANDE.....                                 | 58 |
| 4. MATERIAIS E MÉTODOS.....  | 66 |
| 4.1 Atividades e etapas metodológicas da pesquisa .....  | 66 |
| 4.2 Descrição da área de estudo.....   | 67 |
| 4.2.1 Microbacia Hidrográfica do Riacho das Piabas .....                                       | 67 |
| 4.2.2 Canal de drenagem do Riacho das Piabas.....  | 69 |
| 4.3 Levantamento de dados da área de estudo.....   | 70 |
| 4.3.1 Pontos estudados ao longo do Riacho das Piabas .....                                     | 70 |
| 4.3.2 Dados de vazão e de contribuição de esgoto do canal do Riacho das Piabas .....           | 71 |
| 4.3.3 Dados de qualidade da água do Riacho das Piabas.....                                     | 72 |
| 4.3.4 Dados de precipitação pluviométrica para a modelagem hidrológica da área de estudo ..... | 74 |
| 4.4 Simulação no SWMM .....  | 75 |

|  |     |
|--|-----|
| 4.4.1 Sub-bacias .....   | 76  |
| 4.4.2 Infiltração .....  | 77  |
| 4.4.3 Condutos.....  | 78  |
| 4.4.4 Dados hidrológicos.....  | 79  |
| 4.4.5 Dados de qualidade dos poluentes e dos usos do solo .....                                | 80  |
| 4.4.6 Unidades de Armazenamento - Reservatórios .....  | 81  |
| 4.4.7 Estruturas de desenvolvimento de baixo impacto - LID.....                                | 82  |
| 4.4.8 Calibração e validação .....   | 83  |
| 4.4.9 Cenários propostos para a modelagem hidrológica.....                                     | 83  |
| 4.5 Sistemas de reservatórios para armazenar águas pluviais urbanas .....                      | 85  |
| 4.6 Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida em águas pluviais urbanas .....                    | 87  |
| 4.6.1 Definição de objetivo e escopo .....   | 88  |
| 4.6.2 Inventário do ciclo de vida.....   | 90  |
| 4.6.3 Avaliação de impacto do ciclo de vida.....   | 93  |
| 4.7 Análise multicritério .....  | 101 |
| 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....  | 104 |
| 5.1 Dados hidrológicos da área de estudo.....  | 104 |
| 5.2 Qualidade da água pluvial do riacho das Piabas.....  | 105 |
| 5.2.1 Estatística descritiva das variáveis de qualidade da água do Riacho das Piabas ...       | 105 |
| 5.3 Modelagem hidrológica no SWMM.....   | 120 |
| 5.3.1 Calibração e validação .....   | 120 |
| 5.3.2 Cenários propostos para verificação do funcionamento do canal do riacho das Piabas ..... | 123 |
| 5.4 Avaliação do ciclo de vida da água de drenagem urbana do riacho das Piabas .....           | 152 |
| 5.4.1 Inventário do ciclo de vida da água de drenagem urbana do riacho das Piabas ...          | 152 |
| 5.4.2 ACV ambiental das águas de drenagem urbana do riacho das Piabas .....                    | 154 |
| 5.4.3 ACV social das águas de drenagem urbana do riacho das Piabas .....                       | 163 |
| 5.4.4 ACV econômica das águas de drenagem urbana do riacho das Piabas .....                    | 168 |
| 5.5 Análise multicritério para auxiliar na tomada de decisão.....                              | 177 |
| 5.5.1 Aplicação do questionário – painel de especialistas .....                                | 177 |
| 5.5.2 Aplicação do método multicritério e multidecisor.....                                    | 179 |
| 5.6 Modelo conceitual.....   | 182 |
| 6. CONCLUSÃO.....  | 188 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....   | 191 |

# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1 Caracterização do problema

A intensa migração da população rural para áreas urbanas e o crescimento populacional acelerado contribuem para urbanização acentuada, que consome espaços naturais, impermeabiliza o solo e aumenta as vazões de escoamento, favorecendo a ocorrência de inundações urbanas e a deterioração da qualidade da água superficial e subterrânea.

O mundo tornou-se cada vez mais urbano, e esta tendência continuará no futuro previsível. Segundo Wu (2014), apenas 14% da população mundial vivia em áreas urbanas em 1900. Este número aumentou para 29% em 1950, 47% em 2000 e mais de 50% em 2008. A população mundial está projetada para ser 70% urbana até 2050 (BATTY, 2011). Segundo a Organização das Nações Unidas (2018), no período de 2017 a 2050, a população mundial deverá aumentar de 7,7 bilhões para 9,4 a 10,2 bilhões, com dois terços vivendo em cidades.

Nesse contexto, a urbanização, embora se relacione positivamente ao desenvolvimento social e econômico, resulta em uma série de problemas ambientais. A ausência de estratégias de planejamento no desenvolvimento urbano criou um cenário degradante, onde a expansão territorial acelerada e desordenada está destruindo o meio ambiente, gerando poluição e contaminação dos rios, epidemias, alagamentos, inundações e problemas de mobilidade.

Este cenário é notório em várias cidades brasileiras. Os desastres ocasionados por gestão de águas pluviais urbanas sem perspectivas de sustentabilidade propiciam adversidades nas dimensões social, econômica e ambiental, com sérios riscos de perdas humanas, materiais e contaminação dos recursos hídricos em episódios de inundações.

Segundo a *Organization for Economic Cooperation and Development* (OECD):

estima-se que o número de pessoas em situação de risco de inundação deve aumentar dos atuais 1,2 bilhão, para cerca de 1,6 bilhão em 2050 (quase 20% da população mundial), e o valor econômico dos bens em risco deverá ser cerca de US\$ 45 trilhões em 2050, um aumento de mais de 340% em relação a 2010” (OECD, 2012, p. 3).

Para a Organização das Nações Unidas (ONU), estima-se que cerca de 30% da população mundial vive em áreas e regiões afetadas rotineiramente por inundações e secas (ONU, 2018).

Desde 1992, inundações, secas e tempestades afetaram 4,2 bilhões de pessoas e causaram US\$ 1,3 bilhão em danos, no mundo. As inundações respondem por 47% dos desastres relacionados ao clima desde 1995 que afetaram um total de 2,3 bilhões de pessoas,

nas quais a maioria (95%) vive na Ásia. A quantidade de inundações aumentou para uma média de 171 por ano, durante o período 2005 - 2014, a partir de uma média anual de 127 na década anterior (CRED; UNISDR, 2016).

No Brasil, os desastres afetaram 51 milhões de pessoas entre 1995 e 2015 (CRED; UNISDR, 2016) e causaram dezenas de bilhões de reais de prejuízos (BANCO MUNDIAL, 2012). Por essa razão, o país foi o único da América Latina a ser incluído na lista da ONU como um dos dez países afetados com maior número de desastres relacionado ao clima - inundações, secas e tempestades (CRED; UNISDR, 2016).

Além das frequentes inundações, a crise hídrica vivenciada no nosso país, especialmente em regiões áridas e semiáridas do nordeste brasileiro, é acentuada devido a vários fatores de ordem ambiental, política, social, econômica e cultural, como às condições/mudanças climáticas, ao crescimento da urbanização, às perdas de água nas redes de distribuição de água, ao grande desperdício por parte dos usuários (uso excessivo e predatório), à poluição indiscriminada das águas pluviais urbanas, à perda quase que total da vazão de águas pluviais, à contaminação dos recursos hídricos disponíveis, entre outros.

Muitos países já estão passando por situações generalizadas de escassez hídrica, e, provavelmente, terão de lidar com uma menor disponibilidade de águas superficiais a partir de 2050 (BUREK et al., 2016). Segundo a Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO), prevê-se que, em 2032, cerca de cinco bilhões de pessoas serão afetadas pela escassez de água (UNESCO, 2012).

Esta problemática existe devido à falta de investimento em gestão das águas urbanas. Para Tucci et al. (2001) isso ocorre, principalmente, porque os municípios não desenvolveram capacidade institucional e econômica para administrar o problema, enquanto os Estados e a União encontram-se distantes da realidade urbana, o que dificulta a implementação de uma solução gerencial adequada.

Nesta perspectiva, esta pesquisa está orientada a partir dos seguintes questionamentos: diante dos desafios decorrentes das variações climáticas e do desenvolvimento urbano, como reduzir as inundações, a contaminação dos corpos hídricos e a escassez de água? Como avaliar os impactos negativos provenientes das águas pluviais urbanas e auxiliar no processo de gestão? Quais medidas de gestão podem contribuir para a sustentabilidade dessas águas?

A sustentabilidade nos sistemas de águas pluviais urbanas não é apenas evitar componentes indesejados na água, mas poder utilizá-la como um recurso hídrico para suprir as necessidades da população, contribuindo para os objetivos socioeconômicos da sociedade, mantendo a sua integridade ecológica, ambiental e hidrológica.

Sabe-se que, há anos, a população mundial sofre com problemas relacionados com a água, mas o grande impasse não está na escassez e contaminação dos corpos hídricos e nas inundações, e sim, na má gestão das águas urbanas e dos recursos hídricos pelos órgãos governamentais e pela falta de cuidado e a ausência da prática do exercício da cidadania, principalmente da cidadania ambiental., evidenciando a urgente necessidade da criação de modelos conceituais para gestão de ações sustentáveis das águas pluviais, visando a redução desses efeitos.

Segundo Almeida (2013), modelos conceituais são muito úteis no estudo voltado para tomada de decisão, pois permitem representar a concepção inicial das variáveis e seus relacionamentos, podendo também representar uma sequência de ações. É uma medida para apoiar a descrição, estudo, análise e outras atividades em relação às adversidades ou aos sistemas de interesse. O objetivo é criar um conjunto de suposições integradas para tentar solucionar problemas de um sistema, tornando-se um objeto relevante para potencializar a gestão.

Os problemas relacionados com as águas pluviais urbanas, como enchentes, inundações e poluição difusa são diretamente proporcionais ao gerenciamento inadequado da infraestrutura pública da drenagem urbana, pela falta de percepção sistêmica no planejamento e pela ausência de um modelo conceitual para gestão das águas pluviais urbanas que vise à sustentabilidade. Devem-se aplicar abordagens que convirjam na incorporação desses sistemas com o planejamento de espaços urbanos.

Sendo assim, as águas pluviais podem ser utilizadas como um recurso que faz parte do cenário urbano, criando áreas verdes para fornecer controle de poluição e de contaminação, como também melhorar as condições ambientais. Essas novas estratégias de gestão não afetariam apenas a infraestrutura de água pluvial existente, mas, também, o planejamento e projeto das áreas urbanas, visto que, essas águas, possuem estreitas interações com o espaço urbano.

Neste sentido, deve-se investir na gestão das águas pluviais em áreas urbanas, o que inclui controle sustentável por meio da integração de novos projetos em espaços urbanos existentes que minimizem, o quanto possível, os impactos negativos.

Diante do exposto, esta pesquisa propõe a elaboração de um modelo conceitual que seja capaz de definir uma sequência de ações de planejamento com o objetivo de contribuir para a gestão das águas pluviais urbanas da microbacia hidrográfica do Riacho das Piabas, localizada na cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, Brasil. As medidas sustentáveis inseridas no modelo conceitual para gestão incluem a implantação de reservatórios para

armazenamento dessas águas, com a finalidade de uso e de diminuição da poluição no corpo hídrico receptor, além da introdução de estruturas de Low impact development (LID), como sistema de biorretenção e pavimentos permeáveis que minimizam os riscos de inundação e adaptam-se à infraestrutura de água pluvial urbana existente e ao arranjo urbano.

## 1.2 Justificativa

Os sistemas urbanos estão constantemente ameaçados por diferentes aspectos, como os desastres naturais devido às condições meteorológicas extremas ou induzidas pelo ser humano devido às atividades antrópicas. Como consequência, as águas superficiais e subterrâneas disponíveis para o uso estão sujeitas a progressiva degradação. Para mitigar esses efeitos, é necessário investir na gestão desses sistemas, em especial, os sistemas de águas pluviais urbanas.

Antes de tomar qualquer decisão no gerenciamento das águas pluviais urbanas, deve-se compreender o funcionamento dos sistemas de drenagem existentes, avaliar os impactos ambientais, sociais, econômicos e operacionais relacionados com essas águas e utilizar métodos que auxiliem nas tomadas de decisão. Para isso, é imprescindível utilizar ferramentas de planejamento, como programas de informação geoespacial, de modelagem computacional (considerando-se diferentes cenários), de avaliação do ciclo de vida (ACV) que avalia os impactos negativos potenciais e de análise multicritério que auxilia nos processos decisórios para construir o modelo conceitual de gestão.

Os critérios que serão utilizados na análise multicritério, devem contemplar as dimensões ambiental, social e econômica, pois as ações de sustentabilidade precisam possuir uma visão sistêmica do ambiente, integrando todas as dimensões simultaneamente.

Embora o crescimento urbano e a intensidade das mudanças climáticas sejam previsíveis, não são precisamente conhecidos, por isso, deve ser considerada uma abordagem flexível ao *design* urbano. Neste sentido, admitindo a profunda incerteza e complexidade sobre as condições futuras, devem ser propostos projetos mais inteligentes, não só para a concepção e planejamento de futuros sistemas urbanos, mas também para gestão da utilização dos espaços urbanos existentes e planejados.

De acordo com a previsão da expansão territorial (urbanização), das variações climáticas, do aumento da frequência de inundações e dos indicativos de escassez de água para os próximos anos, há um grande desafio para os especialistas na busca da implantação de

modelos para gestão ambiental na área urbana, através de estudos, experimentos e pesquisas científicas, para que estes modelos sejam capazes de mitigar e/ou eliminar os problemas sociais, ambientais, econômicos, operacionais e institucionais.

Há um certo número de estudos científicos nacionais e internacionais que utilizaram uma única metodologia ou associação de duas (ACV, análise multicritério, modelagem hidrológica com estruturas de desenvolvimento de baixo impacto), para avaliar, solucionar e/ou reduzir os impactos negativos provenientes de águas pluviais urbanas (por exemplo, AKTER; AHMED 2015; O'SULLIVAN et al. 2015; ROSA et al. 2015; BRUDLER et al. 2016; SINGH et al. 2017; PETIT-BOIX et al. 2018; PHILLIPS et al. 2018; WING et al. 2018; GHIMIRE et al. 2019; MADHU; PAULIUK, 2019; RANDALL et al. 2019; SEIDL et al. 2020; TSUJI et al. 2019; entre outros).

Embora estas pesquisas tenham contribuído para gestão das águas pluviais urbanas, observa-se uma lacuna, como a ausência de um modelo conceitual que é uma ferramenta de planejamento com propósito de direcionar os gestores às práticas sustentáveis na área de estudo, sendo um modelo que pode ser reproduzido em sistemas de macrodrenagem localizados em diversas regiões.

Sendo assim, esta pesquisa visa contribuir com os estudos na área, por meio da elaboração do modelo conceitual para gestão de águas de drenagem urbana.

### **1.3 Objetivos e Hipóteses**

#### **1.3.1 Geral**

Desenvolver um modelo conceitual para gestão de águas de drenagem urbana de microbacia localizada na cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, que possa ser utilizado como ferramenta de planejamento dos espaços urbanos, e que seja capaz de induzir a sustentabilidade da microbacia hidrográfica.

#### **1.3.2 Específicos**

- a) Definir projeções de desenvolvimento urbano em Campina Grande por meio da identificação de espaços urbanos para a concepção e planejamento de reservatórios de retenção e de estruturas de desenvolvimento de baixo impacto;

- b) Avaliar o impacto negativo potencial do ciclo de vida das águas pluviais urbanas em vários cenários, nas dimensões ambiental, social e econômica;
- c) Estabelecer critérios ambientais, sociais e econômicos para aplicar a análise multicritério, a fim de auxiliar na construção do modelo conceitual para gestão;
- d) Fornecer ferramenta de planejamento urbano para o avanço organizacional da gestão das águas pluviais urbanas.

### 1.3.3 Hipóteses

Fundamentando-se do conhecimento das medidas sustentáveis nas áreas urbanas que auxiliam a gestão das águas pluviais urbanas, a presente pesquisa foi conduzida a partir das seguintes hipóteses:

- a) A implantação de reservatórios e estruturas de desenvolvimento de baixo impacto em espaços urbanos, são estratégias à mitigação dos impactos negativos nas áreas urbanas;
- b) O uso de metodologia do ciclo de vida que avalia impactos negativos em diferentes dimensões fornece informações pertinentes sobre a área de estudo, necessárias para a tomada de decisão;
- c) A análise multicritério auxilia na estruturação dos processos decisórios, apoiando a produção do modelo conceitual;
- d) Para elaborar o modelo conceitual para gestão de águas urbanas é necessário utilizar vários modelos matemáticos integrados e interdependentes em diferentes dimensões. No caso desta pesquisa, foram utilizadas a modelagem hidrológica, ACV e análise multicritério;
- e) Seguindo às ações definidas no modelo conceitual, os decisores conseguem induzir a sustentabilidade da área de estudo. Espera-se que este modelo seja utilizado amplamente por gestores e formuladores de políticas.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Sustentabilidade urbana

A preocupação com o meio ambiente é observada desde séculos passados, com milhões de habitantes concentrados em seu espaço, as grandes cidades lutam para equilibrar as necessidades da população com a capacidade das infraestruturas existentes. A complexa rede de atividades em ambientes urbanos é um lugar ideal para começar a pensar nas mudanças que o desenvolvimento sustentável pode implicar (OECD, 2008).

Para Kerkhoff (2012), como a sociedade está quase que inteiramente localizada e distribuída em cidades, justifica-se que as questões ambientais e de sustentabilidade saiam dos núcleos do meio ambiente denominado fauna e flora, para também cuidar e organizar o crescimento do ambiente urbano. Neste contexto, insere-se um conjunto de problemas ambientais gerados pela crescente urbanização, em que ocorrem modelos insustentáveis de produção, consumo e de ocupação do solo, ocasionando impactos ambientais e à saúde pública. A busca contínua por um modelo que atenda ao desenvolvimento urbano, de forma sustentável, constitui um dos maiores desafios atualmente.

#### 2.1.1 Desenvolvimento urbano sustentável

Fundamentado no Relatório Brundtland (WCED, 1987), desenvolvimento sustentável é baseado em um ambiente em equilíbrio social, econômico, cultural e ecológico que atenda às necessidades das gerações atuais sem prejudicar às necessidades das futuras gerações.

É importante ressaltar que, apesar de estarem interrelacionados, sustentabilidade e desenvolvimento sustentável não têm o mesmo significado, pois a sustentabilidade é um pressuposto do desenvolvimento sustentável. Para que uma determinada região alcance o desenvolvimento sustentável é necessário que se estude e avalie a sustentabilidade com base nas dimensões social, econômica e ambiental.

As cidades são altamente relevantes, se não centrais, para qualquer discussão sobre desenvolvimento sustentável. Embora as áreas urbanas possam ser centros de mobilidade social e econômica, elas também podem ser lugares com significativa desigualdade, debilidade e degradação ambiental, isto é, uma grande parcela da população mundial com necessidades não atendidas vive em áreas urbanas (NATIONAL ACADEMIES, 2016).

Áreas e comunidades urbanas são entidades dinâmicas e suas características mudam de acordo com as circunstâncias locais e prioridades. Isso, em parte, reflete o interesse global em sustentabilidade urbana (ZHANG; LI, 2018). Segundo Huang et al. (2015) a sustentabilidade urbana tornou-se cada vez mais proeminente nas agendas políticas e estudos científicos durante as últimas décadas.

Em 1976, em *Vancouver* no Canadá, foi realizada a primeira Conferência das Nações Unidas sobre Assentamentos Humanos (Habitat I); em 1991, a Comissão Europeia iniciou o Projeto Cidades Sustentáveis; em 1992 foi formado o internacionalmente conhecido projeto de sustentabilidade urbana de base comunitária, *Sustainable Seattle*; a segunda Conferência das Nações Unidas sobre Assentamentos Humanos (Habitat II) foi realizada em *Istambul*, na Turquia, em 1996 e, nesse mesmo ano, a Comissão Europeia publicou o Relatório sobre Cidades Europeias Sustentáveis, documentando os esforços passados e visões de futuro para promover a sustentabilidade em ambientes urbanos europeus (SHEN et al., 2011; WU, 2014).

A maioria das definições de sustentabilidade urbana é de derivações do conceito de sustentabilidade, baseado na melhoria do bem-estar humano, em longo prazo, equilibrando as dimensões social, econômica e ambiental, minimizando o consumo de recursos e danos ambientais, maximizando a eficiência na utilização de recursos e assegurando equidade e democracia, conforme ilustrado na Figura 1.

**Figura 1.** Dimensões da sustentabilidade.



Fonte: (UNEP, 2006).

Como exemplo, a Agência Europeia do Ambiente propôs, em 1995, cinco metas para tornar uma cidade sustentável: procurar minimizar o consumo de espaço e recursos naturais; racionalizar e gerenciar eficientemente os fluxos urbanos; proteger a saúde da população urbana; garantir a igualdade de acesso aos recursos e serviços; e manter a diversidade cultural e social (HUANG et al., 2015).

Segundo Worldwatch Institute (2007), um ambiente urbano sustentável é um ambiente em movimento que, em direção à sustentabilidade, melhora a saúde pública e o bem-estar, reduz seus impactos ambientais, cada vez mais recicla seus materiais e utiliza energia com crescente eficiência. De acordo com Zhao (2011), uma cidade sustentável é aquela que pode proporcionar e garantir bem-estar para os seus habitantes com a capacidade de manter os serviços e melhorar os seus ecossistemas. Para Wu (2014), sustentabilidade urbana é um processo adaptativo de facilitar e manter um ciclo virtual entre os serviços dos ecossistemas e bem-estar humano através de ações ecológicas, econômicas e sociais em resposta a mudanças dentro e fora da paisagem.

Para o Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2018), melhorar a mobilidade urbana, controlar a poluição sonora, atmosférica e da água, realizar o descarte de resíduos sólidos, melhorar a eficiência energética e o uso de água, entre outros aspectos, contribuem para tornar o ambiente urbano sustentável.

Assim, observa-se que, ao longo do tempo, o conceito de sustentabilidade urbana tende a centrar na relação entre os serviços do ecossistema e o bem-estar humano sem comprometer o bem-estar dos demais seres vivos. O sistema urbano, em termos de infraestrutura, funciona de forma integrada com outros sistemas, a exemplo de abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem urbana, resíduos sólidos, energia e zoneamento.

Para estabelecer a sustentabilidade urbana é fundamental adotar princípios de sustentabilidade consistentes para identificar oportunidades e restrições em diferentes contextos encontrados em áreas urbanas.

O *National Academies of Sciences, Engineering and Medicine* (Academias Nacionais de Ciências, Engenharia e Medicina) (2016), destaca que cada cidade está ligada ao sistema global de outras cidades, pois as ações tomadas em um lugar provavelmente terão efeitos em outros lugares. Como tal, os caminhos para a sustentabilidade urbana devem adotar uma abordagem multiescalar que destaque dependências de recursos e interligações das cidades, com envolvimento dos cidadãos e parcerias regionais, bem como, interações verticais entre diferentes níveis governamentais. Nesse contexto, o *National Academies* (2016) oferece quatro princípios relevantes para promover a sustentabilidade urbana, os quais estão apresentados no Quadro 1.

**Quadro 1.** Princípios da sustentabilidade urbana.

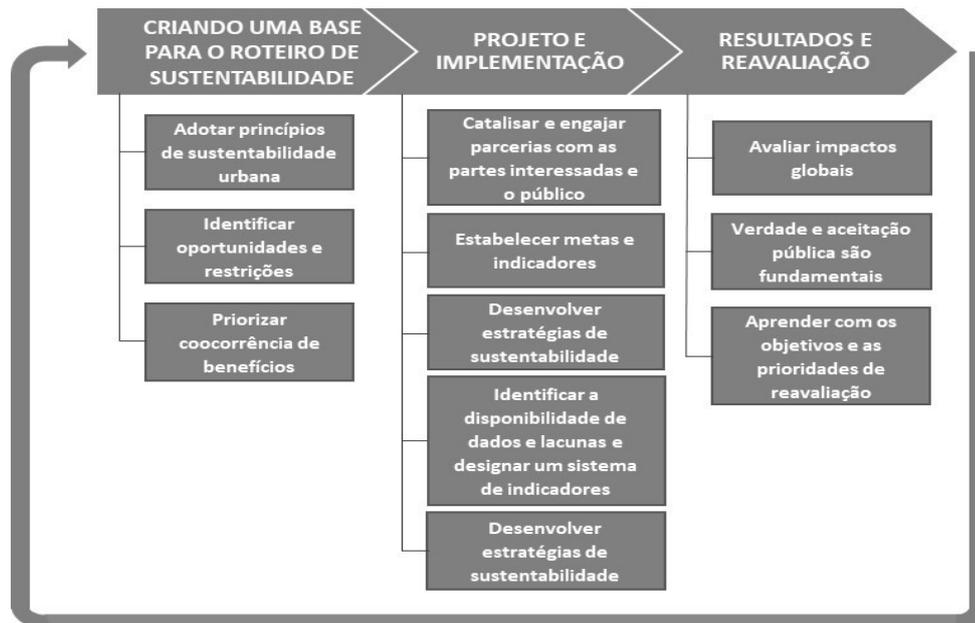
|   |
|---|
| <p><b>Princípio 1 - O Planeta tem limites biofísicos:</b> A sustentabilidade urbana exigirá a reconceitualização dos limites de responsabilidade para os residentes urbanos, liderança urbana e atividades urbanas. Exigirá o reconhecimento dos aspectos biofísicos e termodinâmicos da sustentabilidade. Simplificando, quaisquer planos de sustentabilidade, incluindo aqueles aplicados em áreas urbanas, não podem violar as leis da natureza se quiserem alcançar resultados aceitáveis e de longo prazo para as populações humanas. As cidades têm papéis centrais na gestão da sustentabilidade dos recursos do Planeta.</p>  |
| <p><b>Princípio 2 - Os sistemas humanos e naturais estão fortemente interligados e se unem nas cidades:</b> Pessoas saudáveis, ambientes biofísicos saudáveis e interações ser humano-ambiente saudáveis são relações sinérgicas que sustentam a sustentabilidade das cidades. Para que os lugares urbanos sejam sustentáveis a partir de perspectivas econômicas, ambientais e de equidade, os caminhos requerem uma abordagem sistêmica em torno de três considerações: escala, alocação e distribuição. Ecossistemas humanos e naturais saudáveis exigem que um conjunto multidimensional de interesses de uma comunidade seja expresso e que ações sejam intencionais para mediar esses interesses.</p>   |
| <p><b>Princípio 3 - A desigualdade urbana prejudica os esforços de sustentabilidade:</b> À medida que as redes de água, de esgoto e de águas pluviais crescem entre extensas regiões urbanas e dentro das cidades, questões severas de desigualdades econômicas, políticas e de classe tornam-se centrais para a sustentabilidade urbana. Esforços para reduzir as graves disparidades urbanas na saúde pública, prosperidade econômica e engajamento dos cidadãos permitem que as cidades melhorem todo o seu potencial e se tornem lugares mais atraentes e inclusivos para viver e trabalhar, segundo <i>United Nations</i> (UN, 2016). Políticas e normas culturais que apoiam a emigração e o deslocamento de certas populações impedem o progresso econômico e ambiental e prejudicam a sustentabilidade urbana. Políticas de longo prazo e atividades institucionalizadas que podem promover maior equidade podem contribuir para o futuro das cidades sustentáveis.</p> |
| <p><b>Princípio 4 - As cidades são altamente interconectadas:</b> Uma visão sistêmica, focada no entendimento da estrutura e do comportamento do sistema, exigirá a construção e o gerenciamento de ferramentas e métricas transdisciplinares. Este requisito se aplica à governança vertical em todos os níveis de administração, do local ao federal e internacional, e, horizontalmente, entre vários setores e espaços urbanos. Políticas duradouras de sustentabilidade que transcendam líderes únicos, por mais influentes que sejam, também serão necessárias para promover governança confiável e interconexão, em longo prazo, para as cidades.</p>  |

Fonte: Adaptado do *National Academies of Sciences, Engineering and Medicine* (2016).

Dessa forma, o comitê do *National Academies* (2016) construiu uma estratégia abrangente na forma de um roteiro que incorpora esses princípios enquanto se concentra nas interações entre sistemas urbanos e globais. O roteiro pode fornecer um plano para todas as partes interessadas envolvidas em áreas metropolitanas, a fim de facilitar caminhos significativos à sustentabilidade urbana. Encontra-se organizado em três fases, conforme ilustrado na Figura 2.

Na primeira fase, são adotados princípios de sustentabilidade urbana, identificando oportunidades e restrições, priorizando atividades que oferecem comum ocorrência de benefícios razoavelmente dimensionados ao gerenciar compensações nas dimensões ambiental, econômica e social da sustentabilidade. A segunda fase descreve cinco etapas múltiplas e intercambiáveis para o projeto e a implementação de programas da sustentabilidade urbana. E a terceira fase, inclui a avaliação dos impactos do local para as escalas globais, desenvolvendo a verdade e assegurando a adesão pública, continuando com as prioridades de reavaliação e aprendendo com os resultados (NATIONAL ACADEMIES, 2016).

**Figura 2.** Roteiro de sustentabilidade urbana proposto pelo comitê do National Academies.



Fonte: Adaptado do *National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine* (2016).

Com base na revisão e síntese das informações coletadas durante o curso deste estudo, o comitê do *National Academies* (2016), estabeleceu dez recomendações para o avanço de regiões metropolitanas sustentáveis, conforme apresentado no Quadro 2. Este conjunto de recomendações tem como alvo a necessidade de estratégias de sustentabilidade urbana que sejam multissegmentadas, multidimensionais, integrativas e colaborativas, reconhecendo tanto a urgência quanto a necessidade de priorizar os esforços de sustentabilidade, bem como o ambiente biofísico global.

O princípio de sustentabilidade e as recomendações descritas podem servir como um modelo para acadêmicos, profissionais, formuladores de políticas, sociedade civil e outras partes interessadas que buscam caminhos para o desenvolvimento sustentável das regiões metropolitanas no mundo (NATIONAL ACADEMIES, 2016).

Como nenhuma abordagem única garante a sustentabilidade, é imprescindível avaliar a diversidade de práticas que estão sendo implementadas em áreas urbanas para determinar a sua transferência para outras cidades, gerenciando correlações entre os aspectos ambientais, econômicos e as dimensões sociais da sustentabilidade.

As cidades sustentáveis são necessariamente compactas, densas, porque quanto maior a densidade, menor o consumo de energia *per capita*. Nova Iorque é hoje a primeira colocada em sustentabilidade dos Estados Unidos e a décima quarta no mundo, segundo o relatório de cidades sustentáveis da Arcadis (2018), apresentando diversidade de usos e funções, alta

concentração de população e consciência coletiva no uso racional dos recursos energéticos e baixíssimo nível de emissão de CO<sub>2</sub>.

No *ranking* mundial, as cidades europeias e asiáticas lideram no Índice Arcadis de Cidades Sustentáveis de 2018. Em destaque, Londres em primeiro lugar, seguida por Estocolmo, Edimburgo, Singapura e Viena.

**Quadro 2.** Recomendações para o avanço de regiões metropolitanas sustentáveis.

|   |
|---|
| <b>Recomendação 1:</b> Ações de apoio à sustentabilidade em uma área geográfica não devem ser à custa da sustentabilidade de outra. Cidades devem implementar planos locais de sustentabilidade e tomada de decisão que tenham escopo maior do que os limites da cidade ou região.  |
| <b>Recomendação 2:</b> Líderes urbanos e planejadores devem integrar políticas e estratégias de sustentabilidade através de escalas espaciais e administrativas, de bloco e bairro para cidade, região, estado, e nação, para garantir a eficácia das ações de sustentabilidade urbana.   |
| <b>Recomendação 3:</b> Líderes urbanos e planejadores devem implementar políticas de sustentabilidade e programas que identifiquem e estabeleçam processos de promoção de sinergias entre os setores ambiental e econômico, e políticas sociais que produzam co-benefícios em mais de uma dimensão da sustentabilidade.   |
| <b>Recomendação 4:</b> Líderes urbanos e planejadores devem adotar como referência cidades com condições econômicas e ambientais, contextos sociais e políticos para entender e adaptar estratégias de sustentabilidade local e regional que provaram fornecer impacto mensurável.  |
| <b>Recomendação 5:</b> Líderes urbanos e planejadores devem reunir informações científicas de extensão máxima disponível, sob a forma de métricas sobre dimensões sociais, de saúde, ambientais e econômicas de sustentabilidade; dados relacionados a políticas, programas e processos de implementação; e medidas de envolvimento da comunidade.  |
| <b>Recomendação 6:</b> Cidades devem assegurar o envolvimento amplo das partes interessadas no desenvolvimento e implementação de ações de sustentabilidade com todos os constituintes relevantes, incluindo parceiros não tradicionais.  |
| <b>Recomendação 7:</b> Toda cidade deve desenvolver um plano de sustentabilidade coeso que reconheça características únicas da cidade e suas conexões com os processos globais, apoiando mecanismos de atualizações periódicas para ter em conta alterações significativas nas condições ambientais, sociais e econômicas. Planos de sustentabilidade devem se esforçar para ter características mensuráveis, permitir o acompanhamento e a avaliação do progresso, minimamente ao longo dos aspectos ambientais, sociais e econômicos. |
| <b>Recomendação 8:</b> Planos e ações de sustentabilidade devem incluir políticas para reduzir a desigualdade. É fundamental que os membros da comunidade de todo o espectro econômico, social e institucional sejam incluídos na identificação, concepção e implementação de ações de sustentabilidade urbana.   |
| <b>Recomendação 9:</b> Cidades devem adotar medidas abrangentes de sustentabilidade que sejam firmemente sustentadas pela pesquisa. Essas métricas devem estar conectadas à implementação, impacto e análises de custo para garantir a eficiência, o impacto e o envolvimento das partes interessadas.  |
| <b>Recomendação 10:</b> Líderes urbanos e planejadores devem estar cientes do ritmo acelerado dos fatores que atuam contra a sustentabilidade e devem priorizar as iniciativas de sustentabilidade no sentido de urgência para produzir progresso significativo em direção à sustentabilidade urbana.   |

Fonte: Adaptado do *National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine* (2016).

A cidade compacta vem sendo defendida como padrão da cidade sustentável pela maioria dos urbanistas e estudiosos urbanos da atualidade e, desse modo, o modelo de loteamentos urbanos, como vem sendo desenvolvido no Brasil desde a década de 1970, é um modelo em extinção, logo, inconveniente ao cenário atual. É preciso repensar esse modelo de ocupação urbana, a fim de desenvolver empreendimentos sustentáveis e de baixo impacto ambiental negativo e urbano (FANTINATTI et al., 2015).

Após as análises da revisão bibliográfica podem ser citados os princípios que nortearão o trabalho de tese, são eles:

- 1º Princípio: Todo o estudo acontecerá com a participação da comunidade, respeitando os limites do sistema.

O sistema de macrodrenagem será preservado e estudado de forma a compreender todo o seu funcionamento e, para isso, é fundamental a participação da população para informar questões e atividades sociais e econômicas que interferem no funcionamento dos sistemas. Observa-se que não é possível estudar um sistema urbano sem a participação da comunidade, pois existe uma relação direta da população com o meio urbano.

- 2º Princípio: Ter uma visão sistêmica na avaliação da sustentabilidade do sistema de drenagem urbana.

Propor soluções que funcionem de forma integrada, interconectada com o ambiente que o circunda. Como solução integrada, será proposta a implantação de estruturas de desenvolvimento de baixo impacto negativo no sistema de macrodrenagem, como pavimentos permeáveis e sistemas de biorretenção. Será observada a influência dos sistemas de esgoto e de água nos sistemas de macrodrenagem, como também a interferência social, como o uso e ocupação do solo, a disposição inadequada dos resíduos sólidos e o lançamento indiscriminado das águas residuárias.

- 3º Princípio: Buscar equidade nas soluções sustentáveis dos sistemas urbanos.

Com a proposta de implantar reservatórios em áreas periurbanas, a água armazenada atenderá de forma igualitária, a população rural, melhorando as condições econômicas e sociais dos interessados e reduzindo os impactos ambientais nos corpos hídricos receptores das águas pluviais urbanas poluídas. O aproveitamento das águas de drenagem urbana promove a inclusão social da população de baixa renda e valoriza as áreas periurbanas, proporcionando a prosperidade econômica e a melhoria da qualidade de vida.

- 4º Princípio: corresponsabilidade, isto é, toda população é responsável pelo meio ambiente.

Conforme descrito no 1º princípio, é inevitável a correlação das atividades/ações humanas com os impactos positivos ou negativos ao meio ambiente. O ser humano é responsável pelas suas ações, nas quais podem interferir direta ou indiretamente, positivamente ou negativamente no meio urbano. Esta consciência e responsabilidade são fundamentais para proteger os ecossistemas urbanos dos danos causados por pressões antrópicas.

Desta forma, existe a necessidade de novas pesquisas em ciência e tecnologia ambiental que possam contribuir para o desenvolvimento da sustentabilidade urbana nas cidades brasileiras e no mundo, incluindo entendimentos mais profundos do metabolismo urbano, abordagens inovadoras que contribuam para soluções sustentáveis e o uso de ferramentas de avaliação da sustentabilidade que ajudam na tomada de decisão.

### 2.1.2 Ferramentas de avaliação da sustentabilidade

O objetivo do desenvolvimento sustentável é encontrar um equilíbrio entre as dimensões consideradas, onde a aplicação de programação matemática e outras ferramentas podem fornecer um apoio valioso para a avaliação da sustentabilidade (CUCEK et al., 2012; GROSSMANN e GUILLÉN-GOSÁLBEZ, 2010). As medidas reais para o desenvolvimento sustentável continuam a ser uma questão indefinida. Indicadores que podem ser usados para medir o desenvolvimento sustentável precisam ser desenvolvidos para fornecer uma base para a tomada de decisões (CUCEK et al., 2012).

De acordo com Ness et al. (2007), pesquisas de avaliação de métodos, ferramentas e indicadores têm demonstrado que as abordagens podem ser classificadas com base em numerosos fatores ou dimensões categorizadas. Foram considerados os seguintes fatores: a) *Características temporais*, isto é, se a ferramenta avalia o desenvolvimento passado, ou se é usada para prever os resultados futuros (orientada para a mudança), como uma mudança de política ou uma melhoria em um processo de produção; b) *O foco* (áreas de cobertura), por exemplo, se o seu foco está no nível do produto, ou sobre a proposta de mudança na política; c) *Integração de sistemas de natureza-sociedade*, ou seja, até que ponto ocorre a fusão dos aspectos ambientais, sociais e econômicos.

A Figura 3 relaciona as ferramentas de avaliação da sustentabilidade e as dispõe em série, diferenciando se são instrumentos de retrospectiva ou de projeção, categorizados em três grandes áreas: indicadores e índices que são divididos em integrados e não integrados; ferramentas de avaliação relacionados com o produto, com o foco nos materiais e/ou fluxos de energia de um produto ou serviço, a partir de uma perspectiva de ciclo de vida e avaliação integrada, que são um conjunto de ferramentas que, geralmente, se concentra na mudança de política ou implementação do projeto (NESS et al., 2007).

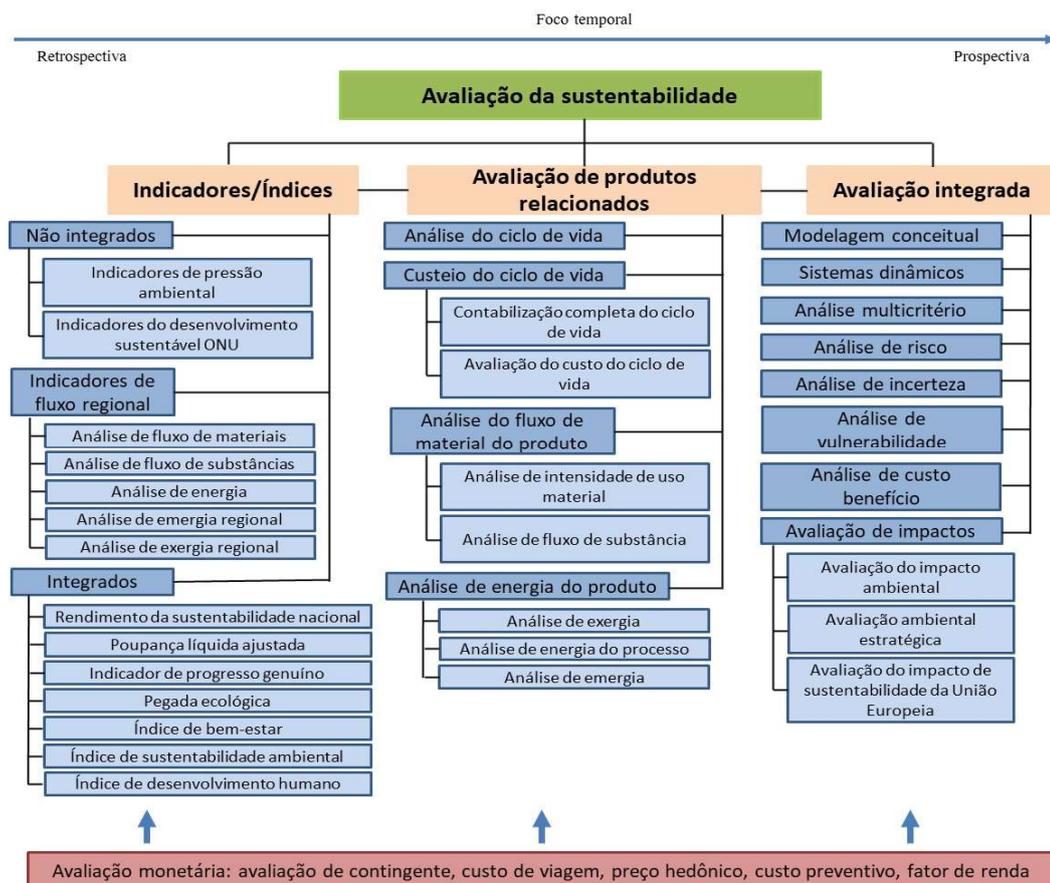
Estas ferramentas auxiliam os gestores nas tomadas de decisões em busca da sustentabilidade. As informações obtidas no levantamento de dados de um sistema podem ser resumidas utilizando indicadores de sustentabilidade.

Para Singh et al. (2012), os indicadores são adotados por países e corporações devido à sua capacidade de resumir, concentrar e condensar a enorme complexidade do nosso ambiente dinâmico para uma quantidade razoável de informações significativas. Ao conceituar fenômenos e evidenciar tendências, os indicadores simplificam, quantificam, analisam e comunicam a complexa e complicada informação.

Vários pesquisadores descrevem que os Indicadores de Desenvolvimento Sustentável podem ser usados para:

- Avaliar o desempenho;
- Fornecer tendências de melhoria, bem como informações de alerta e tendência decrescente para as várias dimensões da sustentabilidade, como os aspectos econômicos, ambientais e sociais;
- Fornecer informações aos tomadores de decisão para formular estratégias e comunicar as conquistas às partes interessadas. (SINGH et al., 2012).

**Figura 3.** Estrutura para ferramentas de avaliação de sustentabilidade.



Fonte: NESS et al. (2007).

Os indicadores são elementos fundamentais para os gestores da ciência, da política e da água, porque resumem, concentram e condensam informações complexas a uma quantidade significativa e gerenciável (SPILLER, 2016). Indicadores de sustentabilidade são

necessários para dar suporte às decisões, conforme a OECD (2000), são vistos como elementos essenciais para comunicar problemas de desenvolvimento a legisladores e à sociedade civil, e por promover o diálogo institucional.

Muitos líderes de cidades que aspiram mudar as políticas de sustentabilidade usam indicadores para documentar o progresso urbano como fonte de orgulho. São vistos por líderes políticos e econômicos como indicadores da percepção da área urbana e podem impactar o turismo e aumentar as perspectivas de desenvolvimento (NATIONAL ACADEMIES, 2016).

Os conjuntos existentes de indicadores de sustentabilidade urbana da literatura são avaliados em termos de suas dimensões subjacentes, utilizando indicadores e métricas específicos. Alguns exemplos podem ser citados:

- Os Indicadores de Sustentabilidade Urbana são um produto da Fundação Europeia para a Melhoria das Condições de Vida e de Trabalho. Esta apresenta um conjunto de indicadores de sustentabilidade urbana no contexto do programa da Fundação sobre os aspectos socioeconômicos do desenvolvimento sustentável. Esses indicadores foram analisados para uma rede de cidades de médio porte na Europa;
- O Índice de Cidades Sustentáveis produzido pela empresa Holandesa *Arcadis*, líder global em projetos e consultoria para ambientes naturais e construídos, foi testado com dados de 50 cidades mundiais de 31 países;
- Os Indicadores de Desenvolvimento Urbano da Sustentabilidade são um produto da Universidade da Pensilvânia e foi comissionado pelo Gabinete de Desenvolvimento e Pesquisa de Políticas do Departamento de Habitação e Desenvolvimento Urbano dos EUA; concentram-se nas áreas urbanas dos EUA (NATIONAL ACADEMIES, 2016).

A revisão feita pelo comitê do *National Academies* (2016) ressalta que um dado indicador pode atravessar as três dimensões da sustentabilidade, apoiando a necessidade de integração entre elas, e seu impacto depende do contexto, incluindo a evolução histórica do sistema urbano. A comissão sugere que uma quarta dimensão deve ser considerada, abrangendo arranjos e governança. A sustentabilidade exige que os processos políticos sejam inclusivos, participativos, exibam boas práticas de governança, sejam preenchidos por organizações que ofereçam facilidade de fazer negócios e ligados a redes locais, nacionais e globais.

A NBR ISO 37.120/2017 foi a primeira norma técnica para cidades sustentáveis do Brasil aprovada e publicada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) no ano de 2017, baseada na norma internacional ISO 37.120. A norma define e estabelece metodologias para um conjunto de indicadores relacionados ao desenvolvimento sustentável de comunidades urbanas, com o objetivo de orientar e medir o desempenho de serviços

urbanos e qualidade de vida. A norma considera 17 áreas temáticas (Quadro 3), com um total de 100 indicadores de sustentabilidade urbana nos âmbitos ambiental, econômico, social e tecnológico, entre outros.

**Quadro 3.** Relação das áreas temáticas da NBR ISO 37.120/2017.

| Áreas temáticas                       |                                |
|---------------------------------------|--------------------------------|
| 1. Economia                           | 10. Segurança                  |
| 2. Educação                           | 11. Habitação                  |
| 3. Energia                            | 12. Resíduos sólidos           |
| 4. Finanças                           | 13. Telecomunicação e inovação |
| 5. Meio Ambiente                      | 14. Transporte                 |
| 6. Resposta a incêndios e emergências | 15. Planejamento urbano        |
| 7. Governança                         | 16. Esgotamento sanitário      |
| 8. Saúde                              | 17. Água e saneamento          |
| 9. Lazer/Recreação                    |                                |

Fonte: SENA et al. (2017).

Esse documento serve para auxiliar os governos municipais, estaduais e o Ministério das Cidades a medir a sustentabilidade das cidades, mas essas normas não estabelecem padrões. Além do setor público, a NBR ISO 37.120/2017 também pode ser usada pelas empresas a fim de atestar, para clientes e governo, o quão sustentáveis são seus empreendimentos.

Vale ressaltar que, embora a norma internacional tenha sua importância, foi elaborada em países que enfrentam desafios de desenvolvimento sustentável em escalas e prioridades diferentes das dos países em desenvolvimento e, por isso, foram necessárias várias notas explicativas para validar a norma, tendo em vista as necessidades de utilizar dados e indicadores dos censos realizados pelo IBGE, como fonte primária. Esta incompatibilidade pode comprometer a sua aplicabilidade (SENA et al., 2017).

Segundo Carvalho e Barcellos (2009), a produção de indicadores ainda esbarra em dificuldades como a de estabelecer um modelo conceitual que seja amplamente aceito e que privilegie as interações entre os processos socioambientais.

Em todo o caso, é consenso que os indicadores se mostram como a melhor ferramenta para a análise da sustentabilidade, por unir informações quantitativas, qualitativas e em diferentes escalas, além de apresentar missão simplificadora, por serem mais inteligíveis que estatísticas complexas, por desenvolverem modelos ou um conjunto de suposições, que ligam um indicador a um fenômeno interdisciplinar e complexo, tal como a sustentabilidade (MARCHAND; TOURNEAU, 2014).

Não restam dúvidas de que os indicadores de sustentabilidade auxiliam os tomadores de decisão a definir metas para o desenvolvimento sustentável dos sistemas urbanos. São utilizados na fase de diagnóstico da gestão ambiental, tornando-se, instrumentos imprescindíveis nas etapas de planejamento e avaliação ambiental da área de interesse.

Os indicadores são utilizados como dados de entrada em modelos que avaliam a sustentabilidade da área de estudo, por exemplo, indicadores utilizados na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), produzindo como resultados, os impactos potenciais ocorridos no sistema em estudo.

## 2.2 Avaliação do Ciclo de Vida

A ACV foi desenvolvida principalmente na década de 1990 na comunidade de engenharia e é uma abordagem de sistemas para avaliar os impactos ambientais associados a um produto ou serviço, incluindo etapas, desde a extração da matéria-prima, processos de produção, até a fase de uso e descarte ou reciclagem (ABNT, 2014a), tornando-se cada vez mais interdisciplinar, ao incorporar elementos de ordem social, econômica, ambiental e princípios de gestão (BAUMANN, 2010; POWERS et al. 2012).

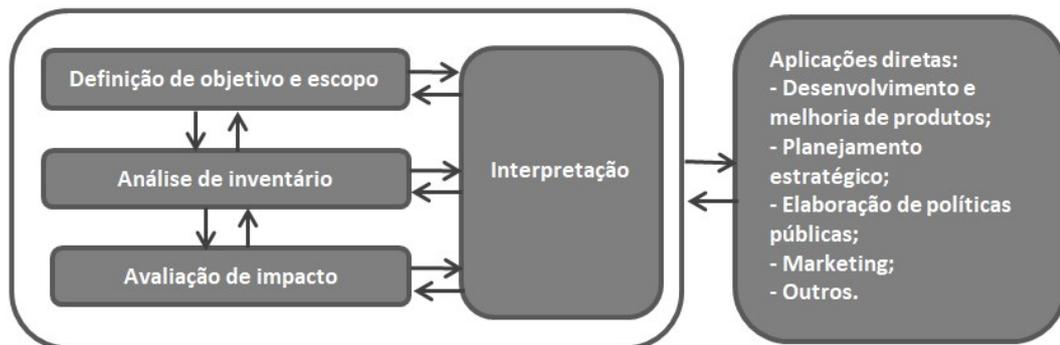
Através dos membros norte-americanos e europeus, a *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* – SETAC (Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental) iniciou um papel de liderança e coordenação em trazer praticantes da ACV, usuários e cientistas para que possam colaborar na melhoria contínua e harmonização da ACV, na terminologia e metodologia. O “Código de Prática” da SETAC foi um dos resultados chave deste processo de coordenação. Ao lado da SETAC, a Organização Internacional de Normalização (ISO) tem se envolvido em ACV desde 1994. Enquanto a SETAC foca em grupos de trabalho para o desenvolvimento e harmonização de métodos, a ISO adota atividades formais para padronização de métodos e procedimentos (GUINÉE et al., 2011).

Esse trabalho deu origem a uma série de padrões internacionais, são eles: ISO 14040 (1997); ISO 14041 (1998); ISO 14042 (2000a); ISO 14043 (2000b) e ISO 14044 (2006). Observa-se que o padrão ISO (2006) substituiu seus antecessores 14041, 14042 e 14043. Alguns outros padrões ISO relacionam-se com a família ISO 14040 como a ISO 14045, a 14046 e a 14067 que tratam da gestão ambiental e eficiência ecológica nos sistemas de produção, da “pegada de água”, e da “pegada de carbono”, respectivamente (FINKBEINER, 2014).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) editou estas normas e, atualmente, existem dois padrões nacionais, com a seguinte nomenclatura: ISO 14040 (2014): “Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e enquadramento” e ISO 14044 (2014): “Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e diretrizes”.

Um resultado fundamental do trabalho de normalização da ISO foi a definição de um quadro metodológico geral de ACV, apresentado na Figura 4.

**Figura 4.** Metodologia geral do quadro de Avaliação do Ciclo de Vida.



Fonte: ABNT (2014a).

Na primeira fase de uma ACV, ocorre a definição dos objetivos do estudo, onde deve constar a aplicação pretendida, as razões para execução do estudo, o público-alvo do estudo e as pretensões comparativas dos resultados obtidos (ABNT, 2014b).

O escopo relaciona-se com um maior nível de detalhamento da pesquisa, isto é, deve constar o sistema de produto, a unidade funcional, os procedimentos de alocação, a metodologia para Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), o requisito da qualidade dos dados e as limitações do estudo (ABNT, 2014a; 2014b). Definir o escopo de uma ACV é um exercício importante que pode ter significativa consequência na análise do resultado.

A unidade funcional define especificamente o tipo e magnitude do produto, atividade ou serviço, descrevendo quantitativamente a função. Existem várias opções para definir a unidade funcional, dependendo do objetivo do estudo (KIRCHAIN JR et al., 2017). No caso de ACVs de águas pluviais, a seleção da área como unidade funcional é mais comum, devido ao projeto do sistema de tratamento com base nas áreas de coleta, mas deve-se notar que os determinantes da quantidade de água, como precipitação, evaporação e infiltração, influenciarão o volume total de água que entra no sistema (BYRNE et al., 2017).

Os fatores que determinam as fronteiras do sistema são aplicação pretendida do estudo, as suposições feitas, os critérios de corte, restrições de dados e custos e o público-alvo

pretendido. O sistema deve ser modelado de tal modo que as entradas e saídas nas suas fronteiras sejam fluxos elementares (ABNT, 2014a).

A análise do inventário, segunda fase da metodologia, envolve a coleta de dados necessária ao alcance dos objetivos do estudo em questão e os cálculos necessários para quantificar as entradas e saídas relevantes para cada etapa do processo. Segundo a ABNT (2014a), os dados de entrada e saída podem incluir o uso de recursos e as emissões para o ar, solo e água associados com o sistema.

É a fase que demanda maior tempo e recursos, pois deve-se buscar os dados na literatura, banco de dados eletrônicos, órgãos públicos e privados, entrevistas com especialistas da área, dados de coleta em campo, entre outros. É necessário observar as características de reprodutibilidade, precisão, consistência, completude e representatividade dos dados.

A terceira fase refere-se à avaliação de impacto dos resultados do inventário, tendo como objetivo avaliar, calcular e transformar as cargas ambientais provenientes de fluxos de entrada e saída do sistema, em impactos para o meio ambiente, a saúde e o uso de recursos naturais (MENDES, et al., 2015).

De acordo com a ABNT (2014b), nessa etapa, é necessária a seleção de categorias de impacto, a definição dos indicadores de categoria e dos modelos de caracterização, além da classificação e caracterização de dados como atividades obrigatórias. Quanto às atividades opcionais, podem ser acrescentadas a normalização, a agregação, a ponderação e a validação da qualidade dos dados.

A classificação de dados refere-se à atribuição dos elementos inventariados a uma categoria de impacto, a qual é concebida como uma classe representando problemas ambientais, como aquecimento global, acidificação potencial, eutrofização potencial, toxicidade humana, dentre outros. Na caracterização de dados, o impacto de cada emissão ou recurso utilizado é quantificado utilizando fatores de impacto.

Os modelos possibilitam avaliações que retratam o *midpoint* (ponto médio) que chega até a seleção, a classificação e a caracterização dos resultados do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) e o *endpoint* (ponto final) que inclui a normalização dos dados mediante agrupamento e ponderação (ABNT, 2014a).

A caracterização de *midpoint* usa indicadores localizados ao longo do mecanismo ambiental antes de chegar ao *endpoint* da categoria. Entende-se como mecanismo ambiental o sistema de processos físicos, químicos e biológicos para uma dada categoria de impacto, vinculando os resultados da análise do inventário aos indicadores de categoria e aos pontos

finais dela. Essas características não representam o efeito final no caminho ambiental das emissões listadas no inventário, mas são indicadores de impacto em potencial, por conseguinte, é reconhecido como um sistema orientado a problemas (ABNT, 2014a; CAVALETT et al., 2013).

Algumas das categorias de impacto relacionadas aos métodos de *midpoint* são: mudança climática, depleção da camada de ozônio, toxicidade humana, ecotoxicidade, eutrofização, acidificação, esgotamento de recursos e formação fotoquímica de ozônio (CAVALETT et al., 2013). A modelagem de *endpoint* consiste basicamente em caracterizar a gravidade ou os efeitos de categorias de impacto do *midpoint* nas áreas mais amplas de proteção no nível de *endpoint*, a saber, recursos naturais, saúde humana, qualidade do ecossistema e mudança climática. É um método orientado a danos (consequências) finais das emissões. A modelagem ainda pode ser combinada quando considera as vantagens das abordagens *midpoint* e *endpoint* (CAVALETT et al, 2013).

Modelos de *midpoint* fornecem um nível maior de certeza, enquanto os modelos de *endpoint* são geralmente considerados mais compreensíveis para os tomadores de decisão, porque as informações são consolidadas em uma única pontuação. No caso de uma ACV realizada para um único sistema, uma pontuação única não é necessária e o método de *midpoint* pode ser mais preciso e transparente (BYRNE et al., 2017).

A quarta e última fase da ACV é de interpretação de todos os resultados, com a finalidade de fornecer conclusões e recomendações para as partes interessadas (MENDES et al., 2015). Permite que os tomadores de decisão analisem os resultados e façam recomendações de projeto para garantir consistência com o objetivo e o escopo do estudo. A análise de sensibilidade é um componente chave na interpretação da ACV, como também é usada para determinar como a incerteza nos parâmetros de entrada influencia os resultados da ACV (BYRNE et al., 2017).

Para que em um sistema as etapas dos processos sejam avaliadas quanto aos impactos no ciclo de vida do produto, é necessário utilizar métodos de cálculo de impacto ambiental. Dentre os métodos, tem-se o Eco-indicator 99; o EDIP (*Environmental Design of Industrial Products*); TRACI (*Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts*), IMPACT 2002+, CML 2001, entre outros. O Quadro 4 apresenta métodos para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e suas características.

Byrne et al. (2017), constataram que uma metodologia de *endpoint* comumente utilizada foi o *Eco-Indicator*, enquanto metodologias de *midpoint* incluíam CML, TRACI, EDIP e Eco-Points. Os métodos ReCiPe e *Impact 2002+* também foram utilizados e podem se

enquadrar em qualquer categoria, dependendo dos objetivos de aplicação. Metodologias de AICV de águas pluviais incluíram o *midpoint* ReCiPe (31,6%), TRACI (15,8%) e *Impact* 2002+ (10,5%), enquanto para a integração da água urbana usaram, frequentemente o CML (19,4%) e o *midpoint* ReCiPe (16,1%).

**Quadro 4.** Métodos para a AICV e suas características.

| Métodos de AICV  | Abordagem                | Características   | Detalhamento do método   |
|------------------|--------------------------|---|--|
| CML              | <i>midpoint</i>          | Modelos de caracterização selecionados por meio de uma extensa revisão das metodologias existentes no mundo. As categorias de impacto são depleção de recursos abióticos, uso da terra, mudança climática, depleção de ozônio estratosférico, toxicidade humana, ecotoxicidade aquática de água doce e marinha, ecotoxicidade terrestre, formação de foto-oxidantes, acidificação e eutrofização.   | Guinée (2002)<br>Joint Research Centre (2010)                              |
| Eco-indicator 99 | <i>endpoint</i>          | Visa simplificar a interpretação e ponderação dos resultados da ACV por meio do cálculo de pontuações únicas (ecoindicadores). Entre as aplicações pretendidas está o uso por <i>designers</i> para a tomada de decisão. São abordadas três áreas de danos, saúde humana, qualidade do ecossistema e recursos.  | Goedkoop;<br>Spriensma (2000)<br>Joint Research Centre (2010)              |
| EDIP             | <i>midpoint</i>          | Apoia análises ambientais durante o desenvolvimento de produtos industriais e fornece fatores de caracterização espacialmente diferenciados. Contempla aquecimento global, depleção de ozônio, acidificação, eutrofização terrestre e aquática, formação de ozônio fotoquímico, toxicidade humana, ecotoxicidade e barulho.   | Joint Research Centre (2010)   |
| TRACI            | <i>midpoint</i>          | Considera as condições ambientais dos Estados Unidos, como um todo ou por estados. As categorias de impacto são: depleção de ozônio, aquecimento global, formação de fumaça, acidificação, eutrofização, saúde humana (carcinogênicos), saúde humana (não carcinogênicos), saúde humana (poluentes), ecotoxicidade e esgotamento de combustíveis fósseis.   | Joint Research Centre (2010)<br>Bare et al. (2003).<br>Bare et al. (2012). |
| IMPACT 2002+     | <i>midpoint/endpoint</i> | Escopo de aplicação válido para a Europa. As categorias de impacto <i>midpoint</i> são: toxicidade humana, efeitos respiratórios, radiação ionizante, depleção de ozônio, formação de ozônio fotoquímico, ecotoxicidade aquática e terrestre, acidificação aquática e terrestre, eutrofização aquática e terrestre, ocupação do solo, aquecimento global, uso de energia renovável e extração mineral. As categorias <i>endpoint</i> são: saúde humana, qualidade do ecossistema, mudança climática e recursos. | Jolliet et al. (2003)<br>Joint Research Centre (2010)                      |
| ReCiPe           | <i>midpoint/endpoint</i> | Continuação dos métodos CML e <i>Eco-Indicator</i> 99, porém com abordagens diferentes. Integra e harmoniza as abordagens <i>midpoint</i> e <i>endpoint</i> em uma estrutura consistente. Algumas categorias de impacto são: mudança climática, depleção de ozônio, acidificação terrestre, eutrofização aquática de água doce e marinha, toxicidade humana, formação de matéria particulada, uso do solo agrícola e urbano, transformação de terra natural, esgotamento de recursos fósseis, entre outros.     | Goedkoop et al. (2009)<br>Joint Research Centre (2010)                     |

Fonte: Adaptado de Mendes et al. (2015).

Para quantificar os impactos ambientais na ACV, deve-se nomear um programa computacional adequado de acordo com o método escolhido. Dentre os muitos softwares disponíveis, destacam-se: *Simapro 8.0*, *Gabi software*, *Open Source Life Cycle Assessment - openLCA 1.10*, *Quantis Suite 2.0* e outros.

Silva et al. (2017) citam as vantagens e desvantagens de alguns softwares. Por exemplo, o *Simapro* apresenta boa documentação de conjuntos de dados, os aspectos sociais podem ser modelados e existe integração com base de dados Ecoinvent. No software OpenLCA, os custos e aspectos sociais podem ser modelados, é um programa gratuito, é possível importar e exportar facilmente um conjunto de dados, compartilhar conjuntos de dados conectados e compra específica de bancos de dados (por exemplo, GaBi, Ecoinvent).

Por outro lado, o *Simapro* apresenta um alto custo de investimento e número limitado de formatos de conjunto de dados, e no OpenLCA, alguns conjuntos de dados não são disponíveis gratuitamente (SILVA et al., 2017).

O OpenLCA é um software de código aberto e, por isso, livre para usuários. Por apresentar fácil utilização, está sendo empregado em grande escala no meio acadêmico e em diversas áreas do conhecimento. O Quadro 5 apresenta pesquisas científicas que utilizaram o software OpenLCA na Avaliação do Ciclo de Vida.

**Quadro 5.** Pesquisas científicas utilizando o software OpenLCA na ACV.

| Fonte                   | Objetivo   | Aspectos metodológicos   |
|-------------------------|--|--|
| Li e Feng (2018)        | Comparar as três vias de energia do lodo (digestão anaeróbia, pirólise e sua combinação) com base em seus impactos ambientais do ciclo de vida e eficiência energética.  | Realizado na cidade de <i>Shenzhen</i> na China. A base de dados foi o Ecoinvent 2.2, utilizando o método CML para avaliar o impacto nas categorias: acidificação, mudança climática, esgotamento de recursos abióticos, oxidação fotoquímica, eutrofização, potencial de toxicidade humana e toxicidade ecológica.  |
| Ghimire et al. (2019)   | Avaliar e comparar os impactos do ciclo de vida dos sistemas de captação de águas pluviais e sistemas de coleta de água em ar condicionado para uso não potável, em um prédio de quatro andares em Washington. | Realizaram uma AICV comparativa de nove cenários com os sistemas separados e combinados. Utilizaram o Ecoinvent 2.2 e outros. Foram avaliadas 11 categorias de impacto: acidificação, eutrofização, demanda de energia, critérios de saúde humana, emissão de CO <sub>2</sub> , entre outros, pelo método TRACI 2.1. |
| Kobayashi et al. (2020) | Avaliar os impactos, por meio da ACV, em diferentes escalas de tratamento descentralizado de águas cinzas, com várias opções de reuso, aplicáveis a áreas urbanas em regiões frias.                            | Utilizaram a base de dados Ecoinvent 3.4 e o método TRACI 2.1 para a ACV em sistemas na cidade de <i>Edmonton</i> no Canadá. Analisaram o impacto potencial de aquecimento global, de eutrofização e saúde humana - potencial carcinogênico.   |
| Madhu e Pauliuk (2019)  | Elaborar uma estrutura para integrar ACV no processo de AIA e aplicar às políticas urbanas em projeto de desenvolvimento da cidade de Masdar em Abu Dhabi.   | Foi utilizada a base de dados Ecoinvent 3.2. Avaliou as seguintes categorias de <i>midpoint</i> do método ReCiPe: mudança climática, depleção de fósseis, formação de material particulado e toxicidade humana.  |

|                       |   |   |
|-----------------------|---|---|
| Najjar et al. (2019)  | Comparar a ACV de materiais de construção utilizados em edifícios de escritórios com vários andares no Brasil.  | Utilizaram o Ecoinvent 3.1 e os métodos IMPACT 2002 e ILCD 2011. Avaliaram o impacto nos níveis <i>midpoint</i> (alterações climáticas, ocupação do solo, toxicidade humana, e outros) e <i>endpoint</i> (saúde humana, qualidade de ecossistemas e esgotamento de recursos).                               |
| Resende et al. (2019) | Avaliar o impacto potencial ambiental e os impactos de custos de dois sistemas de tratamento de águas residuárias de pequena escala, juntamente com wetlands, instalados na Universidade de São Paulo (USP), Brasil.  | Categorias de impacto consideradas: acidificação terrestre, mudanças climáticas, eutrofização de água doce, formação de oxidantes fotoquímicos, toxicidade humana e ecotoxicidade de água doce, avaliadas com base no método ReCiPe. Foi utilizada a base de dados Ecoinvent 3.3.                           |
| Zhou et al. (2019)    | Analisar o impacto do ciclo de vida da produção de biogás a partir de resíduos alimentares, coletados em um campus universitário na China.  | Categorias de impacto consideradas: mudança climática, acidificação, eutrofização e oxidação fotoquímica. O estudo de ACV seguiu a metodologia das normas ISO 14044 e 14040.  |
| Romeiko (2020)        | Fornecer uma avaliação comparativa dos riscos à saúde de um sistema centralizado convencional e dois sistemas descentralizados emergentes, integrando abordagens de ACV e avaliação quantitativa de risco microbiano. | Realizou a ACV em três sistemas representativos (capazes de conservar água e reciclar nutrientes), em Falmouth, Massachusetts. O ICV foi compilado utilizando o Ecoinvent 3.5. Os fatores de caracterização dos impactos na saúde, do ciclo de vida, foram obtidos a partir do modelo USEtox da UNEP/SETAC. |

A ACV é um método que ganhou popularidade em várias áreas do conhecimento, por avaliar o impacto potencial nos processos produtivos e, em especial, no setor urbano de água, para integrar as questões ambientais no processo de planejamento, auxiliando nas tomadas de decisão. Esse método é cada vez mais utilizado na avaliação de tecnologias e sistemas de água, segundo Loubet et al. (2016), e está começando a ganhar atenção no subdomínio do gerenciamento de águas pluviais. É útil para avaliar a sustentabilidade ambiental da infraestrutura hídrica devido à sua capacidade de quantificar potencialmente os impactos negativos que ocorrem em várias fases da vida útil do sistema.

### 2.3 Abordagens que contribuem para a gestão de águas pluviais

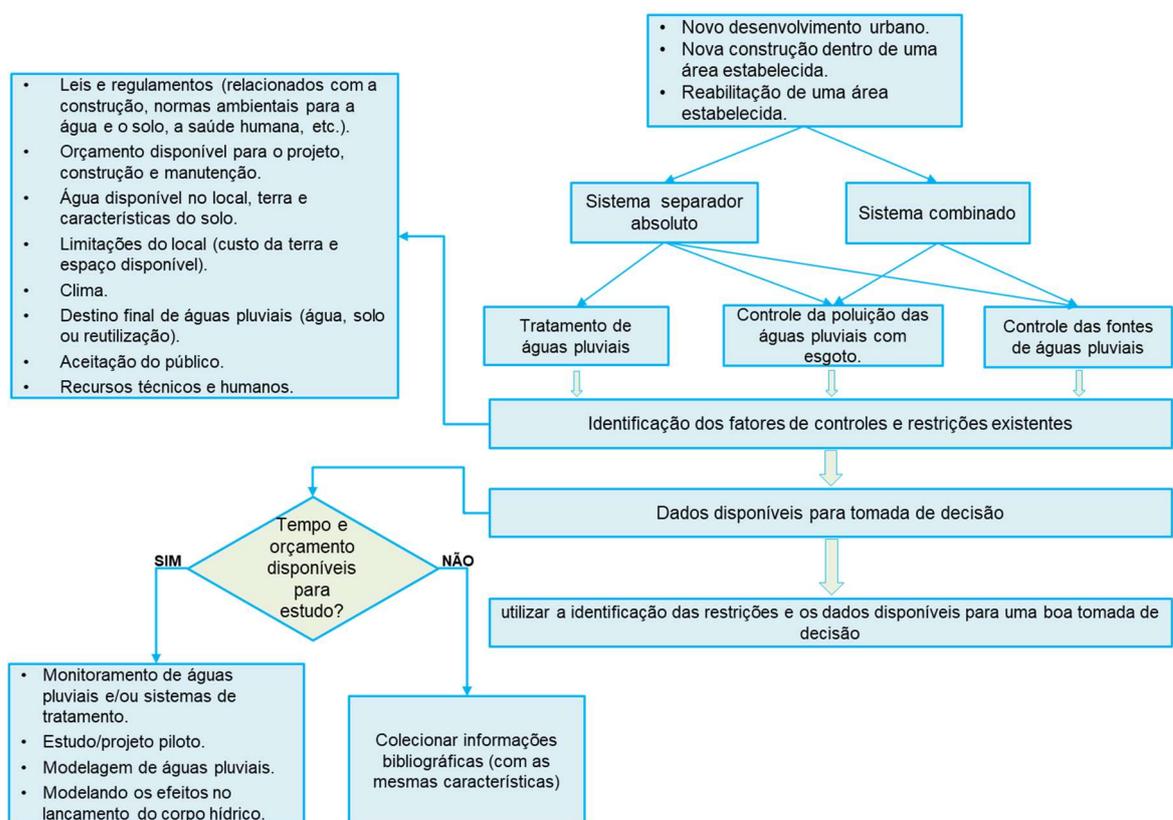
Quando o objetivo é contribuir para o manejo sustentável de águas pluviais devem ser levadas em conta as etapas, os processos e as informações relevantes do desenvolvimento urbano, resumidos no fluxograma da Figura 5. Existem ferramentas avançadas que podem ser usadas, como um sistema de apoio à decisão, baseado em uma plataforma de Sistema de Informação Geográfica – SIG, em combinação ou não com outros métodos desenvolvidos para ajudar os decisores (BARBOSA et al., 2012).

Isso adiciona um valor considerável às abordagens atuais, permitindo a integração de camadas contendo informações pertinentes, facilitando a transferência de conhecimento,

melhorando a interface da comunicação através de um mapa de fácil utilização e, também, oferecendo a oportunidade de se conectar diretamente com modelos de águas pluviais.

A abordagem para a gestão de águas pluviais deve ser flexível e multidisciplinar, considerar leis, economia, aspectos sociais e ambientais, entre muitos outros. A contribuição que a ciência e a pesquisa estão continuamente fornecendo é preciosa, permitindo melhor compreensão das características das águas pluviais e seus efeitos nos ecossistemas e recursos hídricos, auxiliando na gestão desses sistemas (BARBOSA et al., 2012).

**Figura 5.** Fluxograma de apoio à decisão de gestão de águas pluviais.



Fonte: Barbosa et al. (2012).

Existem diversos modelos para águas pluviais, apresentando diferentes possibilidades e/ou limitações. Um exemplo é o modelo Melhores Práticas de Gestão (BMPs – *Best Management Practices*), desenvolvido nos EUA, pela EPA (*Environmental Protection Agency*). Este modelo americano é constituído pelo planejamento do controle de águas pluviais em escala de bacia e uso de estruturas físicas para armazenamento e infiltração do escoamento (reservatórios, trincheiras de infiltração, pavimentos permeáveis) na tentativa de compensar os efeitos da urbanização.

Visando alcançar paisagens funcionais e naturais nas áreas urbanas, surgiu na década de 80 como uma estratégia de manejo de águas pluviais e servidas, os controles de desenvolvimento de baixo impacto (LID) (USEPA, 2000). As estruturas de LID são uma técnica de gestão que visa controlar o escoamento de águas pluviais em sua origem de forma simples e natural. Estes dispositivos (biorretenção, telhados verdes, dentre outros, além dos utilizados nas BMPs) quando integrados no ambiente urbano, proporcionam melhorias no paisagismo em comparação aos de controles convencionais das Melhores Práticas de Gestão. Estas medidas são similares, contudo, os controles de LID, além de incorporarem os conceitos das BMPs, acrescentam a ideia de desenvolvimento urbano sustentável (LI et al., 2016).

Abordagens que contribuem para a gestão integrada das áreas urbanas, como *Urban Tinkering* (Ajustes Urbanos), explorada por Elmqvist et al. (2018), são uma aplicação da abordagem evolutiva ao *design* urbano, engenharia, gestão e governança. Esses definiram ajustes urbanos como:

Um modo de operação, abrangendo política, planejamento e processos gerenciais, que buscam inovar projetos existentes e usar novos sistemas urbanos de maneira que diversifiquem suas funções, antecipar novos usos e melhorar a adaptabilidade, para melhor atender às necessidades sociais, econômicas e ecológicas das cidades e condições de profunda incerteza sobre o futuro (ELMQVIST et al., 2018, p. 1550).

A incerteza sobre o futuro se dá porque o ambiente urbano é dominado por profunda imprecisão, complexidade e não linearidade, pois a intensidade das mudanças climáticas não é conhecida e, mesmo que se tenham estimativas, o grau de imprevisibilidade é alto, além da recorrente flexibilidade do uso e ocupação do solo, porém, a abordagem dos ajustes urbanos é relevante para a redefinição de infraestruturas existentes e para o planejamento de futuros sistemas urbanos, através de uma gestão centrada no princípio da sustentabilidade.

De acordo com Ulrich e Rauch (2014), os sistemas urbanos de água estão sofrendo pressão significativa, com eventos climáticos extremos associados às mudanças climáticas, logo, novas abordagens para gestão de águas pluviais concentram-se na integração com o planejamento de paisagens urbanas. Em vez de drenar águas pluviais para fora da cidade através de grandes galerias, a água é mantida como um recurso na paisagem para fornecer controle de poluição e criar áreas que servem para melhorar o bem-estar.

Pesquisadores e gestores da área ainda estão enfrentando desafios com a questão de como adaptar, cada vez mais, a infraestrutura de água urbana com as mudanças climáticas e o desenvolvimento urbano. Por mais que se adotem modelos que simulem mudanças climáticas

e projetem o desenvolvimento urbano, ainda revelam incertezas em seus resultados, isto é, incertezas na relação entre a interação do homem e o ambiente urbano.

Para superar essas limitações, metodologias de previsão e ação e o desenvolvimento de abordagens de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de sistemas devem possuir uma visão fundamentalmente relevante. Com base nessas ideias, as ferramentas computacionais que simulam os sistemas e avaliam o impacto ambiental global auxiliam a análise de profundas incertezas em sistemas.

Segundo Byrne et al. (2017), nas últimas duas décadas, a ACV tem sido, cada vez mais, usada como uma ferramenta para quantificar os impactos ambientais associados com infraestrutura urbana de água (esgoto, água potável, água pluvial e sistemas urbanos integrados de água).

É fundamental em um processo de elaboração de um modelo de gestão, utilizar métodos exploratórios da área de estudo em diferentes cenários, realizar uma análise criteriosa do sistema para avaliar os impactos ambientais e proceder à análise multicritério, baseada em um painel de especialistas.

No contexto da gestão da água urbana, uma ação que representa bem uma forma de gerenciar as águas pluviais urbanas e seu uso racional é introduzir reservatórios nos sistemas de macrodrenagem.

## **2.4 Sistemas de reservatórios para tratamento de águas pluviais urbanas**

Em todo o mundo, em especial nas regiões áridas e semiáridas, a população vem sofrendo com problemas relacionados à disponibilidade hídrica. Sabe-se que, desde a Antiguidade, os reservatórios de águas pluviais eram construídos para satisfazer as necessidades humanas, especialmente, em regiões onde existia escassez dos recursos hídricos.

Tomaz (2010) descreve a existência de inúmeros reservatórios de água de chuva escavados em rochas, na região da Ilha de Creta, anteriores a 3000 a.C. que eram utilizados para consumo humano; a famosa fortaleza de *Masada*, em Israel, que tem dez reservatórios cavados nas rochas, com capacidade total de 40 milhões de litros; e, na Península de Iucatã, no México, reservatórios que datam de antes da chegada de Cristóvão Colombo à América, os quais ainda estão em uso.

A escassez aguda de água doce em Israel incentivou o desenvolvimento de uma rede nacional integrada de sistemas de gerenciamento de água. A partir dos anos 1970, o governo de Israel passou a investir em vários projetos de armazenamento de efluentes tratados para o

reuso em irrigação de culturas agrícolas, com a finalidade de preservar os recursos hídricos, de melhor qualidade, disponíveis.

Existem, aproximadamente, 200 desses reservatórios em operação em todo o país, com um total de capacidade de armazenamento de 150 Mm<sup>3</sup> (150 milhões de metros cúbicos), servem também como armazenamento de água superficial e tratamento adicional. O mais antigo, e o maior projeto de reutilização, é o *Dan Region Project*, que incorpora tratamento solo-aquífero no armazenamento de água subterrânea, segundo a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2004).

Em Israel, a reutilização de água representa aproximadamente 10% do abastecimento total de água nacional e quase 20% do abastecimento total de água para irrigação. Quase 70% das águas residuárias municipais coletadas são tratadas e reutilizadas para irrigação. Como resultado deste esforço nacional, Israel apoia o aumento da população, o crescimento industrial e a demanda intensiva de irrigação (USEPA, 2004).

Nos Estados Unidos, a *Environmental Protection Agency* (EPA) – Agência de Proteção Ambiental aponta a existência de mais de 200 mil reservatórios para aproveitamento de água de chuva. Na Califórnia, são oferecidos financiamentos para a construção de captação de água de chuva, o mesmo acontecendo na Alemanha e Japão (TOMAZ, 2010).

Na cidade do México, o armazenamento de águas pluviais tem sido feito por meio de vários reservatórios não naturais localizados em *West Side*, mas, apenas um deles é usado para fins de abastecimento de água e o restante é para regular o escoamento de precipitações fortes, ou seja, a água é armazenada por curtos períodos de tempo e depois é liberada pouco a pouco. Desta forma, as possíveis inundações para o centro histórico da Cidade do México são evitadas (ORDUÑEZ-ZAVALA; BADILLO, 2007).

Urcan (2012) estudou uma forma de reduzir a vulnerabilidade ao risco de inundações nas áreas urbanas de Turda – Câmpia Turzii, na Romênia, sugerindo a implantação de alguns reservatórios de armazenamento de águas pluviais na bacia de drenagem para proteger a cidade de inundações.

No Japão, nas três maiores baías, Tóquio, Osaka e Nagoya, a construção de estruturas de mitigação de inundação, como barragens, reservatórios e bacias de retenção, foi realizada em um considerável ritmo nas últimas décadas. Apesar do investimento significativo em estruturas de controle de inundações, ainda houve várias inundações graves, mas, com perda de vidas em quantidade bem menor (ASSTEERAWATT et al., 2016).

As cidades californianas de *Sonoma* e *Los Angeles*, por meio da construção de reservatórios de águas pluviais, estão melhorando a capacidade de resistência a inundações. A

água pluvial, antes de chegar ao reservatório, é tratada através do escoamento em vegetação. Em seguida, a água se infiltra para os aquíferos, onde pode servir como fonte de água potável durante períodos de seca (GAINES, 2016).

No Brasil, a cidade de São Paulo está localizada em um planalto e a 96 km da nascente do rio Tietê. Devido à limitada disponibilidade de água, a região foi forçada a sobreviver da importação de recursos hídricos das bacias vizinhas. Tentando mitigar os efeitos da escassez de água, duas fontes foram consideradas para reutilização, as águas residuárias municipais (contém uma significativa quantidade de efluentes industriais) e os volumes de águas pluviais retidos em reservatórios de controle de inundações (USEPA, 2004).

As intervenções em bacias hidrográficas urbanas no Rio de Janeiro, como a implantação de reservatório de montante, reduzem os problemas de déficit nas bacias hidrográficas do estado. Por exemplo, a implantação de reservatório na bacia do rio Joana, melhoraria o escoamento nos trechos de jusante no rio Maracanã e no canal do Mangue. Ao longo do curso do rio Joana, existe a possibilidade de instalação de um reservatório *offline* (em paralelo ao rio), de volume aproximado de 140.000 m<sup>3</sup>, que permitiria armazenar as vazões provenientes da bacia contribuinte de montante (BORGES, 2013).

Outra área de possibilidade de implantação de reservatórios está localizada no Alto Grajaú, com volume de 50.000 m<sup>3</sup>, que iria aliviar a calha do Rio Joana a jusante. Reservatório de 70.000 m<sup>3</sup> também é avaliado para ser implantado na bacia do Rio Trapicheiros que drena uma área intensamente urbanizada, no bairro da Tijuca, na cidade do Rio de Janeiro (BORGES, 2013).

Na região leste da cidade de Uberlândia em Minas Gerais, existe uma proposta de projeto de reservatório de águas pluviais em um local de alta pluviosidade na bacia do córrego Jataí. A água pluvial, após a captação, será redirecionada para um reservatório coberto com capacidade de 55.200 m<sup>3</sup>. Essa água será utilizada em períodos de seca para fins não potáveis (SOUZA et al., 2018).

Na cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, desde 1994, a Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) em parceria com a Universidade Federal da Paraíba (atualmente Universidade Federal de Campina Grande) e a Universidade Estadual da Paraíba desenvolveu pesquisas sobre o funcionamento de reservatórios em escala piloto, a fim de estabelecer configurações e parâmetros regionais de projeto para produzir um efluente de esgoto sanitário seguro para ser utilizado na agricultura, atendendo, especialmente, às necessidades de áreas semiáridas do nordeste brasileiro.

Barbosa e Santos (2006) analisaram o comportamento dos hidrogramas de cheias no município de Alagoa Grande, localizado na bacia hidrográfica do rio Mamanguape, Estado da Paraíba. Este município vem apresentando, ao longo dos anos, problemas de inundações. Com a implantação de reservatórios em três pontos da área de estudo, verificou-se, no primeiro ponto, localizado a montante da área urbana de Alagoa Grande, a redução de 83% nos maiores picos observados no hidrograma, e, para os outros dois pontos, um localizado a jusante da área urbana e outro no exutório da sub-bacia, esta redução variou, em média, de 30 a 50%, mostrando a relevância dessa alternativa como um meio de mitigar as inundações.

A pesquisa de Neves et al. (2015) teve como objetivo mapear os pontos de alagamento no bairro do Catolé, na cidade de Campina Grande, e verificar a existência de possíveis locais para implantação de reservatórios de retenção hídrica. Chegaram à conclusão de que existe a possibilidade, nos pontos críticos de alagamentos, de construir quatro reservatórios de retenção hídrica no interior do bairro citado. E, para o dimensionamento dos reservatórios, encontraram um volume médio excedente de 43.833 m<sup>3</sup> e um volume máximo de 88.384 m<sup>3</sup>.

As situações e pesquisas supracitadas mostram que, no Brasil e no mundo, existe uma preocupação crescente com o uso excessivo dos recursos hídricos, com os níveis elevados de poluição e com as inundações recorrentes, tornando o manejo de águas pluviais urbanas um tema de destaque mundial com experiências em programas e pesquisas na Alemanha, Reino Unido, Japão, Cingapura, Hong Kong, China, Indonésia, Tailândia, Índia, Austrália, EUA, e muitos outros, além de alguns países da África.

Essas pesquisas sugerem que práticas de manejo de águas pluviais são relevantes para a gestão urbana, pois resultam na eficiência do uso da água e no controle de inundações e da poluição difusa, contribuindo para o meio urbano sustentável. Para apoiar estas práticas, atualmente, existem muitos métodos e tecnologias que, com informação disponível, geram resultados satisfatórios para auxiliar os tomadores de decisão.

## **2.5 Técnicas que auxiliam o gerenciamento dos sistemas de macrodrenagem**

### **2.5.1 Ferramenta computacional de simulação chuva-vazão – SWMM**

Para gestão eficiente, as águas pluviais devem ser monitoradas, devido ao seu poder de inundação e de deterioração dos recursos hídricos por fontes de poluição difusa. Dependendo das várias formas de uso da terra, ocorrem diferenças significativas nos constituintes das águas pluviais. Desta forma, programas de monitoramento da quantidade e qualidade de águas

pluviais na bacia urbana são cruciais para caracterizar o escoamento e formular estratégias para o controle efetivo das inundações e da poluição.

Segundo Chow et al. (2012), esse monitoramento é, comumente, caro, demorado e trabalhoso. Como resultado, os modelos computacionais tornaram-se ferramentas úteis para simular e prever o transporte de concentrações de poluentes em águas pluviais. Os objetivos finais da modelagem da qualidade da água urbana são: caracterizar o escoamento urbano, fornecer subsídios para a análise de precipitação, determinar a dimensão apropriada de estruturas de controle, realizar a análise de indicadores de qualidade e fornecer informações para avaliação de benefício-custo.

O modelo de qualidade da água urbana mais usado é o *Storm Water Management Model* – SWMM (Modelo de Gestão de Águas Pluviais), desenvolvido em 1971 pela *United States Environmental Protection Agency* – USEPA, o qual, desde então, tem sofrido diversas atualizações. Sua aplicação e validação foram realizadas em diferentes partes de bacias urbanas em todo o mundo. É amplamente utilizado para o planejamento, análises e projetos de sistemas de drenagem de águas pluviais em áreas urbanas e de sistemas coletores de águas residuárias (sejam eles separados, unitários ou mistos), com muitas aplicações também em áreas não urbanas (ROSSMAN, 2015).

O SWMM é um modelo dinâmico chuva-vazão que pode ser utilizado para a simulação de um único evento chuvoso, bem como para simulação contínua em longo prazo. Segundo Fletcher et al. (2013), a simulação de fluxo contínuo cria a necessidade de rastrear e prever a situação de armazenamentos de captação, a fim de calcular o excesso de chuvas.

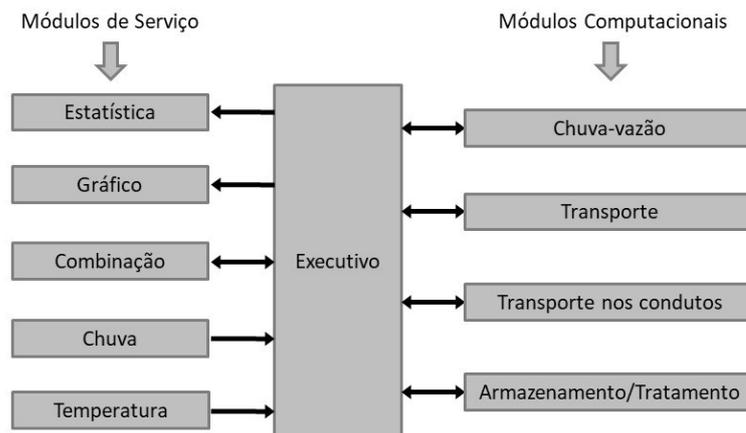
Segundo Burger et al. (2014), o fato de que o código do programa SWMM está disponível para o uso e alteração de todos, tornou a ferramenta muito popular em engenharia civil e ambiental, tanto em pesquisas como na prática. O SWMM é usado atualmente não apenas em testes de cenários únicos, mas também em avaliações complexas, como análise de sensibilidade, de incertezas e de vulnerabilidade.

Huber e Dickinson (1992) apresentam a estrutura do modelo SWMM em nove módulos (Figura 6), sendo quatro módulos computacionais (Chuva-vazão, Transporte, Transporte nos condutos e Armazenamento/Tratamento) e cinco módulos de serviço (Estatística, Gráfico, Combinação, Chuva e Temperatura), além do módulo Executivo.

Os módulos computacionais são os responsáveis pelos principais passos de cálculo. O módulo Chuva-vazão refere-se à transformação da precipitação em escoamento, o módulo Transporte ao transporte na rede de drenagem segundo o conceito da onda cinemática, o módulo Transporte nos condutos à modelagem hidrodinâmica nos coletores e canais e o

módulo Armazenamento/Tratamento à qualidade da água. Os módulos de serviço auxiliam os módulos computacionais, possuindo diversas funções, como organização da ordem das simulações, dos dados de precipitação e de temperatura, apresentação gráfica e análises estatísticas dos resultados.

**Figura 6.** Relação entre os módulos estruturais do SWMM.



Fonte: Adaptado de Huber e Dickinson (1992).

Segundo Rossman (2015), desde a sua criação, as aplicações típicas do SWMM são:

- Concepção e dimensionamento de componentes da rede de drenagem para controle de inundações;
- Dimensionamento de estruturas de retenção e acessórios para o controle de inundações e a proteção da qualidade das águas;
- Delimitação de zonas de inundação em leitos naturais;
- Concepção de estratégias de controle para minimizar o transbordamento de sistemas unitários e mistos;
- Avaliação do impacto negativo de contribuições e infiltrações sobre o transbordamento de sistemas de drenagem de águas residuárias;
- Geração de poluição difusa para estudos de lançamento de efluentes (concentrações de contaminantes);
- Avaliação da eficácia das BMPs (Boas Práticas de Manejo) para reduzir o carreamento de poluentes durante a chuva.

A variabilidade espacial em todos estes processos é obtida dividindo-se uma determinada área de estudo em áreas de captação de água, menores e homogêneas, denominadas sub-bacias, cada uma com sua própria fração de subáreas permeáveis e impermeáveis.

Cada vez mais a hidrologia urbana é modelada usando informações espacialmente distribuídas, que aumentam rapidamente por meio de sensoriamento remoto e bancos de dados espaciais. Segundo Jayasooriya e Ng (2014), os dados de entrada da modelagem, como informações de captação, uso do solo, cobertura do solo e perfis de elevação digitais, são

integrados com uma interface do Sistema de Informação Geográfica (SIG) para ter o arranjo espacial do escoamento superficial.

A incerteza associada a qualquer ferramenta de modelagem deve ser considerada, porém, é um atributo que não pode ser evitado e que pode ter um impacto significativo sobre a precisão dos resultados. No entanto, a incerteza pode ser reduzida a certo nível através da calibração e validação dos resultados do modelo, sempre que os dados estão disponíveis.

Os parâmetros de calibração em SWMM são tipicamente os coeficientes de rugosidade, o armazenamento, a depressão e os parâmetros de infiltração do solo. Todavia, os valores dos parâmetros identificados a partir de dados espaciais, em particular a inclinação das sub-bacias, a largura do fluxo, e a cobertura impermeável, envolvem erros e podem, por conseguinte, também exigir ajustes durante a calibração (KREBS et al., 2013).

O SWMM pode produzir resultados precisos quando os resultados do modelo são calibrados e validados. Jayasooriya e Ng (2014), em suas pesquisas, ao comparar a precisão, os algoritmos e as escalas entre dez programas de modelagem, decidiram que o SWMM foi a ferramenta mais sofisticada em termos de qualidade de modelagem de águas pluviais, quantidade e desempenho em infraestrutura verde, e pode ser usado em qualquer região geográfica se os dados particulares forem fornecidos.

Um estudo comparativo entre o SWMM e um modelo de Lógica *Fuzzy* foi desenvolvido por Whang e Altunkaynak (2012) para previsões de escoamento total na bacia do *Cascina Scala, Pavia*, na Itália. Os resultados mostraram que tanto o SWMM como o modelo Lógica *Fuzzy* podem prever escoamentos que concordam razoavelmente bem com os dados medidos. Para grandes eventos de chuva, o modelo Lógica *Fuzzy* apresentou resultados mais satisfatórios que o SWMM. No entanto, se modificar a percentagem efetiva da impermeabilidade, os resultados do SWMM se tornarão mais precisos. O SWMM pode produzir hidrogramas variáveis no tempo, enquanto o modelo Lógica *Fuzzy* é sujeito à limitação da metodologia, sendo incapaz de gerar uma saída de dados.

Rosa et al. (2015) utilizaram o SWMM para a simulação contínua de escoamento de duas bacias hidrográficas localizadas perto do *Long Island Sound*, em *Waterford, Connecticut* nos Estados Unidos. Observaram que, após a calibração, a previsão do volume de escoamento total semanal para as bacias tradicionais melhorou de 12 para 5% dos valores observados, e, para bacias com LID (*Low Impact Development* - Desenvolvimento de Baixo Impacto) melhorou de 6 para 2%. Os resultados sugerem que a calibração é necessária para melhorar as previsões para bacias hidrográficas e LID.

Tsuji et al. (2019), avaliaram a concentração de poluentes em águas pluviais urbanas com aplicação do SWMM em uma bacia hidrográfica do Lago Paranoá, Distrito Federal, Brasil. Concluíram que o SWMM pode ser muito útil para a gestão da bacia hidrográfica em estudo, no que diz respeito aos fluxos de águas pluviais e a poluição difusa gerada pelas áreas urbanas que cobrem metade da área da bacia. O monitoramento e modelagem das águas pluviais são essenciais para identificar o descarte de poluição difusa, na busca de uma solução sustentável.

Em quatro bacias hidrográficas urbanas, localizadas entre os municípios de Belo Horizonte e Contagem no Brasil, Seidl et al. (2020) buscaram compreender a relação real entre o uso do solo nas bacias e o escoamento superficial, para caracterizar a evolução urbana dos últimos 15 anos e indicar as taxas reais de urbanização. Foram necessários dois anos de medição online de dados de fluxo, combinados com análise espacial, modelagem hidrológica com SWMM e tratamento estatístico. Os resultados contribuíram para o melhor entendimento do impacto hidrológico na urbanização de Belo Horizonte e Contagem e na restauração da Lagoa da Pampulha.

Zanandrea e Silveira (2018) analisaram os efeitos da implantação de estruturas de LID no escoamento superficial na sub-bacia do Riacho Central em consolidação, pertencente à bacia hidrográfica da Mãe D'Água na região metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Utilizaram o modelo SWMM com dados reais de precipitação e com chuvas intensas. A modelagem hidrológica foi eficiente e apresentou um desempenho satisfatório das estruturas de LID em áreas consolidadas e subconsolidadas, especialmente em chuvas com menores volumes, mostrando uma redução nos volumes de escoamento superficial.

Quanto à análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWMM, Formiga et al. (2016) realizaram a calibração do modelo SWMM para a Bacia Hidrográfica do Arroio Cancela, localizada em Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. Utilizaram o algoritmo evolucionário multiobjetivo R-NSGA que apresentou satisfatória capacidade de convergência. Concluíram que os parâmetros que apresentaram maior sensibilidade foram área impermeável, coeficiente de escoamento de Manning, largura de escoamento e inclinação da bacia.

A precisão e a confiabilidade dos resultados de modelagem, quanto à qualidade e quantidade de águas pluviais urbanas, são requisitos fundamentais para a tomada de decisão na gestão dessas águas.

### 2.5.2 Métodos de decisão multicritério

Decisões são tomadas constantemente em qualquer situação. Em questões e situações complexas, pode-se utilizar o método de análise multicritério como uma ferramenta de apoio à tomada de decisão. Como um dos objetivos da pesquisa é elaborar um modelo conceitual de gestão, a tomada de decisão é fundamental para o sucesso do mesmo.

Segundo Fontana et al. (2013), a análise de decisão multicritério é uma ferramenta útil para estruturar o processo decisório. Pode ser definida como um conjunto de métodos de apoio à tomada de decisão, em que dois ou mais critérios são considerados simultaneamente e de forma explícita. Tal tipo de análise é apropriada para questões que envolvem múltiplas decisões encadeadas (multiestratificadas) ou a participação de profissionais de diferentes áreas (multidisciplinares).

É compreendida como uma ferramenta emergente que tem despertado grande interesse, justamente por ser flexível, permitindo a aplicação em diferentes áreas do conhecimento (COSTA; OLIVEIRA, 2012). A análise de decisão multicritério é especialmente relevante quando diferentes pontos de vista sobre uma determinada decisão conduzem a resultados conflitantes. Nessas situações, o objetivo é elaborar uma “matriz de desempenho” das alternativas para ser utilizada como apoio à tomada de decisão nas discussões entre grupos de interesses (*stakeholders*) distintos.

Para Almeida (2013), pode-se dizer que um problema de decisão multicritério consiste numa situação em que há pelo menos duas alternativas de ação para se escolher, e essa escolha é conduzida pelo desejo de se atender a múltiplos objetivos, muitas vezes conflitantes entre si. A esses objetivos são associados critérios que os representam e permitem a avaliação de cada alternativa, com base em cada objetivo.

De acordo com Melville-Shreeve et al. (2016), os métodos de análise multicritério são frequentemente utilizados na área da gestão integrada da água para apoiar os tomadores de decisão que desejam diferenciar as opções com características multifacetadas. O método geralmente apresenta a seguinte estrutura: define problema, identifica várias alternativas, define critérios associados aos objetivos, preenche matriz de desempenho e avalia o desempenho em relação aos critérios. Essas técnicas adicionam, no final, um nível de opinião especializada para permitir que a opção de preferência seja selecionada daqueles com melhor desempenho.

A gestão das águas pluviais urbanas envolve diferentes atores, como órgãos governamentais em todas as esferas, tomadores de decisão e sociedade, na busca de um

sistema integrado e sustentável. Essa multidisciplinaridade implica em conflitos de interesse, devido às diferentes visões/opiniões dos envolvidos no que diz respeito às questões social, econômica, ambiental, operacional e política. Diversos estudos utilizam a análise multicritério com o objetivo de solucionar ou minimizar os conflitos no processo de tomada de decisão na gestão de águas urbanas.

Al-Adamat et al. (2010) investigaram a capacidade da técnica geoespacial combinada com análise multicritério para a tomada de decisão sobre a localização de lagoas de captação de água para vários usos na Jordânia. Esta pesquisa mostra a importância da manipulação de dados digitais através do SIG e da análise multicritério de decisão nos processos de gestão de águas urbanas.

Panagoupolos et al. (2012) utilizaram o método de análise multicritério combinado com ferramentas SIG para produzir o mapa potencial de demanda de água urbana, em um estudo de caso na cidade de *Mitilene*, na Grécia. O mapa produzido pode ser usado como dados básicos para auxiliar os funcionários no planejamento de um sistema nacional de gerenciamento de água. Nasiri et al. (2013) avaliaram as áreas mais propensas de inundações em uma bacia de Garabaygan, no Irã, utilizando abordagens de análise SIG e decisão multicritério.

Jamali et al. (2014) desenvolveram e testaram uma metodologia para localizar áreas adequadas para a construção de barragens subterrâneas, por meio de análise multicritério espacial, no norte do Paquistão. Utilizaram dados espaciais sobre geologia, declividade, cobertura do solo, profundidade do solo e índice de umidade topográfica. A metodologia apresentada mostrou resultados promissores no planejamento para localizar essas áreas.

Em Teerã, no Irã, Radmehr e Araghinejad (2014) utilizaram uma combinação de análise multicritério e SIG no desenvolvimento de um modelo espacial de redes neurais artificiais (*Artificial Neural Network* - ANN) para produzir mapas de áreas inundáveis e tomar decisões precisas em gestão de inundações urbanas. Este modelo apresentou uma solução para mitigar a discordância entre os decisores no processo de ponderação de análise de decisão.

Akter e Ahmed (2015) utilizaram a análise de decisão multicritério baseando-se no método de comparação aos pares (*Analytical Hierarchy Process*-AHP) em conjunto com um modelo hidrológico para avaliar as áreas potenciais para implantação de sistemas de coleta de águas pluviais na cidade de Chittagong (bacia urbana) de Bangladesh.

Singh et al. (2017) apresentaram uma metodologia tecnicamente robusta e pragmática para avaliar o aproveitamento de águas pluviais e identificar áreas adequadas para as

estruturas de captação dessas águas e de recarga artificial, usando análise de decisão multicritério baseada em Sistema de Informação Geográfica (SIG).

Vários métodos de Tomada de Decisão Multicritério (*Multi-Criterion Decision Making* - MCDM) estão disponíveis na literatura, incluindo o *Analytic Hierarchy Process* (AHP), o *Analytic Network Process* (ANP), o *Elimination Et Choix Traduisant la Realite* (ELECTRE), o *Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluations* (PROMETHEE), o *Technique for Order Performance by Similarity to Ideal Solution* (TOPSIS), os métodos ordinais, dentre outros (VINODH; GIRUBHA, 2012; ALMEIDA, 2013).

Como o modelo matemático PROMETHEE é relativamente fácil para ser utilizado pelos tomadores de decisão, e coincide estreitamente com as perspectivas humanas podendo descobrir facilmente as preferências entre várias decisões, tornou-se um método de classificação mais conhecido e amplamente aplicado para comparação por pares das alternativas em cada critério separado, com o objetivo de selecionar a decisão mais adequada (VINODH; GIRUBHA, 2012).

#### *Método multicritério PROMETHEE*

O método PROMETHEE - *Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluations* foi desenvolvido por Jean-Pierre Brans e apresentado, pela primeira vez, em 1982, em uma conferência na Universidade Laval em Quebec, Canadá. Posteriormente, foi expandido por Brans e Vincke, em 1985. O PROMETHEE é um método de superação e empregado em diferentes áreas, incluindo planejamento urbano, energia, estoque, investimentos, transporte, agricultura, bancos, planejamento de recursos humanos, recursos hídricos, medicina, entre outros (NASIRI et al., 2013; BRANS; SMET, 2016).

Várias extensões foram desenvolvidas e adaptadas, produzindo a família de métodos PROMETHEE (BRANS; VINCKE, 1985; ALMEIDA, 2013):

- PROMETHEE I - estabelece uma pré-ordem parcial das alternativas, a partir de três relações preferência, indiferença e incomparabilidade, destinada à problemática de escolha;
- PROMETHEE II - estabelece uma pré-ordem completa entre as alternativas, organizadas em ordem decrescente, utilizada para a problemática de ordenação;
- PROMETHEE III - amplia a noção de indiferença, tratamento probabilístico dos fluxos (preferência intervalar);

- PROMETHEE IV - estabelece uma pré-ordem parcial ou completa, destinada à problemática de escolha e ordenação em situações em que o conjunto de soluções viáveis é contínuo;
- PROMETHEE V – nessa implementação, após estabelecer uma ordem completa entre as alternativas, utilizando o PROMETHEE II, introduz restrições, identificadas no problema para as alternativas selecionadas, incorporando uma filosofia de otimização inteira;
- PROMETHEE VI - estabelece uma pré-ordem completa ou parcial, destinada às situações em que o decisor não consegue estabelecer um valor fixo de peso para cada critério;
- PROMETHEE GAIA - extensão dos resultados do PROMETHEE, através de um procedimento visual e interativo.

Os métodos da família PROMETHEE baseiam-se em duas fases: construção de uma relação de sobreclassificação ou subordinação que representa as preferências estabelecidas pelo decisor, agregando informações entre as alternativas e os critérios; e exploração dessa relação para apoio à decisão (BRANS; VINCKE, 1985; ALMEIDA, 2013).

O método PROMETHEE II fornece uma completa classificação em um conjunto finito de alternativas viáveis do melhor para o pior. O princípio básico da técnica consiste em uma comparação par a par de alternativas segundo cada critério reconhecido. Este modelo é desenvolvido para resolver problemas com múltiplos critérios e seu principal mérito é que as informações necessárias são facilmente compreensíveis para analistas e tomadores de decisão (NASIRI et al., 2013).

O decisor deve estabelecer para cada critério um peso  $p_j$  que reflete a importância do critério. A partir desses pesos é obtido  $\pi(a,b)$ , o grau de sobreclassificação de  $a$  sobre  $b$ , para cada par de alternativas  $(a,b)$ , que é obtido como segue (ALMEIDA, 2013):

$$\pi(a, b) = \sum_{j=1}^n p_j \times P_j(a, b)$$

Onde:  $\sum_{j=1}^n p_j = 1$ ;

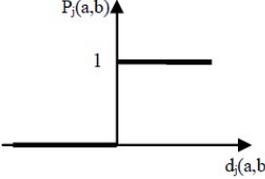
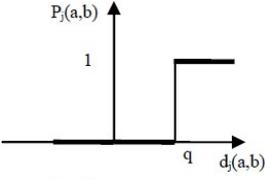
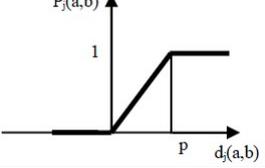
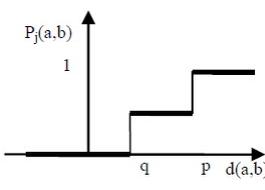
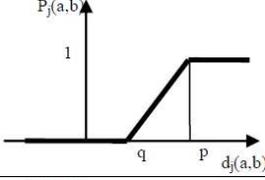
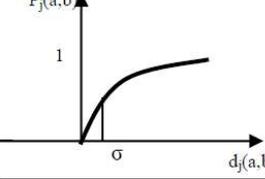
$p_j$  = peso do critério;

$P_j(a,b)$  é função da diferença  $[f_j(a) - f_j(b)]$  entre o desempenho das alternativas para cada critério  $j$ .

A função de preferência de um critério descreve a forma como a preferência do decisor muda com a diferença entre os níveis de desempenho de duas alternativas nesse critério,  $d_j(a,b) = f_j(a) - f_j(b)$ , onde  $f_j(a)$  representa o desempenho da alternativa  $a$  no critério

$j$  (BRANS; VINCKE, 1985). A Tabela 1 apresenta as funções sugeridas pelos métodos PROMETHEE.

**Tabela 1.** Critérios gerais para o PROMETHEE.

| Tipo de critério  | Representação  |   |
|---|--|---|
| TIPO I:<br>Critério usual- não há parâmetro a ser definido.           | $P_j(a, b) = \begin{cases} 1 & \text{se } d_j(a, b) > 0 \\ 0 & \text{se } d_j(a, b) \leq 0 \end{cases}$  |    |
| TIPO II:<br>Quase critério - define-se o parâmetro $q$ .              | $P_j(a, b) = \begin{cases} 1 & \text{se } d_j(a, b) > q \\ 0 & \text{se } d_j(a, b) \leq q \end{cases}$  |    |
| TIPO III:<br>Preferência linear - define-se o parâmetro $p$ .         | $P_j(a, b) = \begin{cases} 1 & \text{se } d_j(a, b) > p \\ \frac{d_j(a, b)}{p} & \text{se } d_j(a, b) \leq p \end{cases}$  |   |
| TIPO IV:<br>Pseudo critério- definem-se os parâmetros $q$ e $p$ .     | $P_j(a, b) = \begin{cases} 1 & \text{se } d_j(a, b) > p \\ \frac{1}{2} & \text{se } q < d_j(a, b) \leq p \\ 0 & \text{se } d_j(a, b) \leq q \end{cases}$                 |  |
| TIPO V:<br>Área de indiferença - definem-se os parâmetros $q$ e $p$ . | $P_j(a, b) = \begin{cases} 1 & \text{se } d_j(a, b) > p \\ \frac{d_j(a, b) - q}{p - q} & \text{se } q < d_j(a, b) \leq p \\ 0 & \text{se } d_j(a, b) \leq q \end{cases}$ |  |
| TIPO VI:<br>Critério gaussiano - o desvio padrão deve ser fixado.     | $P_j(a, b) = 1 - e^{-\left\{\frac{[d_j(a, b)]^2}{2\sigma^2}\right\}}$  |  |

Fonte: Adaptado de Brans e Vincke (1985); Almeida (2013).

O decisor pode representar suas preferências usando a forma mais adequada para cada critério. Brans e Vincke (1985) descrevem a interpretação de cada uma das seis funções de preferência (Tabela 1) do método PROMETHEE:

- Tipo I - existe indiferença entre duas alternativas  $a$  e  $b$  somente se  $f_j(a) = f_j(b)$ ; se as avaliações forem diferentes, há preferência estrita pela alternativa de avaliação melhor. Neste caso, não há necessidade de definição de parâmetros;

- Tipo II - duas alternativas são indiferentes se a diferença entre suas avaliações não exceder o limiar de indiferença  $q$ ; caso contrário, há preferência estrita;
- Tipo III - é definido o limiar de preferência estrita  $p$ . Se a diferença entre avaliações de duas alternativas for menor que  $p$ , a preferência aumenta linearmente; se essa diferença for maior que  $p$ , existe preferência estrita pela alternativa de melhor avaliação;
- Tipo IV - utiliza os limiares de indiferença e preferência estrita,  $q$  e  $p$ , respectivamente. Se  $d_j(a,b)$  estiver entre  $q$  e  $p$ , existe preferência fraca pela alternativa  $a$ ; se  $d_j(a,b)$  for menor que  $q$ , existe indiferença; e se for maior que  $p$ , há preferência estrita pela alternativa  $a$ ;
- Tipo V - o tomador de decisão considera que  $a$  e  $b$  são completamente indiferentes enquanto o desvio entre  $f_j(a)$  e  $f_j(b)$  não exceder  $q$ . Acima desse valor, a preferência cresce progressivamente até que esse desvio seja igual a  $p$ ;
- Tipo VI - o parâmetro  $\sigma$ , controla o achatamento da função de preferência gaussiana e corresponde a um grau de preferência intermediário entre o limiar de indiferença  $q$  e o de preferência  $p$ .

Embora este método seja bastante utilizado, apresenta algumas fragilidades. Para Bottero et al. (2018), normalmente um problema multicritério é um problema matemático mal colocado, pois não encontra uma solução que otimize todos os critérios simultaneamente. Como outros métodos multicritério, o PROMETHEE requer informações adicionais para superar a indigência da relação de dominância em preferência ( $p$ ) e indiferença ( $q$ ), enriquecendo o gráfico de dominância. Segundo Wang et al. (2020) o método PROMETHEE II não distribui os pesos de importância relacionados aos critérios de uma maneira eficaz.

Portanto, o PROMETHEE pode ser efetivamente integrado com métodos participativos, a fim de obter informações suficientes para entender se uma alternativa é tão boa quanto outra. Por isso, nesta pesquisa, o PROMETHEE II será utilizado em conjunto com um método ordinal para classificar as preferências dos tomadores de decisão em condições práticas de decisão.

### 2.5.3 Métodos multicriteriais ordinais

Os métodos ordinais de Borda e Condorcet têm sua origem no século XVIII, com aplicações em teoria da escolha. Esses métodos são considerados bastante intuitivos e poucos exigentes em termos de criar informações necessárias para a tomada de decisão. Para usar os

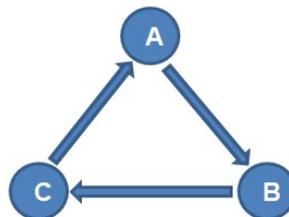
métodos ordinais, é necessário classificar as alternativas, de acordo com as preferências em cada critério, em vez de classificações dadas pelos tomadores de decisão (CAILLAUX et al., 2011). Estes métodos como também o método de Copeland podem ser utilizados em conjunto com um método de sobreclassificação, a exemplo do ELECTRE ou PROMETHEE (ALMEIDA, 2013).

No método Borda, cada tomador de decisão deve ordenar as alternativas de acordo com suas preferências. Um ponto é atribuído à alternativa de maior preferência, o segundo recebe dois pontos e assim por diante. Então, para cada alternativa, somam-se todos os pontos atribuídos por todos os tomadores de decisão (ou por todos os critérios). As alternativas são classificadas em ordem crescente de acordo com essa soma, ou seja, quanto menos pontos, melhor é a classificação da alternativa (POMEROL; ROMERO, 2000).

Um dos problemas desse método é de dependência das alternativas irrelevantes, questão primeiramente levantada por Arrow em 1950. Surgindo então, um problema de regressão das alternativas, que ocorre quando um decisor modifica a sua opinião por conhecer as preferências dos demais, dando lugar à alternativa preferida, alterando assim, os resultados (ALMEIDA, 2013).

O método de Condorcet consiste numa avaliação baseada em comparação par a par. Na comparação entre alternativas, a alternativa vencedora será aquela que obtiver vantagem sobre a outra em um maior número de critérios. Um dos problemas do método é quando ocorre a transitividade na relação de preferência. Nem sempre a propriedade de transitividade pode ser atendida, o que é chamado de paradoxo de Condorcet. Esse paradoxo pode ocorrer numa comparação entre três alternativas, A, B e C, ocasionando um circuito, conforme ilustrado na Figura 7 (ALMEIDA, 2013).

**Figura 7.** Paradoxo de Condorcet.



Fonte: Almeida (2013).

Isso acontece quando a alternativa A supera a alternativa B, a qual supera a C que, por sua vez, supera a alternativa A. Os ciclos de intransitividade são problemáticos porque impossibilitam que seja gerada uma ordenação das alternativas, ou seja, a relação binária não

é uma pré-ordem. Quando os ciclos de intransitividade não aparecem, o método de Condorcet deve ser preferido ao de Borda (POMEROL; ROMERO, 2000).

O método de Copeland foi proposto pelo matemático americano Arthur Herbert Copeland. Este método usa a mesma matriz de adjacência que representa o grafo do método de Condorcet. A partir dela calcula-se a soma das vitórias menos a soma das derrotas, em uma votação por maioria simples. As alternativas são então ordenadas pelo resultado dessa soma (GOMES et al., 2013). A diferença entre o método de Copeland e o método de Condorcet surge apenas quando existem ciclos de intransitividade (CAILLAUX et al., 2011).

Se o método de Condorcet não apresentar ciclos de intransitividade, o método de Copeland satisfaz o axioma da independência em relação às alternativas irrelevantes. Em qualquer caso, sempre fornece uma ordem total. Caso haja ciclos de intransitividade, o método de Copeland faz uma ordenação menos dependente das alternativas irrelevantes do que o método de Borda. Na combinação destas duas propriedades, reside a grande vantagem do método de Copeland (GOMES et al., 2013).

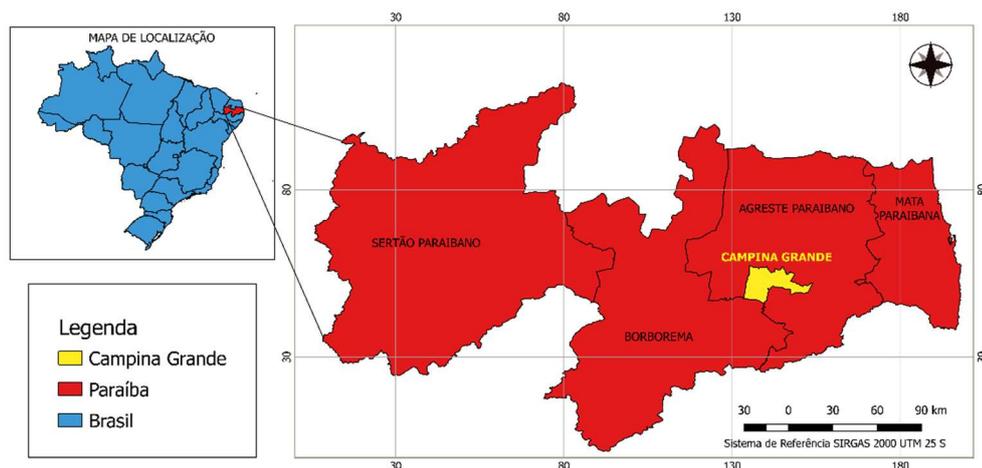
Desta forma, como o método de Copeland pode ser considerado um ajuste entre as teorias distintas de Borda e Condorcet, condensando as vantagens dos dois, será o método utilizado neste estudo.

### 3. SISTEMA DE DRENAGEM URBANA DA CIDADE DE CAMPINA GRANDE

O município de Campina Grande, localizado no estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil, situa-se na Microrregião de Campina Grande, pertencente à Mesorregião Agreste Paraibano, conforme ilustrado na Figura 8. Está localizado a 560 m de altitude média acima do nível do mar com coordenadas geográficas de 7° 13' 50" latitude Sul e 35° 52' 52" longitude Oeste do meridiano de Greenwich. Fica a uma distância de 120 km da capital do Estado da Paraíba, João Pessoa (IBGE, 2010).

Campina Grande apresenta uma área territorial de 593,026 km<sup>2</sup> com uma população total de 385.213, sendo 367.209 habitantes na zona urbana e 18.004 habitantes na zona rural, de acordo com o último censo do IBGE (2010).

**Figura 8.** Localização geográfica do município de Campina Grande nas Mesorregiões da Paraíba.

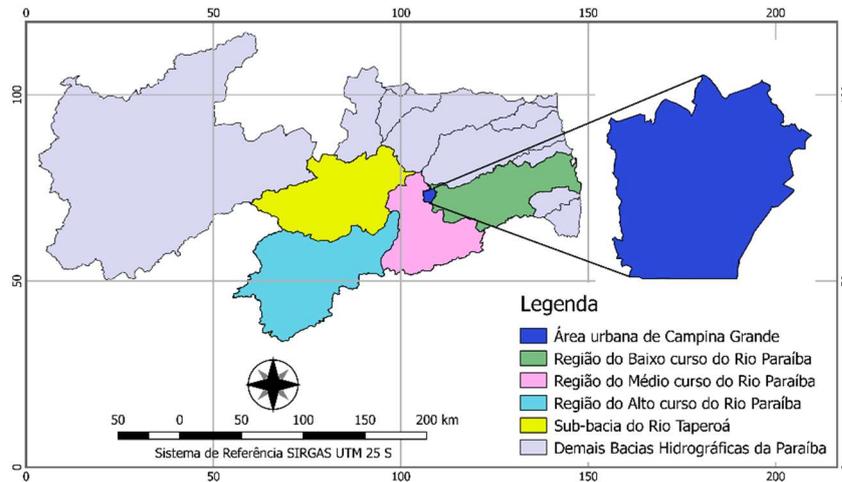


A cidade de Campina Grande está inserida na bacia hidrográfica do Rio Paraíba, onde integra as mesorregiões da Borborema, Agreste e Mata Paraibana. Segundo a Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs, 2018), esta bacia hidrográfica apresenta uma área de 20.071,83 km<sup>2</sup>, compreendida entre as latitudes 6° 51' 31" e 8° 26' 21" Sul e as longitudes 34° 48' 35" e 37° 2' 15" Oeste de Greenwich. É a segunda maior bacia hidrográfica do estado da Paraíba, por abranger 38% do seu território, e abrigar 1.828.178 habitantes, correspondendo a 52% da sua população total.

Considerada uma das mais importantes bacias do semiárido nordestino, por apresentar grande extensão geográfica e diversidades físicas e climáticas, esta bacia é dividida em três regiões (Alto, Médio e Baixo Cursos do Rio Paraíba) e a sub-bacia do Rio Taperoá. A área

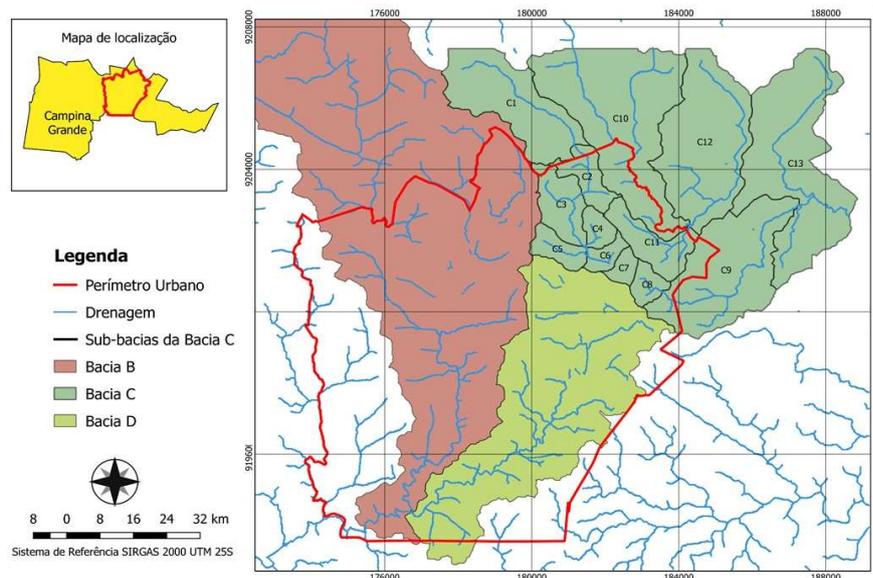
urbana de Campina Grande, de 96 km<sup>2</sup>, está inserida entre as regiões do Médio e Baixo Cursos do Rio Paraíba, conforme ilustrado na Figura 9 (AESAs, 2018).

**Figura 9.** Localização da área urbana de Campina Grande na bacia hidrográfica do Rio Paraíba.



O perímetro urbano de Campina Grande é formado por três bacias, denominadas de bacias B, C e D pelo Plano Municipal de Saneamento Básico (CAMPINA GRANDE, 2014a). A bacia B - Bacia do Riacho do Bodocongó (subdividida em 16 sub-bacias) localizada na zona oeste da cidade, a bacia C - Bacia do Riacho das Piabas (subdividida em 13 sub-bacias) localizada nas zonas norte e leste e a bacia D – Bacia do Riacho do Prado (subdividida em 13 sub-bacias) localizada na zona Sul, conforme apresentado na Figura 10.

**Figura 10.** Bacias hidrográficas do perímetro urbano de Campina Grande, estado da Paraíba, Brasil.



A Tabela 2 apresenta a área e declividade média das bacias hidrográficas B, C e D. As bacias com valores mais baixos de declividades médias terão uma maior susceptibilidade a alagamentos ante os eventos concentrados de chuvas (CAMPINA GRANDE, 2014a). Com relação às estimativas de impermeabilização do solo para cenários futuros por bacias hidrográficas, o Plano Municipal de Saneamento Básico realizou uma projeção de áreas impermeáveis até o ano 2034, conforme apresentado na Tabela 3.

**Tabela 2.** Área e declividade média por bacia hidrográfica.

| Bacia | Área (km <sup>2</sup> ) | Declividade média (%) |
|-------|-------------------------|-----------------------|
| B     | 53,67                   | 10,30                 |
| C     | 58,37                   | 11,73                 |
| D     | 24,67                   | 3,89                  |

Fonte: Campina Grande (2014a).

**Tabela 3.** Estimativa de áreas impermeáveis em cada bacia hidrográfica.

| Bacia | (% de áreas impermeáveis) |       |       |
|-------|---------------------------|-------|-------|
|       | 2018                      | 2022  | 2034  |
| B     | 27,87                     | 30,26 | 37,43 |
| C     | 11,86                     | 12,40 | 14,00 |
| D     | 60,80                     | 64,75 | 76,60 |

Fonte: Campina Grande (2014a).

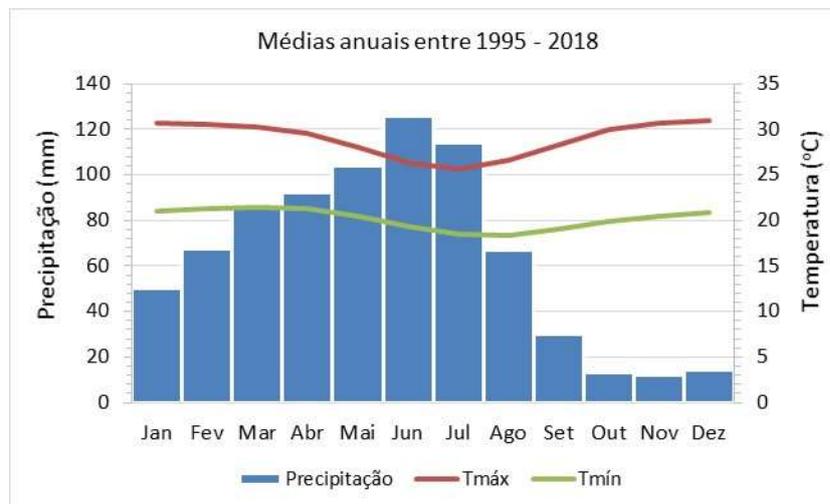
Em estudo realizado por Ramalho et al. (2014), foi verificado que as bacias mais impermeabilizadas são B3 a B5, C5 a C11, D1, D2, e D7, compostas pelos bairros José Pinheiro, Monte Castelo, Prata, Palmeira, Centro, Conceição, Santo Antônio, Monte Santo, São José e Catolé. Para essas bacias, a taxa de impermeabilização superou 85%, chegando a 92% na bacia C6, o que implica numa maior susceptibilidade dessas áreas à ocorrência de inundações e enchentes.

Nos episódios de enchentes, o histórico pluviométrico dos últimos 30 anos da cidade de Campina Grande, aponta para uma média anual de 820,16mm de chuva, entretanto, registra anos de cheias com precipitações anuais superiores a 1000mm. O ano de 2011 apresentou o maior valor pluviométrico anual já registrado oficialmente, 1491,8mm; e a chuva de maior intensidade registrada nos dados oficiais disponíveis (72,4mm em 60 minutos), culminando em inundações e enchentes nos bairros Rosa Mística, Ponto Cem Reis, Liberdade e Santa Cruz, entre outros (RAMALHO et al., 2014).

Para compreender a climatologia da cidade de Campina Grande, a Figura 11 apresenta o gráfico com médias anuais de precipitações e de temperaturas mínimas e máximas no período de 1995 a 2018, retirados do banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia

(INMET, 2020). Estes dados foram medidos na estação convencional do INMET, localizada na coordenada geográfica latitude 7° 13' 32" S e longitude 35° 54' 17" O, e na altitude de 546,27 m. Observa-se que nos meses entre março e julho ocorrem chuvas superiores a 80mm, com precipitação máxima no mês de junho (cerca de 125 mm), o qual, a temperatura varia entre 18°C e 25°C. No mês de abril começa a diminuir a temperatura na cidade, voltando a aumentar em torno do mês de setembro.

**Figura 11.** Climatologias observadas sobre a cidade de Campina Grande, Paraíba.



Fonte: INMET (2020).

Quanto ao uso e ocupação do solo, em linhas gerais, a cidade de Campina Grande tem uma ocupação desordenada e irregular das áreas de drenagem e planícies aluvionares dos rios locais, submetidas a enchentes e enxurradas em eventos de chuvas excepcionais, que causam problemas diversos para as moradias instaladas no leito do rio e em sua planície de inundação (CPRM, 2013).

A drenagem é composta por sistemas de microdrenagem constituídos de sarjetas, bocas de lobo, galerias, tubos de ligação e poços de visita, contribuindo para um sistema de macrodrenagem que compreende canais naturais e canais construídos de seções parabólicas, trapezoidais e retangulares, em sua maioria abertos. Dentre os canais, têm-se o das Piabas, de Bodocongó, do Prado, de Santa Rosa, das Malvinas, da Ramadinha, entre outros, construídos com o objetivo de desviar as águas pluviais da área urbana para os corpos hídricos mais próximos (FREIRE, 2014).

A cidade de Campina Grande, apesar de ser dotada de serviço público de limpeza urbana e de sistema de esgotamento sanitário, apresenta lançamentos de resíduos sólidos e ligações clandestinas de esgotos nos sistemas de macrodrenagem, devido à ausência ou

deficiência do sistema de esgotamento adotado, à falta de controle dos usuários dos sistemas e de fiscalização por parte dos órgãos públicos responsáveis. Os sistemas de drenagem urbana e de esgotamento sanitário foram projetados com base no conceito de separação absoluta.

Freire (2014), em seu estudo na bacia do Riacho das Piabas, constatou a existência de ligações clandestinas de esgoto e acúmulo de resíduos sólidos no canal, tendo sido sua água caracterizada como esgoto doméstico fraco (DBO em torno de 100 mg/L), segundo Jordão e Pessoa (2011). Na bacia do Riacho do Prado, Camelo (2019) identificou e mapeou oito pontos de entrada que despejam efluentes de forma contínua dentro do canal. Constatou que, dos oito pontos analisados, um ponto tem característica de esgoto forte (DBO em torno de 400 mg/L), dois pontos de esgoto doméstico médio (DBO em torno de 200 mg/L), e cinco pontos classificados como esgoto fraco, de acordo com classificações de esgoto doméstico de Jordão e Pessoa (2011).

Oliveira (2018) analisou o impacto ambiental na bacia hidrográfica do rio Bodocongó na zona urbana de Campina Grande. Foram diagnosticados vários impactos negativos provenientes do escoamento superficial como enchentes, alagamentos e erosão, do uso do solo como queimadas e desmatamento, do lançamento inadequado de resíduos sólidos e de águas residuárias, causando assoreamento, estresse da fauna e poluição dos corpos hídricos.

Observa-se que os canais, em sua maioria, apresentam muitos trechos com paredes laterais danificadas, além da implantação de rede de água potável de forma inapropriada e desordenada, como em um trecho do canal das Piabas, onde existe uma tubulação de água potável transversal ao canal, diminuindo a seção útil deste. Verifica-se também a ausência de manutenção nos canais de drenagem da cidade de Campina Grande.

Segundo Ramalho et al. (2014), existe uma deficiência de estudos, planos e projetos que caracterizem, com precisão e com base em estudos hidrológicos, o sistema atual de drenagem do município, bem como não há controle no acompanhamento de modificações e limitações do sistema. Foi observado que o Plano Diretor do município, instituído pela Lei nº. 3.236, de 8 de janeiro de 1996, apresenta diretrizes pouco detalhadas no gerenciamento do território municipal.

Atualmente, a política de gestão urbana do município é regida pela Lei Complementar nº. 003 de 9 de outubro de 2006 que promove a revisão do Plano Diretor, em conformidade com o que estabelece o Estatuto da Cidade.

Segundo estudo realizado pelo Ministério do Desenvolvimento Regional e Secretaria Nacional de Saneamento - SNS (BRASIL, 2020), o município de Campina Grande, apesar de possuir mapeamento de áreas de risco, não apresenta Plano Diretor de Drenagem e é

considerado como um município crítico do Programa de Prevenção de Desastres Naturais do Governo Federal, por não possuir infraestruturas de retenção e contenção e/ou parques lineares como iniciativas para reduzir as inundações e enchentes, e apresentar 0,1 a 1,0% de domicílios em situação de risco de inundação, além de não possuir nenhuma forma de cobrança, nem ônus indireto pelo uso ou disposição dos serviços de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais Urbanas (DMAPU).

O município de Campina Grande necessita de melhoria no planejamento e gestão dos sistemas de drenagem começando por implementar um Plano Diretor de Drenagem e normas técnicas específicas para sistemas de DMAPU, assim como, buscar uma independência dos outros setores de infraestrutura urbana.

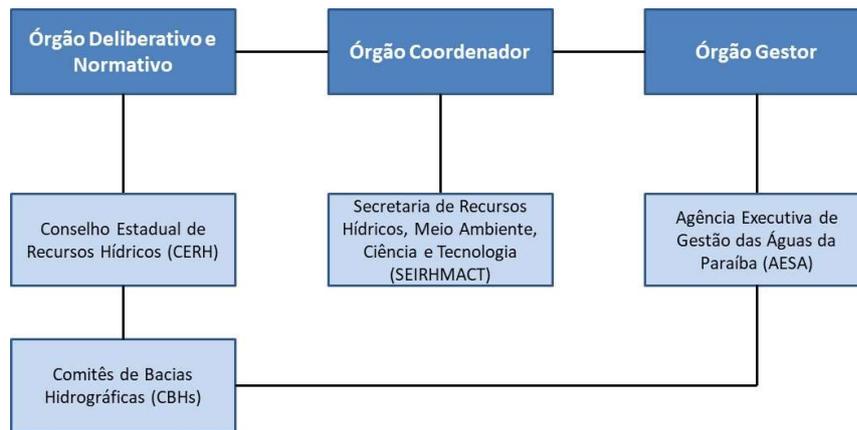
Deve-se efetuar coleta sistemática de dados por meio de mapeamento cartográfico detalhado, mapeamento de áreas de risco, registros precisos sobre falhas no sistema de drenagem e investir em instrumentos de monitoramento de variáveis hidrológicas (intensidade de chuvas, vazões) e de qualidade da água e em estruturas de contenção de águas pluviais e de desenvolvimento de baixo impacto.

Nessa perspectiva, é pertinente compreender como atuam o planejamento e o gerenciamento de recursos hídricos do estado da Paraíba, bem como, as secretarias e órgãos municipais responsáveis pelas políticas públicas necessárias ao funcionamento adequado do sistema de drenagem urbana de Campina Grande.

No estado da Paraíba, a Lei nº 6.308/1996, institui a Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH), suas diretrizes e dá outras providências. Os instrumentos de execução da PERH são: Sistema Integrado de Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos; Plano Estadual de Recursos Hídricos e Planos e Programas Intergovernamentais

O Sistema Integrado de Planejamento e Gerenciamento de Recursos Hídricos (SIGERH) é constituído por quatro entidades, conforme apresentado na Figura 12. O Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH) é um órgão de fiscalização, deliberação coletiva e de caráter normativo, com o objetivo de coordenar a execução do PERH – Plano Estadual de Recursos Hídricos, promovendo a integração entre os órgãos estaduais, federais e municipais e a sociedade civil.

**Figura 12.** SIGERH do estado da Paraíba.



Fonte: Paraíba (2007).

A Secretaria de Estado da Infraestrutura, dos Recursos Hídricos, do Meio Ambiente e da Ciência e Tecnologia (SEIRHMACT) tem por objetivo o planejamento, coordenação, supervisão e execução das ações governamentais, relacionados com a identificação, aproveitamento, exploração e utilização dos recursos hídricos, minerais e do meio ambiente. A AESA foi criada através da Lei Estadual nº 7.779, de 7 de julho de 2005, sob a forma jurídica de uma autarquia, vinculada à SEIRHMACT. Tem como principal objetivo o gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos e superficiais de domínio do estado da Paraíba (ANA, 2017).

No estado da Paraíba, as áreas de atuação dos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBHs) são estabelecidas através da Resolução do CERH nº 03, de 5 de novembro de 2003. Algumas competências dos CBHs, no âmbito de sua área de atuação são: promover o debate das questões relacionadas a recursos hídricos e articular a atuação das entidades intervenientes, aprovar o Plano de Recursos Hídricos da bacia, acompanhar a sua execução e sugerir as providências necessárias ao cumprimento de suas metas, propor os mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos e outras (PARAÍBA, 2007). Diferentemente do que preconiza a Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, a lei estadual não prevê a criação de agências de água em nível de bacia.

Na esfera municipal, a Secretaria de Planejamento, Gestão e Transparência (SEPLAN), vinculada à Prefeitura Municipal de Campina Grande, é responsável pelo acompanhamento, manutenção e operação dos sistemas de drenagem. Tem por atribuições fundamentais, a promoção da Política de Desenvolvimento Urbano, integrada às demais políticas setoriais. São de sua competência a coordenação da elaboração de projetos de Leis

Urbanísticas (Plano Diretor, zoneamento, parcelamento, uso e ocupação do solo, entre outras), bem como, a orientação, o assessoramento e a fiscalização desta legislação.

Outras secretarias e órgãos que estão ligados, direta ou indiretamente, com a conservação dos sistemas de drenagem de Campina Grande são a Secretaria de Ciência, Tecnologia e Inovação, Secretaria de Obras e a Secretaria de Serviços Urbanos e Meio Ambiente, como também, a URBEMA (Empresa Municipal de Urbanização da Borborema) e a CAGEPA (Companhia de Água e Esgotos da Paraíba).

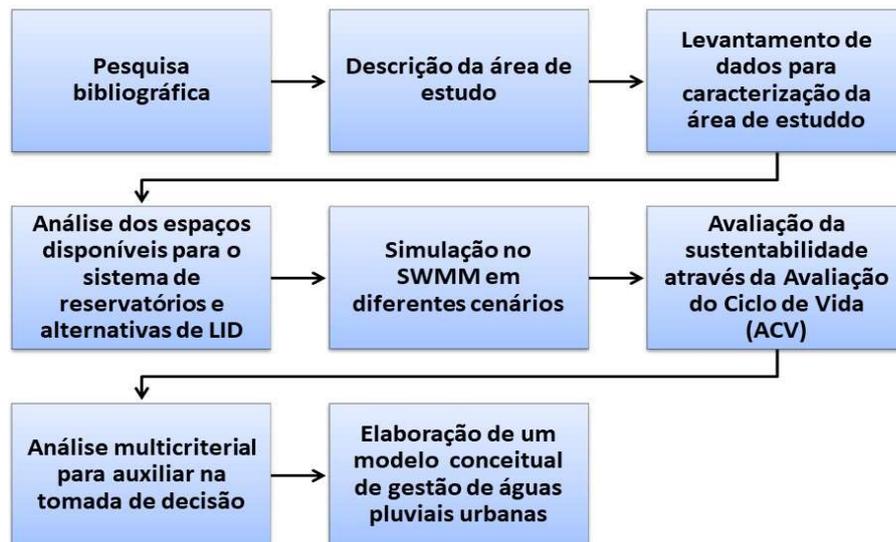
A integração entre os níveis de planejamento de recursos hídricos se dá indiretamente, por meio das bacias hidrográficas, as quais abrangem também as áreas urbanas. A AESA, juntamente com os CBHs são fundamentais para definir ações para garantir o uso racional e eficaz das águas, assegurando desenvolvimento econômico e social da região, bem como, a segurança hídrica. A gestão eficaz das águas pluviais urbanas que são da competência das secretarias municipais garante não só a sustentabilidade do meio urbano, mas dos corpos hídricos receptores que são da competência estadual.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Atividades e etapas metodológicas da pesquisa

Inicialmente foi realizada pesquisa bibliográfica acerca dos temas relacionados com o presente estudo, em periódicos acadêmicos e científicos, eventos científicos, dissertações, teses e livros nacionais e internacionais. Em seguida, foram definidos os objetivos, a área de estudo, os métodos e as ferramentas computacionais necessárias para a obtenção dos resultados da pesquisa. Para melhor compreensão de como foi desenvolvido o trabalho de tese, seguem as etapas metodológicas representadas na Figura 13.

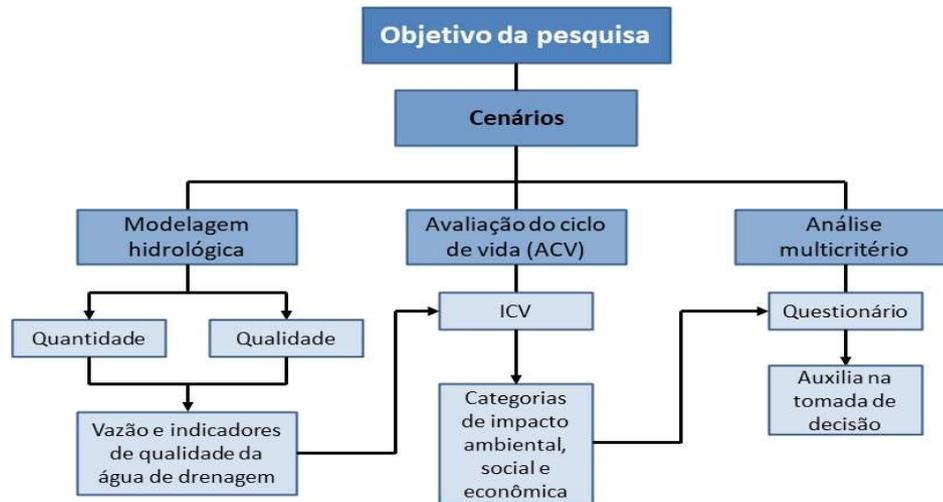
**Figura 13.** Fluxograma de atividades da pesquisa.



A Figura 14 apresenta um fluxograma que foi seguido no desenvolvimento do trabalho de tese para cada cenário proposto. A presente pesquisa utilizou três métodos para o alcance do objetivo geral. Na modelagem hidrológica foram obtidos resultados em termos de vazão e indicadores de qualidade da água de drenagem do riacho das Piabas. Em seguida, estes resultados foram utilizados para elaborar o Inventário do Ciclo de Vida (ICV) e realizar a Avaliação do Ciclo de Vida.

Os resultados da ACV, em categorias de impacto nas dimensões ambiental, social e econômica, foram utilizados na produção do questionário para a análise multicritério, auxiliando os tomadores de decisão na escolha dos cenários de intervenção que propiciam a sustentabilidade das águas de drenagem urbana.

**Figura 14.** Etapas metodológicas da pesquisa para cada cenário proposto.



## 4.2 Descrição da área de estudo

### 4.2.1 Microbacia Hidrográfica do Riacho das Piabas

A microbacia hidrográfica do riacho das Piabas foi considerada neste estudo porque está inserida em uma área urbana, recebendo pressão de atividades antrópicas da cidade de Campina Grande, como também, para dar continuidade aos estudos que estão sendo realizados em sistemas de macrodrenagem desta cidade, desde 2014. Este estudo tem contribuição na área da sustentabilidade urbana desta microbacia, buscando reduzir e/ou eliminar os impactos negativos provenientes das atividades citadas.

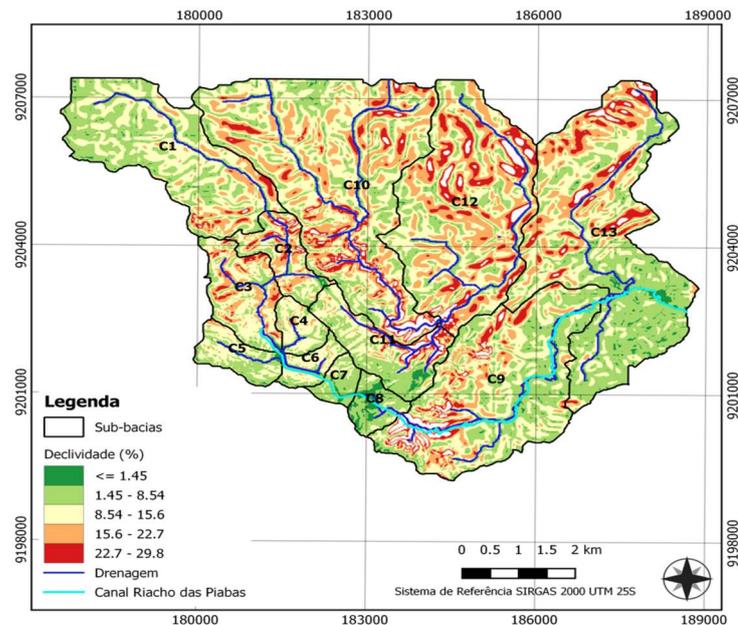
A microbacia do riacho das Piabas possui uma área de 58,37 km<sup>2</sup> e um perímetro de 49,6 km, dividida em 13 sub-bacias nomeadas do C1 ao C13 (CAMPINA GRANDE, 2014a). Localiza-se entre as latitudes sul 7° 12' 18" e 7° 09' 28" e longitudes oeste de 35° 52' 50" e 35° 55' 02", com altitude máxima de 688,85 m a montante e mínima de 536,14 m a jusante e encontra-se na Região Hidrográfica do Baixo Curso da Bacia do Rio Paraíba (SILVA et al., 2014). Suas nascentes localizam-se na zona norte da Região Metropolitana de Campina Grande entre o distrito de Jenipapo e os municípios de Lagoa Seca e Puxinanã.

A declividade da microbacia do riacho das Piabas (Figura 15) foi retirada do Modelo Digital de Elevação (MDE) desenvolvido por Tsuyuguchi (2015). Na Figura 15 observa-se variação de declividade de 1,45 % a 29,8% em toda a extensão da microbacia hidrográfica, com declividades médias, relativamente mais baixas nas sub-bacias urbanas C4 ao C8,

indicando áreas mais propensas a alagamentos e com mais áreas impermeáveis, devido ao uso e ocupação do solo, conforme apresentado no mapa da Figura 16.

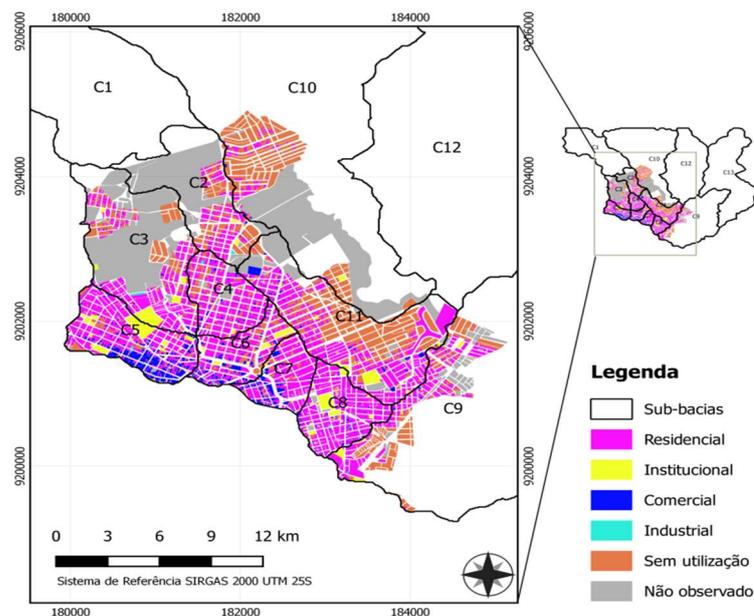
Foi observado, por meio dos dados dos mapas da drenagem e da declividade, que as sub-bacias C10, C11 e C12 não estão contribuindo para o riacho das Piabas.

**Figura 15.** Declividade da microbacia hidrográfica do riacho das Piabas.



Fonte: Adaptado de Tsuyuguchi (2015).

**Figura 16.** Uso e ocupação do solo da área urbana da microbacia do riacho das Piabas.



Fonte: Adaptado de Campina Grande (2014b).

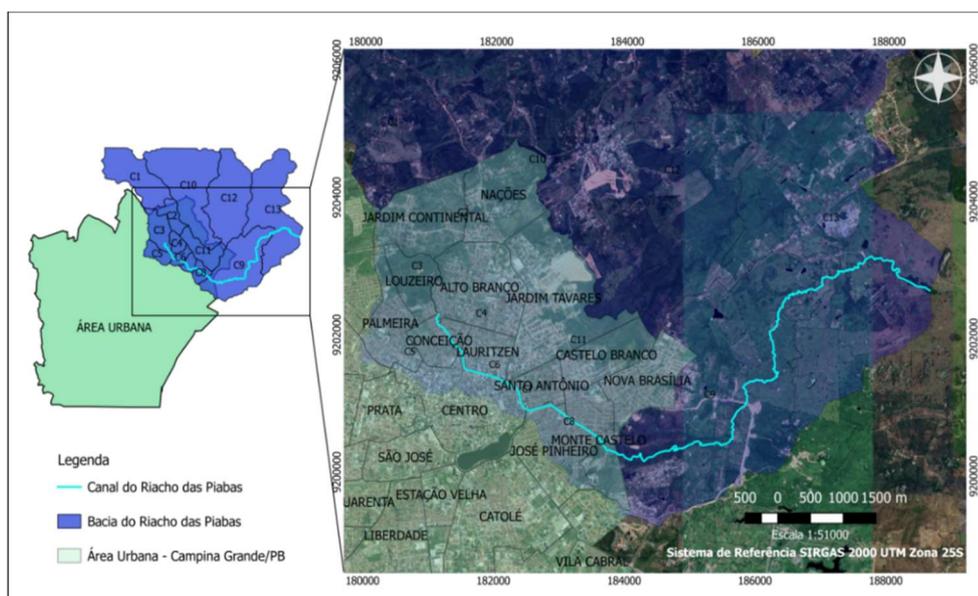
Por meio do mapeamento do uso e ocupação do solo (Figura 16) foi possível determinar importantes dados de entrada para modelagem hidrológica, como o percentual de áreas permeáveis e impermeáveis para cada sub-bacia contribuinte. A microbacia do riacho das Piabas, que se encontra inserida no perímetro urbano de Campina Grande, contém um canal de drenagem chamado Canal do Riacho das Piabas.

#### 4.2.2 Canal de drenagem do Riacho das Piabas

No trecho que corresponde à nascente do riacho das Piabas as contribuições de água provêm de sua drenagem superficial e das nascentes, ocorrendo águas de aspecto azulado e límpido. Seu uso é irrestrito, com destaque para o consumo humano, dessedentação de animais e para a limpeza de instalações e equipamentos utilizados nas atividades pecuaristas, na irrigação de hortaliças (alface, repolho, tomates, coentro, entre outras) e recreação (SOUSA, 2010).

O riacho das Piabas, após a sua nascente, chega à área urbana de Campina Grande nas imediações do bairro do Louzeiro (Figura 17), na comunidade Rosa Mística, situada na coordenada geográfica  $7^{\circ}12'27.11''$  S e  $35^{\circ}53'13.24''$  O, onde começa a ser canalizado. Percorre pelos bairros, Alto Branco, Conceição, Lauritzen, Centro, Santo Antônio, Monte Castelo e, por fim, continua o escoamento no canal do José Pinheiro, seguindo para o bairro da Cachoeira, onde ocorre o desague por meio de uma queda d'água, seguindo o curso natural em destino ao rio Bacamarte que é um dos afluentes do Rio Paraíba.

**Figura 17.** Localização do canal do Riacho das Piabas na área de estudo.



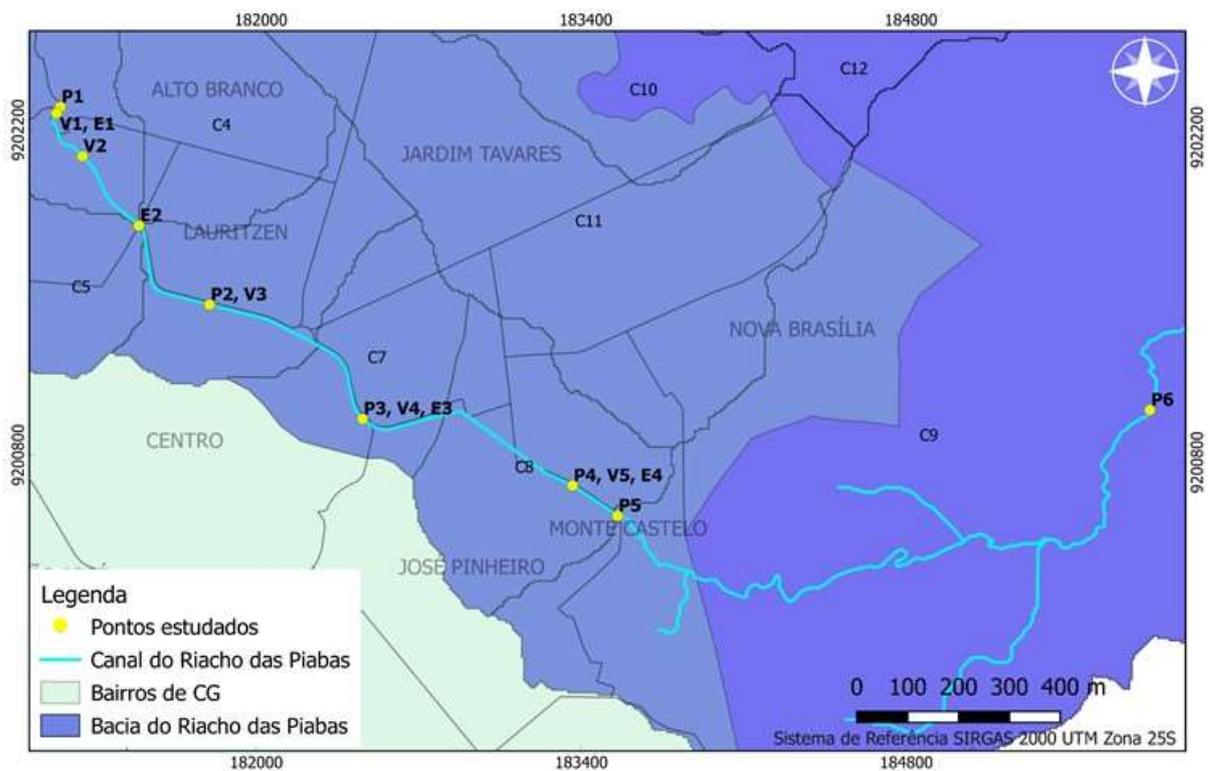
A Defesa Civil e o Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2013) selecionaram 11 áreas consideradas de risco alto de inundações em função de sua ocupação e da ocorrência de fenômenos naturais. Entre elas estão as áreas situadas nos bairros Alto Branco e do Louzeiro, localizados no início do trajeto do canal das Piabas, ilustrados na Figura 17 (CPRM, 2013).

### 4.3 Levantamento de dados da área de estudo

#### 4.3.1 Pontos estudados ao longo do Riacho das Piabas

Para a obtenção de dados de qualidade da água e vazão de escoamento foram definidos pontos ao longo do canal do riacho das Piabas, apresentados na Figura 18. Estes pontos foram considerados por oferecer segurança nos procedimentos de coleta da água e de medição da vazão quanto à acessibilidade, e por serem pontos representativos, isto é, pontos próximos ou no local de contribuição de bacias, pontos de contribuição de esgotos e de mudança de seção transversal.

**Figura 18.** Localização dos pontos estudados no canal do Riacho das Piabas.



Procurou-se distribuir pontos ao longo do canal construído e partes do canal natural para observar o comportamento da vazão e da qualidade da água em diferentes áreas. Porém, após o ponto P6 até o exutório, tornou-se inviável o acesso, ficando apenas o P6 como o ponto representativo da área rural (fora do perímetro urbano de Campina Grande). O Quadro 6 apresenta as coordenadas geográficas dos pontos estudados.

**Quadro 6.** Coordenadas geográficas e descrição dos pontos estudados ao longo do canal do riacho das Piabas.

| Pontos     | Descrição dos pontos estudados  | Latitude e longitude          |
|------------|---|-------------------------------|
| P1         | Ponto de início do canal com revestimento natural. Recebe contribuições das sub-bacias C1, C2 e C3 e contribuições urbanas oriundas dos bairros Nações, Alto Branco e Louzeiro. Ponto de coleta.                        | 7°12'27.11"S<br>35°53'13.24"O |
| V1, E1     | Início do canal com revestimento artificial e de seção trapezoidal. Ponto de medição de vazão (V1) e de lançamento de esgoto (E1).  | 7°12'28.02"S<br>35°53'13.19"O |
| V2         | Ponto de medição de vazão do canal após mudança de seção transversal de trapezoidal para parabólica.  | 7°12'33.96"S<br>35°53'10.11"O |
| E2         | Ponto de lançamento de esgoto, localizado no Ponto Cem Reis, bairro Conceição. Junção de duas sub-bacias C4 e C5. Recebe contribuição do P1 e dos bairros Palmeira, Alto Branco, Conceição, Centro e Lauritzen.         | 7°12'41.03"S<br>35°53'02.63"O |
| P2, V3     | Recebe contribuição das sub-bacias C4 e C5. Ponto de coleta (P2) e de medição de vazão (V3).  | 7°12'54.84"S<br>35°52'52.32"O |
| P3, V4, E3 | Recebe contribuição do P2 e da sub-bacia C6 que compreende os bairros Centro, Jardim Tavares e Lauritzen. Ponto de coleta, de medição de vazão (V4) e de lançamento de esgoto (E3).                                     | 7°13'10.84"S<br>35°52'30.85"O |
| P4, V5, E4 | Recebe contribuição do P3 e da sub-bacia C7 que abrange os bairros Centro, Jardim Tavares e Monte Castelo. Seção transversal retangular. Ponto de coleta (P4), de medição de vazão (V5) e de lançamento de esgoto (E4). | 7°13'20.20"S<br>35°52'1.37"O  |
| P5         | Recebe contribuição do P4 e da sub-bacia C8 que compreende os bairros José Pinheiro e Monte Castelo. Ponto de coleta.   | 7°13'24.42"S<br>35°51'55.08"O |
| P6         | Ponto do canal com revestimento natural. Recebe contribuição do P5 e da sub-bacia C9, e mais três aflúncias a montante. Ponto de coleta.  | 7°13'9.60"S<br>35°50'40.36"O  |

#### 4.3.2 Dados de vazão e de contribuição de esgoto do canal do Riacho das Piabas

A determinação da vazão do riacho das Piabas foi realizada nos pontos V1, V2, V3, V4 e V5 (Figura 18) no canal de drenagem. Foram feitas três medições de vazão em cada ponto no mesmo horário, e em dias distintos (Tabela 4), para observar o comportamento do escoamento em diferentes condições climáticas, logo, a vazão foi medida pontualmente, não representando a média diária.

Para a estimativa da velocidade de escoamento da água no canal foi utilizado o método do flutuador por ser um método de baixo custo e por ser recomendado para cursos d'água

pequenos. Segundo Carvalho et al. (2014), para cursos de água maiores esse método está sujeito a vários erros, como influência de pontes, remansos e ventos que retardam o tempo percorrido pelo flutuador, provocando alterações significativas nos resultados. Com o valor da velocidade média da corrente, da seção transversal e da largura e lâmina líquida para calcular a área molhada, a vazão foi estimada. A Tabela 4 apresenta os valores de vazão da água de drenagem nos pontos citados.

**Tabela 4.** Vazão estimada ( $m^3/s$ ) da água de drenagem do riacho das Piabas nos pontos de medição.

| Pontos | 11/7/2019 | 30/8/2019 | 17/9/2019 | 22/10/2019 |
|--------|-----------|-----------|-----------|------------|
| V1     | 0,015     | 0,025     | 0,012     | 0,009      |
| V2     | 0,015     | 0,025     | 0,014     | 0,011      |
| V3     | 0,091     | 0,120     | 0,048     | 0,045      |
| V4     | 0,159     | 0,139     | 0,100     | 0,093      |
| V5     | 0,165     | 0,185     | 0,120     | 0,112      |

A medição da vazão de esgoto foi realizada pelo método volumétrico nos pontos E1 e E3, determinando o tempo necessário para encher um recipiente com volume conhecido. Nos pontos E2 e E4 a vazão foi estimada por meio da diferença de vazão da água de drenagem entre os pontos jusante e montante dos pontos de lançamento de esgoto citados. A Tabela 5 apresenta a vazão de esgoto (pontos E1, E2, E3 e E4) que contribui para o canal do riacho das Piabas.

**Tabela 5.** Vazão estimada de esgoto ( $m^3/s$ ) que contribui para o canal do riacho das Piabas.

| Pontos | 11/7/2019 | 30/8/2019 | 17/9/2019 | 22/10/2019 |
|--------|-----------|-----------|-----------|------------|
| E1     | 0,0006    | 0,0006    | 0,0006    | 0,0006     |
| E2     | 0,076     | 0,095     | 0,033     | 0,033      |
| E3     | 0,004     | 0,006     | 0,005     | 0,004      |
| E4     | 0,010     | 0,059     | 0,021     | 0,010      |

#### 4.3.3 Dados de qualidade da água do Riacho das Piabas

Os dados de qualidade da água pluvial do canal das Piabas foram analisados e fornecidos pelo Grupo de Pesquisa Conforto Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba em parceria com o laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. Foram feitas 30 coletas da água nos pontos P1, P2, P3, P4, P5 e P6

(Figura 18), no período de março a novembro de 2019, abrangendo os períodos seco e chuvoso. Cada coleta foi dividida em três amostras para análise laboratorial. O Quadro 7 apresenta as variáveis analisadas e os métodos analíticos empregados com base nas recomendações detalhadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA-WPCF, 2012).

**Quadro 7.** Variáveis monitoradas e seus respectivos métodos analíticos.

| <b>Características da Água (Variáveis estudadas)</b>     |   |
|--|---|
| <b>Físicas</b>   | <b>Métodos analíticos</b>   |
| Temperatura (°C)   | Termômetro  |
| Turbidez (NTU)   | Nefelométrico   |
| Sólidos dissolvidos totais (mg/L)                        | Gravimétrico  |
| Condutividade elétrica (µS/cm)                           | Condutivimétrico  |
| <b>Químicas</b>  | <b>Métodos analíticos</b>   |
| pH   | Método instrumental com pHmetro   |
| Oxigênio dissolvido (mg/L)                               | Método de Winckler  |
| Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO <sub>5</sub> (mg/L) | Diluição em frascos padrões de DBO com incubação a 20° C durante 5 (cinco) dias |
| Demanda Química de Oxigênio - DQO (mg/L)                 | Refluxação fechada do dicromato de potássio com determinação titulométrica      |
| Fósforo Total (mg/L)                                     | Ácido ascórbico após digestão   |
| Nitrogênio total kjeldahl (mg/L)                         | Titulométrico, após digestão semi-micro-kjeldahl                                |
| Nitrogênio amoniacal (mg/L)                              | Titulométrico, após destilação em meio básico                                   |
| Dureza total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)                    | Titulométrico com EDTA  |
| Cálcio (Ca <sup>2+</sup> ) (mg/L)                        | Fotometria de chama   |
| Sódio (Na <sup>+</sup> ) (mg/L)                          | Fotometria de chama   |
| Cloreto (Cl <sup>-</sup> ) (mg/L)                        | Argentométrico  |
| <b>Biológicas</b>  | <b>Métodos analíticos</b>   |
| Coliformes termotolerantes (UFC/100 mL)                  | Membrana filtrante  |

A qualidade da água do riacho das Piabas após a modelagem hidrológica, foi analisada, segundo o padrão de qualidade estabelecido na classificação dos corpos de água superficiais da Resolução CONAMA n° 357/2005, apresentado na Tabela 6.

**Tabela 6.** Variáveis analisadas quanto aos padrões de classificação dos corpos de água superficiais estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005.

| <b>Poluente</b>            | <b>Unidade</b> | <b>Classificação para águas doces</b> |                 |                 |
|----------------------------|----------------|---------------------------------------|-----------------|-----------------|
|                            |                | <b>Classe 1</b>                       | <b>Classe 2</b> | <b>Classe 3</b> |
| pH                         | -              | 6,0 – 9,0                             |                 |                 |
| DBO <sub>5</sub>           | mg/L           | ≤ 3                                   | ≤ 5             | ≤ 10            |
| DQO                        | mg/L           | -                                     | -               | -               |
| Fósforo Total              | mg/L           | ≤ 0,1                                 |                 | ≤ 0,15          |
| Nitrogênio amoniacal       | mg/L           | ≤ 2,0*                                |                 | ≤ 5,6*          |
| Sólidos dissolvidos totais | mg/L           | ≤ 500                                 |                 |                 |
| Coliformes termotolerantes | UFC/100 mL     | ≤ 200                                 | ≤ 1000          | ≤ 4000          |

\* Para pH entre 7,5 e 8,0.

Com o objetivo de visualizar as características e distribuição do conjunto de dados dos pontos monitorados nos dois períodos, seco e chuvoso, e de observar o comportamento das variáveis estudadas com relação aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005, foi aplicado o gráfico *Box Plot*. Por meio desses gráficos podem ser observados os valores máximos, mínimos, mediana, primeiro e terceiro quartis, além dos valores discrepantes/extremos das variáveis pH, DBO, DQO, PT, NAm, SDT e CTT.

Foram também analisadas as séries temporais das 30 amostras coletadas entre março e novembro de 2019 e a correlação da precipitação com as variações nos valores das concentrações das variáveis.

#### 4.3.4 Dados de precipitação pluviométrica para a modelagem hidrológica da área de estudo

Os dados horários e diários de precipitação necessários para a modelagem foram fornecidos pela Estação Meteorológica Principal da Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas da UFCG, localizada nas coordenadas geográficas 07°12'55"S de latitude e 35°54'22"W de longitude com altitude de 532m. Para definir os períodos seco e chuvoso da área de estudo, foram utilizados os dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Com os dados de precipitação diária foi possível analisar a quantidade de dias sem chuva anteriores ao dia da coleta de amostras, uma vez que é um dado de entrada na modelagem. As precipitações horárias foram utilizadas como dados de entrada na série temporal na simulação para períodos climáticos distintos. Desta forma, foi necessário definir quais meses no ano são considerados secos e chuvosos para a cidade de Campina Grande porque as estações interferem na quantidade e na qualidade de água drenada superficialmente no sistema.

O critério de classificação dos períodos seco e chuvoso para a área de estudo seguiu a metodologia de Ceballos (1995), na qual se determina que o mês de transição é o mês que houve variação na precipitação em torno de 50% daquela do mês anterior ou posterior. A partir do mês de transição o período é classificado como seco ou chuvoso.

Em estudos feitos por Medeiros (2007) a classificação dos períodos de estiagem e chuva foi definida por meio de uma série histórica de 30 anos (1961 - 1990) de dados de precipitações pluviométricas para a cidade de Campina Grande, determinando a ocorrência do período de estiagem entre os meses de agosto e março e o período de chuva entre os meses de abril e julho, utilizando o método de Ceballos (1995).

Sena et al. (2019) analisaram a frequência de chuvas diárias, iguais ou superiores a 50 mm/dia, e seus impactos no município de Campina Grande – PB, no período de janeiro de 1994 a julho de 2018. Observaram que os registros de eventos extremos de chuva encontram-se dentro do período chuvoso do município, que compreende os meses de maio a julho e verificaram, também, que nos meses considerados secos, agosto a novembro, não há registro de eventos extremos.

Para definir os períodos secos e chuvosos neste estudo, foi utilizada como base uma série histórica de 24 anos (1995 - 2018) de dados de precipitação pluviométrica fornecidos pelo INMET. A precipitação pluviométrica medida dentro do período experimental (março a novembro de 2019) foi associada à divisão do período seco e chuvoso das médias de precipitação da série histórica. Após análise, o período chuvoso foi definido de abril a julho e o seco de agosto a março.

A Tabela 7 apresenta a classificação do período seco e chuvoso nos dias de medição de vazão do canal e os dias antecedentes sem chuva. Essa classificação e os dias antecedentes sem chuva foram feitos também para os 30 dias de coleta.

**Tabela 7.** Classificação dos dias de medição de vazão em período seco e chuvoso.

| Data       | Precipitação (mm) | Período | Dias antecedentes sem chuva |
|------------|-------------------|---------|-----------------------------|
| 11/7/2019  | 5,20              | Chuvoso | 9                           |
| 30/8/2019  | 0,00              | Seco    | 10                          |
| 17/9/2019  | 1,70              | Seco    | 14                          |
| 22/10/2019 | 0,00              | Seco    | 0                           |

#### 4.4 Simulação no SWMM

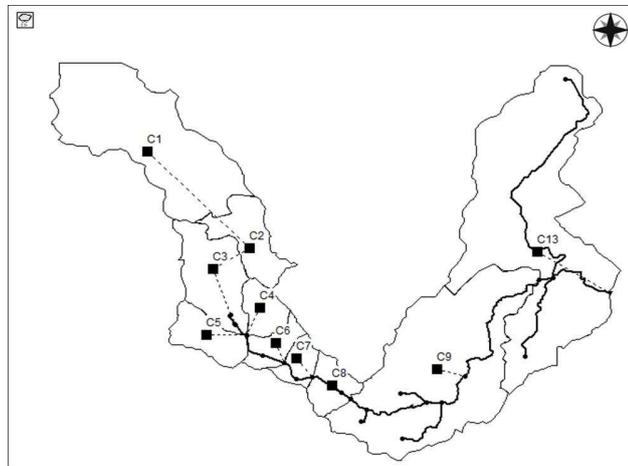
A última revisão do SWMM (versão 5.1.012) utilizada nesse estudo, foi produzida pelo Laboratório Nacional de Gestão de Riscos, pertencente à Agência para Proteção do Meio Ambiente dos Estados Unidos – US EPA, em 30/3/2017, em parceria com a CDM-Smith. (ROSSMAN, 2015).

O componente relativo ao escoamento superficial do SWMM opera com um conjunto de sub-bacias hidrográficas que recebem precipitações e geram escoamentos e concentrações de poluentes em sistemas compostos por tubulações, canais, unidades de armazenamento e tratamento, entre outros. Os condutos podem ser canais naturais, como rios ou canais

artificiais, podendo ser caracterizados de acordo com o formato da seção transversal e quanto a serem abertos ou fechados (ROSSMAN, 2015).

Neste trabalho, não foram considerados os sistemas de microdrenagem, devido à grande extensão da área de estudo, foram analisados na modelagem apenas os canais artificiais e naturais correspondentes ao sistema de macrodrenagem. As sub-bacias C10, C11 e C12 não contribuem para o riacho das Piabas, por isso, foi utilizada na modelagem hidrológica, a área representada na Figura 19, contendo as sub-bacias contribuintes, os condutos e os nós, para simular as águas pluviais que escoam para o sistema de drenagem.

**Figura 19.** Representação da área da microbacia de drenagem do riacho das Piabas no SWMM.



#### 4.4.1 Sub-bacias

De início, foram determinadas e inseridas no modelo as características físicas das sub-bacias, apresentadas no Quadro 8.

**Quadro 8.** Parâmetros físicos das sub-bacias para o modelo SWMM.

| Parâmetros  | Siglas | Unidades |
|---|--------|----------|
| Área da sub-bacia   | A      | ha       |
| Largura   | W      | m        |
| Declividade   | S      | %        |
| % área impermeável  | AI     | %        |
| Coeficiente “n” de Manning para áreas impermeáveis            | NI     | -        |
| Coeficiente “n” de Manning para áreas permeáveis              | NP     | -        |
| Profundidade de armazenamento em depressão – área impermeável | DI     | mm       |
| Profundidade de armazenamento em depressão – área permeável   | DP     | mm       |
| % de área impermeável sem armazenamento em depressão          | AINC   | %        |

A área, a declividade e a porcentagem de áreas impermeáveis das sub-bacias foram estimadas por meio do *software* QGIS com *shapes* cedidos por Tsuyuguchi (2015) e o *Google Earth*. As larguras das sub-bacias ( $W$ ) foram definidas a partir da determinação das larguras do retângulo equivalente ( $Le$ ), conforme sugerido por Rossman (2015). Estes parâmetros foram calculados através das equações 1, 2 e 3, como seguem:

$$Le = \frac{k_c \cdot \sqrt{A}}{1,12} \cdot \left[ 1 - \sqrt{1 - \left( \frac{1,128}{k_c} \right)^2} \right] \quad \text{Eq. 1}$$

$$k_c = 0,282 \cdot \frac{P}{\sqrt{A}} \quad \text{Eq. 2} \quad W = \frac{A}{Le} \quad \text{Eq. 3}$$

Onde:

$A$  - área da bacia hidrográfica ou sub-bacia ( $m^2$ );

$P$  - perímetro da bacia hidrográfica ou sub-bacia (m);

$k_c$  - fator de compacidade (adimensional).

O coeficiente de rugosidade de Manning para superfícies impermeáveis (NI) e permeáveis (NP) é determinado pelo tipo de superfície em que ocorre o escoamento. De acordo com as observações sistêmicas nas sub-bacias, foram adotadas superfícies impermeáveis de revestimento de concreto comum (NI = 0,013) e as superfícies permeáveis, solos com vegetação natural (NP = 0,06), valores indicados por McCuen et al. (1996).

Para determinar a capacidade de armazenamento em depressões em superfícies impermeáveis (DI) e permeáveis (DP) para toda a área de estudo, foram utilizados valores entre 1,27 a 2,54 mm para DI e 2,54 a 7,62 mm para DP, indicados por Rossman (2015).

#### 4.4.2 Infiltração

No SWMM a infiltração pode ser calculada por três métodos: as Equações de Horton para simulações contínuas, o Método de Green-Ampt e o Método SCS (*Soil Conservation Service*) para simulações discretas que buscam correlacionar a capacidade de armazenamento com um índice, denominado Curva Número (CN).

Este estudo considerou o método de Horton pela disponibilidade de dados para Campina Grande e por ser bastante utilizado no meio acadêmico e científico. Este método assume que a parcela de infiltração decai exponencialmente ao longo do evento de chuva. Os parâmetros necessários para a determinação da infiltração em função do tempo -  $I(t)$  em mm/h

são: capacidade de infiltração inicial ( $I_o$  - mm/h), capacidade de infiltração final ( $I_f$  - mm/h) e constante de decaimento ( $k$  -  $h^{-1}$ ), conforme a Equação 4.

$$I(t) = I_f + (I_o - I_f) \cdot e^{-kt} \quad \text{Eq.4}$$

Para o município de Campina Grande, foram consideradas as capacidades de infiltração inicial e final do solo de 396,1 mm/h e 7,1 mm/h, respectivamente. Esses dados foram extraídos da pesquisa de Paixão et al. (2009) que realizaram 65 testes de infiltração da água no solo no município de Lagoa Seca - PB, localizado à 9,4 km de distância de Campina Grande - PB. Entre os métodos estudados pelos autores, o de Horton foi o que melhor se ajustou à curva de infiltração real, apresentando uma constante de decaimento de 2,677  $h^{-1}$ .

Os parâmetros físicos e os coeficientes considerados para as sub-bacias na modelagem hidrológica, apresentam-se no apêndice A.

#### 4.4.3 Condutos

Os parâmetros utilizados no modelo SWMM para os canais naturais e artificiais do presente estudo foram comprimento, coeficiente de rugosidade de Manning, profundidade máxima e dimensões da seção transversal do conduto.

As geometrias das seções transversais do canal construído e o tipo de revestimento que define o coeficiente de rugosidade de Manning foram observados *in loco*, bem como, foram medidas a profundidade máxima e a largura da seção transversal ao longo do canal até o ponto P5.

Os valores do coeficiente de rugosidade de Manning ( $n$ ) para cada trecho do canal do riacho das Piabas foram obtidos analisando os coeficientes apresentados por ASCE (1992) *apud* Rossman (2015). Dentro da área urbana de Campina Grande (do ponto P1 ao P5) o revestimento do canal construído é de concreto ( $n = 0,016$ ) e do P5 ao exutório o canal é natural ( $n = 0,04$ ).

A extensão total do trecho do canal de drenagem estudado na presente pesquisa (do P1 ao P6) é de 6.859 m. Os dados de entrada no modelo SWMM para os trechos, encontram-se no Apêndice B.

#### 4.4.4 Dados hidrológicos

Após análise do banco de dados, se observou uma única medição da vazão no período chuvoso, no dia 11/7/2019 (Tabela 7), com um total acumulado de precipitação de 4,1 mm (Tabela 8). Desta forma, foi estabelecido o evento de precipitação ocorrido nesse dia para simular e calibrar o modelo no cenário chuvoso, com um tempo de 22 horas de escoamento na simulação. Os dados de precipitação horária desse dia, estão apresentados na Tabela 8.

**Tabela 8.** Precipitação horária para série temporal do modelo hidrológico no período chuvoso.

| Mês | Dia/hora    | Chuva (mm) | Mês | Dia/Hora    | Chuva (mm) |
|-----|-------------|------------|-----|-------------|------------|
| 7   | 10 22:00:00 | 0,00       | 7   | 11 10:00:00 | 0,00       |
| 7   | 10 23:00:00 | 0,00       | 7   | 11 11:00:00 | 0,00       |
| 7   | 11 00:00:00 | 0,10       | 7   | 11 12:00:00 | 0,10       |
| 7   | 11 01:00:00 | 1,50       | 7   | 11 13:00:00 | 0,60       |
| 7   | 11 02:00:00 | 0,30       | 7   | 11 14:00:00 | 0,00       |
| 7   | 11 03:00:00 | 0,00       | 7   | 11 15:00:00 | 0,00       |
| 7   | 11 04:00:00 | 0,10       | 7   | 11 16:00:00 | 0,00       |
| 7   | 11 05:00:00 | 0,10       | 7   | 11 17:00:00 | 0,00       |
| 7   | 11 06:00:00 | 0,40       | 7   | 11 18:00:00 | 0,00       |
| 7   | 11 07:00:00 | 0,70       | 7   | 11 19:00:00 | 0,00       |
| 7   | 11 08:00:00 | 0,20       | 7   | 11 20:00:00 | 0,00       |
| 7   | 11 09:00:00 | 0,00       |     |             |            |

Fonte: Estação Agrometeorológica Experimental da UFCG (2019).

Para o período seco, foi considerado o dia 17/9/2019, uma vez que houve medição de vazão nesse dia e 14 dias antecedentes sem chuva, conforme os dados da Estação Agrometeorológica Experimental da UFCG (2019), não houve precipitação nesse dia.

Para simular os cenários propostos para o período chuvoso da área de estudo, foi utilizada a chuva de projeto gerada a partir da equação IDF (Equação 5), obtida por Aragão et al. (2000), que utilizaram uma série pluviométrica de 1966 a 1989 para determinar os parâmetros adimensionais para o município de Campina Grande-PB.

$$i = \frac{334.T^{0,227}}{(t+5)^{0,596}} \quad \text{Eq. 5}$$

Onde:

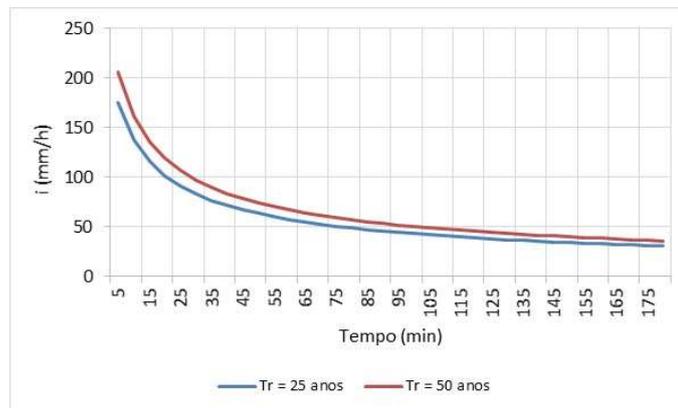
i = intensidade da chuva (mm/h);

T = período de retorno (anos);

t = duração da chuva (minutos).

Para este estudo foi adotada a chuva com duração de três horas ( $t = 180\text{min}$ ), subdividida em intervalos de cinco minutos e simuladas precipitações com períodos de retorno de 25 e 50 anos. A Figura 20 apresenta as curvas IDF (intensidade-duração-frequência) geradas a partir da Equação 5. A adoção de eventos de diferentes tempos de retorno tem por objetivo avaliar a variação na qualidade da água de drenagem e a capacidade do sistema de macrodrenagem de suportar inundações na área.

**Figura 20.** Curva IDF de Campina Grande – PB.



Fonte: Aragão et al. (2000).

#### 4.4.5 Dados de qualidade dos poluentes e dos usos do solo

As variáveis de qualidade modeladas nesta pesquisa, DBO, DQO, fósforo total (PT), nitrogênio amoniacal (NA<sub>m</sub>), sólidos dissolvidos totais (SDT) e coliformes termotolerantes (CTT) foram estimadas no escoamento por meio da lixiviação dos poluentes que foram acumulados no período seco, como também, foram inseridas nos pontos de lançamento de esgoto (E1, E2, E3 e E4) nos dois períodos climáticos.

Os usos do solo nas sub-bacias influenciam o acúmulo e o arraste de agentes poluentes nessas áreas, contribuindo com entradas de concentrações de poluentes no sistema de macrodrenagem. Para que a modelagem considere a contribuição de acúmulo e lixiviação dos poluentes, os coeficientes dessas funções foram determinados em cada sub-bacia, de acordo com a localização dos pontos de coleta distribuídos nessas áreas.

A acumulação de agentes poluentes é descrita como uma massa por unidade de área das sub-bacias. A quantidade de poluente acumulada é uma função do número de dias sem precipitação anteriores à chuva. Esta pesquisa considerou a função de saturação (Equação 6) para o cálculo do acúmulo de agentes poluentes (ROSSMAN, 2015).

$$B = \frac{C_1 \cdot t}{C_2 + t} \quad \text{Eq. 6}$$

Onde:

B = acúmulo do poluente em kg;

C<sub>1</sub> - acúmulo máximo possível do poluente (massa/unidade de área);

C<sub>2</sub> - constante de meia saturação (quantidade de dias necessários para atingir a metade do acúmulo máximo disponível).

Quanto à função de lixiviação de agentes poluentes, esta pesquisa considerou a função Concentração Média do Evento (CME) (Equação 7), utilizando para o valor de C<sub>1</sub> a mediana das concentrações dos poluentes no período chuvoso (ROSSMAN, 2015).

$$W = C_1 \cdot Q \quad \text{Eq. 7}$$

Onde:

W - taxa de lixiviação (unidades de massa/segundo);

Q - vazão de escoamento (L/s);

C<sub>1</sub> - coeficiente de lixiviação (unidades de massa/litros).

Na modelagem hidrológica a acumulação de poluente diminui conforme ocorre a lixiviação. Desta forma, o processo de lixiviação finaliza quando não existe mais poluente acumulado. Os coeficientes de acúmulo e lixiviação utilizados no modelo hidrológico SWMM para a microbacia hidrográfica do riacho das Piabas, encontram-se no Apêndice C.

#### 4.4.6 Unidades de Armazenamento - Reservatórios

Os objetos Unidades de Armazenamento no SWMM são nós do sistema de drenagem com capacidade para armazenar determinados volumes de água. Fisicamente podem representar desde pequenos sistemas de armazenamento (como pequenas bacias de contenção) até grandes sistemas (como lagos). As propriedades volumétricas de uma unidade de armazenamento são representadas por uma função ou por uma tabela que relaciona a área superficial à profundidade (ROSSMAN, 2015).

Os principais parâmetros de entrada de uma unidade de armazenamento são a cota de fundo ou cota do radier; a altura máxima; a tabela que relaciona a área superficial à

profundidade e a proporção da evaporação potencial na unidade de armazenamento (ROSSMAN, 2015).

Na presente pesquisa, como elementos de descarga, foram utilizados orifícios para conectar as unidades de armazenamento (reservatórios). No SWMM estes elementos normalmente são aberturas nas paredes dos poços de visita e unidades de armazenamento ou comportas de controle. No modelo o orifício pode ter uma forma circular ou retangular, estar localizado no fundo ou na parede lateral do nó de montante e, eventualmente, pode dispor de um dispositivo de retenção para prevenir o fluxo inverso.

#### 4.4.7 Estruturas de desenvolvimento de baixo impacto - LID

Neste estudo foram consideradas como medidas de controle do escoamento pavimentos permeáveis e sistemas de biorretenção que são estruturas de desenvolvimento de baixo impacto (LID). A adoção e os benefícios das práticas de LID têm sido substancialmente documentados na literatura científica (por exemplo, USEPA, 2000; DIETZ, 2007; SCHOLZ; GRABOWIECKI, 2007; BERNDTSSON, 2010).

A unidade de biorretenção utiliza a vegetação como meio filtrante para tratamento das águas pluviais. Ao passar pela unidade de biorretenção, os poluentes do escoamento, podem ser removidos por sedimentação, filtração, sorção, cobertura morta e camadas de solo, absorção pela planta e biodegradação por microrganismos do solo (YANG et al. 2010; PALHEGYI, 2010 a, b; KIM et al. 2012; LI et al. 2016).

Na inserção de controles de LID no SWMM é necessário fazer ajustes na largura de escoamento e no percentual de áreas impermeáveis nas sub-bacias. As áreas ocupadas com as estruturas de LID devem ser subtraídas da área total da sub-bacia, e recalcular a largura com base na nova área. Como as áreas com estruturas de LID são consideradas permeáveis, deve-se modificar o percentual de áreas impermeáveis nas sub-bacias. Para calcular o escoamento superficial nas sub-bacias com os controles de LID, deve inserir no modelo o percentual de escoamento que será tratado nesses controles, o restante segue para o exutório.

Este estudo considerou duas possibilidades de implantação das estruturas de LID. Para a primeira foi feita uma análise das áreas urbanas disponíveis nas sub-bacias, utilizando ferramentas de geoprocessamento, *Google Earth* e *Street View*, para introduzir pavimentos permeáveis e sistemas de biorretenção. Este cenário foi chamado de baixo LID por considerar áreas impermeáveis convertidas em pavimento permeável variando entre 3,13 a 9,57% e de biorretenção de 0,97 a 1,36%.

A segunda foi proposta com base na pesquisa de Randall et al. (2019), que sugere um médio LID utilizando um percentual de 35% de áreas impermeáveis da sub-bacia convertidas em pavimentos permeáveis e de 10% de áreas convertidas em unidades de biorretenção. Para o baixo LID foi considerado um percentual de tratamento das áreas impermeáveis nas estruturas de LID de 30% e para o médio LID foi de 50%. No Apêndice D apresentam-se os dados necessários para modelar no SWMM as estruturas de LID.

O Apêndice E apresenta os parâmetros das camadas inseridos no SWMM que indicam o dimensionamento dos pavimentos permeáveis e de biorretenção. Para esta pesquisa, a definição dos parâmetros seguiu o direcionamento de alguns estudos, tais como, Alves (2017), Ferreira (2017), Martins (2017) e Randall et al. (2019), projeto técnico da ABCP (2013a) e o manual do SWMM (ROSSMAN, 2015) que apresenta intervalos para alguns parâmetros.

#### 4.4.8 Calibração e validação

A calibração do sistema de drenagem do riacho das Piabas no SWMM foi feita nos períodos seco e chuvoso, definindo dois cenários distintos. Foram utilizados na calibração, os dados de declividade, qualidade da água, vazão do canal, capacidade de armazenamento em depressões das superfícies permeáveis (DP), impermeáveis (DI), percentual para áreas impermeáveis não conectadas (AINC) e porcentagem de áreas impermeáveis.

A calibração do modelo foi feita através de um processo iterativo, de tentativa e erro, permitindo que a modelagem da qualidade da água e da vazão do canal seja a mais próxima possível da realidade estimada na área de estudo.

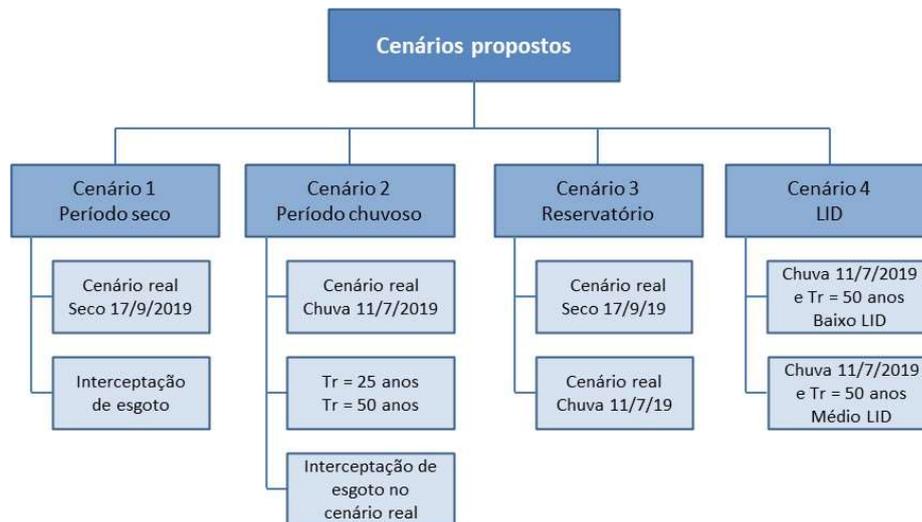
Com o modelo calibrado, realizaram-se simulações com novas séries de dados representando diferentes cenários. Foi verificada a validação de cada simulação, através da análise do relatório e dos resumos de erro de continuidade gerados no programa SWMM. Segundo Rossman (2015), o erro de continuidade deve ser inferior a 10%.

#### 4.4.9 Cenários propostos para a modelagem hidrológica

Foi necessário criar diferentes cenários para analisar o desempenho do sistema quanto a vazão e a qualidade da água pluvial, conforme apresentado na Figura 21. Segundo Kuller et al. (2017), a análise de cenários é um conceito amplamente aplicado em processos de planejamento estratégico. Os cenários oferecem uma visão do futuro, questionando o que

poderia acontecer ao invés do que vai acontecer. Necessariamente, essa pergunta tem uma infinidade de respostas, que são analisadas através da exploração de cenários.

**Figura 21.** Cenários propostos para a modelagem do canal do riacho das Piabas.



O Cenário 1, descreve no período seco a situação mais próxima possível da realidade do sistema de macrodrenagem da microbacia do riacho das Piabas. Este cenário foi proposto para analisar as vazões de tempo seco e a concentração de poluentes no escoamento da água de drenagem provenientes apenas de contribuições contínuas de águas residuárias no interior do canal. Foi considerado o dia 17/9/2019 para representar o cenário real no período seco porque nos dias de medição da vazão no canal este foi o que apresentou maiores dias antecedentes sem chuva (14 dias), conforme apresentado na Tabela 6.

Como uma medida de intervenção, visando a melhoria da qualidade da água de drenagem, após a calibração, foi proposta a retirada de contribuições de esgoto que representam um maior potencial poluidor, no caso, os pontos E2 e E3.

O Cenário 2 para a chuva de 11/7/2019, procura representar na modelagem a situação real do sistema de macrodrenagem no período chuvoso. Com o cenário calibrado, foram propostas precipitações com tempos de retorno de 25 e 50 anos com 3 horas de duração, que resultam em um total acumulado de 92,7 mm e 108,5 mm, respectivamente, e assim, observar o desempenho do sistema em eventos de chuva superiores ao cenário real (chuva de 11/7/2019, evento de 4,1 mm). Com estes cenários podem ocorrer inundações nas sub-bacias e pontos de alagamentos no sistema, indicando um cenário de tendência que prevê eventos críticos de chuva em tempos futuros, com o objetivo de propor soluções e ações de

intervenções para evitar inundações e alagamentos. Foi proposta também a interceptação do lançamento de esgoto (pontos E2 e E3) no cenário real do período chuvoso.

O Cenário 3 constitui uma proposta de implantação de reservatórios de retenção na bacia de drenagem, inseridos nos cenários reais nos dois períodos climáticos. Este cenário propõe analisar o desempenho dos reservatórios de retenção quanto à qualidade da água de drenagem a jusante da implantação, como também, à qualidade da água de drenagem armazenada para fins não potáveis.

O Cenário 4 busca solucionar os prováveis problemas diagnosticados no cenário 2 na chuva do dia 11/7/2019 e no evento com período de retorno de 50 anos. Foi observado os espaços urbanos para o planejamento das estruturas de LID, definindo o cenário baixo LID. As possibilidades de implantação das estruturas de LID (baixo e médio LID) foram descritas na seção 4.4.7.

Os cenários de interceptação de lançamento de esgoto e os cenários 3 e 4 foram propostos como medidas de intervenção que visam a sustentabilidade da área de estudo.

#### **4.5 Sistemas de reservatórios para armazenar águas pluviais urbanas**

Como a proposta é armazenar um determinado volume de água pluvial do sistema para atender a demanda de atividades de cultivo, piscicultura, dessedentação de animais criados pela população que vive na área periurbana de Campina Grande, a área mais adequada para a localização dos reservatórios de retenção foi após o ponto P5, o qual representa o último ponto a jusante do canal construído.

Foram observados os espaços disponíveis, a partir do ponto P5, através de imagens de satélites do *Google Earth* e do Sistema de Informação Geográfica (SIG) para a definição da localização e posições dos reservatórios em áreas periurbanas. Como existem três aflúncias entre os pontos P5 e P6, que melhoram a qualidade da água pluvial a partir do P6, justifica a localização dos reservatórios entre o P5 e a primeira aflúncia (N5), dispostos em série. A Figura 22 apresenta a localização proposta dos reservatórios de retenção na área de estudo e a Tabela 9 as suas coordenadas geográficas.

**Figura 22.** Localização dos reservatórios de retenção em imagens de satélite.



**Tabela 9.** Coordenadas geográficas dos reservatórios propostos.

| Reservatórios | Latitude e longitude         |
|---------------|------------------------------|
| R1            | 7°13'28.73"S e 35°51'50.65"O |
| R2            | 7°13'30.95"S e 35°51'49.13"O |
| R3            | 7°13'31.85"S e 35°51'46.77"O |

Nesta pesquisa, foi utilizado o volume total da chuva do dia 11/7/2019 que passa no ponto P5 para estimar o volume armazenado nos reservatórios. O volume total foi determinado por meio do hidrograma gerado após a simulação hidrológica. A função volume representada pela área sob a curva do hidrograma é expressa pela fórmula (Equação 8).

$$V_t = \int_{t_i}^{t_f} dV \quad \therefore dV = Qdt \quad \Rightarrow \quad V_t = \int_{t_i}^{t_f} Qdt \quad \text{Eq. 8}$$

Onde:

$V_t$  - volume total;

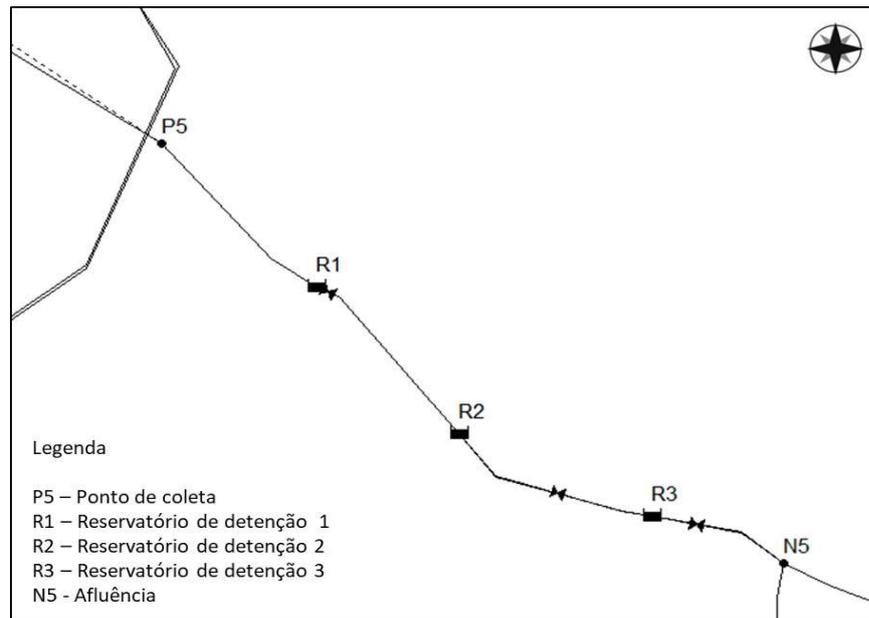
$dV$  - variação do volume no tempo  $t$ ;

$Q$  - vazão volumétrica;

$dt = t_f - t_i$ , variação do tempo.

Foram necessários três reservatórios de retenção retangulares no percurso do canal natural entre os pontos P5 e N5. A representação gráfica dos reservatórios no SWMM se encontra na Figura 23.

**Figura 23.** Localização e representação gráfica dos reservatórios no modelo SWMM.



Os reservatórios de detenção da presente pesquisa são do tipo “on-line” com saída por gravidade. A configuração desse tipo de reservatório é em série que possibilita amortecer os picos de cheia, por isso, a vazão transportada pelo canal de drenagem escoar para seu interior. Neste estudo, a declividade da área de implantação auxilia no funcionamento dos reservatórios de detenção por gravidade, não sendo necessário bombeamento. As cotas são compatíveis com a declividade do canal do riacho das Piabas.

Assim, a declividade do terreno favorece uma diferença de cota capaz de transportar água para saída de um reservatório por meio do canal a jusante. As estruturas de saída podem ser com comportas ou livres, como a primeira opção tem a necessidade de operação, as estruturas de saída utilizadas nessa pesquisa são livres.

No programa SWMM devem ser inseridos dados de variação da profundidade de água no interior do reservatório e a área de superfície para que o modelo produza a curva de armazenamento do reservatório.

#### **4.6 Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida em águas pluviais urbanas**

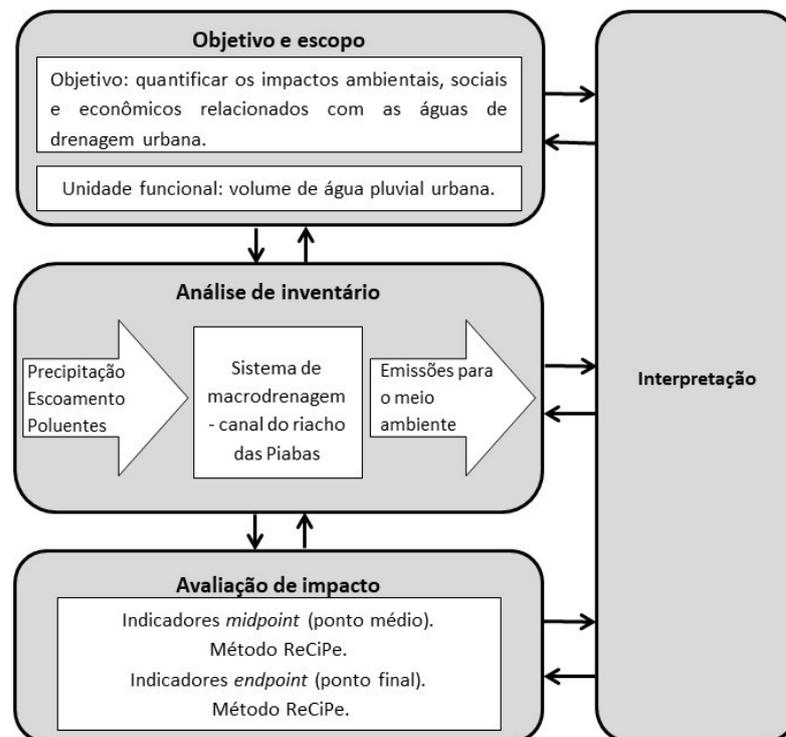
A aplicação da ACV nesta pesquisa tem como finalidade avaliar a sustentabilidade da área de estudo, foi feita uma análise do impacto ambiental potencial através da compilação minuciosa e quantificação de dados de entrada e saída no canal do riacho das Piabas que transporta as águas pluviais urbanas da cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, Brasil.

#### 4.6.1 Definição de objetivo e escopo

A Figura 24 apresenta a abordagem e estrutura geral da metodologia ACV utilizada neste estudo. Como pode ser visto, o objetivo é avaliar o desempenho do sistema de macrodrenagem do riacho das Piabas, por meio da quantificação dos impactos ambientais, sociais e econômicos relacionados com as águas pluviais urbanas. Foi avaliado não só o desempenho do sistema real (sem intervenção), como também, do sistema com as medidas de intervenção para comparar os impactos potenciais entre os cenários.

Este estudo disponibiliza resultados para posterior comparação de ACVs com outras intervenções na área de estudo.

**Figura 24.** Estrutura e abordagem geral da ACV para a área de estudo.



Fonte: Adaptado da ABNT (2014a).

Durante a definição de escopo foi identificado e descrito detalhadamente o sistema em estudo em consonância com o objetivo, de forma que seja compatível e suficiente para a aplicação da ACV. Este foi definido do seguinte modo:

- Sistema estudado – um sistema de macrodrenagem composto por um canal construído na área urbana.

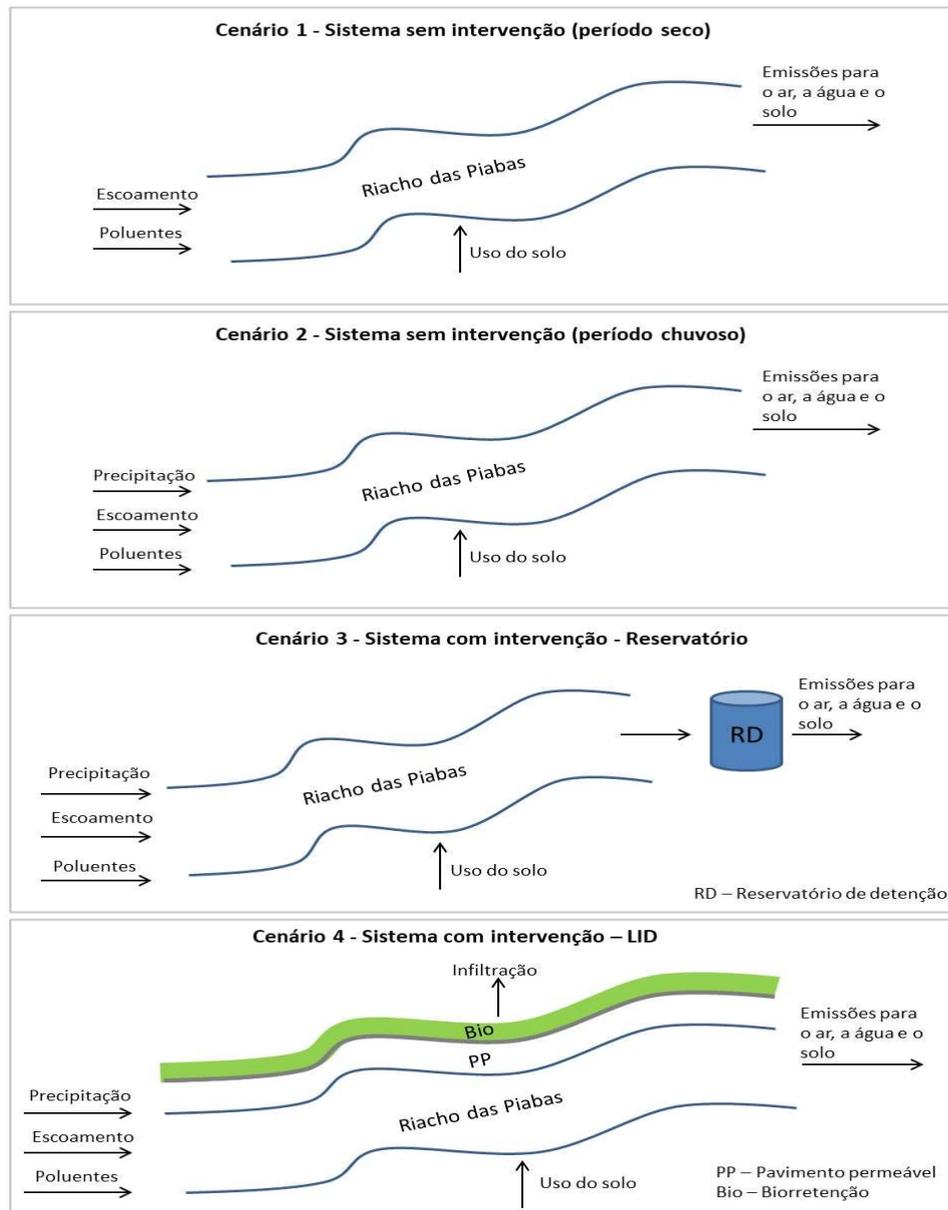
- Função do sistema – captar as águas de escoamento superficial provenientes da precipitação pluviométrica e transportá-las até o corpo hídrico receptor, no caso o rio Bacamarte.
- Unidade Funcional – foi utilizada como unidade funcional o volume de água pluvial urbana (m<sup>3</sup>) que escoar para o canal do riacho das Piabas. Os dados de entrada e saída do sistema são relacionados a essa medida. Na literatura, esta unidade funcional é adotada largamente para a avaliação de ciclo de vida de águas pluviais (O'SULLIVAN et al., 2015; PETIT-BOIX et al., 2018; CLAUSON-KAAS et al., 2012;). Dos 256 artigos revisados por Byrne et al. (2017), 41,2% utilizaram o volume como unidade funcional nos estudos de sistemas de águas pluviais. A área foi adotada por 52,9%, porém em estudos que utilizaram a área de coleta de águas pluviais para tratamento.
- Fronteira do Sistema – delimitada pelo sistema de macrodrenagem (canal do riacho das Piabas), visto que este recebe todas as entradas de poluentes, ocorrendo as saídas por meio de emissões no ar, na água e no solo.

Na fase de escopo foi elaborado um fluxograma do sistema em estudo, apresentando a definição dos processos avaliados, bem como a fronteira técnica do mesmo. Para essa análise foi aplicada a ACV em alguns cenários já apresentados na Figura 21. Nos Cenários 1 e 2, que representam o sistema real nos períodos seco e chuvoso, respectivamente, no Cenário 3 com a introdução de sistemas de reservatórios de retenção e no Cenário 4 com a introdução de estruturas de LID. Esses cenários com os respectivos fluxos de entrada e saída são apresentados na Figura 25.

No estudo de ACV de um sistema de águas de drenagem urbana deve ser classificado como fluxos de entrada a precipitação, o escoamento gerado e as atividades que influenciam nas características físicas, químicas e microbiológicas das águas que adentram no sistema, pois a qualidade dessas águas vai interferir diretamente, em todos os processos de avaliação de impacto potencial em cada cenário até nos dados de saída do sistema, que são as emissões para o meio ambiente, conforme indicado na Figura 25.

A aplicação da ACV nos cenários citados, tem como objetivo avaliar qual cenário estabelece melhor a sustentabilidade do meio ambiente, e, assim, auxiliar nas tomadas de decisão na elaboração do modelo conceitual.

**Figura 25.** Cenários para a ACV da área de estudo com os fluxos de entrada e saída no sistema.



#### 4.6.2 Inventário do ciclo de vida

Na análise do inventário foram definidos quais os dados de entrada e saída considerados no sistema. De acordo com a Figura 25, as variáveis de entrada do sistema são as contribuições de poluentes provenientes da lixiviação que ocorre em eventos de precipitação e os oriundos do uso do solo, como o lançamento clandestino de esgoto em vários pontos ao longo do canal de drenagem. As variáveis de saída são as emissões para o ar, a água e o solo.

Como a estrutura sugerida foi aplicada a todo o ciclo de vida do sistema de macrodrenagem urbano, é relevante observar que os poluentes nas águas pluviais variam espacialmente ao longo do sistema. De acordo com Phillips et al. (2018) as concentrações de poluentes nas águas pluviais urbanas não são uniformes nas precipitações, pois dependem do tamanho das áreas de captação (sub-bacias) e das áreas impermeáveis (usos do solo).

Neste contexto, para considerar a influência da variação espacial do poluente ao longo do canal das Piabas, foram estudadas as entradas e saídas de poluentes em alguns pontos ao longo do canal até a saída de interesse, no caso o P5 (último ponto da área urbana). Logo após esse ponto, foi proposto sistema de reservatórios de detenção (cenário 3). A Figura 26 apresenta a parametrização proposta dos fluxos para fazer o inventário do ciclo de vida (ICV) do sistema em estudo.

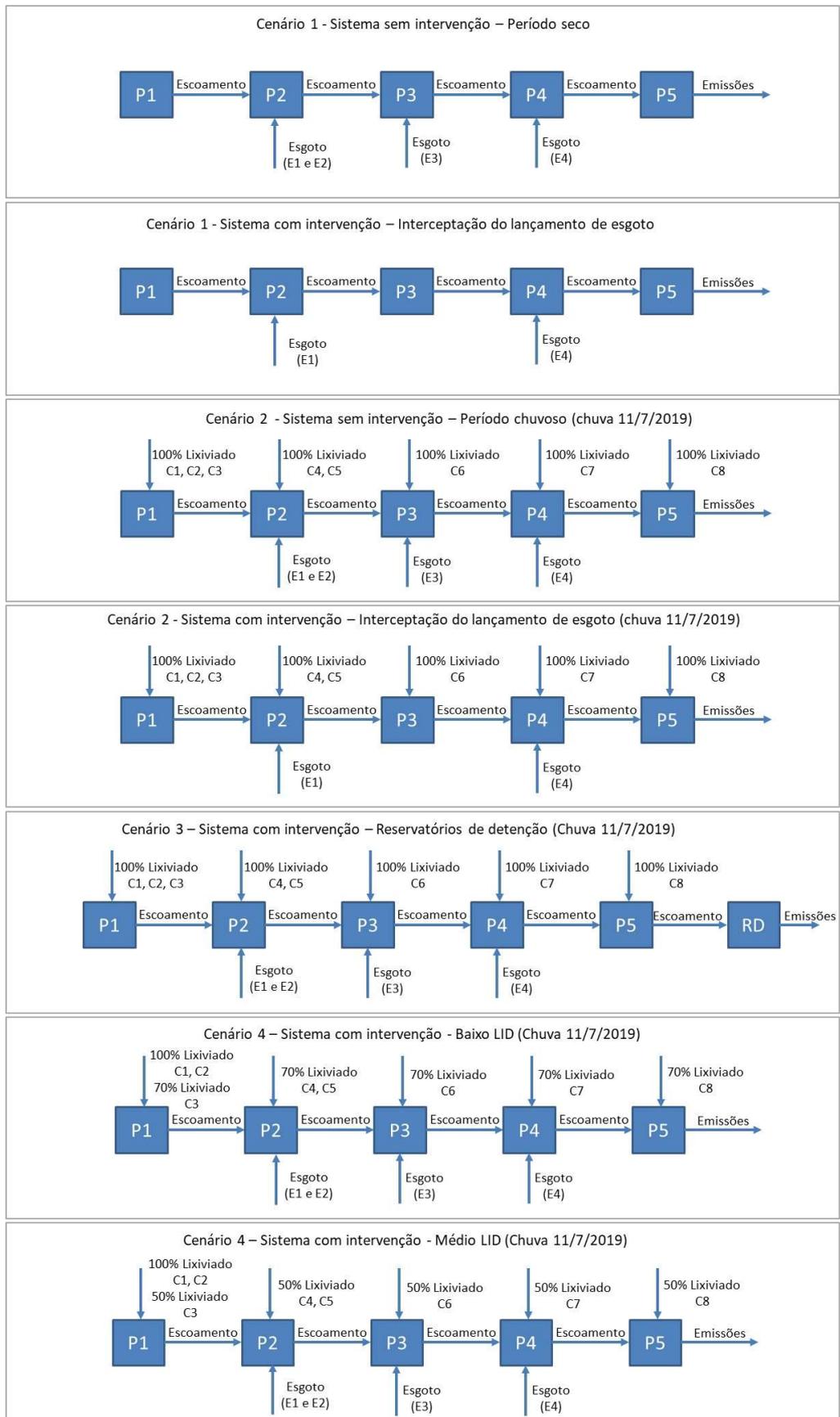
Os fluxos apresentados na Figura 26 foram delineados com base na modelagem hidrológica do sistema no SWMM. No ponto P1 ocorre o escoamento da lixiviação das sub-bacias C1, C2 e C3, no P2 descargas das sub-bacias C4 e C5 e nos pontos P3, P4 e P5 descargas das sub-bacias C6, C7 e C8, respectivamente. Os pontos de lançamento de esgotos, já citados na modelagem hidrológica, são E1, E2, E3 e E4. Os pontos E1 e E2 encontram-se no percurso entre P1 e P2. Logo, foram considerados como fluxo de entrada no P2, conforme apresentados na Figura 26.

O Quadro 9 detalha as variáveis estudadas para quantificar os fluxos de entrada e saída ao longo do canal de drenagem em estudo, nos cenários considerados.

O ICV foi compilado utilizando a base de dados Ecoinvent 3.7, por ser um dos mais abrangentes bancos de dados, e modelado através do OpenLCA versão 1.10 (GreenDelta, Berlim, Alemanha) que foi escolhido devido à sua transparência e gratuidade da licença, possibilitando o uso sem restrições.

A elaboração do inventário inclui a obtenção de dados e os métodos de cálculo para quantificar as entradas e saídas importantes em cada um dos processos dos sistemas. É nessa fase da ACV que se realiza um balanço de todos os fluxos que entram e saem do sistema ao longo de todo o ciclo de vida. A obtenção de dados ocorreu por meio dos resultados da modelagem hidrológica, de banco de dados e de pesquisas em literaturas específicas. Os dados foram analisados, validados e relacionados à unidade funcional, e inseridos no programa OpenLCA e modelados de acordo com o método de avaliação de impacto selecionado.

**Figura 26.** Fluxos de entradas e saídas para elaboração do ICV do sistema em estudo.



**Quadro 9.** Dados requeridos para elaboração do inventário do ciclo de vida do sistema em estudo.

| Cenários             | Tipos de fluxos  | Fluxos no OpenLCA (Ecoinvent 3.7)  | Dados requeridos   |
|----------------------|--|--|--|
| Cenários 1, 2, 3 e 4 | <b>Entradas de poluentes químicos (lixiviado e esgoto)</b> |  |  |
|                      | DBO (Demanda bioquímica de oxigênio)                       | BOD <sub>5</sub> , <i>Biochemical oxygen demand</i>                                  | Quantitativos de poluentes de lixiviados retirados do relatório de estado da modelagem hidrológica e de pontos de lançamento de esgoto calibrados no SWMM. |
|                      | DQO (Demanda química de oxigênio)                          | COD, <i>Chemical oxygen demand</i>   |  |
|                      | Fósforo total  | <i>Phosphorus</i>  |  |
|                      | Íon amônio   | <i>Ammonium, ion</i>   |  |
|                      | Amônia   | <i>Ammonia</i>   |  |
|                      | <b>Emissões para a água</b>                                |  |  |
|                      | DBO (Demanda bioquímica de oxigênio)                       | BOD <sub>5</sub> , <i>Biochemical oxygen demand</i>                                  | Quantitativos de poluentes destinados para os corpos hídricos, retirados da modelagem hidrológica.   |
|                      | DQO (Demanda química de oxigênio)                          | COD, <i>Chemical oxygen demand</i>   |  |
|                      | Fósforo total  | <i>Phosphorus</i>  |  |
|                      | Íon amônio   | <i>Ammonium, ion</i>   |  |
|                      | Amônia   | <i>Ammonia</i>   |  |
|                      | <b>Emissões para o ar</b>                                  |  |  |
|                      | Metano   | <i>Methane, non-fossil</i>   | Quantitativos de poluentes emitidos para a atmosfera, adquiridos a partir dos valores de DBO fornecidos na modelagem hidrológica.                          |
|                      | <b>Emissões para o solo</b>                                |  |  |
| Amônia               | <i>Ammonia</i>   | Quantitativos de poluentes emitidos para o solo, retirados da modelagem hidrológica. |  |

#### 4.6.3 Avaliação de impacto do ciclo de vida

Com os fluxos criados em todo o processo, a próxima fase é a avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV) para as categorias selecionadas. Para avaliar o impacto ambiental potencial foi utilizado o método ReCiPe, por ser considerado um método de avaliação, desenvolvido e utilizado em vários países, com bastante representatividade na comunidade científica. Outro fator importante é relacionado à abrangência regional, pode-se verificar que a maior parte dos métodos foram desenvolvidos considerando o contexto europeu e norte americano, com exceção do método ReCiPe, que fornece fatores de caracterização representativos para a escala global (HUIJBREGTS et al., 2017).

No ano 2000 em Brighton na Inglaterra, uma seção especial foi organizada com 50 especialistas para analisar os pontos fortes e fracos das abordagens *midpoint* e *endpoint*. Concluíram que, o desejável seria ter uma estrutura comum, onde ambos os indicadores

pudessem ser utilizados. Esse resultado, tornou-se a base do método ReCiPe. Esse método fornece uma implementação harmonizada de caminhos de causa-efeito para o cálculo de ambos os fatores de caracterização de ponto médio e ponto final (GOEDKOOP et al., 2009).

O método ReCiPe foi desenvolvido pela primeira vez em 2008 através da cooperação entre *National Institute of Public Health and The Environment (RIVM)*, *Radboud University Nijmegen*, *Leiden University* e *PRé Sustainability*, contém 18 indicadores de *midpoint* e três indicadores de *endpoint*. Cada abordagem dispõe de fatores de acordo com três perspectivas culturais: (I) *Individualist* (individualista) - curto prazo, otimismo de que a tecnologia pode evitar muitos problemas no futuro; (H) *Hierarchist* (hierárquica) - modelo de consenso, frequentemente encontrado em modelos científicos, é considerado o modelo padrão e (E) *Egalitarian* (igualitária) - longo prazo baseado no pensamento do princípio da precaução (HUIJBREGTS et al., 2017).

Na AICV do canal do riacho das Piabas foram avaliadas as categorias de impacto do método ReCiPe nas abordagens *midpoint* e *endpoint*, apresentadas no Quadro 10.

**Quadro 10.** Categorias de impacto (*midpoint*) e áreas de proteção (*endpoint*) avaliadas no método ReCiPe.

| Midpoint  |                              | Referências originais                               | Endpoint   |
|---|------------------------------|---|--|
| Categorias de impacto (Unidades de referência)  | Fatores de caracterização    |   | Áreas de proteção (Unidade de referência)                      |
| Mudanças climáticas/ <i>climate change</i> (kg CO <sub>2</sub> eq.)                       | GWP 100, versão H do ReCiPe  | IPCC (2013)   | Saúde Humana (DALYs - Anos de vida ajustados por incapacidade) |
| Formação de oxidação fotoquímica/ <i>photochemical oxidation formation</i> (kg NMVOC eq.) | POFP 100, versão H do ReCiPe | Van Zelm et al. (2016) e Huijbregts et al. (2017)   |  |
| Formação de material particulado/ <i>particulate matter formation</i> (kg PM 10 eq.)      | PMFP 100, versão H do ReCiPe |   |  |
| Mudanças climáticas/ <i>climate change</i> (kg CO <sub>2</sub> eq.)                       | GWP 100, versão H do ReCiPe  | IPCC (2013)   | Qualidade do ecossistema (Anos)                                |
| Acidificação terrestre/ <i>terrestrial acidification</i> (kg SO <sub>2</sub> eq.)         | TAP 100, versão H do ReCiPe  | Huijbregts et al. (2017)                            |  |
| Eutrofização de água doce/ <i>freshwater eutrophication</i> (kg P eq.)                    | FEP 100, versão H do ReCiPe  |   |  |
| Eutrofização marinha/ <i>marine eutrophication</i> (kg N eq.)                             | MEP 100, versão H do ReCiPe  | Cosme e Hauschild (2017) e Huijbregts et al. (2017) |  |
| Ecotoxicidade de água doce/ <i>freshwater ecotoxicity</i> (kg 1,4 DCB eq.)                | FETP 100, versão H do ReCiPe | Van Zelm et al. (2013) e Huijbregts et al. (2017)   |  |
| Ecotoxicidade marinha/ <i>marine ecotoxicity</i> (kg 1,4 DCB eq.)                         | ME 100, versão H do ReCiPe   |   |  |

Fonte: Adaptado de Huijbregts et al. (2017).

### *Mudanças climáticas*

A categoria de impacto “mudanças climáticas” é utilizada para quantificar as emissões de gases de efeito estufa (GEE), responsáveis pelo aquecimento global. Dentre os principais GEEs estão o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), o metano (CH<sub>4</sub>) e o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O). Para analisar os impactos da emissão dos diversos tipos de gases, cada um possui um indicador referente ao seu potencial de aquecimento global em relação ao indicador de referência que é o CO<sub>2</sub>, portanto são quantificados em kg CO<sub>2</sub> equivalente.

O indicador ou fator de caracterização de mudança climática usado por unanimidade no *midpoint* na ACV tem sido o Potencial de Aquecimento Global (GWP), uma métrica de emissão introduzida desde o primeiro relatório de avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 1990) e atualizado continuamente, com a versão mais recente no Quinto Relatório de Avaliação (IPCC, 2013). O cálculo para esta categoria é baseado na Equação 9.

$$GWP = \sum_i GWP_i \times m_i \quad \text{Eq. 9}$$

Onde:

$GWP_i$  = potencial de aquecimento global do gás  $i$  (kg CO<sub>2</sub> equivalente);

$m_i$  = quantidade da intervenção em massa ou volume.

O potencial de aquecimento global é calculado para cada GEE, o cálculo do fator de caracterização, conforme Rosenbaum et al. (2018), é dado pela Equação 10.

$$GWP_i = \frac{\int_0^T a_i \cdot c_i(t) dt}{\int_0^T a_{CO_2} \cdot c_{CO_2}(t) dt} \quad \text{Eq. 10}$$

Onde:

$T$  = horizonte de tempo (20 ou 100 anos);

$a_i$  = força radiativa por unidade de massa do gás;

$C_i(t)$  = concentração do gás  $i$  restante em um tempo  $t$  após a emissão;

$a_{CO_2}$  e  $C_{CO_2}$  = força radiativa e concentração do CO<sub>2</sub> em um tempo  $t$ .

Em conformidade com o IPCC (2013) o indicador GWP é baseado nas propriedades radiativas dos GEEs, que mede o forçamento radiativo seguindo uma emissão de impulsos de

uma unidade de massa de CO<sub>2</sub> na atmosfera, integrada em um horizonte temporal escolhido (20 ou 100 anos). O GWP representa os efeitos combinados dos diferentes tempos em que estes gases permanecem na atmosfera e a sua eficácia relativa em provocar forçamento radiativo. O Protocolo de Quioto baseia-se no GWP de emissões de impulsos num período temporal de 100 anos.

#### *Formação de oxidação fotoquímica*

Os foto-oxidantes podem ser formados na troposfera sob a influência da luz ultravioleta, através da oxidação fotoquímica de compostos orgânicos voláteis (COVs) e monóxido de carbono (CO) na presença de óxidos de nitrogênio. O ozônio é considerado o mais importante desses oxidantes. Esses compostos reativos podem ser prejudiciais à saúde humana, aos ecossistemas e danificar as colheitas. As áreas de proteção relevantes são a saúde humana, o meio urbano, o ambiente natural e os recursos naturais (GUINÉE, 2002).

O ozônio não é emitido diretamente para a atmosfera, mas é formado como resultado de reações fotoquímicas de óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) e de compostos orgânicos voláteis não metânicos (NMVOCs) (HUIJBREGTS et al., 2017).

Os fatores de ponto médio de NMVOCs não diferenciam entre a formação de ozônio por hidrocarbonetos individuais, mas a reatividade entre hidrocarbonetos individuais pode variar amplamente. Para avaliar a contribuição de substâncias individuais para a formação de ozônio, o conceito de potenciais de criação fotoquímica de ozônio (POCPs) pode ser usado. Os POCPs são instâncias de reatividade relativa, calculadas para a formação de ozônio em um volume de ar, tendo o etileno como substância de referência (HUIJBREGTS et al., 2017).

Em relação à caracterização do ponto médio, o potencial de formação de ozônio é expresso como NMVOC-eq./kg. Para usar os fatores de caracterização de NMVOC para hidrocarbonetos individuais, Van Zelm et al. (2016) e Huijbregts et al. (2017) sugerem aplicar os potenciais de criação fotoquímica de ozônio (POCPs) como fatores de escala, conforme Equação 11.

$$POFP_x = \frac{POCP_x}{POCP_{NMVOC}} POFP_{NMVOC} \quad \text{Eq. 11}$$

Onde:

POFP<sub>x</sub> = formação potencial de criação fotoquímica de ozônio;

POCP<sub>x</sub> = indicador de formação de oxidante fotoquímico, expresso em kg de equivalentes de etileno;

$POCP_{NMVOC}$  = POCP médio para compostos orgânicos voláteis não metânicos, expresso em kg de equivalentes de etileno;

$POFP_{NMVOC}$  = formação potencial de criação fotoquímica de ozônio para compostos orgânicos voláteis não metânicos.

### *Formação de material particulado*

A poluição do ar é causada por aerossóis primários e secundários na atmosfera. Partículas finas com diâmetro inferior a  $2,5 \mu\text{m}$  ( $PM_{2,5}$ ) representam uma mistura complexa de substâncias orgânicas e inorgânicas que causam problemas de saúde humana quando inalados pelas vias respiratórias superiores atingindo os pulmões. Aerossóis de  $PM_{2,5}$  secundários são formados no ar a partir das emissões de dióxido de enxofre ( $SO_2$ ), amônia ( $NH_3$ ), óxidos de nitrogênio ( $NO_x$ ), entre outros elementos (WHO, 2005).

Estudos da Organização Mundial da Saúde (OMS) mostram que os efeitos da mortalidade da exposição crônica ao PM são provavelmente atribuíveis a  $PM_{2,5}$ , em vez de partículas mais grossas de PM. Partículas com um diâmetro entre  $2,5 - 10 \mu\text{m}$  ( $PM_{2,5-10}$ ) estão relacionadas com morbidade respiratória (WHO, 2005).

Para os fatores de caracterização do ponto médio de danos à saúde humana devido ao  $PM_{2,5}$ , a ingestão de um poluente é importante, pois o efeito e os danos são independentes de substâncias precursoras. A fração de ingestão ( $iF$ ) de partículas finas devido às emissões na região  $i$  são determinadas por precursor  $x$  ( $iF_{x,i}$ ). Potenciais de formação de material particulado (PMFP) são expressos em equivalentes  $PM_{2,5}$  primários, dividindo  $iF_{x,i}$  pela média ponderada mundial de emissão  $iF$  de  $PM_{2,5}$ , conforme Equação 12 (VAN ZELM et al., 2016; HUIJBREGTS et al., 2017).

$$PMFP_{x,i} = \frac{iF_{x,i}}{iF_{PM_{2,5},mundial}} \quad \text{Eq. 12}$$

A fração de ingestão específica da região foi definida como a soma na mudança na taxa de ingestão de  $PM_{2,5}$  em cada região receptora  $j$ , devido a uma mudança na emissão de uma substância precursora na região  $i$  ( $dM_{x,i}$ ). A taxa de ingestão pode ser calculada multiplicando a mudança na concentração de  $PM_{2,5}$  em cada região receptora ( $dC_{j,i}$ ) pela população ( $N_j$ ) na região receptora, isto é, a taxa de respiração média por pessoa (BR), conforme apresentado na Equação 13 (VAN ZELM et al., 2016; HUIJBREGTS et al., 2017).

$$iF_{x,i} = \frac{\sum_j dC_{j,i} \cdot N_j \cdot BR}{dM_{x,i}} \quad \text{Eq. 13}$$

### *Acidificação terrestre*

A acidificação ocorre naturalmente ao longo do tempo, mas é bastante aumentada pela contribuição de íons hidrogênio no solo e na vegetação. A principal fonte são as emissões aéreas de gases, que liberam hidrogênio quando são degradados na atmosfera ou após deposição no solo, vegetação ou água. A deposição é elevada durante eventos de precipitação em casos de forte poluição do ar, em que os gases são dissolvidos na água e caem com a chuva, tornando a água pluvial ácida com valores de pH baixo, variando entre 3 e 4 (ROSENBAUM et al., 2018).

Os compostos artificiais acidificantes mais importantes são óxidos de enxofre, óxidos de nitrogênio, amônia e ácidos fortes. Devido à sua alta solubilidade em água, o tempo de residência no ar é limitado a alguns dias e, portanto, a acidificação é um efeito regional com sua extensão limitada à região em torno do ponto de emissão.

A contribuição para a acidificação pode ser determinada por ponderação de potenciais de acidificação que são uma medida da propensão a liberar íons  $H^+$ , em relação ao dióxido de enxofre ( $SO_2$ ). Logo, a unidade de medida dessa categoria de impacto é expressa em kg de  $SO_2$  equivalente. De acordo com Huijbregts et al. (2017), a Equação 14 apresenta o cálculo para essa categoria de impacto.

$$AP_{x,i} = \frac{FF_{x,i}}{FF_{SO_2,média mundial}} \quad \text{Eq. 14}$$

Onde:

$AP_{x,i}$  = potencial de acidificação (AP), expresso em kg  $SO_2$  equivalentes;

$FF_{x,i}$  = fator de destino (FF) para acidificação devido as emissões na região  $i$  que são determinadas pelo precursor  $x$ ;

$FF_{SO_2,média mundial}$  = média ponderada mundial pela emissão de FF de  $SO_2$ .

Na Equação 15 o fator de destino é:

$$FF_{x,i} = \sum_j FF_{ar,x,i \rightarrow j} \times FF_{solo,x,j} \quad \text{Eq. 15}$$

Onde:

$FF_{ar,x,i \rightarrow j}$  = fator de destino atmosférico que representa as condições climáticas (por exemplo, velocidade e direção do vento) e mecanismos de deposição de ácido em uma única fração, entre a fonte e uma região receptora  $j$ ;

$FF_{solo,x,j}$  = fator de destino do solo que representa a sensibilidade (por exemplo, densidade do solo, mineralogia, absorção da vegetação) que foi determinado como a mudança nas propriedades do solo do receptor (se houver) em uma determinada área devido a uma certa deposição de ácido em uma única fração.

### *Eutrofização*

Na prática, os macronutrientes nitrogênio e fósforo, são elementos limitadores do crescimento de produtores primários (algas e plantas produtoras de biomassa via fotossíntese) em águas superficiais, logo, é razoável considerar apenas os elementos nitrogênio e fósforo como contribuintes para o enriquecimento de nutrientes em águas, caracterizando a eutrofização.

As evoluções essenciais para essa categoria de impacto, durante a última década, foram relacionadas ao aprimoramento da modelagem de ACV, distinguindo ecossistemas limitados por fósforo (P) para água doce e limitados por nitrogênio (N) para oceanos, como também, a introdução de um fator de efeito *midpoint* nos métodos mais recentes e os modelos de caracterização se tornaram globais e espacialmente mais detalhados.

Os métodos de AICV de *midpoint* geralmente propõem unidades em equivalentes de P e N, como kg P-eq ou kg  $PO_4^{-3}$ -eq e kg N-eq ou kg  $NO_3$ -eq (ROSENBAUM et al., 2018). No método ReCiPe na categoria de impacto “eutrofização de água doce” a substância de referência é o fósforo (P), conforme Quadro 10.

A equação 16 apresenta como o método ReCiPe calcula o potencial de eutrofização de água doce, de acordo com Huijbregts et al. (2017).

$$FEP_{x,c,i} = \frac{FF_{x,c,i}}{FF_{P,fw,média\ mundial}} \quad \text{Eq. 16}$$

Onde:

$FEP_{x,c,i}$  = potencial de eutrofização de água doce da substância x para emissão para o compartimento c na célula de grade i (em kg de P equivalente para água doce/kg de substância x ao compartimento c na grade i);

$FF_{x,c,i}$  = fator de destino da substância x emitida para o compartimento c na célula da grade i (anos);

$FF_{P,fw,média\ mundial}$  = fator de destino médio mundial da emissão de P para água doce (85 dias).

Para a categoria de impacto “eutrofização marinha”, a substância de referência é o nitrogênio (N), conforme Quadro 10. O potencial de eutrofização marinha da substância  $x$  para emissão no compartimento  $c$  ( $MEP_{x,c}$ ) é o fator de destino (FF) ponderado, combinado pela emissão (E) e o fator de exposição (XF), dimensionado para a média mundial (mw) de N emitida para água, todas essas variáveis em um grande ecossistema marinho (LME). O potencial de eutrofização marinha é calculado por meio da Equação 17, conforme Cosme e Hauschild (2017) e Huijbregts et al. (2017).

$$MEP_{x,c} = \frac{\sum (FF_{x,c,LME} \cdot XF_{x,c,LME} \cdot E_{x,c,LME})}{\sum E_{x,c,LME}} \bigg/ \frac{\sum (FF_{N,mw,LME} \cdot XF_{N,mw,LME})}{\sum E_{N,mw,LME}} \quad \text{Eq. 17}$$

### *Ecotoxicidade*

Esta categoria de impacto avalia o impacto potencial de substâncias tóxicas emitidas em ambientes aquáticos, terrestres e nos sedimentos em kg de 1,4 - diclorobenzeno (DCB) equivalente (GUINÉE et al., 2001). O potencial de toxicidade (TP), expresso em kg 1,4-diclorobenzeno equivalentes (1,4DCB-eq), é usado como um fator de caracterização no nível de ponto médio para toxicidade humana, ecotoxicidade de água doce, ecotoxicidade marinha e ecotoxicidade terrestre.

O produto químico 1,4-diclorobenzeno (1,4-DCB) é usado como uma substância de referência nos cálculos do ponto médio, dividindo o impacto potencial calculado do produto químico pelo impacto potencial de 1,4-DCB emitido para o ar urbano (categoria toxicidade humana), para a água doce (categoria ecotoxicidade de água doce), para a água do mar (ecotoxicidade marinha) e para o solo industrial (ecotoxicidade terrestre).

De acordo com Van Zelm et al. (2013) e Huijbregts et al. (2017), a caracterização do ponto médio do fator ecotoxicológico específico do compartimento, consiste em um fator de destino (FF) e um fator de efeito (EF):

$$ETP_{x,i,j,c} = \sum_g \frac{FF_{x,i,j,g,c} \times EF_{x,j,c}}{FF_{DCB,ref,j,g,c} \times EF_{DCB,j,c}} \quad \text{Eq. 18}$$

Onde:

$ETP_{x,i,j,c}$  = potencial de toxicidade ecológica para receber compartimento  $j$  (água doce, marinha ou terrestre) de produtos químicos  $x$  emitidos para o compartimento  $i$ ,

transportado para o compartimento de recebimento  $j$ , relacionado à perspectiva cultural  $c$  (kg 1,4DCB-eq para água doce para a ecotoxicidade de água doce, para a água do mar para a ecotoxicidade marinha e para solo industrial para ecotoxicidade terrestre/kg);

$FF_{x,i,j,g,c}$  = fator de destino, definido como a mudança marginal na massa de substância  $x$  em estado estacionário em um ambiente compartimento  $j$  na escala  $g$  devido a uma emissão marginal em compartimento  $i$  para perspectiva cultural  $c$  (anos);

$EF_{x,j,c}$  = fator de efeito ( $m^3/kg$  para ecotoxicidade de água marinha e doce,  $m^2/kg$  para ecotoxicidade terrestre), representando a mudança na Fração Potencialmente Desaparecida de espécies devido a uma mudança na concentração ambiental da substância  $x$  em compartimento receptor  $j$  para perspectiva cultural  $c$ .

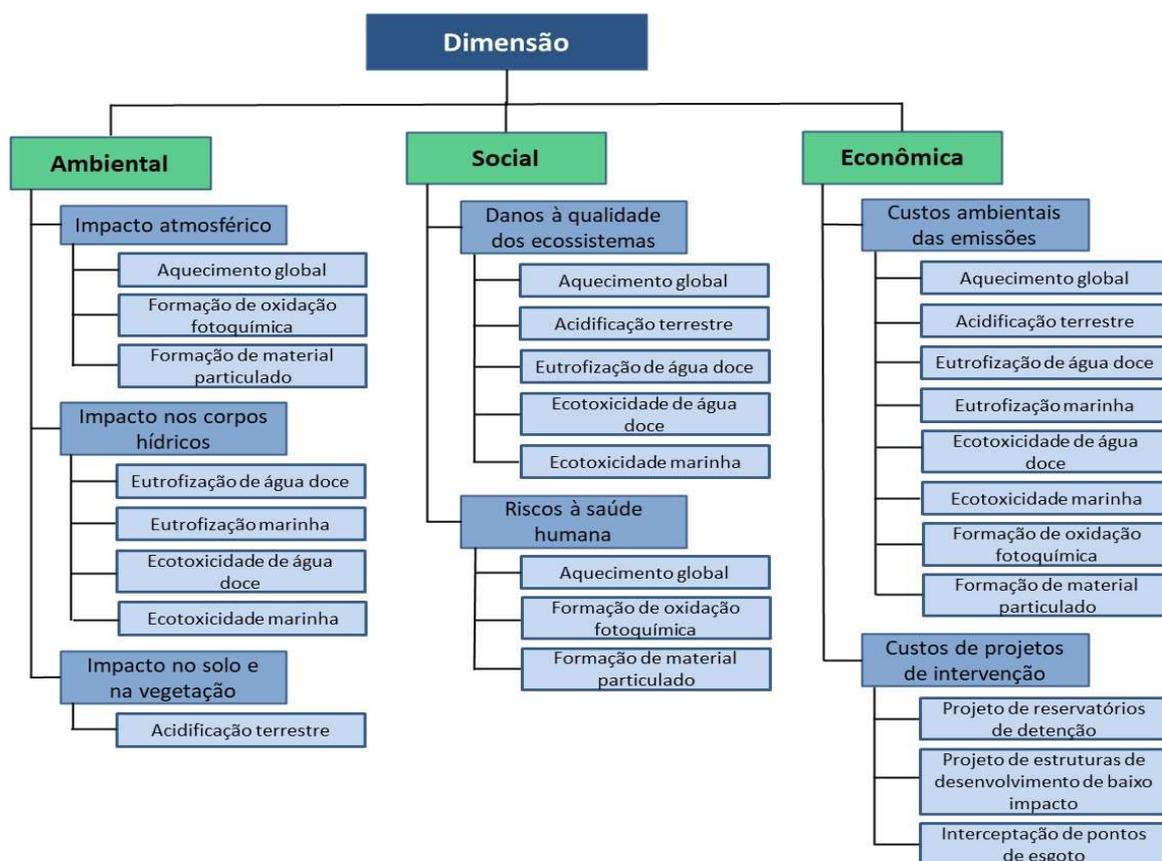
Ao realizar um estudo de ACV e conhecer os impactos potenciais causados ao longo do ciclo de vida da água pluvial urbana do sistema, pode-se controlar os impactos ambientais negativos e introduzir melhorias em seus processos. Portanto, é possível avaliar a sustentabilidade urbana e produzir soluções viáveis para o sistema, visando um planejamento estratégico quanto à utilização dos espaços urbanos existentes.

#### 4.7 Análise multicritério

A presente pesquisa utilizou a análise multicritério para auxiliar no gerenciamento do sistema de macrodrenagem do riacho das Piabas, sendo este um método que requer critérios bem estabelecidos para melhor representar o sistema e, assim, ajudar na tomada de decisão. Foram considerados nos processos decisórios as dimensões ambiental, social e econômica, as respectivas subdimensões e os indicadores da ACV, apresentados na Figura 27.

A complexidade da tomada de decisão na gestão de sistema de drenagem urbana justifica a utilização de métodos de apoio à decisão. Entre outros, destaca-se o método multicritério de apoio à decisão PROMETHEE II. A aplicação deste método neste estudo objetivou apoiar o processo decisório, com o propósito de resolver dilemas entre objetivos conflitantes, entre dimensões ambientais, sociais e econômicas, que impossibilitam a existência de uma “solução ótima”, mas conduzem a “soluções de melhor acordo”, que priorizam as ações de planejamento (NASCIMENTO, 2016). Para tanto, foi utilizado o *software* Visual PROMETHEE®.

**Figura 27.** Estrutura esquemática das dimensões, subdimensões e indicadores para a análise multicritério.



Um dos grandes problemas relacionados com as ações de planejamento é o desconhecimento em relação aos problemas, às metas e às formas de ação para atingir os objetivos pretendidos e, sobretudo, a ausência de ferramentas adequadas em processo de tomada de decisão, como por exemplo, a análise multicritério.

Este método auxilia os processos de tomadas de decisões na fase de planejamento de projetos, pois contribui para a resolução de conflitos. Para realizar esta análise na presente pesquisa, foi necessária a aplicação de questionários a profissionais e especialistas de várias áreas do conhecimento, com o objetivo de representar, através da atribuição de pesos, a percepção dos entrevistados com relação às subdimensões e aos indicadores, apresentados na Figura 27.

Foram entrevistados profissionais do Ministério Público da Paraíba, da Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco (CPRH), da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), da Agência Municipal de Meio Ambiente de Petrolina (AMMA), da Universidade Federal do Vale do São Francisco (Univasf), do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes Terrestres (DNIT), de construtoras e acadêmicos da UEPB,

UFPE (Instituto Federal de Pernambuco) e IFRN (Instituto Federal do Rio Grande do Norte) da área de Engenharia Civil e Engenharia Sanitária e Ambiental.

Quando se utiliza questionários em pesquisas científicas, é pertinente estimar a confiabilidade de consistência interna destes instrumentos. Para isso, Lee J. Cronbach em 1951, propôs o coeficiente  $\alpha$  de Cronbach. Tal coeficiente é um índice que varia de 0 a 1 e serve para avaliar a magnitude em que os itens de um instrumento de coleta de informações estão correlacionados. A Equação 19 apresenta como determinar este coeficiente.

$$\alpha = \frac{k}{(k-1)} \left[ 1 - \frac{\sum_{i=1}^k \sigma_i^2}{\sigma_t^2} \right] \quad \text{Eq. 19}$$

Onde:  $k$  = número de itens do questionário;

$\sigma_i^2$  = variância do item  $i$ ;

$\sigma_t^2$  = variância total, corresponde a soma total das variâncias dos avaliadores.

A análise multicritério é relevante porque considera simultaneamente diferentes dimensões da gestão dos sistemas de águas pluviais urbanas, para tentar resolver conflitos entre as diferentes partes interessadas e agregar cenários por desempenhos, contribuindo para a criação de modelos conceituais para gestão baseados em decisões eficientes.

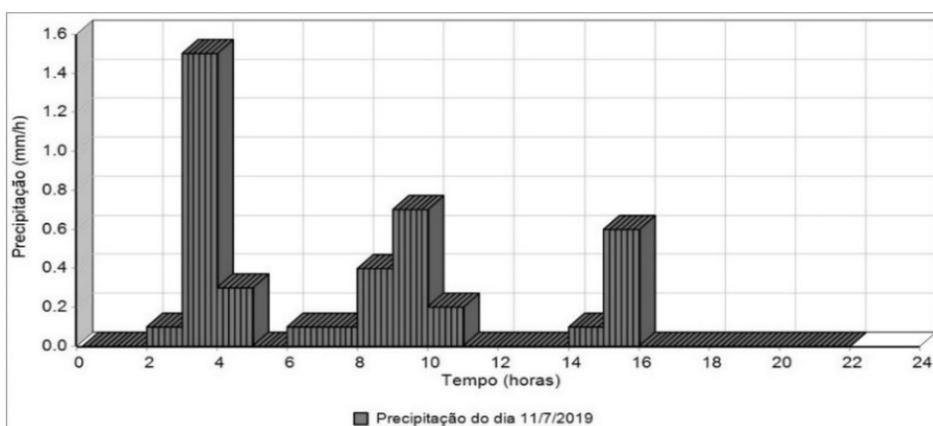
## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Dados hidrológicos da área de estudo

A chuva do dia 11/7/2019 apresentou uma precipitação total acumulada de 4,1 mm com nove dias antecedentes sem chuva, segundo os dados fornecidos pela Estação Agrometeorológica Experimental da Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas da UFCG. Esta precipitação foi considerada na série temporal da simulação para o cenário real no período chuvoso. As Figuras 28, 29a e 29b apresentam os hietogramas para a chuva do dia 11/7/2019, para os tempos de recorrência de 25 anos e 50 anos, respectivamente.

Na Figura 28, observa-se picos de precipitação nos tempos 4, 10 e 16 horas de simulação no evento do dia 11/7/2019 (cenário real). Como consequência, ocorrem picos no escoamento superficial carreando os poluentes e sedimentos presentes na superfície das sub-bacias urbanas para o interior do sistema de macrodrenagem.

**Figura 28.** Hietograma para a chuva do dia 11/7/2019.

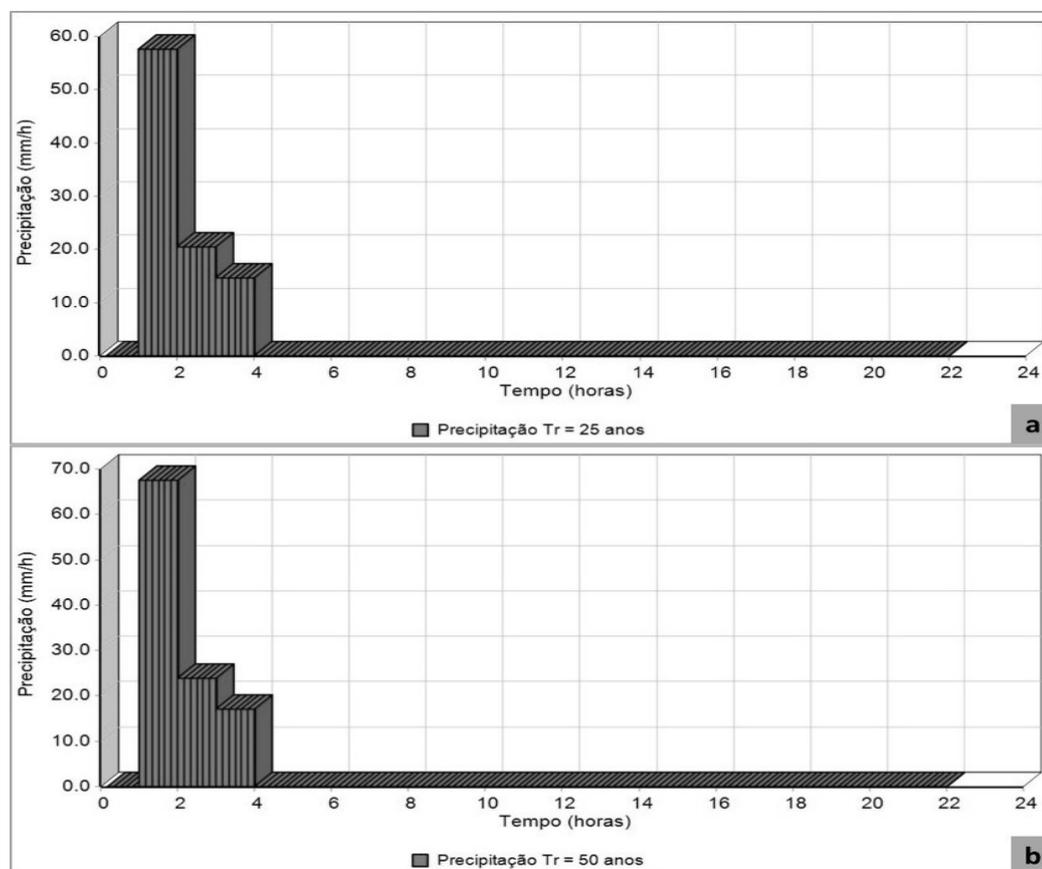


Para os cenários com período de retorno ( $T_r$ ) de 25 anos (92,7 mm) e 50 anos (108,5 mm) foram considerados também nove dias antecedentes sem chuva e a série temporal foi definida de acordo com os dados da curva IDF (Figura 20). Com o objetivo de avaliar a capacidade que a microbacia do riacho das Piabas tem de drenar as águas pluviais e de observar se ocorre variação na qualidade da água, foi realizada a modelagem com eventos críticos de chuva, considerando períodos de retorno de 25 e 50 anos (Figuras 29a e b).

Observa-se picos extremos de precipitação (60 mm/h –  $T_r$  de 25 anos e 70mm/h –  $T_r$  de 50 anos) nas primeiras duas horas do evento, conseqüentemente, espera-se elevadas vazões de escoamento nesse período. Estes cenários na modelagem hidrológica são pertinentes para

observar o nível de resiliência do sistema de macrodrenagem do riacho das Piabas quando se encontra sob pressão de fortes chuvas.

**Figura 29.** Hietograma para a chuva com  $Tr = 25$  anos (a) e com  $Tr = 50$  anos (b).



Desta forma, a análise dos dados hidrológicos apresentados amplia o entendimento da ocorrência e da distribuição espaço-temporal dos eventos de chuva e das vazões na microbacia do riacho das Piabas. Estes dados são essenciais para realizar a simulação, uma vez que, geram a vazão de escoamento permitindo a construção e o andamento do modelo.

## 5.2 Qualidade da água pluvial do riacho das Piabas

### 5.2.1 Estatística descritiva das variáveis de qualidade da água do Riacho das Piabas

A qualidade da água foi monitorada em seis pontos ao longo do canal do riacho das Piabas. Sabe-se que, no período seco, os poluentes tornam-se mais concentrados, devido à redução ou mesmo ausência da precipitação, sendo os principais contribuintes no canal os

lançamentos indiscriminados de esgotos *in natura*, por isso, esse período é considerado crítico quanto à qualidade da água que escoam nos canais de drenagem.

No período chuvoso ocorre o efeito da lixiviação dos poluentes acumulados na superfície, no período seco, que escoam para dentro do sistema de macrodrenagem. Portanto, a precipitação exerce influência nas concentrações dos poluentes na água de drenagem.

A estatística descritiva das variáveis de qualidade está apresentada no Apêndice F para os períodos seco e chuvoso.

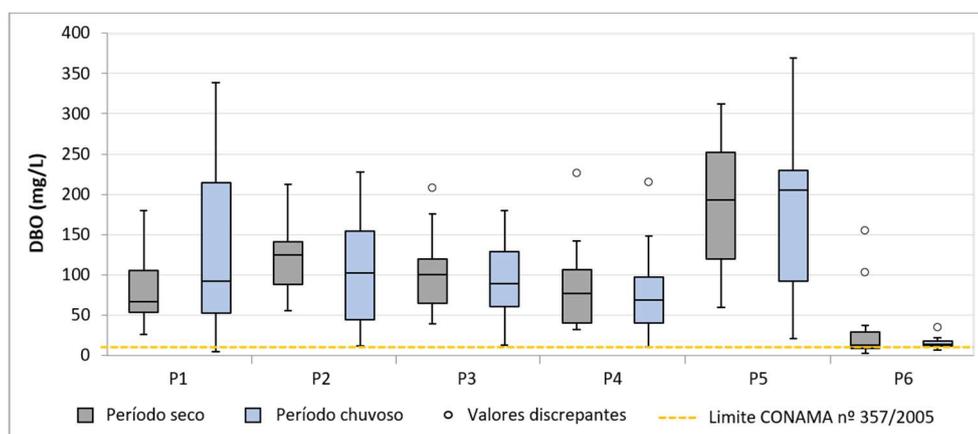
Para analisar as variáveis de qualidade da água de drenagem do riacho das Piabas foram considerados como condições e padrões os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos superficiais, conforme apresentado na Tabela 6 (seção 4.3.3 na metodologia).

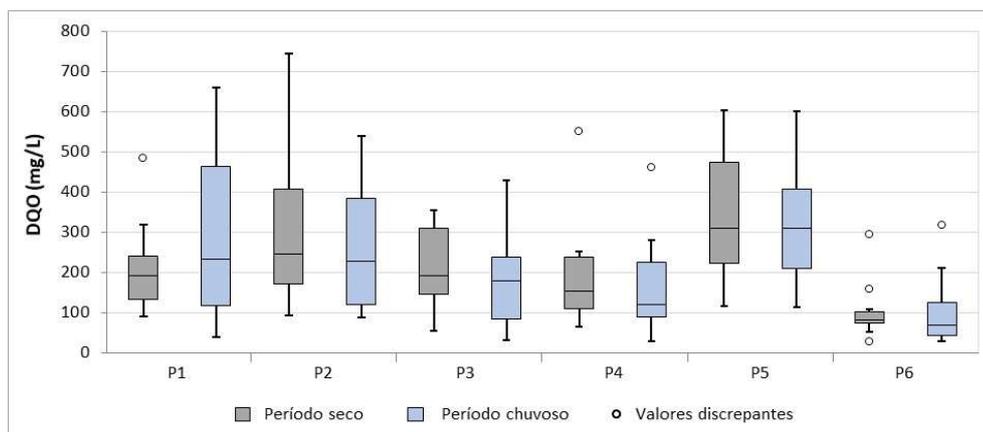
#### *Matéria orgânica – DBO e DQO*

De acordo com as Figuras 30 e 31, os menores valores de DBO e DQO foram determinados no último ponto (P6), porque não tem pressão de atividades antrópicas por estar localizado em uma área tipicamente rural. A montante desse ponto, entre P5 e P6, há três afluências na drenagem (Figura 18 na seção 4.3.1) que diluem as concentrações destas variáveis.

O coeficiente de variação dos valores amostrais de DBO do P6 no período seco é de 135%, isso pode ser atribuído às afluências que, provavelmente, são intermitentes e os valores extremos (103 e 155 mg/L) nesse ponto (Figura 31), contribuíram para o aumento deste coeficiente.

**Figura 30.** Box Plot da variável DBO nos períodos seco e chuvoso.



**Figura 31.** Box Plot da variável DQO nos períodos seco e chuvoso.

As águas de drenagem do riacho das Piabas apresentam elevados teores de matéria orgânica na área urbana (P1 ao P5), com mediana variando de 69 a 205 mg/L no período chuvoso e de 67 a 193 mg/L no período seco, valores muito superiores aos limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/2005, na faixa de 3 a 10 mg/L de DBO (Figura 30). Os valores de DQO variaram de 155 a 311 mg/L e 121 a 310 mg/L para os períodos seco e chuvoso, respectivamente.

No presente estudo, embora tenha havido diluição dos poluentes no período chuvoso, ainda ocorrem elevadas concentrações orgânicas biodegradáveis e não biodegradáveis, decorrentes da poluição difusa nas sub-bacias (Figuras 30 e 31). Com o escoamento superficial provocado pelas chuvas, ocorre o lançamento da matéria orgânica e de sedimentos presentes no solo para o sistema de macrodrenagem. Estes poluentes são decorrentes das atividades antrópicas nas sub-bacias urbanas, como o lançamento indiscriminado de resíduos sólidos, esgoto doméstico a céu aberto, entre outros.

O ponto P1, localizado no início do trecho do canal natural, apresenta elevadas concentrações de matéria orgânica, recebendo todo o aporte de sólidos por meio do escoamento, desde a nascente. Estes resíduos são provenientes da intensa utilização do solo para atividades de agricultura e pecuária, despejos de resíduos sólidos, queimadas, construções, entre outros.

Em ambos os períodos climáticos, verifica-se uma pequena variação entre os pontos nas concentrações de matéria orgânica ao longo do canal urbano (P1 ao P5), exceto para as concentrações de DBO e DQO no P5 que indicam valores elevados (Figuras 30 e 31).

Isso pode ser atribuído a aportes de esgotos concentrados, típicos de áreas com menor consumo de água, conforme trabalhos de Almeida (2007) e Araújo (2007) que estudaram a caracterização do esgoto de bairros próximos ao ponto P5. Segundo esses autores a

contribuição de esgotos da área próxima ao P5 é de 72 L/hab.dia e a DBO é de 454 mg/L. Além disso, há lançamento de resíduos sólidos e de resíduo animal pontualmente no interior do canal de drenagem, como também, contribuição em áreas próximas ao P5 que são carregados até o sistema de macrodrenagem em episódios de chuva, caracterizando poluição difusa intermitente.

Valores semelhantes foram encontrados por Freire (2014) em estudo no riacho das Piabas entre abril e agosto de 2013, encontrando concentrações de DBO e DQO que variaram entre 81 e 158 mg/L e de 180 a 299 mg/L, respectivamente.

Henriques et al. (2019) e Camelo et al. (2020) estudaram a qualidade das águas de drenagem do riacho do Prado, uma das microbacias localizadas na área urbana da cidade de Campina Grande. Henriques et al. (2019) encontraram valores de DBO e DQO acima de 140 mg/L e 400 mg/L, respectivamente; e Camelo et al. (2020) encontraram valores médios de 240 mg/L (período seco) e 157 mg/L (período chuvoso). Estes estudos corroboram os resultados desta pesquisa, indicando águas com elevados teores de matéria orgânica devido ao lançamento inadequado de esgoto e de resíduos sólidos nas sub-bacias urbanas.

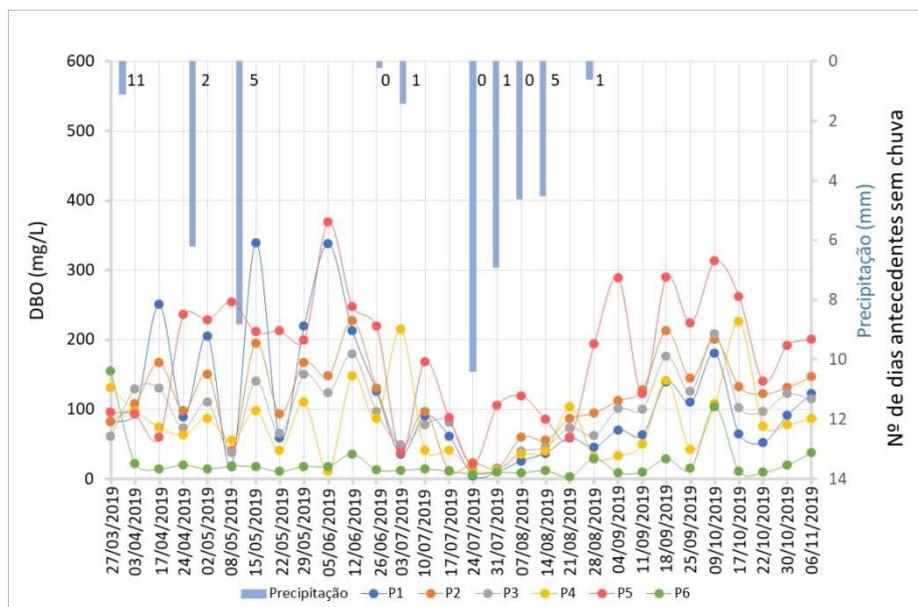
As Figuras 32 e 33 apresentam, respectivamente, a variação de DBO e DQO no período de coleta deste estudo. Observa-se que quando ocorrem intervalos sem precipitação, há aumento das concentrações de matéria orgânica devido ao acúmulo de poluentes no canal de drenagem. No dia (24/7/2019) em que ocorreu a maior chuva (10,4 mm) com zero dias antecedentes sem chuva, houve queda nas concentrações de DBO e DQO, em todos os pontos analisados. Para eventos de chuva inferiores (6,2 mm - 24/4/2019 e 8,8 mm - 8/5/2019) não houve redução de DBO e DQO apenas no ponto P5.

Vale ressaltar que não há influência dos dias antecedentes sem chuva (2 dias – 24/4/2019 e 5 dias - 8/5/2019) nas concentrações dos poluentes quando ocorre um evento pluviométrico significativo. Conforme Damasceno et al. (2015), o aumento da DBO na estação menos chuvosa pode estar atrelado à interferência antropogênica proveniente do inadequado uso e ocupação do solo e do lançamento de efluentes domésticos *in natura* no manancial.

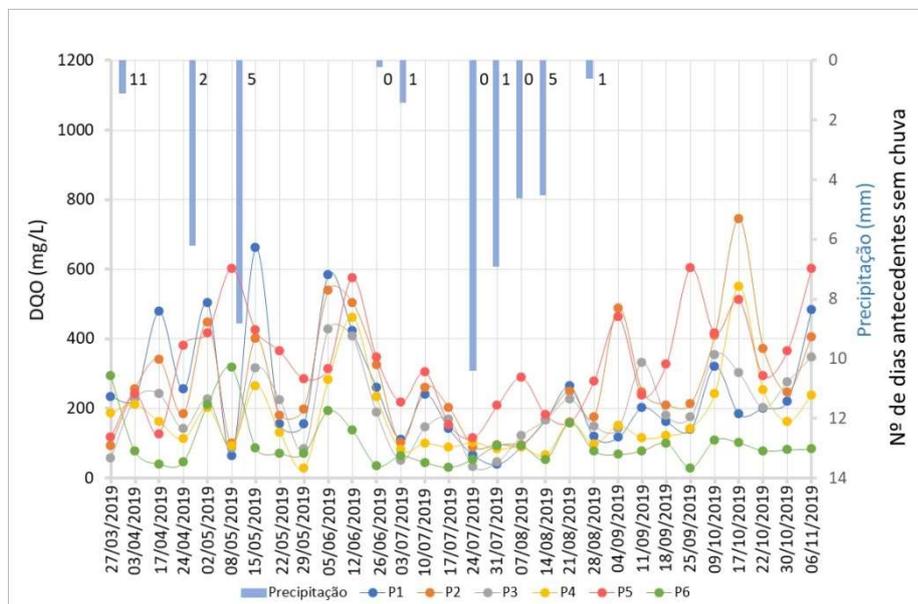
O valor máximo de DQO ocorreu no P2 no período seco (Figura 31), no dia 17/10/2019 (Figura 33). Durante visitas em campo, observou-se que, a montante desse ponto, há atividades de serviços automotivos, como várias oficinas mecânicas e lava jatos, que escoam seus efluentes ricos em materiais não biodegradáveis para o canal, os quais contribuem para o aumento da concentração de DQO. De acordo com Costa (2015), os contaminantes produzidos por essas atividades são à base de hidrocarbonetos e resultam de

vazamentos em tanques de óleo usado ou contaminado, resíduos da lavagem de peças automotivas e resíduos existentes nas peças de manutenção como filtros de óleos e embalagens.

**Figura 32.** Série temporal da variável DBO no período de coleta.



**Figura 33.** Série temporal da variável DQO no período de coleta.



No estudo de Rosa et al. (2012) abrangendo microempresas de lava jato localizadas na área de estudo da presente pesquisa, levantaram os insumos utilizados para a lavagem dos veículos e seus impactos negativos. As 20 microempresas pesquisadas causam diferentes impactos negativos, como elevado consumo de água e de insumos, o que leva à produção de

águas residuárias com potencial poluidor. O maior agravante é que 25% das microempresas, não possuem um sistema de tratamento dessas águas, as demais possuem caixa de areia, porém, lançam a areia impregnada com o óleo em terreno baldio, indo na contramão da sustentabilidade local.

Essas atividades utilizam produtos derivados do petróleo que não são solúveis em água e podem escoar para os canais de drenagem urbana, por meio do sistema de microdrenagem. Estes compostos orgânicos são tóxicos para a biota aquática e para o ser humano.

As águas de drenagem do riacho das Piabas, após passarem pela área urbana de Campina Grande, apresentam-se com elevados teores de matéria orgânica. De acordo com Ocampo-Duque et al. (2013), estas elevadas concentrações diminuem os níveis de oxigênio dissolvido nos corpos hídricos, chegando a ficar abaixo de 1 mg/L, comprometendo os ecossistemas a jusante, uma vez que, são responsáveis pela mortandade da biota aquática.

Quando os níveis de oxigênio dissolvido tendem a zero, a decomposição da matéria orgânica ocorre em meio anaeróbio, o que causa a emissão de subprodutos voláteis odoríferos dos corpos de água, causando incômodos à população e danos aos materiais e à flora. Em meio aeróbio, por outro lado, ocorre a decomposição da matéria orgânica carbonácea e da matéria orgânica nitrogenada, esta última convertida em nitrato. A presença do nitrato e do fósforo promove a eutrofização do corpo aquático e o consequente, crescimento excessivo de algas e macrófitas (CETESB, 2020).

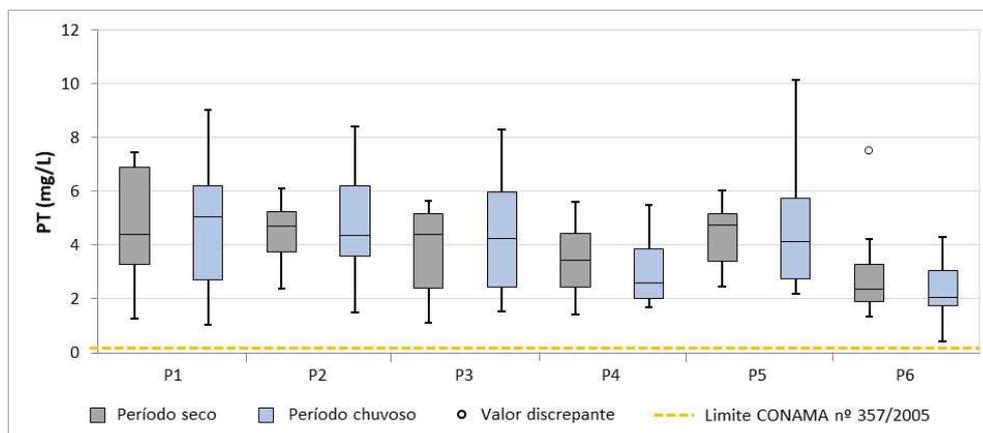
Embora as preocupações ambientais com a poluição da água em riachos urbanos sejam comumente expressas pela população e cientistas especialistas, poucas ações são realizadas para recuperar o riacho das Piabas ao seu estado ecológico próximo ao original. Uma forma de reverter este cenário é interceptar os esgotos lançados no canal de drenagem, fiscalizar e educar a população para não depositar resíduos sólidos em sarjetas, bocas de lobo e nos canais e investir em projetos sustentáveis em áreas urbanas, como estruturas de desenvolvimento de baixo impacto que minimizam a poluição difusa oriunda do escoamento superficial.

#### *Nutrientes – Fósforo total (PT) e nitrogênio amoniacal (NAm)*

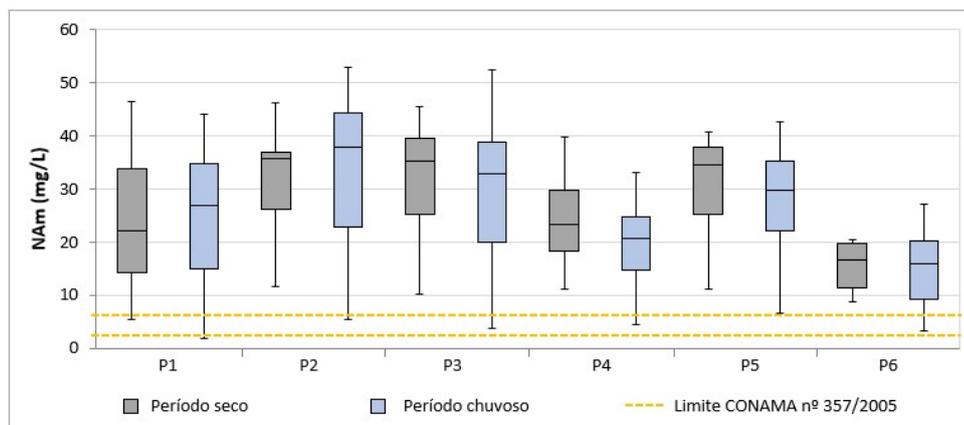
Conforme ilustrado nas Figuras 34 e 35, os menores valores de fósforo total e nitrogênio amoniacal foram determinados no último ponto (P6), devido às já referidas três afluências na drenagem do riacho das Piabas a montante desse ponto, diluindo os poluentes. Observando as medianas das concentrações de nutrientes (PT e NAm), verifica-se que não houve grande alteração entre os períodos analisados, porém, no período chuvoso, ocorre uma

maior variação entre os dados, devido à variação da precipitação nesse período, pois ocorreram dias antecedentes à coleta de amostras, sem chuva ou com chuvas poucos significativas.

**Figura 34.** Box Plot da variável fósforo total nos períodos seco e chuvoso.



**Figura 35.** Box Plot da variável nitrogênio amoniacal nos períodos seco e chuvoso.



Em ambos os períodos climáticos (Figuras 34 e 35), o ponto P1 apresentou valores elevados de PT e NAm, tendo sido observada em visitas *in loco* uma grande quantidade de resíduos sólidos, despejo de esgoto doméstico, como também a presença de animais na área e no interior do canal natural, influenciando no aumento dos nutrientes. Vale ressaltar que o P1 recebe concentrações de poluentes oriundas de agricultura e criação de animais que ocorrem a montante, desde a nascente até esse ponto. Nos pontos P2 ao P5 a área é totalmente urbana com contribuições de esgoto doméstico e resíduos sólidos.

Para os pontos localizados na área urbana do P1 ao P5, no período seco as concentrações de PT apresentaram mediana entre 3,4 e 4,8 mg/L, no período chuvoso entre

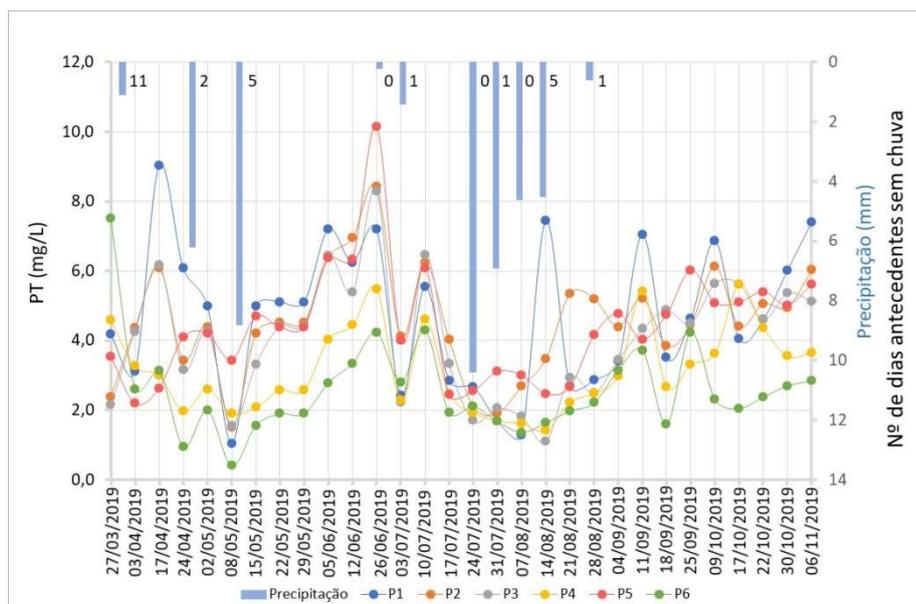
2,6 e 5,1 mg/L e os teores de NAm entre 22,1 e 35,6 mg/L no período seco e 20,6 e 37,3 mg/L no período chuvoso.

Segundo a Resolução Conama N° 357/2005 (Tabela 6), considerando a classificação 3 de águas doces, as águas não poderão ter valores de nitrogênio amoniacal superiores a 5,6 mg/L para pH próximo da neutralidade ( $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ ) e o fósforo total não deve ser superior a 0,15 mg/L para ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários.

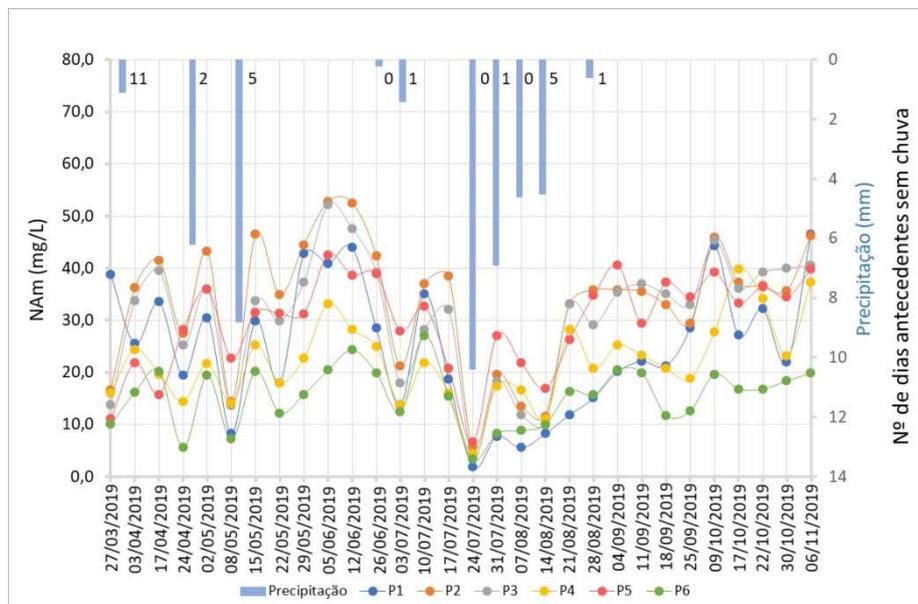
Nas amostras analisadas nas águas pluviais do riacho das Piabas, os valores de pH variaram entre 7,4 e 7,7 (mediana do pH no período seco: P1 – 7,6, P2, P3, P4 e P6 – 7,5 e P5 – 7,4; período chuvoso: P1, P4 e P6 – 7,6, P2 e P3 – 7,7 e P5 – 7,5). Desta forma, os valores encontrados estão em desacordo com a Resolução, verificando que essas águas se apresentam como altamente fertilizadas, podendo contribuir para uma maior eutrofização e ecotoxicidade do rio Bacamarte que é o corpo receptor.

As Figuras 36 e 37 ilustram a influência da precipitação e dos dias antecedentes sem chuva nas concentrações dos nutrientes. No dia 26/6/2019, embora tenha chovido no dia anterior, não foi um evento significativo (3,2 mm), ocorrendo acúmulo dos nutrientes. Nos dias de coleta que aconteceram maiores precipitações, houve menores concentrações de nutrientes na água de drenagem (8/5/2019 – 5 dias antecedentes sem chuva, porém choveu 8,8 mm; 24/7/2019 – zero dias antecedentes sem chuva e choveu 10,4 mm).

**Figura 36.** Série temporal da variável fósforo total no período de coleta.



**Figura 37.** Série temporal da variável nitrogênio amoniacal no período de coleta.



As atividades urbanas devem ser consideradas como interferentes nas concentrações dos poluentes, como o lançamento de resíduos sólidos no canal do riacho das Piabas e a poluição difusa podendo ocorrer variabilidade temporal e espacial nas concentrações dos poluentes na água de drenagem.

Segundo a classificação para diferentes níveis de estado trófico de Lamparelli (2004) para ambientes lóticos como os rios, analisando apenas o fósforo total, as águas do riacho das Piabas são classificadas como hipertróficas, pois possuem valores de PT superiores a 0,64 mg/L.

Segundo CETESB (2009), as elevadas contribuições de matéria orgânica e nutrientes tornam os corpos d'água hipertróficos, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

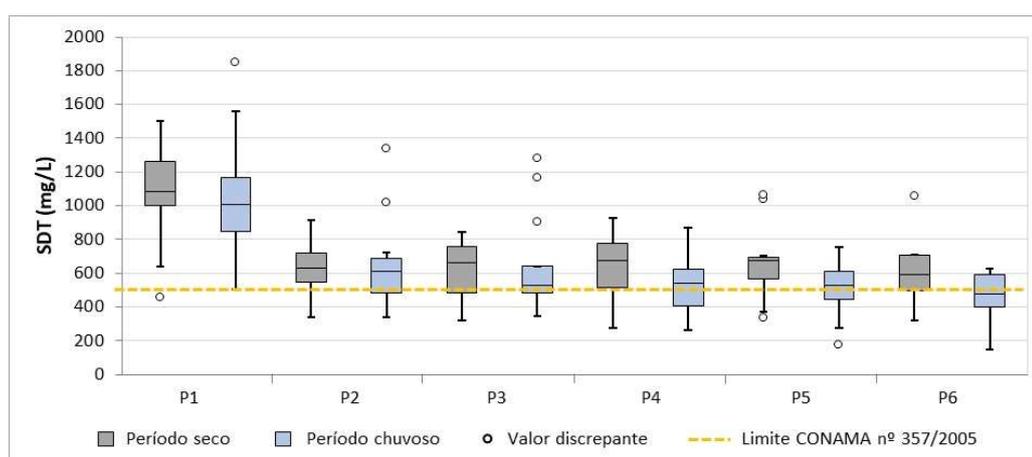
O lançamento dos esgotos domésticos sem tratamento nas águas dos rios, reservatórios, estuários e regiões costeiras reduz sua qualidade, restringindo seus múltiplos usos e contribuindo para o aumento da ocorrência de doenças de veiculação hídrica, causadas pelo contato primário ou pela ingestão de água contaminada (CETESB, 2020). Logo, a poluição dos corpos hídricos interfere diretamente no desenvolvimento econômico da região, por se tornar imprópria para diversos usos como na agricultura, abastecimento, indústrias, lazer, entre outros; e por favorecer internações hospitalares diminuindo o número de horas de trabalho da população.

Smith e Schindler (2009) destacam a eutrofização como o maior problema da atualidade em corpos de água superficiais, descrevendo alguns efeitos potenciais da eutrofização em lagos, reservatórios e rios, como aumento da biomassa do fitoplâncton; crescimento de espécies de algas potencialmente tóxicas ou não comestíveis; crescimento da biomassa de algas bentônicas e epifíticas; crescimento excessivo de macrófitas aquáticas; aumento da frequência de mortalidade de peixes; diminuição da biomassa de peixes e moluscos cultiváveis; redução da diversidade de espécies; redução da transparência da água; depleção de oxigênio dissolvido e redução do valor estético do corpo d'água.

### *Sólidos dissolvidos totais*

Na Figura 38 verifica-se, em ambos os períodos climáticos, uma pequena variação nas concentrações de SDT ao longo do canal (P1 ao P6), exceto no P1 que indica valores elevados desse indicador. Isso ocorreu devido à concentração de sólidos proveniente de áreas rurais (atividades agrícolas e criação de animais), da nascente até o início do canal urbano, à presença de resíduos sólidos, ao lançamento de esgoto e devido ao revestimento do canal que é natural neste ponto, podendo ocorrer deslocamento de sedimentos presentes no fundo do canal. O mesmo acontece no P6 (área rural), pois as três afluências, a montante deste ponto, não conseguiram diluir os SDT de forma significativa como aconteceu com os outros poluentes estudados.

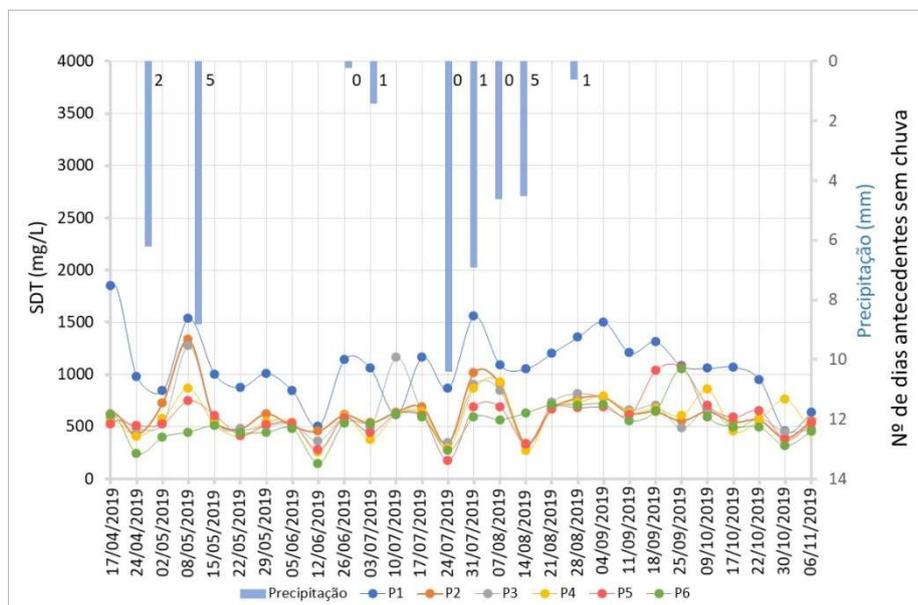
**Figura 38.** Box Plot da variável sólidos dissolvidos totais para os períodos seco e chuvoso.



Os valores de SDT no período seco variaram entre 593 e 1080 mg/L e no período chuvoso de 478 a 1003 mg/L. Ao analisar a série temporal desta variável (Figura 39), observa-se a redução das concentrações dos SDT nos eventos de chuva nos dias 24/4 (6,2 mm

com dois dias antecedentes sem chuva) e 24/7/2019 (10,4 mm com zero dias antecedentes sem chuva), apresentando diluição desta variável pontualmente nestes dias dentro do período chuvoso (abril a julho).

**Figura 39.** Série temporal da variável SDT no período de coleta.



No dia 12/6 embora não houve precipitação como também não choveu nos dias antecedentes, ocorreu redução de sólidos dissolvidos, isso pode ser justificado pela ausência do escoamento superficial que carrega sólidos presentes na superfície. É o que demonstra a chuva do dia 8/5/2019 (8,8 mm) onde houve uma elevação na concentração de sólidos por ocorrer acúmulo na superfície por cinco dias (quantidade de dias antecedentes sem chuva). É visto que o P1 é o ponto que apresenta maiores concentrações em todo o período estudado.

De um modo geral, não houve influência do regime de chuvas nos valores de SDT, ocorrendo elevadas concentrações nos eventos estudados (Figuras 38 e 39), ficando muito acima do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA n.º 357 de 2005, a qual limita a concentração de SDT em 500 mg/L para rios de águas doces de Classes 1 a 3 (Figura 38). Apenas o P6, no período chuvoso, apresentou mediana próxima ao limite estabelecido pela Resolução, com valor de 478 mg/L.

Devem ser considerados como os principais responsáveis pela variação dos SDT os processos de intemperismo, as concentrações de poluentes lançadas no curso de água, bem como o preparo do solo, o plantio, a aplicação de insumos agrícolas, também relacionados à dinâmica dos nutrientes (ALVES et al., 2017). Vale destacar, que estas atividades ocorrem a

montante da área de estudo da presente pesquisa, isto é, no canal natural do riacho das Piabas desde a nascente, que escoam suas águas com elevados valores de SDT para o canal urbano.

Segundo Piratoba et al. (2017) este parâmetro é utilizado no controle de poluição de corpos d'água naturais, por esgotos sanitários, efluentes agrícolas e industriais. As concentrações de SDT do riacho das Piabas são muito superiores ao estabelecido pela Resolução (Figura 38), o que evidencia que estas águas estão impactando os corpos receptores, a jusante, devido ao lançamento indiscriminado de esgotos domésticos no canal de drenagem na área urbana de Campina Grande.

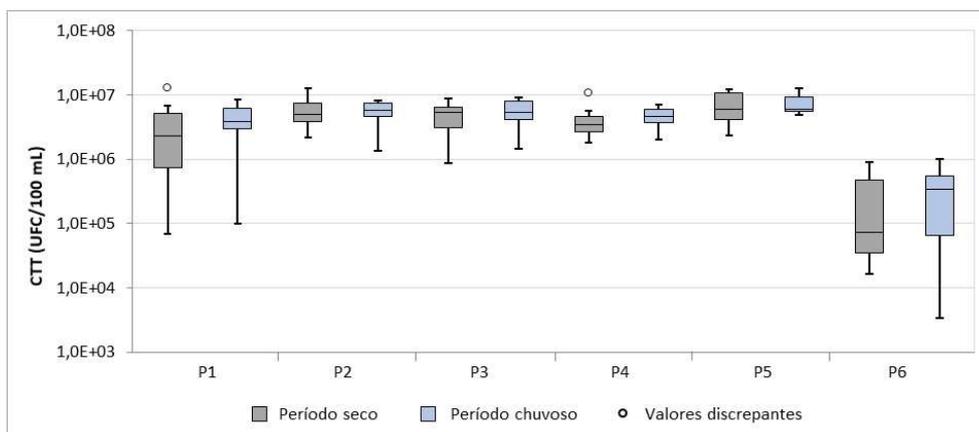
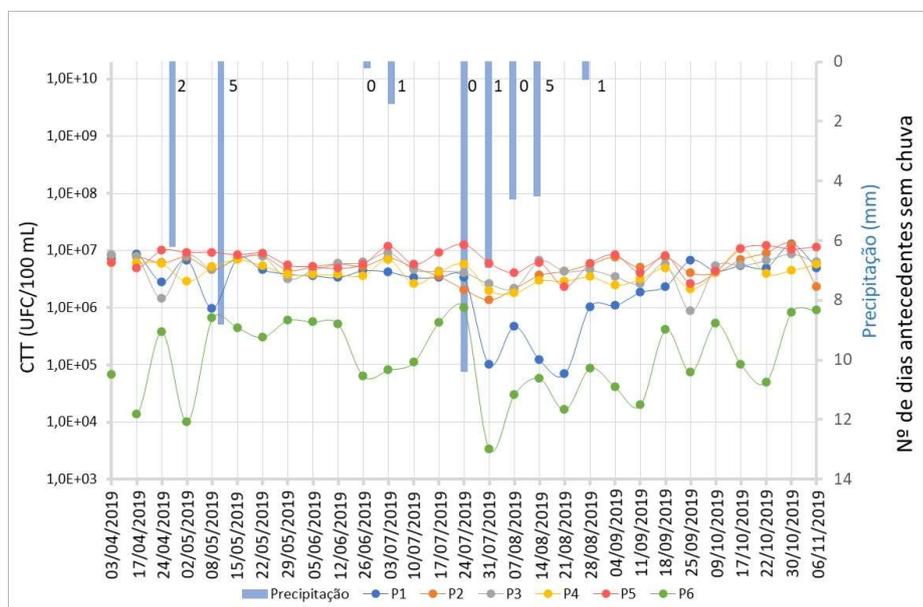
Como os sólidos dissolvidos totais estão relacionados com a concentração total de sais orgânicos e inorgânicos nas águas, são considerados um indicador restritivo quanto ao uso da água na agricultura. Segundo Mancuso e Santos (2003), águas com teores de SDT entre 500 e 1500 mg/L são classificadas com salinidade alta.

A classificação citada se aplica às águas do riacho das Piabas, podendo ocorrer impactos negativos sobre o solo e comprometer a agricultura irrigada, caso seja utilizada para esta finalidade. Tsutiya (2001) afirma que uma concentração elevada de sais dissolvidos provoca um aumento de pressão osmótica do solo, impedindo as plantas de assimilarem água. Uma salinidade elevada no nível da zona radicular ocasiona sucessivamente a queima das folhas, impede o crescimento e ocasiona a destruição das plantas. Portanto, quando a salinidade da água de irrigação ultrapassa determinados limites, o desenvolvimento e a produtividade ficam comprometidos. Porém, o autor relata também que para um valor máximo de até 1000 mg/L, os efeitos salinos são praticamente negligenciáveis.

#### *Coliformes termotolerantes*

Os valores de coliformes termotolerantes (CTT) verificados nas águas de drenagem do riacho das Piabas para os períodos seco e chuvoso foram muito elevados, entre  $10^5$  e  $10^7$  UFC/100 mL e mostraram grande variabilidade, conforme apresentado na Figura 40. Segundo Metcalf e Eddy (2016), essas concentrações mais altas estariam próximas aos valores típicos de esgoto sanitário ( $10^6$  –  $10^7$  UFC/100 mL).

A elevada concentração de coliformes termotolerantes nessas águas, evidencia o lançamento indiscriminado de esgoto e de resíduos sólidos no canal de drenagem. Observam-se valores mais elevados desta variável no ponto P5 (Figura 40), justificados pela presença de resíduo animal nessa área, além das ações antrópicas citadas anteriormente. A Figura 41 apresenta bem o comportamento de CTT no P5, em dias que ocorreram precipitações houve um aumento nas concentrações, o que evidencia a ocorrência da poluição difusa, já citada.

**Figura 40.** Box Plot da variável coliformes termotolerantes para os períodos seco e chuvoso.**Figura 41.** Série temporal da variável CTT no período de coleta.

Os resultados das análises laboratoriais apresentaram valores de CTT muito superiores a recomendação da Resolução Conama N<sup>o</sup> 357/2005 (Tabela 6) para um corpo de água doce com classe 3 ( $\leq 4000$  UFC/100 mL). Sendo que, os padrões são mais restritivos para uso em dessedentação de animais criados confinados, recomendando um limite máximo de 1000 UFC/100 mL para um corpo de água doce com classe 3, necessitando de ações sustentáveis emergenciais nas águas de drenagem do riacho das Piabas.

Analisando a possibilidade de uso dessa água após o ponto P5 para pequenos cultivos, os valores de CTT estão muito acima dos padrões sanitários recomendados pela OMS para irrigação irrestrita, cujo limite máximo é 1000 UFC/100 mL (WHO, 2006). Porém, poderia ser utilizada para irrigação restrita (irrigação de cereais, culturas industriais, forragem, pastos e árvores) se não houver a exposição de trabalhadores agrícolas e do público, já que não existe

padrão recomendado pela OMS (WHO, 2006) para os coliformes termotolerantes. Contudo, estariam indicando que tempos de detenção hidráulica (TDHs) de 8 a 10 dias poderiam fornecer efluentes de melhor qualidade sanitária. Se houver exposição do público na irrigação restrita, o padrão microbiológico indica um limite máximo de  $10^5$  UFC/100 mL.

Desta forma, para que a irrigação restrita seja conduzida com mais segurança podem ser introduzidos reservatórios de detenção da água de drenagem antes de ser utilizada. Esta seria uma ação sustentável, que aproveitaria este recurso rico em nutrientes na agricultura e na piscicultura para minimizar e/ou evitar os impactos negativos a jusante, decorrentes do lançamento da água poluída do riacho das Piabas. Contudo, precisa analisar se os reservatórios de detenção, com o TDH de cerca de 8 dias, seriam viáveis.

O estudo realizado no riacho das Piabas, por Freire (2014), encontrou na área urbana valores médios de CTT de  $9,53E+05$  a  $1,45E+06$  UFC/100 mL, que são inferiores aos valores médios de P1 ao P5 (área urbana), determinados neste estudo ( $5,02E+06$  – período seco e  $5,53E+06$  – período chuvoso). Esses dados evidenciam a ausência de gestão ambiental no âmbito da drenagem urbana da cidade de Campina Grande, pois a poluição das águas do riacho das Piabas se agravou no decorrer de 5 anos entre os estudos.

No esgoto de Campina Grande, Lima et al. (2016) encontraram concentrações de CTT que variaram de  $1,46E+07$  a  $4,93E+07$  UFC/100 mL, superiores às concentrações determinadas neste trabalho. Mas quando comparadas com as concentrações de Camelo (2019) em estudo na microbacia do riacho do Prado em Campina Grande, os valores de CTT foram convergentes, variando de  $4,62E+06$  no período seco e  $3,90E+06$  UFC/100 mL no período chuvoso.

Os resultados das análises laboratoriais das variáveis DBO, DQO, PT, NAm, SDT e CTT demonstraram que as águas de drenagem do riacho das Piabas apresentam elevado potencial poluidor para o corpo hídrico receptor, podendo ser considerado como esgoto sanitário fraco, segundo a classificação de Metcalf e Eddy (2016) apresentada na Tabela 10 para esgoto sanitário.

**Tabela 10.** Composição típica de esgoto sanitário.

| Parâmetros           | Concentrações (mg/L) |       |       |
|----------------------|----------------------|-------|-------|
|                      | Forte                | Médio | Fraco |
| DBO                  | 400                  | 200   | 133   |
| DQO                  | 1016                 | 508   | 339   |
| Fósforo total        | 11                   | 5,6   | 3,7   |
| Nitrogênio amoniacal | 41                   | 20    | 14    |

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016).

Como as águas do riacho das Piabas foram classificadas como esgoto, mesmo que seja fraco, só podem ser utilizadas na irrigação de algumas culturas, na dessedentação de animais e na aquicultura, após tratamento, para se enquadrar nos padrões de classificação da Resolução CONAMA nº 357/2005 (Tabela 6). O Quadro 11 apresenta alguns usos da água doce, segundo as classes dessa Resolução.

**Quadro 11.** Usos da água doce pela Resolução CONAMA nº 357/2005, segundo as classificações.

|                 |   |
|-----------------|---|
| <b>Classe 1</b> | Águas destinadas à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película.  |
| <b>Classe 2</b> | Águas destinadas à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto, à aquicultura e à atividade de pesca. |
| <b>Classe 3</b> | Águas destinadas à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras e à dessedentação de animais.   |

São inúmeros os problemas causados pela contaminação das águas em uma bacia hidrográfica, gerando prejuízos à saúde humana por meio das doenças de veiculação hídrica, ao bem-estar público, além de danos à flora e à fauna, prejudicando os sistemas sociais, econômicos e ambientais, o que torna a discussão sobre a sustentabilidade assunto premente que deve ser encarado visando à preservação do Planeta (CETESB, 2020).

O potencial poluidor da água de drenagem urbana deste estudo vai de encontro com os princípios da sustentabilidade urbana definidos pela *National Academies* (2016). A partir do momento em que se observa um descaso dos gestores públicos com as águas urbanas e com a educação da população, permitindo lançamentos indiscriminados de esgoto e de resíduos sólidos em águas de drenagem, que concorre para habitats insalubres que afetam negativamente os sistemas sociais, econômicos e ambientais.

Por outro lado, como estes sistemas são interligados, a governança deve ter um olhar sistêmico do ambiente urbano. Segundo o terceiro e o quarto princípios da sustentabilidade urbana definidos pela *National Academies* (2016), deve-se mitigar a questão da desigualdade urbana, dando oportunidade que todos tenham direitos aos sistemas de esgotamento sanitário para que não ocorram lançamentos indevidos, além de fiscalizar, monitorar e educar a população quanto à disposição final dos resíduos sólidos e favorecer o uso e ocupação do solo em áreas seguras.

Isto é, a sustentabilidade só será estabelecida se houver investimentos em políticas públicas duradouras com ações institucionalizadas quanto às medidas compensatórias, para proporcionar uma maior equidade aos sistemas urbanos, garantindo assim, desenvolvimento

econômico, envolvimento social e ambientes saudáveis. Estas ações sustentáveis, como apresentam uma visão sistêmica, possibilitam melhorias em outros sistemas próximos ao do local de estudo, uma vez que existe uma interconexão entre os sistemas e as cidades.

Para que essas águas não impactem negativamente os sistemas ambientais, sociais e econômicos, são necessárias medidas compensatórias com abordagens ou ajustes no sistema de drenagem urbana que promovam a melhoria na qualidade das águas de drenagem, contribuindo com a sustentabilidade da bacia hidrográfica.

Uma forma de evitar a contaminação do corpo receptor (rio Bacamarte) e contribuir com a sustentabilidade da microbacia hidrográfica, é implantar reservatórios de retenção no canal natural do riacho das Piabas para tratar as águas poluídas e utilizá-las em pequenos cultivos, piscicultura, dessedentação de animais, entre outros. Como também, implantar estruturas de desenvolvimento de baixo impacto na área urbana para tratar fontes difusas de poluição (esgoto, resíduos sólidos e insumos agrícolas - que escoam superficialmente em eventos de chuva), por meio do aumento da infiltração do escoamento superficial, afluindo para as águas subterrâneas. Uma outra medida seria a interceptação dos lançamentos de esgoto ao longo do canal de drenagem na área urbana.

Para isso, a integração das variáveis de monitoramento da qualidade da água é essencial na tomada de decisões ambientais. Métodos como SWMM e ACV analisam o comportamento da qualidade da água ao longo do sistema de drenagem, minimizam a subjetividade, a imprecisão e a incerteza e contemplam a variabilidade espaço-temporal, essas particularidades são necessárias no processo de avaliação da sustentabilidade.

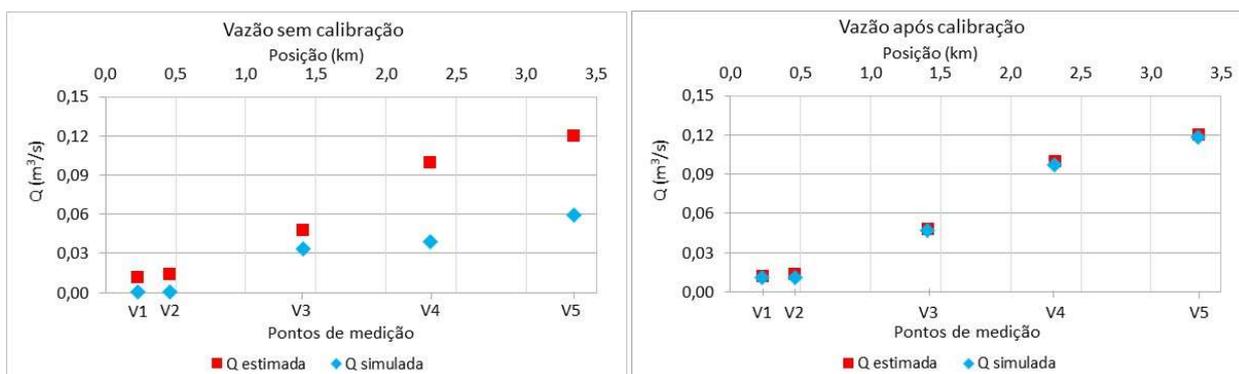
### **5.3 Modelagem hidrológica no SWMM**

#### **5.3.1 Calibração e validação**

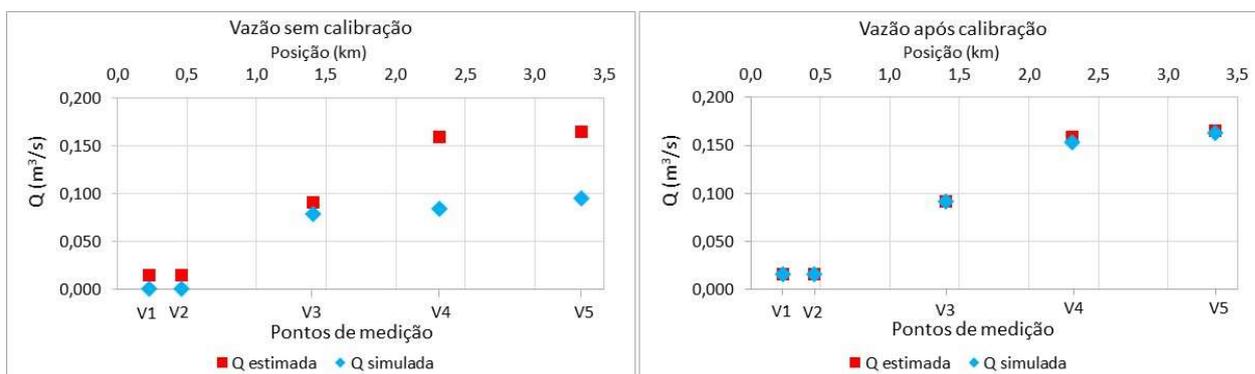
No processo de calibração, foi comparada a vazão de escoamento simulada com as vazões medidas/estimadas nos pontos V1, V2, V3, V4 e V5, assim como as variações das concentrações dos poluentes. A calibração do modelo foi realizada com os valores de vazão medidos no dia 17/9/2019 (período seco) e logo após o evento chuvoso ocorrido no dia 11/7/2019. Os dados de vazão não foram medidos ao longo do tempo e em todo o evento de precipitação devido à dificuldade de acesso a um equipamento automático de medição. Contudo, essa limitação não comprometeu a calibração da modelagem.

As Figuras 42 e 43 ilustram o comportamento da vazão simulada em relação à vazão estimada, antes da calibração e após a calibração, para os períodos seco e chuvoso, respectivamente. Observa-se que, após a calibração, os valores simulados se aproximaram dos valores estimados para os dois períodos climáticos.

**Figura 42.** Vazão no canal sem calibração e após calibração no SWMM, no período seco.

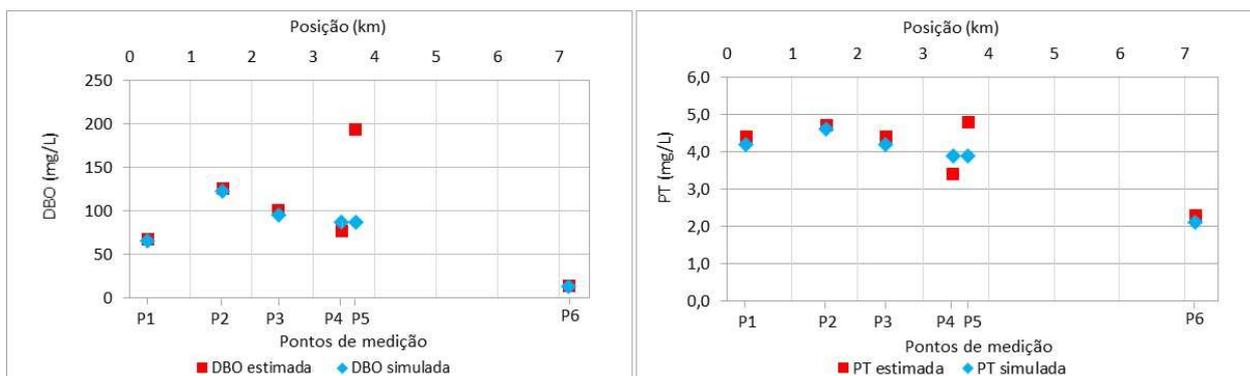
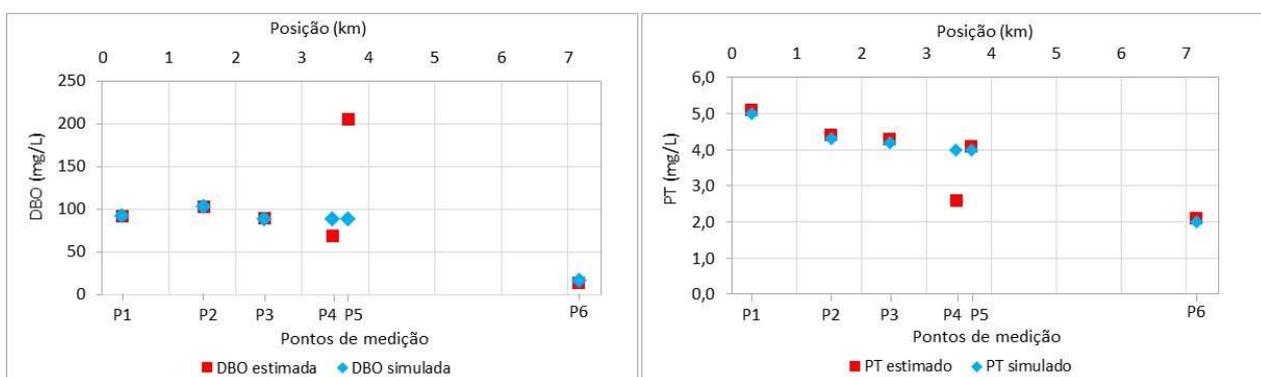


**Figura 43.** Vazão no canal sem calibração e após calibração no SWMM, no período chuvoso.



As Figuras 44 e 45 apresentam a calibração da qualidade da água no modelo hidrológico, com a comparação dos valores estimados com os valores simulados das variáveis DBO e fósforo total (PT) para os períodos seco e chuvoso, respectivamente. Na calibração das demais variáveis, o comportamento foi análogo.

Para a calibração do cenário do período seco (17/9/2019), foram consideradas as concentrações medidas no dia 18/9/2019 e para o período chuvoso (11/7/2019) as concentrações medidas no dia 10/7/2019.

**Figura 44.** Calibração das variáveis DBO e PT no período seco.**Figura 45.** Calibração das variáveis DBO e PT no período chuvoso.

De acordo com as Figuras 44 e 45, pode ser verificada após a calibração uma maior discrepância entre os valores de DBO estimados e simulados no ponto P5 (período seco – DBO estimada de 193 mg/L e simulada de 87 mg/L; período chuvoso - DBO estimada de 205 mg/L e simulada de 90 mg/L), isso se deve à poluição por fontes difusas, já discutida na seção 5.2.1, que eleva os valores das concentrações no P5. Observa-se também, uma queda nos valores das variáveis estimadas no ponto P4, com DBO de 77 mg/L e PT de 3,4 mg/L (período seco) e DBO de 69 mg/L e PT de 2,6 mg/L (período chuvoso), provavelmente devido a uma contribuição de esgoto intermitente que existe próximo a esse ponto, observada nas visitas *in loco*.

Analisando o ajuste dos dados de qualidade após a calibração, encontrou-se um coeficiente de determinação no período seco de 0,48 para a variável DBO e 0,83 para o PT e no período chuvoso, de 0,76 para DBO e de 0,95 para PT no período chuvoso, mostrando uma elevada correlação entre os dados de qualidade após a calibração.

Em todos os cenários simulados a validação da simulação foi satisfatória, pois o erro de continuidade foi muito abaixo de 10% para a propagação da vazão e para a qualidade,

segundo Rossman (2015). O erro de continuidade para a propagação da vazão variou de 0,026 a 0,34%, para a DBO variou de 0,025 a 1,443%, para a DQO de 0,026 a 1,472%, para PT de 0,065 a 2,135%, para NAm de 0,003 a 1,242% e para SDT de 0,034 a 2,236%. Portanto, a simulação foi representativa e precisa, com erros muito abaixo do valor máximo estabelecido por Rossman (2015), 10%.

### 5.3.2 Cenários propostos para verificação do funcionamento do canal do riacho das Piabas

Em princípio serão apresentadas as condições dos cenários reais 1 e 2 do sistema de macrodrenagem da microbacia do riacho das Piabas para compreender o comportamento da vazão e da qualidade da água pluvial nos períodos seco e chuvoso.

Será verificada a viabilidade da proposta de intervenção com a retirada de dois pontos de descarga de esgoto. Em seguida, será analisado o comportamento do cenário 3 com uma perspectiva de aumento das áreas impermeáveis em algumas sub-bacias e, por último, os cenários de intervenção, 4 e 5, para tentar solucionar os possíveis problemas relacionados com a qualidade da água pluvial e a vazão.

#### *Cenário 1*

Este cenário representa o comportamento das concentrações dos poluentes na água do canal do riacho das Piabas, no período seco e propõe a interceptação das descargas de esgotos nos pontos E2 e E3, o que contribuirá para a redução de poluentes ao longo dos pontos de amostragem no canal.

A Tabela 11 apresenta os percentuais de melhoria da qualidade da água nos pontos de coleta do canal, sendo verificado que ocorreu maior redução dos poluentes, a partir do ponto P4, que é justamente o ponto a jusante da última interceptação (ponto E3).

Houve uma redução da DBO de 47,1% no ponto P2 e de 36,8% nos pontos P4 e P5, chegando a 77% no ponto P6. Para a DQO, no ponto P2, a redução foi de 22,6% e de 31,2% nos pontos P4 e P5, no P6 de 13,5%. Para o fósforo total (PT) foi observada uma pequena redução no P2 (8,7%), porém, houve uma maior redução, de 20,5%, em P4 e P5, que são pontos a jusante das duas interceptações. Para o nitrogênio amoniacal (NAm), a redução foi de 37,7% no P2 e de 34,6% nos pontos P4 e P5 e 20,6% no P6.

Foi observado que não houve variação nas concentrações dos poluentes entre os pontos P4 e P5, em razão da proximidade entre esses pontos (232,5 m) e, não tem entradas

concentradas de poluentes no P5 para ocorrer variação, apenas no P4. Não foram inseridos os SDT na Tabela 11 porque não houve melhoria nas concentrações deste poluente ao longo do canal com a interceptação do lançamento de esgoto, devido ao elevado aporte no início do canal (P1), de 1060 mg/L, decorrente do canal natural e da poluição difusa, o que significa elevada presença de substâncias orgânicas e inorgânicas nas águas do riacho das Piabas, mesmo interceptando as entradas de esgotos.

**Tabela 11.** Comparação dos valores de DBO, DQO, PT e NAm simulados com a medida de interceptação do lançamento de esgoto, no tempo final da simulação (22 h) - período seco.

| Poluentes | Pontos | Simulada (mg/L) | Intervenção (mg/L) | Melhoria na qualidade (%) | Poluentes | Pontos | Simulada (mg/L) | Intervenção (mg/L) | Melhoria na qualidade (%) |
|-----------|--------|-----------------|--------------------|---------------------------|-----------|--------|-----------------|--------------------|---------------------------|
| DBO       | P1     | 65              | 65                 | 0,0                       | DQO       | P1     | 188             | 188                | 0,0                       |
|           | P2     | 123             | 65                 | 47,1                      |           | P2     | 243             | 188                | 22,6                      |
|           | P3     | 95              | 65                 | 31,6                      |           | P3     | 190             | 188                | 1,1                       |
|           | P4     | 87              | 55                 | 36,8                      |           | P4     | 170             | 117                | 31,2                      |
|           | P5     | 87              | 55                 | 36,8                      |           | P5     | 170             | 117                | 31,2                      |
|           | P6     | 22,4            | 3                  | 77,0                      |           | P6     | 89              | 77                 | 13,5                      |
| PT        | P1     | 4,2             | 4,2                | 0,0                       | NAm       | P1     | 21,8            | 21,8               | 0,0                       |
|           | P2     | 4,6             | 4,2                | 8,7                       |           | P2     | 35,0            | 21,8               | 37,7                      |
|           | P3     | 4,2             | 4,2                | 0,0                       |           | P3     | 34,0            | 21,8               | 35,9                      |
|           | P4     | 3,9             | 3,1                | 20,5                      |           | P4     | 31,5            | 20,6               | 34,6                      |
|           | P5     | 3,9             | 3,1                | 20,5                      |           | P5     | 31,5            | 20,6               | 34,6                      |
|           | P6     | 2,1             | 1,9                | 30,8                      |           | P6     | 13,1            | 10,4               | 20,6                      |

A redução nas concentrações dos poluentes citados, após a interceptação de dois pontos de lançamento de esgoto, não foi suficiente para que as águas do riacho das Piabas se enquadrem nos padrões de classificação de águas doces da Resolução CONAMA nº 357/2005 (Tabela 6).

As concentrações de DBO na área urbana (P1 ao P5), após a interceptação, variaram de 55 a 65 mg/L no período seco e de 68 a 91 mg/L no período chuvoso, para o PT as concentrações ficaram entre 1,9 e 4,2 mg/L no período seco e 3,4 e 4,9 mg/L no período chuvoso, correspondendo a valores ainda elevados, segundo a referida Resolução, trazendo prejuízos aos sistemas sociais, econômicos e ambientais já citados. Para minimizar o potencial poluidor dessas águas, é necessário aumentar as interceptações de esgoto e/ou buscar outras intervenções no sistema de macrodrenagem e na área urbana.

Camelo (2019) modelou o canal do riacho do Prado na área urbana de Campina Grande e, interceptando três entradas de esgoto, a redução nas concentrações de DBO variou entre 10 e 25%, mantendo o sistema ainda com elevadas concentrações de matéria orgânica.

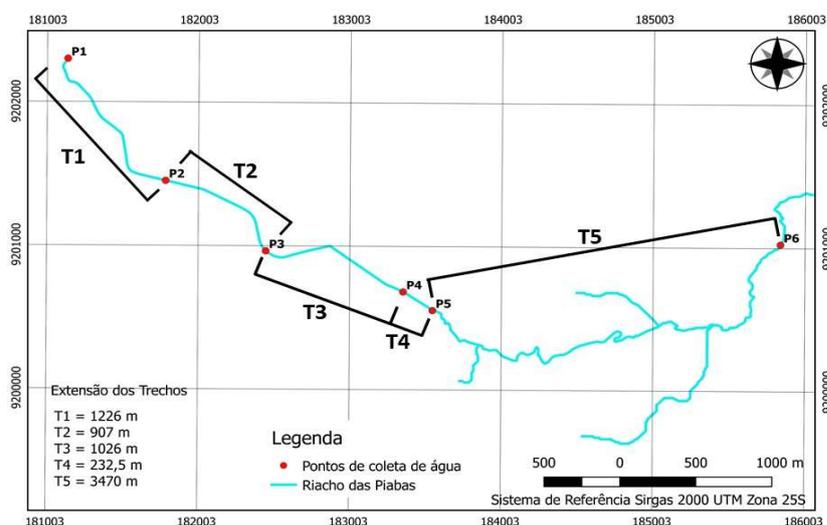
Fadel e Dornelles (2015) estudaram o efeito das interceptações do lançamento de esgoto no sistema de drenagem da bacia hidrográfica do Arroio Capivara, na Zona Sul de Porto Alegre, chegando a valores de aproximadamente 85% de desvio da concentração de efluentes, após a interceptação total de contribuições de esgoto, ocorrendo melhoria significativa na qualidade da água pluvial.

Considerando que parte dos esgotos sanitários está ligada às águas pluviais do canal do riacho das Piabas, sendo as mesmas destinadas a cursos d'água receptores, caso não ocorra intervenção, a Resolução CONAMA nº 430/2011 que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, permite verificar que o percentual de redução de DBO encontrado neste estudo com apenas dois pontos de lançamentos de esgoto interceptados, não atende a esta Resolução, pois exige, para o lançamento direto de efluentes, uma remoção mínima de 60% de DBO.

Portanto, torna-se um indicativo de que é necessário intervir com outras medidas, para estabelecer a sustentabilidade das águas da microbacia hidrográfica urbana do riacho das Piabas, mesmo que seja aumentando as interceptações de esgoto concomitantemente a outras ações.

Para melhor compreender os resultados de propagação da qualidade da água no canal ao longo da simulação, foi necessário dividir o canal do riacho das Piabas em trechos, conforme apresentados na Figura 46.

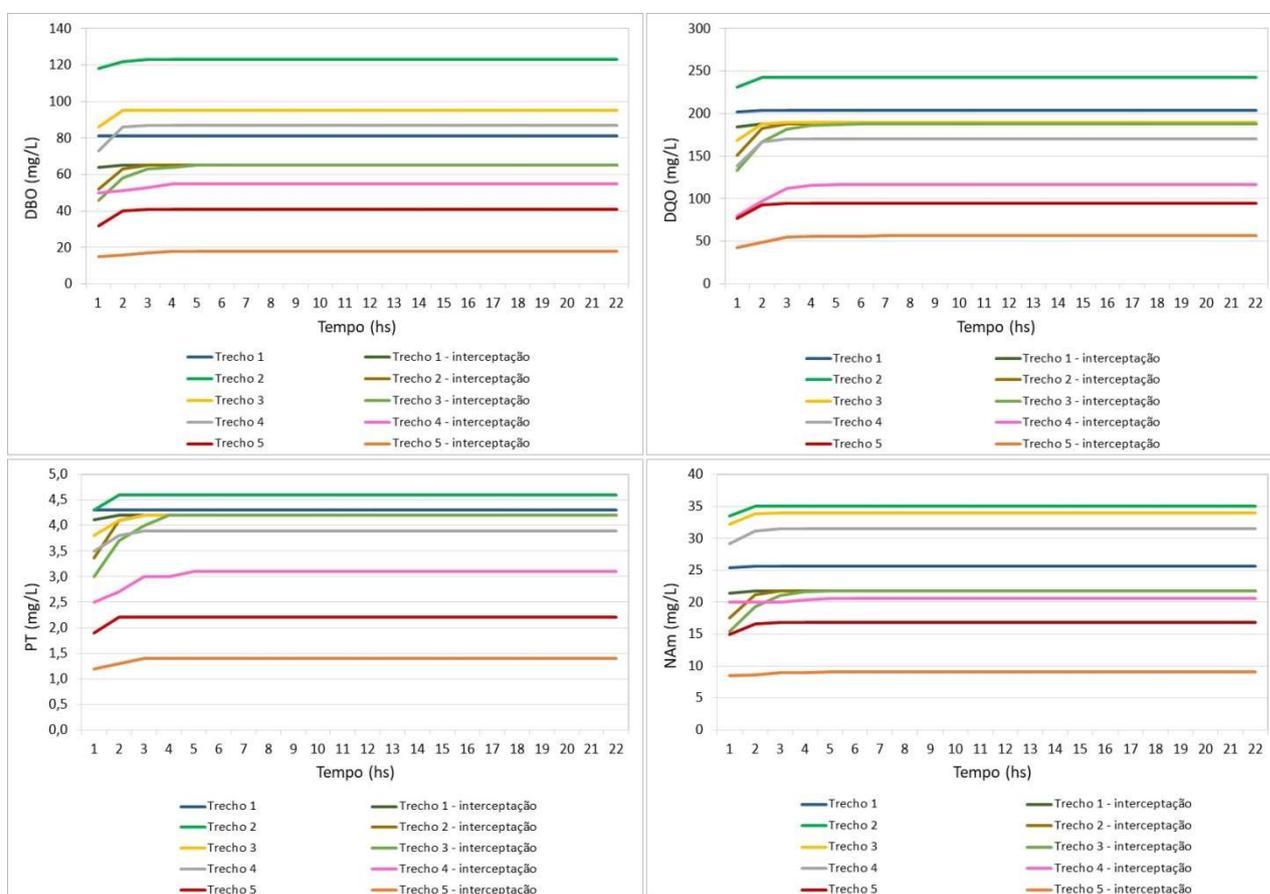
**Figura 46.** Divisão do riacho das Piabas em trechos.



A Figura 47 apresenta a variação das concentrações dos poluentes nos trechos ao longo das 22 horas simuladas, para o cenário real e para a intervenção de interceptação do lançamento de esgoto, com a qual foi observada melhoria da qualidade da água.

A concentração de DBO do trecho 1 iniciou com um valor de 81 mg/L, com a interceptação do lançamento de esgoto, o seu valor baixou para 64 mg/L, uma redução de 21%. No trecho 2 iniciou com um valor de 118 mg/L e com a interceptação de esgoto, o seu valor baixou para 52 mg/L, uma melhoria de 56%. Quando a DBO se torna constante ao longo da simulação, é observada uma melhoria de 47%.

**Figura 47.** Variação dos poluentes nos trechos ao longo da simulação (22 h) no cenário real e no cenário de intervenção com a interceptação de esgoto.



Para o trecho 3, a DQO inicial, sem intervenção, foi de 169 mg/L, com a intervenção ficou 133 mg/L, uma melhoria de 21,3%. Quando se estabilizou ao longo da simulação, não houve uma melhoria significativa. Para o trecho 5, com a interceptação do lançamento de esgoto, houve uma melhoria na concentração de PT de 36,4% ao longo da simulação.

Embora tenha ocorrido redução nas concentrações dos poluentes com essa intervenção, as concentrações ainda se apresentam elevadas, impactando negativamente a

biota aquática, restringindo os usos dessas águas, para irrigação, para abastecimento humano, dessedentação de animais, aquicultura entre outros, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, e assim, afetando a qualidade de vida da população e a economia da região.

A análise de corpos de água receptores tornou-se mais complexa, enquadrando na escala de captação, a poluição urbana como a maior fonte de poluentes e tornando, de fato, necessária uma associação do impacto ambiental à descarga pontual urbana com a poluição difusa, proveniente de áreas agrícolas.

Essa intervenção, embora tenha demonstrado eficácia na redução dos poluentes ao longo do canal, nem sempre é uma intervenção viável, pois o ato de desconstruir também traz prejuízos sociais e econômicos (intervenção em ruas, calçadas e residências) nas instalações de redes de esgotamento sanitário, podendo interferir no deslocamento da população e elevar custos na construção para interconectar os esgotos ao sistema de esgotamento sanitário. Além disso, pode ocorrer rejeições e confrontos sociais para que não aumentem as despesas mensais com o sistema de esgoto instalado.

Por isso, antes de tomar qualquer decisão, é indispensável o processo de Educação Ambiental para incentivar a população a participar das decisões relativas ao meio ambiente e para que compreenda as ações que beneficiarão o meio ambiente e a sociedade.

Idealmente, os esgotos deveriam ser integrados ao sistema de esgotamento sanitário porque aumenta a eficiência e sustentabilidade das redes de drenagem de águas pluviais. Isto implicaria numa série de impactos positivos como benefícios para a biota aquática dos corpos hídricos que receberiam águas menos poluídas do sistema de macrodrenagem, mitigando as possibilidades de eutrofização e depleção de oxigênio; mas também negativos, pois as obras implicariam em um possível incômodo para a população e representariam custos consideráveis já citados.

Para observar se os pontos positivos dessas obras se sobrepõem aos negativos, é necessário aplicar a ACV para avaliar os impactos negativos potenciais da água de drenagem após essa intervenção, analisar o custo de implantação dos interceptores e realizar a análise multicritério para auxiliar na tomada de decisão do melhor cenário de intervenção.

Segundo Abbas et al. (2019), a gestão de sistemas de esgotos combinados com águas de drenagem foi considerada, recentemente, como responsável por graves impactos ambientais em cursos de água, resultando no aumento da concentração de poluente na capacidade do sistema, devido ao crescimento populacional e ao impacto negativo das alterações climáticas.

Na prática, tornar o sistema separador absoluto, representaria um processo de desconstrução/construção, tanto no sistema de esgotamento sanitário como no sistema de drenagem, com impactos ambientais, sociais e econômicos, além de afetar a operação e a manutenção de ambos os sistemas. Seria um esforço considerável para tornar ambos os sistemas, de fato, independentes. Evidentemente, a consideração das dificuldades pode significar a decisão de convivência com a realidade da interconexão dos dois sistemas e propor soluções a jusante, como implantação de um sistema de armazenamento e tratamento dessas águas.

### *Cenário 2*

O cenário 2 relaciona-se à influência do período chuvoso na vazão de escoamento e na qualidade da água pluvial no sistema. A Tabela 12 apresenta o balanço resumido da qualidade da água em termos de acúmulo de poluentes no início e no final da simulação para os três eventos considerados.

**Tabela 12.** Acúmulo dos poluentes no início e no final da simulação em cada evento simulado.

| Evento                    | Acúmulo | Balanço da qualidade da água |          |         |          |          |
|---------------------------|---------|------------------------------|----------|---------|----------|----------|
|                           |         | DBO (kg)                     | DQO (kg) | PT (kg) | NAm (kg) | SDT (kg) |
| Chuva 11/7/2019<br>4,1 mm | Inicial | 58775                        | 155290   | 3511,5  | 24730,2  | 774381   |
|                           | Final   | 58238                        | 154196   | 3490,4  | 24575,3  | 771073   |
| Tr = 25 anos<br>92,7 mm   | Inicial | 87315                        | 215284   | 4684,7  | 33155,2  | 958044   |
|                           | Final   | 54153                        | 144353   | 3275,9  | 22960,4  | 728753   |
| Tr = 50 anos<br>108,5 mm  | Inicial | 89938                        | 218195   | 4756,5  | 34112,3  | 974394   |
|                           | Final   | 54021                        | 144219   | 3274,8  | 22956,4  | 728769   |

De acordo com a Tabela 12, no evento de 4,1 mm de chuva no dia 11/7/2019, as porcentagens de poluentes lixiviados pelo escoamento foram de 0,9% para DBO, 0,7% para DQO, 0,6% para PT, 0,6% para NAm e 0,4% para SDT. Isso demonstra que a precipitação de 4,1 mm não foi suficiente para diluir os poluentes acumulados durante os nove dias sem chuva. Para o evento de 108,5 mm de chuva, foram lixiviados 40% de DBO, 34% de DQO, 31% de PT e 32,7% e 25,2% de NAm e SDT, respectivamente. Ocorreu um comportamento próximo destes percentuais para o evento com Tr de 25 anos.

Os eventos com elevadas precipitações apresentaram maiores percentuais de lixiviação dos poluentes acumulados na superfície, devido ao aumento do escoamento. Porém, verifica-se que o total precipitado, embora tenha interferido na quantidade de poluente lixiviado, não

foi capaz de produzir uma diferença significativa na concentração de poluentes acumulados entre os eventos simulados, sendo isso atribuído à grande área contribuinte (3.399 ha).

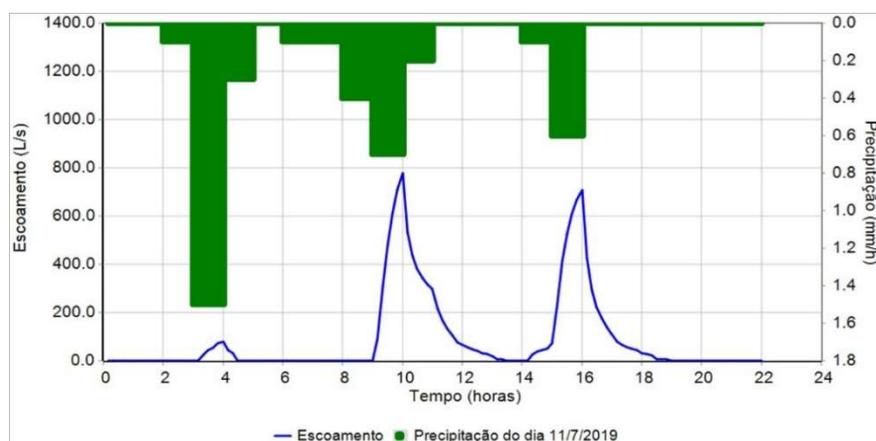
Observou-se que o acúmulo de poluentes apresentou valores elevados nos três eventos, demonstrando a interferência de atividades antrópicas nas sub-bacias, como fontes pontuais (lançamentos de esgotos e de resíduos sólidos) e de fontes difusas (abrange grandes áreas e, por meio das chuvas, chegam aos corpos de água de forma intermitente – esgotos, resíduos sólidos e de animais, efluentes agrícolas).

Para observar o comportamento da microbacia de drenagem em estudo, quanto à vazão de escoamento e à qualidade da água, serão apresentados os mapas de concentrações de poluentes e de escoamento nas sub-bacias no tempo de simulação no qual ocorreu o escoamento máximo no sistema e, também, no tempo final de simulação (22 h).

Verifica-se na Figura 48 que o escoamento máximo no sistema, cerca de 800,0 L/s, ocorre no tempo de 10 horas de simulação. Logo, a análise dos mapas será feita nesse tempo de simulação para a chuva do dia 11/7/2019. Para o evento com Tr de 50 anos o escoamento máximo no sistema ocorreu no tempo de 2 horas de simulação, em uma precipitação máxima de, aproximadamente, 70 mm/h.

Espera-se que, no tempo em que ocorrem os escoamentos máximos, haja dispersão dos poluentes acumulados na superfície, tornando-se um momento apropriado para análise da qualidade da água e da possibilidade de inundações na microbacia de drenagem do riacho das Piabas. A análise da capacidade do sistema de lixiviar os poluentes e de drenar as águas foi feita comparando o comportamento do sistema no tempo em que ocorreu o escoamento máximo com o tempo final da simulação.

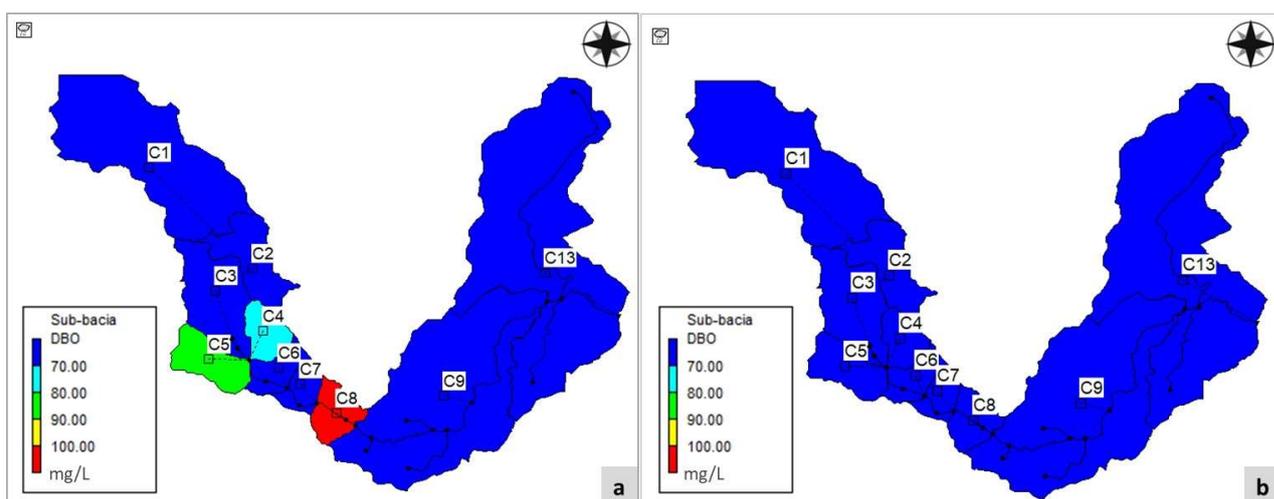
**Figura 48.** Comportamento do escoamento e da precipitação no sistema ao longo da simulação para a chuva do dia 11/7/2019.



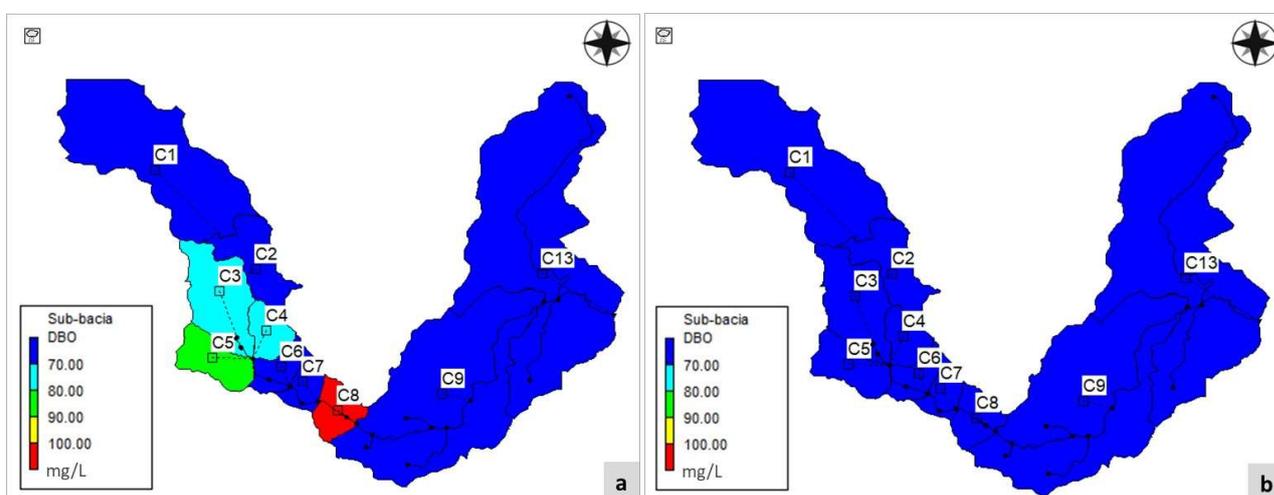
As Figuras 49 e 50 mostram as concentrações de DBO nas sub-bacias para cada evento simulado. Por meio dos mapas, percebe-se a interferência do total precipitado na lixiviação do poluente, comparando as concentrações no início e no final da simulação.

Na Figura 49a, são verificadas maiores concentrações de DBO nas sub-bacias urbanas C4, C5 e C8, em especial a sub-bacia C8, com uma DBO de 154 mg/L. Entre as sub-bacias urbanas, a C7 apresentou a menor concentração de DBO (52 mg/L), devido à área da bacia, que quanto menor mais rápida a lixiviação pela chuva. A C7 é a menor sub-bacia da microbacia hidrográfica do riacho das Piabas, cerca de 50% menor que a C5 (dados no Apêndice A). Quanto à declividade, não existe uma diferença significativa entre estas sub-bacias.

**Figura 49.** Concentrações de DBO nas sub-bacias na chuva do dia 11/7/2019.  
a) tempo de 10h de simulação b) tempo final da simulação (22h).



**Figura 50.** Concentrações de DBO nas sub-bacias na chuva com  $Tr = 50$  anos.  
a) tempo de 2h de simulação b) tempo final da simulação (22h).



Na Figura 49b, fica claro que a chuva de 4,1 mm foi capaz de reduzir a DBO nas sub-bacias urbanas C4, C5 e C8 no tempo final de 22 horas, o que evidencia a lavagem de poluentes nessa área por meio do escoamento superficial. Em toda a simulação, nos picos de escoamento (em torno das 10 horas e 16 horas - Figura 48), as sub-bacias C4, C5 e C8 são as que mais apresentam altas concentrações de poluentes.

No evento de 108,5 mm (Figura 50a), houve um aumento das concentrações de DBO na sub-bacia C3 em relação ao evento de 4,1 mm. Isso ocorreu, provavelmente porque as águas de drenagem das sub-bacias C1 e C2 escoam para C3, aumentando as concentrações de poluentes. No final da simulação (Figura 50b) ocorreu redução das concentrações de DBO em todas as sub-bacias, acontecendo o mesmo com DQO, PT, NAm, SDT e CTT. É o esperado, já que houve um aumento significativo do total precipitado desse cenário (Tr de 50 anos = 108,5 mm) com relação ao evento do dia 11/7/2019 (4,1 mm).

Ressalta-se também a influência dos dados físicos das sub-bacias e as características do solo na capacidade de escoamento e, conseqüentemente, na concentração de poluentes. A C5 é a sub-bacia de maior área (111,8 ha – Apêndice A) entre as sub-bacias urbanas C4 a C8, e a C8 apresenta a menor declividade (4,07% - Apêndice A) da microbacia hidrográfica do riacho das Piabas, o que interfere na velocidade de escoamento, dificultando o arraste de poluentes acumulados no período seco. Ambas apresentam o mesmo percentual de área impermeável (80%) que reflete na capacidade de infiltração de água no solo.

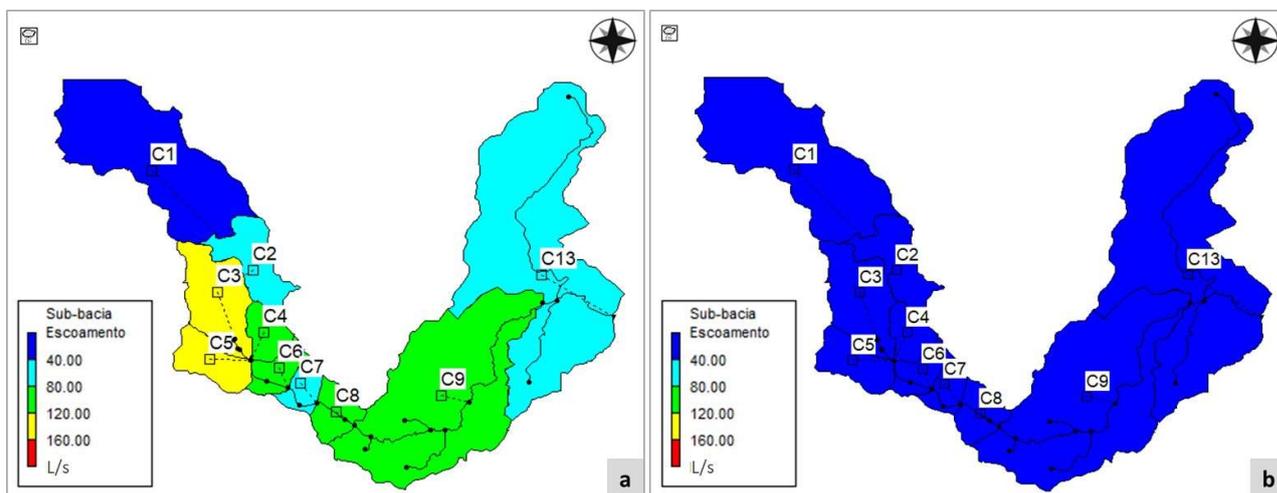
Fatores como área, declividade, percentual de área impermeável da bacia, interferem diretamente nos processos hidrológicos e na qualidade da água de drenagem. Segundo Olszewski et al. (2011) o escoamento sobre os terrenos da bacia tem relação direta com a declividade, somada a características de solo e de vegetação, principalmente devido ao aumento da velocidade de escoamento superficial, por isso, quanto maior a declividade, maior o escoamento superficial da água das chuvas e, conseqüentemente, a possibilidade de infiltração da água no solo é reduzida (CARDOSO et al., 2006 e TONELLO et al., 2006).

A descrição de características morfológicas e hidrológicas de uma bacia hidrográfica, aliada ao conhecimento do uso do solo, auxilia o processo de avaliação de possíveis efeitos de perturbação das características do ecossistema em suas condições naturais de equilíbrio, visando estabelecer parâmetros adequados de exploração pelo ser humano. Um processo de exploração adequada visa ao desenvolvimento sustentável, conservando os recursos genéticos, não degradando o meio ambiente e sendo apropriado tecnicamente, viável economicamente e aceitável socialmente (FAO, 1990).

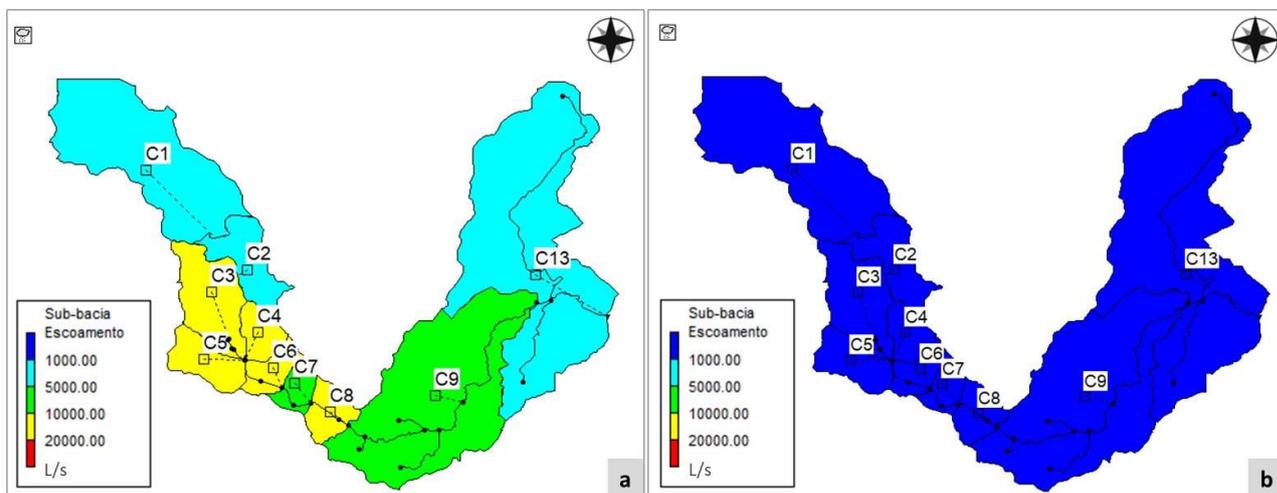
Portanto, é necessário conhecer a área de estudo de forma sistêmica, analisando todos os ecossistemas que estão interconectados para buscar estabelecer a sustentabilidade.

Quanto ao escoamento superficial, as Figuras 51a e 52a ilustram o comportamento das sub-bacias no pico do escoamento nos dois eventos simulados. Entre todas as sub-bacias, a C3 e a C5 apresentam o maior escoamento no evento de 4,1 mm (Figura 51a), devido à elevada extensão de suas áreas e, além disso, a sub-bacia C3 recebe contribuição das sub-bacias C1 e C2, aumentando, ainda mais, o volume de escoamento. Destaca-se, nesse tempo de simulação, a elevada concentração de DBO em C4, C5 e C8 (Figura 49a), levando a inferir elevadas poluições nessas sub-bacias no pico do escoamento.

**Figura 51.** Escoamento nas sub-bacias na chuva do dia 11/7/2019.  
a) tempo de 10h de simulação b) tempo final da simulação (22h).



**Figura 52.** Escoamento nas sub-bacias na chuva com  $Tr = 50$  anos.  
a) tempo de 2h de simulação b) tempo final da simulação (22h).



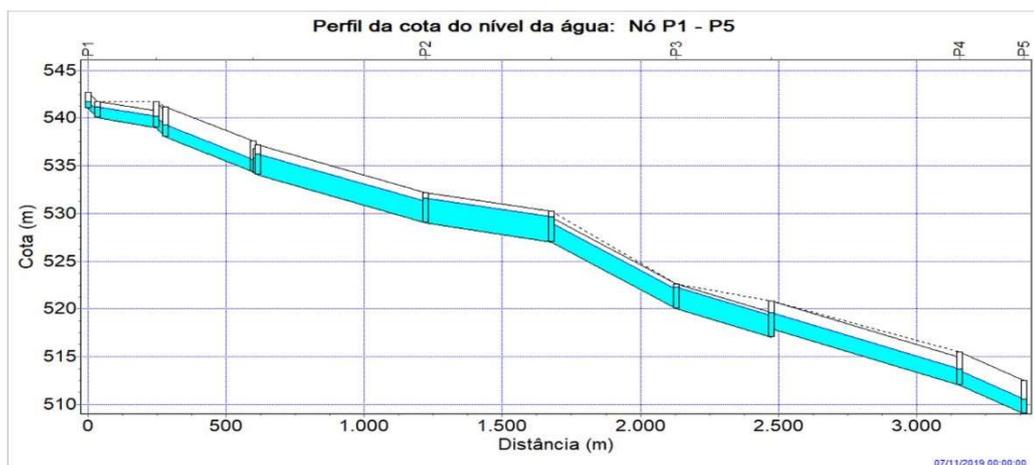
Na chuva com Tr de 50 anos (Figura 52a), observa-se que entre as sub-bacias urbanas (C4 a C8) a C7 apresentou menor escoamento. Corroborando o que já foi descrito anteriormente, as características físicas contribuem para esses resultados, pois a sub-bacia C7 tem menor área e maior declividade quando comparada com a C8, escoando a água pluvial na superfície mais rapidamente que a C8.

Ao final da simulação para os eventos de chuva do dia 11/7/2019 e com Tr de 50 anos (Figuras 51b e 52b) a microbacia hidrográfica do riacho das Piabas drenou suas águas sem maiores problemas.

A Figura 53 indica esta evidência, por meio da representação da lâmina líquida no perfil longitudinal do canal das Piabas, no tempo de simulação quando ocorreu o pico do escoamento no sistema no evento de 108,5 mm. O comportamento das concentrações de poluentes e do escoamento nas sub-bacias para o evento de 92,7 mm (Tr = 25 anos) é semelhante ao da chuva de 108,5 mm (Tr = 50 anos).

Mesmo em alguns pontos apresentando uma possível enchente (Figura 53), o canal do riacho das Piabas demonstra suportar elevados escoamentos superficiais, mesmo que, a ocorrência desta precipitação seja rara em uma área semiárida. Conclui-se que o grande problema da área de estudo está na má qualidade da água pluvial na área urbana (decorrente da poluição difusa e do lançamento indiscriminado de esgoto e de resíduos sólidos), que pode ocasionar impactos negativos como eutrofização, depleção de oxigênio do corpo hídrico, aumento da salinidade da água e do solo, afetando as dimensões ambiental, social e econômica.

**Figura 53.** Perfil longitudinal do canal do riacho das Piabas para a chuva de 50 anos no pico do escoamento.



Segundo Almeida et al. (2017), as características morfométricas podem se constituir num indicativo do comportamento da bacia hidrográfica no que diz respeito à susceptibilidade

ou não de ocorrência de enchentes. Ressalta-se que, isoladamente, essas características não são suficientes para a quantificação das enchentes em uma região e que há necessidade de associá-las com dados hidrometeorológicos, como precipitação e vazão, para poder estimar com mais confiabilidade a magnitude dos picos de enchentes.

Por isso, que neste estudo foram considerados três cenários com eventos pluviométricos distintos (4,1 mm, 92,7 mm e 108,5 mm) para analisar o comportamento do escoamento superficial nas sub-bacias variando as precipitações pluviométricas.

Ainda de acordo com Almeida et al. (2017), o planejamento urbano e o uso do solo conforme sua capacidade de uso são importantes meios para amenizar situações de risco de enchentes, uma vez que suas diretrizes possibilitam, respectivamente, a ocupação de áreas com menor susceptibilidade a enchentes e o favorecimento da infiltração da água no solo e a consequente redução do escoamento superficial.

Nas visitas *in loco* foi observada uma elevada urbanização nas sub-bacias C4 a C8 e ocupação desordenada próxima ao canal de drenagem nas sub-bacias C3, C5 e C8, o que interfere na infiltração das águas de chuva e, conseqüentemente, no escoamento superficial e na contaminação da água de drenagem.

A ocupação desordenada e a elevada urbanização favorecem a ocorrência de inundações e a deterioração da água pluvial urbana que impactam negativamente a dimensão social (afetam o bem-estar da comunidade, por meio do contágio de doenças de veiculação hídrica, de perdas materiais e/ou da própria vida), a dimensão econômica (aumento de internações, afetando a educação e a produtividade, prejuízos com reparos nos sistemas) e a dimensão ambiental (aumento dos poluentes nos cursos d'água, no solo e no ar).

Um cenário de intervenção como a interceptação do lançamento de esgoto também foi analisado no período chuvoso para avaliar a qualidade da água do riacho das Piabas com a interferência do escoamento superficial.

A Tabela 13 apresenta a redução nas concentrações dos poluentes com a interceptação do lançamento de esgoto no período chuvoso. Interceptando o lançamento de esgoto nos pontos E2 (próximo ao P2) e E3 (próximo ao P3), para a chuva de 4,1 mm houve melhora nas concentrações dos poluentes ao longo do canal, mesmo permanecendo a entrada de esgoto doméstico no P4 (E4) e a poluição difusa. As três aflúências existentes antes do P6 diluíram a matéria orgânica oriunda da área urbana, obtendo melhora significativa nesse ponto (cerca de 82% para DBO e DQO) com a interceptação do lançamento de esgoto.

**Tabela 13.** Comparação dos valores de DBO, DQO, PT e NAM simulados no cenário real (chuva 11/7/2019) com a medida de interceptação do lançamento de esgoto, no tempo final da simulação (22h).

| Poluentes | Pontos | Cenário real (mg/L) | Intervenção (mg/L) | Melhoria na qualidade (%) | Poluentes | Pontos | Cenário real (mg/L) | Intervenção (mg/L) | Melhoria na qualidade (%) |
|-----------|--------|---------------------|--------------------|---------------------------|-----------|--------|---------------------|--------------------|---------------------------|
| DBO       | P1     | 92                  | 92                 | 0,0                       | DQO       | P1     | 228                 | 228                | 0,0                       |
|           | P2     | 103                 | 78                 | 24,3                      |           | P2     | 227                 | 193                | 15,0                      |
|           | P3     | 89                  | 73                 | 18,0                      |           | P3     | 187                 | 181                | 3,2                       |
|           | P4     | 89                  | 73                 | 18,0                      |           | P4     | 182                 | 148                | 18,7                      |
|           | P5     | 88                  | 68                 | 22,7                      |           | P5     | 180                 | 138                | 23,3                      |
|           | P6     | 17                  | 3                  | 82,4                      |           | P6     | 34                  | 6                  | 82,4                      |
| PT        | P1     | 4,9                 | 4,9                | 0,0                       | NAM       | P1     | 26,7                | 26,7               | 0,0                       |
|           | P2     | 4,3                 | 4,1                | 4,7                       |           | P2     | 36,7                | 23,8               | 35,1                      |
|           | P3     | 4,1                 | 3,8                | 7,3                       |           | P3     | 31,8                | 22,7               | 28,6                      |
|           | P4     | 4,0                 | 3,2                | 20,0                      |           | P4     | 30,7                | 23,6               | 23,1                      |
|           | P5     | 4,0                 | 3,0                | 25,0                      |           | P5     | 30,4                | 23,9               | 21,4                      |
|           | P6     | 2,0                 | 1,6                | 20,0                      |           | P6     | 15,6                | 13,2               | 15,4                      |

Observa-se que, praticamente, não houve redução nas concentrações de DQO no P3 (3,2%), o que evidencia a elevada concentração de DQO lixiviada, decorrente de atividades comerciais nessa área, já citadas anteriormente. Desse modo, existe a influência da lavagem do solo nas concentrações de poluentes no canal de drenagem, afetando a eficiência dessa intervenção, no período chuvoso.

Desta forma, mais ações devem ser levadas a efeito na área urbana de Campina Grande para atender aos objetivos da sustentabilidade. Segundo Tsuji et al. (2019), para garantir o desenvolvimento sustentável da área urbana, deve-se proteger a qualidade da água, por meio de uma análise integrada do escoamento e da poluição difusa para avaliar o efeito da urbanização e as possíveis soluções de mitigação.

Para Santos et al. (2019), a importância hidrológica de metodologias que possam tanto atingir os objetivos de sustentabilidade como propor diretrizes práticas de projeto para gestão integrada de águas pluviais em áreas urbanas, é a possibilidade de redução dos impactos negativos no ciclo da água em decorrência da urbanização. O controle de escoamento na fonte (diminuindo sua velocidade e volume), faz uso de técnicas de armazenamento e infiltração, mantendo o tempo de concentração e os fluxos de pré-ocupação de bacias.

Para a microbacia do riacho das Piabas, deve-se investir em sistemas inovadores com soluções baseadas na natureza, com múltiplas funções e capazes de se adaptar às condições climáticas para responder bem às incertezas. Estes sistemas forneceriam benefícios para o meio ambiente, a saúde e o bem-estar do ser humano.

Porém, medidas em paralelo devem ser tomadas com objetivos de mitigar os efeitos da poluição difusa não controlada e pontual, como fiscalização eficaz pelas autoridades responsáveis e, principalmente, fornecer conscientização e educação ambiental para a população, sob pena de, mesmo com recursos financeiros para interceptar os esgotos ou inserir projetos sustentáveis, não conseguir obter resultados satisfatórios para o meio ambiente e a sociedade.

Desafios relacionados à sustentabilidade urbana existem, principalmente devido à necessidade de unir esforços de especialistas de diferentes áreas do conhecimento para enfrentar tarefas de transformação social, ecológica, econômica e de sistemas de infraestrutura, em longo prazo.

Na visão de Elmqvist et al. (2018), mesmo que os esforços para a realização de ajustes urbanos sejam transformadores, não se pode assumir que a sustentabilidade seja estabelecida como resultado final. Na verdade, é provável que haja compensações significativas, contestações, conflitos, imprevistos efeitos colaterais e consequências das iniciativas de sustentabilidade urbana em todas as escalas.

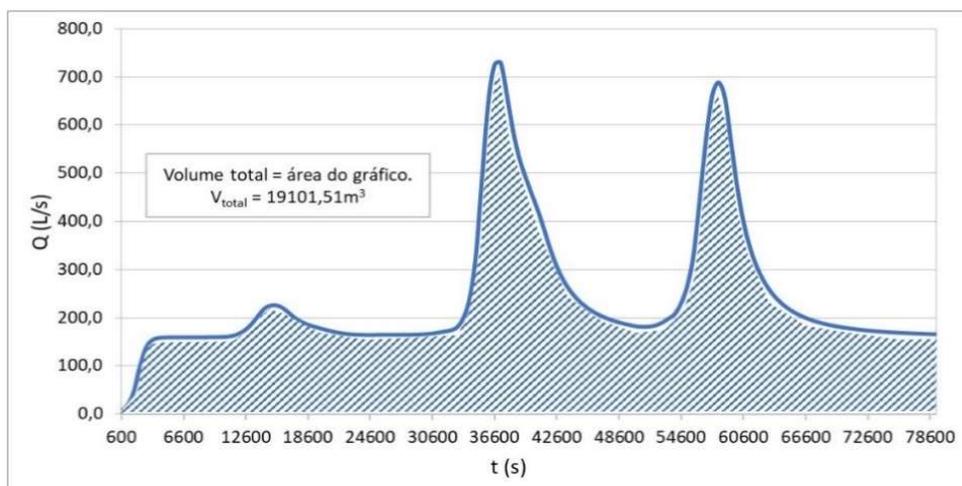
Desta forma, a integração entre vários poderes, organizações governamentais e não governamentais e entre a sociedade civil, são fundamentais para seguir com os princípios da sustentabilidade urbana, de maneira que reduza os desafios envolvidos rumo ao desenvolvimento sustentável dos sistemas urbanos, que lidam, constantemente, com o inesperado e profundas incertezas.

### *Cenário 3*

Os números de estudos sobre dimensionamento e localização de reservatórios de retenção em bacias hidrográficas urbanas são escassos. Ainda mais escassos são estudos de aproveitamento da água pluvial urbana represada em sistemas de retenção em um sistema de macrodrenagem. Este estudo é uma contribuição para preencher essa lacuna.

Para o dimensionamento dos reservatórios de retenção, após a simulação do cenário real na chuva do dia 11/7/2019, é necessário traçar o hidrograma que indica a variação da vazão com o tempo no ponto P5 (afluente do reservatório). Em seguida, por meio da Equação 8 (seção reservatórios na metodologia), foi possível estimar o volume total de 19.101,51 m<sup>3</sup> no P5, representado pela área abaixo da curva do hidrograma, indicado na Figura 54.

**Figura 54.** Hidrograma no ponto P5 do canal do riacho das Piabas



Como a área de implantação dos reservatórios não tem problema de inundação, de acordo com os resultados do cenário 2, a principal finalidade dessa medida de intervenção é de proporcionar o aproveitamento de água pluvial pela comunidade que sofre com problemas de escassez em uma região semiárida, contribuindo com a inserção social e valorização dessa área. Para isso, foi considerado um armazenamento de  $2000\text{ m}^3$  para atender as atividades não potáveis (de piscicultura, de pequenos cultivos, dessedentação de animais) da população que vive em propriedades localizadas em áreas periurbanas dos bairros Monte Castelo e Nova Brasília, em Campina Grande.

O volume de  $2000\text{ m}^3$  armazenado em três reservatórios é apenas uma proposta do presente estudo, podendo ser elevado à medida que aumentar o número de reservatórios. Não é viável aumentar de maneira considerável as dimensões propostas dos reservatórios de detenção nesse estudo, devido à declividade do terreno da região, por ser bastante íngreme, acaba sendo um fator limitante. Além disso, estruturas grandiosas aumentam os custos e a complexidade da construção, sendo esses aspectos inviáveis em uma cidade do interior onde os investimentos são escassos pelo poder público.

De qualquer forma, foram observadas várias opções de arranjo na área de implantação dos reservatórios. Na área entre os três reservatórios propostos, é possível instalar mais dois reservatórios ficando armazenado um volume de 17,5% do volume total de água de drenagem que passa pelo riacho das Piabas, mais quatro reservatórios aumentaria para 24,4% o volume de água armazenada. No entanto, essas propostas devem ser analisadas quanto ao custo-benefício e verificar as condições de investimento do poder público local. Vale ressaltar que, como a água é um bem de domínio público (art. 1º, inciso I da Lei 9.433/1997), o volume que passa pelo ponto P5 não deve ser armazenado totalmente.

O volume de 2000m<sup>3</sup> armazenado em três reservatórios é uma proposta minimalista, onde oferece um meio de beneficiar a população de forma eficiente utilizando o mínimo de recursos possíveis.

Desta forma, o armazenamento de 2000 m<sup>3</sup> corresponde a 10,5% do volume total. Prevendo-se três reservatórios de detenção retangulares (proposta minimalista), dispostos em série, o volume de água máximo armazenado em cada reservatório é de 667 m<sup>3</sup>. Considerando-se a relação entre o comprimento e a largura do reservatório de detenção de 4:1, segundo recomendações citadas no estudo de Souza (2014), a Tabela 14 apresenta as dimensões dos três reservatórios de detenção propostos.

**Tabela 14.** Características físicas dos reservatórios.

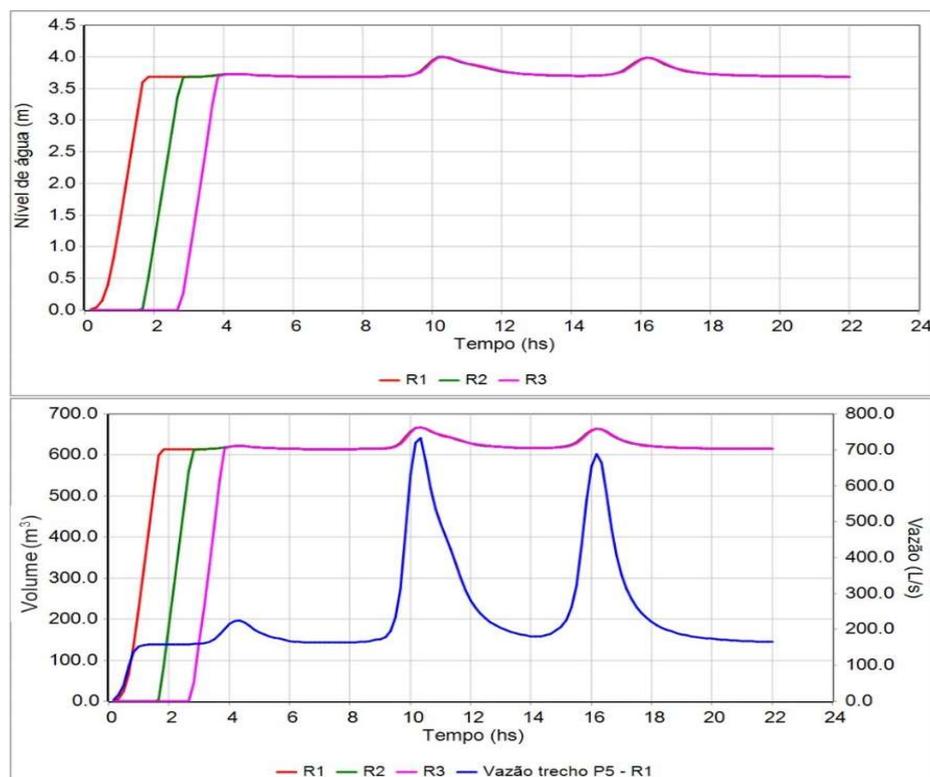
| Parâmetros                         | R1, R2 e R3 |
|------------------------------------|-------------|
| Largura (m)                        | 6,5         |
| Comprimento (m)                    | 25,8        |
| Profundidade total (m)             | 4,0         |
| Área superficial (m <sup>2</sup> ) | 167,0       |

Com o dimensionamento dos reservatórios finalizado, buscou-se analisar na simulação, o funcionamento dessa medida de intervenção no modelo. Os reservatórios foram implantados para o cenário real no período chuvoso (evento de 4,1 mm no dia 11/7/2019).

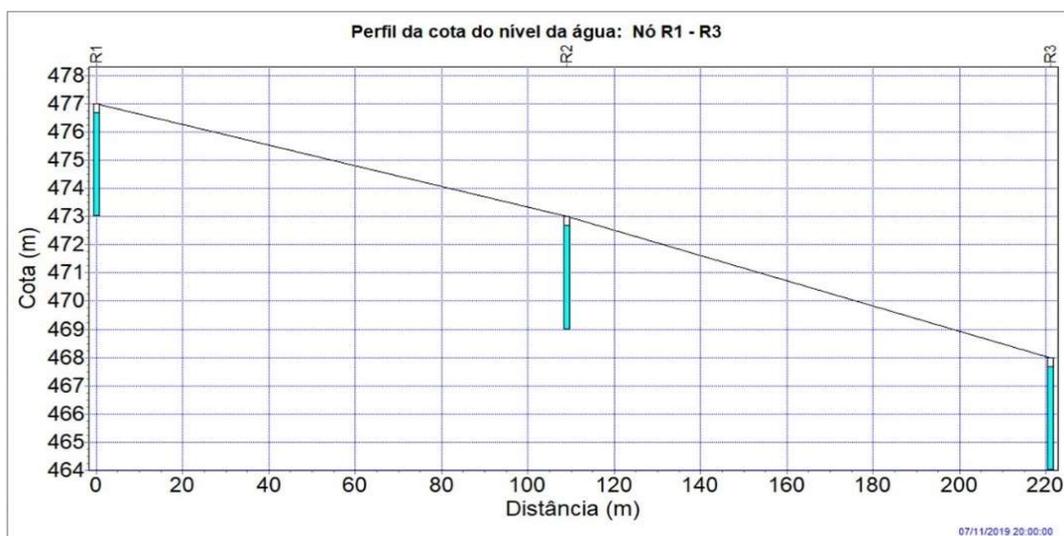
Em termos de modelagem do presente estudo, ao término da simulação (22h), o nível de água dentro dos reservatórios chegou a 3,7 m e o volume final em cada reservatório em torno de 614,6 m<sup>3</sup>, conforme ilustração da Figura 55, produzida no SWMM.

Verifica-se que, em 1 hora e 50 minutos de simulação, com uma vazão de 158,5 L/s, o R1 chegou ao volume próximo do máximo (613,8 m<sup>3</sup>), o R2 chegou a esse valor em 3 horas de simulação, e o R3 em 3 horas e 50 minutos. O volume máximo (667 m<sup>3</sup>) ocorreu às 10 horas e 20 minutos de simulação, com uma vazão de escoamento de 728,7 L/s no trecho P5-R1. O perfil longitudinal dos reservatórios pode ser visto na Figura 56, mostrando o armazenamento de água nos três reservatórios no tempo final de simulação.

**Figura 55.** Variação do nível e do volume de água nos reservatórios para a chuva do dia 11/7/2019 ao longo da simulação.



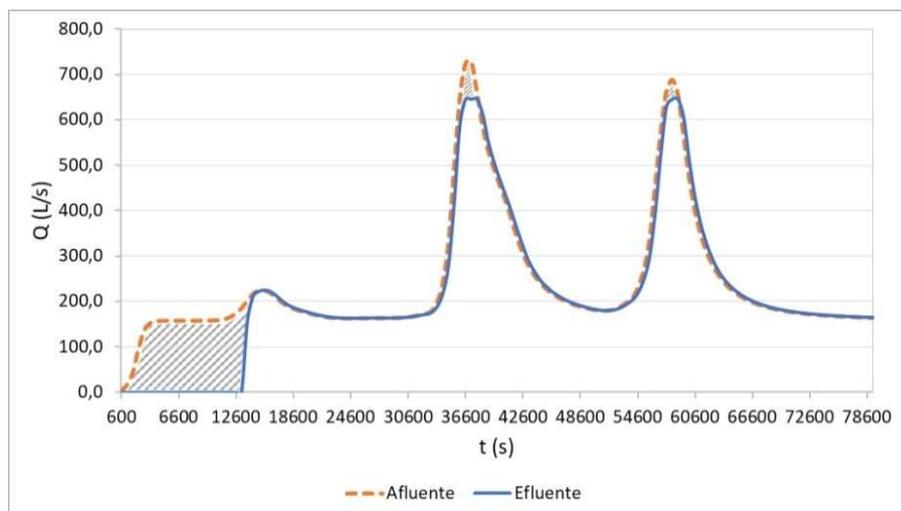
**Figura 56.** Perfil longitudinal da água nos reservatórios na chuva de 11/7/2019 no final da simulação.



A Figura 57 apresenta o efeito dos reservatórios no escoamento superficial. Observa-se que houve um amortecimento no escoamento e mínimas reduções de pico, ocorrendo o primeiro pico (em torno de 226 L/s) apenas em 4 horas e 20 minutos de simulação. O volume armazenado nos reservatórios é a soma das áreas hachuradas entre as curvas dos hidrogramas, apresentados na Figura 60, que corresponde a 10,5% do volume total.

Segundo Tucci (2012) as bacias de retenção não conduzem o volume do escoamento direto, apenas redistribuem as vazões ao longo do tempo, formando um volume útil temporário com parte do escoamento direto, e que, esse volume, corresponde à área compreendida entre os hidrogramas afluente e efluente da bacia.

**Figura 57.** Hidrograma do trecho P5 – R1 (afluente) e após o R3 (efluente).



Quanto à qualidade da água do riacho das Piabas a jusante dos reservatórios de retenção, houve uma melhoria mínima após o armazenamento, o que é esperado, visto que ocorreu um armazenamento de apenas 10,5% do volume total da água de drenagem urbana que passa pelo ponto P5. Esta melhoria é observada nos polutogramas apresentados no Apêndice G. No final das 22 horas de simulação, houve uma redução de 4,5% de DBO, de 6,5% de PT e de 6,6%, 3,7% e 6,9% de NAm, SDT e CTT, respectivamente. A jusante dos reservatórios há excedente de água com uma vazão de 165 L/s, que continuará recebendo os impactos da lixiviação e da autodepuração.

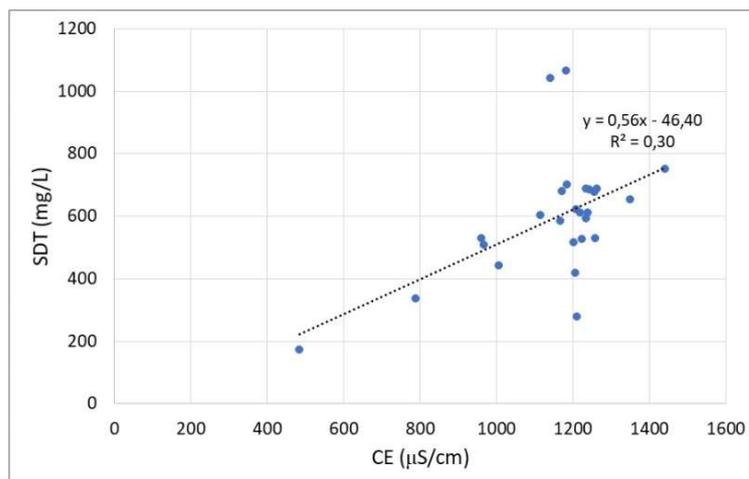
No que se refere à qualidade da água armazenada nos três reservatórios de retenção, os valores de nitrogênio amoniacal, sólidos dissolvidos totais, condutividade elétrica e coliformes termotolerantes, estão apresentados na Tabela 15.

**Tabela 15.** Qualidade da água nos reservatórios de retenção no tempo final de simulação.

| Reservatórios | DBO (mg/L) | PT (mg/L) | NAm (mg/L) | SDT (mg/L) | CE (µS/cm) | CTT (UFC/100mL) |
|---------------|------------|-----------|------------|------------|------------|-----------------|
| R1            | 86         | 3,9       | 29,6       | 502        | 979        | 5,1E+07         |
| R2            | 84         | 3,8       | 28,9       | 494        | 965        | 4,9E+07         |
| R3            | 84         | 3,7       | 28,3       | 495        | 967        | 4,8E+07         |

A condutividade elétrica (CE) foi determinada por meio da correlação existente com os sólidos dissolvidos totais, indicada na Figura 58. Com os resultados estimados nas análises laboratoriais no ponto P5 (afluente dos reservatórios), encontra-se a correlação linear entre as duas variáveis. De posse dos valores simulados de SDT nos reservatórios (Tabela 15), foi possível determinar a CE simulada, utilizando a equação de regressão linear (Figura 58).

**Figura 58.** Correlação linear entre SDT e CE no ponto P5 (afluente).



Como a pesquisa propõe o aproveitamento da água de drenagem em pequenos cultivos, deve-se fazer uma avaliação dos padrões de qualidade da água para uso na agricultura e os seus possíveis efeitos no solo. Zaman et al. (2018) modificaram o diagrama de qualidade da água publicado em 1954 pelo *Salinity Laboratory Staff* dos EUA, porque a maioria das águas de irrigação apresentam níveis de salinidade e sodicidade superiores aos apresentados no diagrama produzido.

Segundo os padrões citados por Zaman et al. (2018) a água do riacho das Piabas armazenada nos reservatórios possui um grau de salinidade alta. Observa-se que a CE apresentada na Tabela 15, está dentro da faixa de 750 a 2250 µS/cm, sendo classificada como água de irrigação com salinidade alta. Esta água não pode ser usada em solos que possuem drenagem restrita, ou seja, baixa lixiviação. Mesmo com drenagem adequada, podem ser necessários manejos especiais para controle de salinidade e devem ser selecionadas plantas com boa tolerância ao sal (ZAMAN et al., 2018).

Quanto ao valor de pH de 7,4 no P5 afluente dos reservatórios, a água de drenagem não oferece risco para as culturas. Segundo Zaman et al. (2018), esta variável na água de irrigação não é um critério aceitável de qualidade porque o pH da água tende a ser tamponado pelo solo, e a maioria das culturas pode tolerar uma ampla faixa de pH (ZAMAN et al., 2018).

Quanto ao padrão microbiológico para uso agrícola, a *World Health Organization* (WHO, 2006), a água armazenada nos reservatórios pode ser utilizada na irrigação de culturas de cereais, culturas que serão processadas, forrageiras, pastagens e árvores, caso não tenha exposição do público, porque não apresenta padrão para coliformes termotolerantes. Caso tenha exposição, a água de drenagem armazenada não pode ser utilizada porque as concentrações de CTT estão acima do padrão exigido ( $\leq 10^5$  UFC/100mL).

Segundo os padrões da WHO (2006), não se recomenda o uso da água do riacho das Piabas armazenada nos reservatórios para irrigação irrestrita (culturas ingeridas cruas) porque os valores de CTT estão acima do padrão exigido ( $\leq 1000$  UFC/100 mL), apenas se houver tratamento para melhorar a qualidade da água e se enquadrar no padrão recomendado.

Quanto a dessedentação animal, a água de drenagem do riacho das Piabas deve ser classificada nos padrões de Classe 3 da Resolução Conama nº 357/2005 (Tabela 6 e Quadro 11). Para tanto, é necessário tratar essa água para reduzir a matéria orgânica, os nutrientes, os sólidos dissolvidos totais e os coliformes termotolerantes, apresentados na Tabela 15.

Nota-se a necessidade de propor estratégias para melhorar a qualidade da água de drenagem armazenada nos reservatórios para seu aproveitamento, principalmente na dessedentação animal.

É alcançável uma melhoria significativa da qualidade da água por meio do aumento do tempo de detenção da água, promovendo a remoção de sólidos suspensos por sedimentação e permitindo a desinfecção ultravioleta durante o dia. Entre eventos de chuva, os microrganismos e algas florescem na água armazenada no reservatório, ocorrendo a remoção adicional de poluentes dissolvidos, nutrientes e metais pesados (VERGEYNST et al. 2012; KRAJEWSKI et al., 2019; HARRELL e RANJITHAN, 2003).

Gaborit et al. (2013), em seu estudo, propuseram cenários de controle em tempo real (que tem um alto potencial para otimizar o tempo de detenção) em um reservatório de detenção, localizado na saída de uma pequena bacia hidrográfica perto da cidade de Québec, Canadá. As diferentes estratégias de controle em tempo real implementados, revelaram um aumento na eficiência de remoção de sólidos suspensos totais de 46% (estado atual) para cerca de 90%. As regras permitiram maximizar o tempo de detenção da água, foi respeitada uma restrição em relação a um tempo máximo de 4 dias com água acumulada no reservatório para controlar a reprodução de mosquitos.

Para reservatórios de detenção secos, este controle em tempo real, basicamente, implicaria em adaptar a abertura de saída para maximizar o tempo de detenção de água, podendo ser aberto completamente para tempestades severas (GABORIT et al., 2013). Estes

reservatórios foram amplamente implementados no Canadá (SHAMMAA et al., 2002) e nos EUA (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1993).

Outro método para aumentar a eficiência do tratamento é através da incorporação de uma câmara de pré-sedimentação para o acúmulo de sedimentos grosseiros, o que facilita a limpeza periódica, a fim de impedir o seu carreamento por eventos subsequentes de escoamento (SOUZA, 2014).

A ABCP (2013b) recomenda a implantação de reservatórios que armazenem as águas de “primeira chuva” (caracterizada por transportar a maior quantidade de poluentes do evento de chuva) e as encaminhem para uma estação de tratamento de esgoto. Quando o volume deste reservatório é excedido, ele é extravasado para o reservatório de detenção. A experiência americana mostra que se forem captados e tratados os primeiros 15 mm de escoamento superficial em todos os eventos, serão tratados entre 80 a 90% do volume total escoado no ano (ASCE, 1992).

O principal problema dos reservatórios de detenção é a manutenção, restando uma grande carga de administração para o poder público. A razão para isso, é que com as chuvas, o escoamento superficial arrasta todos os tipos de resíduos sólidos e sedimentos disponíveis na bacia hidrográfica. Logo, a necessidade de buscar dispositivos para limpeza periódica dos reservatórios deve ser levada em consideração, evitando assim perda de eficiência (POLETO e TASSI, 2012).

A consideração dos custos de manutenção tem maior influência no caso do dispositivo aberto, uma vez que, tem um custo de implementação menor, mas precisa de manutenção periódica para evitar possíveis problemas de saúde pública, causados pela proliferação de vetores. Segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos os reservatórios de detenção operam de forma eficiente, desde que haja critérios de projeto e manutenção regular (USEPA, 1999).

A operação pode ser avaliada com base no monitoramento contínuo do afluente e efluente no reservatório, que ajuda a planejar estratégias de manutenção futuras. Atualmente, tais medições de campo, ainda são raramente conduzidas em pequenas bacias urbanas, principalmente devido aos recursos humanos e financeiros limitados (SIKORSKA et al., 2015; KRAJEWSKI et al., 2019).

A adoção de reservatórios de detenção requer também a utilização concomitante de medidas não-estruturais, especialmente de educação ambiental, pois seu funcionamento está intimamente relacionado com o comportamento e hábitos da população da bacia contribuinte, em particular, da forma de disposição dos resíduos sólidos e de uso e ocupação do solo

(NAKAZONE, 2005). Estas medidas estão em conformidade com os três princípios da sustentabilidade, já apresentados neste trabalho (seção 2.1.1), que afirmam a importância da participação conjunta e coletiva da sociedade na busca de estabelecer o desenvolvimento sustentável da área de estudo.

Uma abordagem alternativa para atenuar a concentração de poluentes na água de escoamento superficial por fontes difusas é integrar estruturas de LID's na gestão da bacia hidrográfica. A integração de sistemas de engenharia (reservatórios de retenção) e biorretenção parece ser uma direção promissora para melhorar a qualidade da água urbana.

Com o progresso acelerado e a elevada urbanização, em conjunto com grandes alterações climáticas, novos desafios são lançados para a gestão de bacias hidrográficas, estimulando o desenvolvimento de novas abordagens integradas, que combinem sistemas hidráulicos (engenharia) com sistemas de LID's para controlar a poluição das águas pluviais urbanas.

Wang (2001) demonstrou o impacto do uso do solo na qualidade das águas receptoras, e enfatizou a importância de integração do planejamento do uso do solo e a gestão da qualidade da água. Na gestão da bacia hidrográfica, é necessária uma legislação específica para implantar os reservatórios de retenção, definindo os usos do solo, bem como, as respectivas regulamentações e fiscalizações.

No Brasil, a efetivação da implantação de reservatórios de retenção, tem ocorrido por esforços dos municípios na criação de legislação específica, a exemplo de São Paulo, Belo Horizonte e Porto Alegre (GOMES et al., 2003).

Desta forma, os critérios de dimensionamento, construção e operação, a finalidade, as formas de armazenamento de água nos reservatórios, como também, a descrição das soluções alternativas de aumento da área permeável, deverão ser implementadas em um Plano Diretor de Drenagem Urbana do município de Campina Grande para que venham auxiliar os profissionais e sanar possíveis dúvidas da população, incentivando práticas sustentáveis.

Este estudo visa auxiliar os gestores municipais a conduzir, da melhor forma possível, a gestão da microbacia hidrográfica do riacho das Piabas, visto que, essa intervenção apresenta-se viável na retenção de um volume de água no período chuvoso. Contudo, devem ser adotadas estratégias na operação dos reservatórios de retenção para melhorar a qualidade da água de drenagem urbana, para que seja aproveitada em usos não potáveis dentro de padrões exigidos.

Portanto, esta pesquisa torna-se um passo inicial para incorporar o armazenamento de água de drenagem urbana em reservatórios de retenção nos planos municipais/regionais de gestão de águas pluviais.

#### *Cenário 4*

Uma abordagem de sistemas complexos inspirada na teoria da evolução pode informar estratégias de políticas e de intervenções para lidar com crescentes vulnerabilidades urbanas (ELMQVIST et al., 2018). Essa abordagem orienta ao planejamento de novos projetos e redesenha as estruturas urbanas existentes, promovendo a integração inovadora da infraestrutura de águas pluviais urbanas existente com infraestruturas verdes e permeáveis, com o objetivo de promover ambientes urbanos mais saudáveis e sustentáveis.

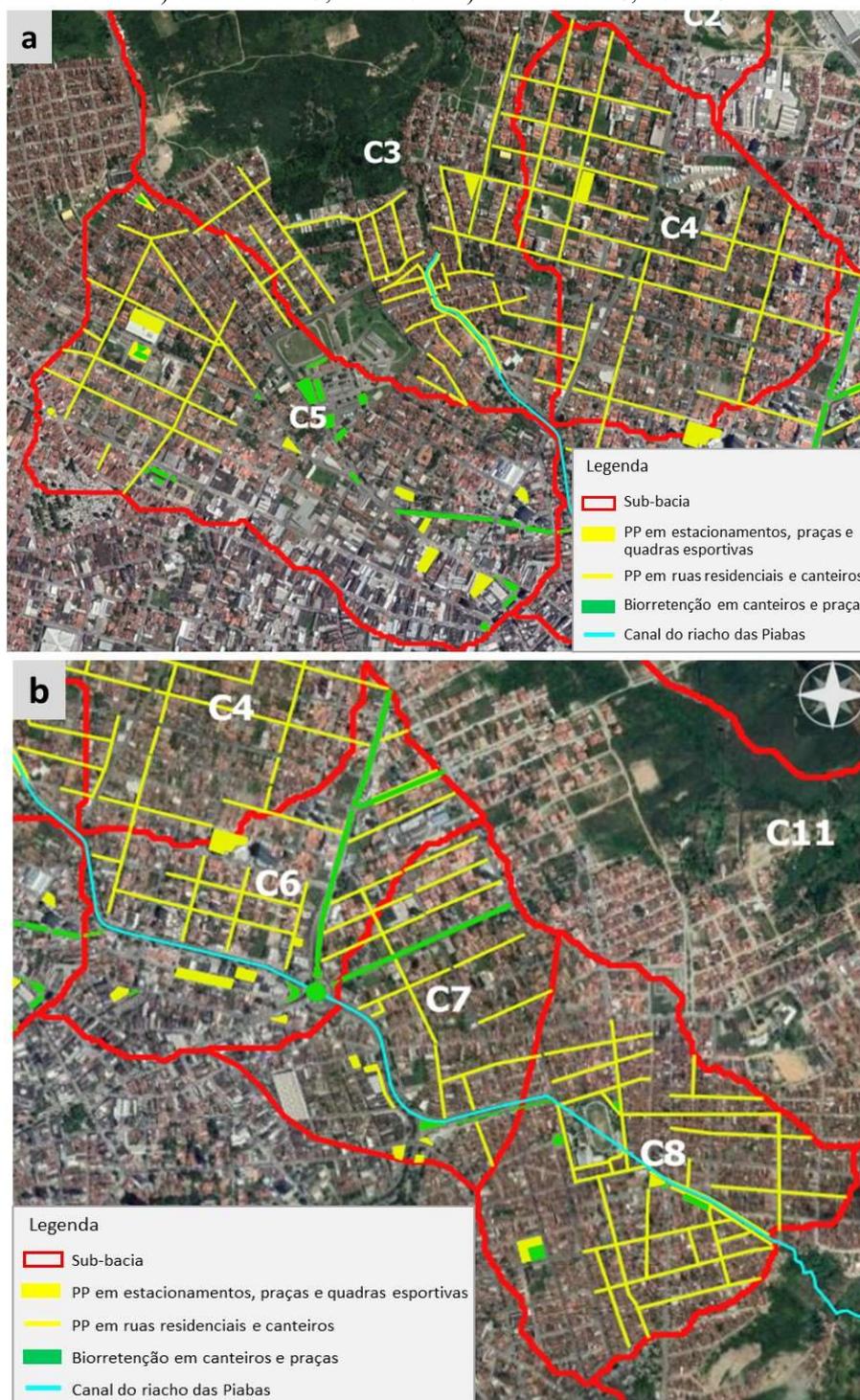
A proposta desse cenário é verificar se a alternativa baseada em técnicas de drenagem sustentável (LID – *low impact development*), com tratamento do escoamento superficial em pavimentos permeáveis e em infraestrutura verde (biorretenção), pode mitigar os poluentes nas sub-bacias e contribuir com soluções de integração à paisagem.

Para Carbone et al. (2014), uma série de precauções e mecanismos de controle é necessária para remover esses poluentes da superfície de escoamento, garantindo a sustentabilidade ambiental, protegendo os recursos hídricos e promovendo a saúde humana. Para este efeito, várias soluções baseadas na natureza são usadas no tratamento de águas pluviais, como, por exemplo, práticas de Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID).

A proposta dessa integração para a área de estudo da pesquisa, pode ser vista na Figura 59, que apresenta as áreas livres nas sub-bacias urbanas para a implantação dos controles de LID. Este cenário foi chamado de baixo LID, com proposta de percentual de áreas impermeáveis convertidas em pavimento permeável (PP) variando entre 3,13 a 9,57% e de biorretenção de 0,97 a 1,36%, após análise das áreas urbanas disponíveis nas sub-bacias, utilizando ferramentas de geoprocessamento, Google Earth e Street View.

Optou-se por introduzir esses controles nas sub-bacias urbanas (C4, C5, C6, C7 e C8) e na sub-bacia C3 foi sugerida a implantação na área inicial do canal do riacho das Piabas, conforme apresentado na Figura 59, onde existe bastante degradação ambiental e possibilidades de cheias.

**Figura 59.** Áreas disponíveis nas sub-bacias para a implantação de estruturas de LID.  
a) Sub-bacias C3, C4 e C5    b) Sub-bacias C6, C7 e C8



No cenário baixo LID, algumas considerações foram necessárias para introduzir pavimentos permeáveis nas áreas livres das sub-bacias citadas. Segundo a Associação Brasileira de Cimento Portland (ABCP, 2013a) estes pavimentos são adequados para passeios, estacionamentos, quadras esportivas e ruas residenciais, nas quais, se pressupõe de pouco tráfego. A proposta de implantação do pavimento permeável nas sub-bacias do riacho

das Piabas foi em ruas não asfaltadas e residenciais, praças, quadra esportiva, canteiros, em algumas instituições públicas e estacionamentos privativos. Com o auxílio do software QGIS foi possível calcular as áreas disponíveis para inserir esse controle no modelo SWMM.

Na unidade de biorretenção, os poluentes do escoamento superficial podem ser removidos por sedimentação, filtração, absorção e camadas de solo, por meio da captação pelas plantas e da biodegradação por microrganismos do solo (DAVIS et al., 2009). O sistema de biorretenção apresenta três camadas, uma superficial (plantas), uma de solo e a última contendo a camada de armazenamento.

A implantação dos sistemas de biorretenção, no cenário baixo LID, foi realizada em canteiros, praças e em instituições públicas. Não foram observadas áreas livres para inserir esses sistemas nas sub-bacias C3 e C4 (Figura 59).

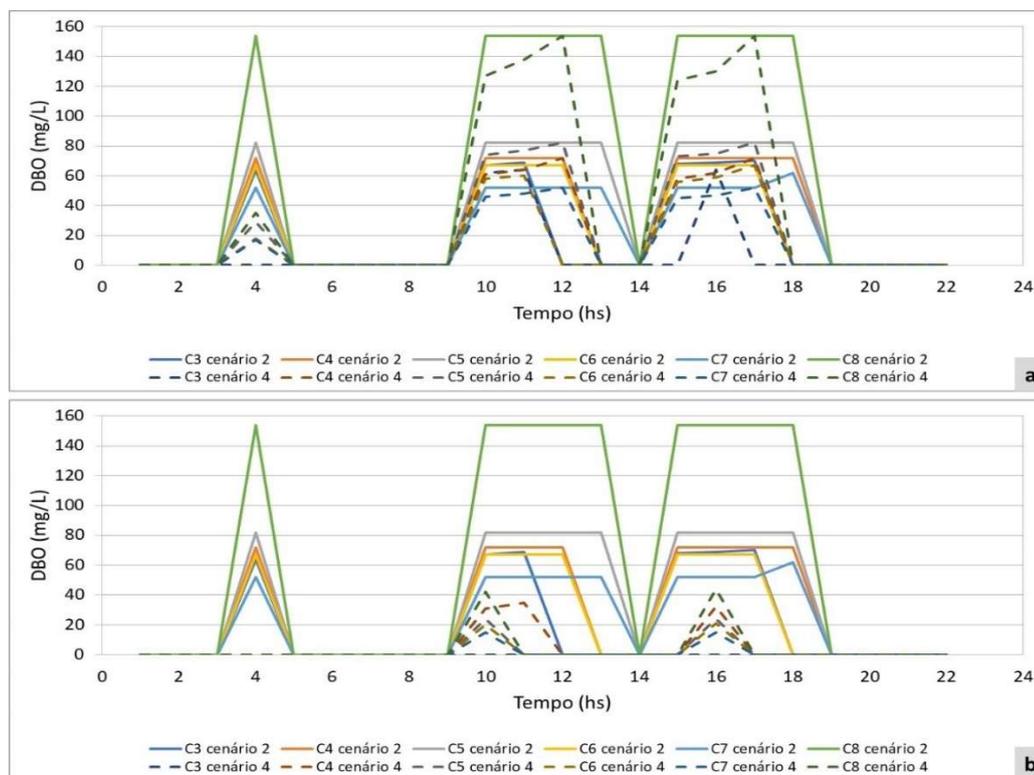
As Figuras 60a e b apresentam a variação da concentração de DBO ao longo das 22 horas de simulação no cenário real (cenário 2) e, após a introdução desses controles nas sub-bacias (cenário 4) para o evento do dia 11/7/2019 (4,1 mm). Constata-se que houve um melhor desempenho das estruturas de LID na redução das concentrações de poluentes no cenário médio LID - 35% das áreas impermeáveis convertidas em pavimento permeável e 10% convertidas em sistemas de biorretenção (Figura 60b), chegando a 100% de redução das variáveis DBO, DQO, PT, NAm e SDT na sub-bacia urbana C3 e 73% de redução na C8, com redução mínima de 57% na C4, no pico do escoamento. Isso demonstra que as estruturas de LID contribuem para estabelecer a sustentabilidade da área de estudo.

Como os poluentes encontram-se no escoamento superficial, devido à poluição difusa, as concentrações das variáveis variam de acordo com o volume de escoamento. Segundo Hu et al. (2017) e Li et al. (2016), o sistema de biorretenção reduz o pico de fluxo e a quantidade total de escoamento superficial, bem como, exibe um efeito de retenção no pico de inundação através de sua capacidade de armazenamento. No entanto, com o aumento do período de retorno e da intensidade das chuvas, o efeito de retenção, a taxa de redução do volume do escoamento e, conseqüentemente, a taxa de redução da quantidade total de poluentes, diminuirão.

Logo, as estruturas de LID foram um pouco mais eficientes em baixos eventos de precipitação, como pode ser observado na Tabela 16, com maiores taxas de redução dos poluentes, no evento de 4,1 mm nos dois cenários (baixo e médio LID). Para pequenas intensidades de chuva, a significância dos controles de LID's aumenta porque ocorre uma lenta saturação do solo, e este fenômeno interfere positivamente no escoamento e na qualidade da água.

**Figura 60.** Variação da concentração de DBO nas sub-bacias ao longo da simulação no cenário 2 (chuva do dia 11/7/2019)

a) baixo LID e b) médio LID



A Tabela 16 refere-se aos percentuais de redução das concentrações de poluentes no escoamento superficial. Esse percentual foi calculado comparando as concentrações de poluentes no escoamento superficial antes e após a implantação das estruturas de LID nas sub-bacias.

A sub-bacia C3 tem pouca área urbana e, por isso, se espera um melhor desempenho das estruturas de LID. Porém, observa-se baixa eficiência no baixo LID (variando entre 5 e 9%) e eficiência máxima (100%) no médio LID em ambos os eventos de chuva (chuva do dia 11/7/2019 e com Tr de 50 anos), demonstrando a necessidade de aumentar as estruturas de LID no cenário baixo LID para majorar o percentual de redução dos poluentes na sub-bacia C3.

Houve uma redução significativa da concentração de poluentes nas sub-bacias após a aplicação das estruturas de médio LID's. Porém, observou-se na modelagem, que não houve melhoria da qualidade da água na saída do canal urbano (após o P5), evidenciando a elevada influência das entradas de esgoto na poluição da água de drenagem urbana. Diante disso, para que a água pluvial do canal do riacho das Piabas atenda aos padrões de qualidade da água

recomendados pela Resolução Conama nº 357/2005 (Tabela 6), são necessários esforços adicionais, como a adoção de medidas de interceptação do lançamento de esgoto.

**Tabela 16.** Eficiência das estruturas de LID no pico do escoamento.

| Poluentes | Sub-bacias | Evento de 4,1 mm          |           | Evento de 108,5 mm        |           |
|-----------|------------|---------------------------|-----------|---------------------------|-----------|
|           |            | % de redução de poluentes |           | % de redução de poluentes |           |
|           |            | Baixo LID                 | Médio LID | Baixo LID                 | Médio LID |
| DBO       | C3         | 7                         | 100       | 5                         | 100       |
|           | C4         | 15                        | 57        | 13                        | 54        |
|           | C5         | 10                        | 71        | 7                         | 70        |
|           | C6         | 13                        | 70        | 12                        | 69        |
|           | C7         | 12                        | 71        | 10                        | 69        |
|           | C8         | 18                        | 73        | 13                        | 70        |
| DQO       | C3         | 8                         | 100       | 5                         | 100       |
|           | C4         | 15                        | 56        | 13                        | 54        |
|           | C5         | 9                         | 71        | 8                         | 70        |
|           | C6         | 13                        | 69        | 11                        | 69        |
|           | C7         | 11                        | 71        | 9                         | 70        |
|           | C8         | 18                        | 73        | 13                        | 70        |
| FT        | C3         | 8                         | 100       | 6                         | 100       |
|           | C4         | 16                        | 58        | 13                        | 55        |
|           | C5         | 9                         | 71        | 6                         | 69        |
|           | C6         | 13                        | 69        | 9                         | 69        |
|           | C7         | 15                        | 70        | 10                        | 70        |
|           | C8         | 19                        | 71        | 13                        | 71        |
| NAm       | C3         | 9                         | 100       | 5                         | 100       |
|           | C4         | 15                        | 56        | 13                        | 55        |
|           | C5         | 10                        | 71        | 8                         | 70        |
|           | C6         | 13                        | 69        | 12                        | 69        |
|           | C7         | 11                        | 72        | 9                         | 70        |
|           | C8         | 17                        | 73        | 13                        | 70        |
| SDT       | C3         | 8                         | 100       | 5                         | 100       |
|           | C4         | 15                        | 57        | 13                        | 54        |
|           | C5         | 10                        | 71        | 8                         | 70        |
|           | C6         | 13                        | 69        | 12                        | 64        |
|           | C7         | 11                        | 71        | 8                         | 70        |
|           | C8         | 17                        | 72        | 13                        | 70        |

Estudos mostraram que sistemas de biorretenção podem efetivamente reduzir a quantidade de escoamento e remover sólidos suspensos, metais pesados, fósforo, gorduras e óleos, bem como outros patógenos (BLECKEN et al., 2009; DAVIS, 2005; DAVIS et al., 2009). Quando os controles de LID foram implementados na área de drenagem na cidade de Xi'an, China, Li et al. (2016) verificaram taxas de redução de 26,0 a 46,7% de DQO, de 22,5 a 45,8% de fósforo, de 23,0 a 46,0% de nitrogênio total e de 29,8 a 46,1% de sólidos suspensos totais. No estudo de Gülbaz et al. (2019), em Istambul na Turquia, houve uma redução na vazão de 7,65% e o pico da concentração de sólidos suspensos totais diminuiu 33%.

Liu et al. (2016) realizaram um estudo na bacia hidrográfica de Trail Creek, localizada no noroeste de Indiana nos EUA, utilizando controles de LID's em usos do solo previstos para 2050, para mitigar os efeitos da urbanização. Obtiveram como resultados reduções de 20%, 50%, 29% e 28% do volume de escoamento, de sólidos suspensos totais, de fósforo total e nitrogênio total, respectivamente.

Seo et al. (2017) estudaram a eficácia das práticas de LID em diferentes padrões urbanos na bacia hidrográfica de Clear Creek, situada ao norte de League City, Texas, EUA. Encontraram uma redução de 14% de escoamento superficial e de 11% de PT para uma área urbana compacta de alta densidade; e uma redução de 29% de escoamento superficial e de 25% de PT para uma área urbana convencional de média densidade.

Vale ressaltar, que a área de estudo da presente pesquisa sofre com problemas de alagamentos e inundações influenciadas pela falta de educação por parte da população que lança resíduos sólidos na rede de microdrenagem, ocasionando obstrução e consequente inundação. Ahiablame e Shakya (2016), Randall (2019), Li et al. (2016), Tang et al. (2016), Zhang et al., (2016), Liu et al. (2016), Hu et al. (2017), Vo et al. (2020), avaliaram as capacidades de redução de inundações na adoção de práticas de LID em uma bacia hidrográfica urbana. Os resultados indicaram que estas práticas são eficazes para a mitigação de inundações na escala de bacias hidrográficas e, especialmente, para reduzir inundações em áreas de alto risco.

Além disso, os sistemas de biorretenção e pavimentos permeáveis podem garantir uma maior longevidade para a infraestrutura de drenagem urbana, por serem medidas de controle importantes para as políticas públicas que objetivam, estrategicamente, adaptar os ambientes urbanos aos desafios das mudanças climáticas (MOURA et al., 2016).

Ainda segundo Moura et al. (2016), alternativas mais sustentáveis, como as estruturas de LID's, combinadas com soluções de retenção, garantem maior resiliência às infraestruturas de drenagem porque essas técnicas descentralizadas contribuem para a prevenção da inundação e, ao mesmo tempo, para a melhor qualidade do meio ambiente e das águas urbanas.

Para que estas técnicas funcionem eficientemente, contribuindo para o avanço ambiental, social e econômico deve-se ter cuidados especiais na manutenção. Nos pavimentos permeáveis recomenda-se realizar, permanentemente, a remoção de sedimentos e limpeza semestral por aspiração. Nos sistemas de biorretenção pode ocorrer a perda progressiva de eficiência, ao longo do tempo, devido a fatores como obstrução e estresse das plantas, devendo ser monitorados constantemente (KNIGHT, 2008; READ et al., 2008).

Com a implantação das estruturas de LID's, os benefícios ambientais e sociais relacionam-se com a melhoria da qualidade da água pluvial e a redução do escoamento, evitando transtornos com enchentes e inundações, melhoram a qualidade do ambiente ecológico, uma vez que oferecem condições adequadas para o crescimento das plantas e a reprodução de microrganismos, e promovem uma relação mais equilibrada entre os seres humanos e a natureza. Isto é, as funções dessas estruturas consistem em melhorar a paisagem e oferecer serviço ecológico (LI et al., 2019).

Os benefícios econômicos, envolvendo as práticas de LID, relacionam-se com o desempenho operacional, que é determinado pela viabilidade do projeto, da engenharia e da estabilidade operacional dos controles de LID. Estes benefícios incluem, principalmente, reduções em custos de construção e de manutenção e economia devido ao aumento do desempenho operacional (LI et al., 2019).

Estes controles podem reduzir o investimento em instalações de redes municipais para o transporte e o tratamento de águas pluviais. A modelagem computacional ajuda a determinar a localização das estruturas de LID em uma bacia hidrográfica, de forma a atingir a relação custo-eficácia ao abordar a proteção da qualidade ambiental e as necessidades de restauração em áreas urbanas e em desenvolvimento. Como o orçamento é um fator limitante, importante nos projetos de gestão das águas pluviais, a seleção e localização ideais de controles de LID são necessárias na redução do fluxo do escoamento/pico máximo a custos mínimos (ECKART et al., 2017).

Embora estudos indiquem a importância e os benefícios ambientais, sociais e econômicos em implantar dispositivos de LID em bacias hidrográficas urbanizadas, observa-se que para o sistema de drenagem do riacho das Piabas, por possuir águas ricas em poluentes, é necessária a integração de cenários para obter um efluente final dentro dos padrões mínimos exigidos (rios de Classe 3) da Resolução Conama nº 357/2005. Este estudo fornece avaliação nessas três dimensões para diferentes cenários, servindo de subsídio para os gestores públicos analisarem a melhor solução para a área de estudo.

Os cenários são analisados quanto aos impactos potenciais nas dimensões ambiental, social e econômica na metodologia ACV para direcionar a solução que melhor estabeleça a sustentabilidade.

#### *Observações entre os cenários de intervenção (Cenário 3 e Cenário 4)*

Diante do exposto, uma grande vantagem dos reservatórios é a valorização de área periurbana da cidade em estudo e a inclusão social da população de baixa renda, por meio da

possibilidade de fornecimento de água para usos não potáveis em períodos de escassez. Já os controles de LID têm influência direta na diminuição dos poluentes das sub-bacias urbanas de Campina Grande, como também, na redução dos alagamentos e possíveis inundações.

Vale destacar que, para o cenário médio LID nas sub-bacias, são recomendadas ações do poder público para a expansão de pavimentos permeáveis e de sistemas de biorretenção, sugeridos no cenário baixo LID, que podem ser acrescentados em passeios e em lotes disponíveis na área de estudo, ampliando a permeabilidade das sub-bacias. Essas instalações podem ser facilmente integradas com a paisagem da cidade, tornando-se parte integrante da drenagem urbana.

Desta forma, os reservatórios podem gerar água para ser utilizada em usos não potáveis que são atividades sustentáveis, mas sem resolver os problemas locais de poluição nas sub-bacias urbanas. Os controles de LID são viáveis para mitigar a poluição nas sub-bacias urbanas e deixam o ambiente urbano mais sustentável, podendo contribuir para políticas mais flexíveis e eficazes de gestão urbana e o uso do espaço urbano.

#### **5.4 Avaliação do ciclo de vida da água de drenagem urbana do riacho das Piabas**

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi utilizada para analisar os impactos potenciais negativos nas dimensões ambiental, social e econômica, decorrentes das emissões no ar, na água e no solo dos poluentes presentes na água de drenagem urbana do riacho das Piabas.

##### **5.4.1 Inventário do ciclo de vida da água de drenagem urbana do riacho das Piabas**

Essa é a fase da ACV que demanda maior tempo, devido à necessidade de obtenção de dados para dar início à modelagem no programa OpenLCA. Para elaborar o inventário foi necessário analisar detalhadamente, quais são os fluxos de entrada e saída do canal urbano do riacho das Piabas, denominado como um sistema natural. Por ser aberto, esse sistema urbano está sujeito às influências naturais como clima e intensidade de precipitação, com aportes de poluentes derivados do escoamento superficial, e às consequências da pressão antrópica, como o lançamento indiscriminado de esgoto e de resíduos sólidos, e a ocupação desordenada que afetam os fluxos energéticos e mássicos do sistema.

Esses fatores foram considerados para catalogar os dados de entrada e saída em cada ponto estudado (P1 ao P5) do sistema. Os dados foram retirados da modelagem hidrológica,

onde, após a calibração, foi possível adquirir os fluxos de entrada de poluentes das quatro contribuições de esgoto ao longo do sistema, e por meio do relatório de estado fornecido no programa SWMM, foram obtidos os fluxos de entrada dos poluentes referentes à lixiviação nas sub-bacias. Os poluentes considerados para a ACV foram, DBO, DQO, fósforo total e nitrogênio amoniacal. Os fluxos de saída são as emissões para a água, o ar e o solo.

Após a obtenção dos dados, foram realizados os procedimentos de cálculo para quantificar os fluxos de entrada e saída em cada ponto estudado ao longo do sistema de drenagem urbana, e analisados os fluxos elementares do banco de dados do Ecoinvent 3.7, inserido no programa OpenLCA.

Foi observado que nos fluxos elementares do Ecoinvent 3.7 não consta o nitrogênio amoniacal e sim, o íon amônio e a amônia. Portanto, foi necessário utilizar a equação de Equilíbrio Químico da Amônia para determinar as concentrações do íon amônio e da amônia a partir da concentração do nitrogênio amoniacal, do pH e da temperatura da água de drenagem urbana. Ressalta-se que estas análises foram realizadas sendo consideradas as variações dos resultados conforme o período climático (seco e chuvoso).

Quanto à determinação do valor de metano, foi realizada a conversão de DBO sugerida no IPCC (2006), onde é atribuído um valor padrão de 0,6 kg de CH<sub>4</sub>/kg de DBO. Além disso, deve-se multiplicar um fator de correção do metano, variando entre 0,0 e 0,2, para rios com altas cargas orgânicas. Neste estudo, foi considerado um valor de correção de 0,2 devido às elevadas concentrações de matéria orgânica das águas do riacho das Piabas.

No Apêndice H encontra-se o inventário para Avaliação do Ciclo de Vida ambiental, social e econômica das águas de drenagem do riacho das Piabas para cada cenário proposto.

Uma vez definido o inventário, é procedida a inserção dos fluxos de entrada e saída no programa OpenLCA. Na modelagem, o programa classifica os dados inseridos, distribui nas categorias de impacto específicas do método de avaliação de impacto definido e faz a caracterização, na qual os dados inventariados são multiplicados por fatores de equivalência para cada indicador (categoria de impacto).

Neste trabalho foi considerado o método de avaliação ReCiPe nas abordagens *midpoint* e *endpoint*, já citados na metodologia. Os dados inseridos são interpretados em termos de seus impactos (categorias de impacto).

#### 5.4.2 ACV ambiental das águas de drenagem urbana do riacho das Piabas

Para interpretar os impactos ambientais potenciais foi realizada uma comparação entre as categorias de impacto (indicadores) em cada cenário proposto, em termos de valor relativo (%). A análise dos resultados compreende os componentes/fluxos (esgoto e lixiviação) mais impactantes, o cenário com menor impacto ambiental potencial e os indicadores mais afetados. Esse estudo aponta quais cenários contribuem para os impactos ambientais da área de estudo.

Para a ACV ambiental foram utilizadas categorias de impacto intermediárias (*midpoint*) por ser uma abordagem associada aos problemas. A Tabela 17 apresenta os resultados dos impactos ambientais do escoamento final da água de drenagem no cenário 1 (cenário real no período seco) categorizados em oito indicadores. Como não ocorre a precipitação, o esgoto caracteriza a água contribuinte do canal das Piabas no período seco. Observa-se que os impactos ambientais potenciais diminuem, consideravelmente, no cenário de interceptação de dois pontos de esgoto (pontos de maior contribuição - E2 e E3).

**Tabela 17.** Impactos potenciais ambientais da água de drenagem urbana no cenário 1.

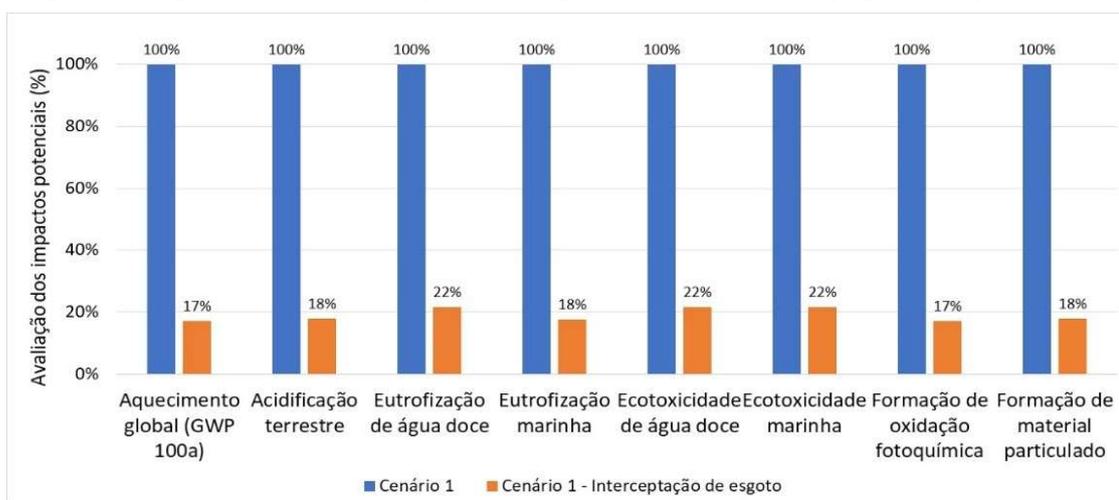
| Categoria de impacto/indicador   | Unidade de referência  | Impactos potenciais no período seco |                           |
|----------------------------------|------------------------|-------------------------------------|---------------------------|
|                                  |                        | Cenário 1 - real                    | Cenário 1 - Interceptação |
| Aquecimento global (GWP 100a)    | kg CO <sub>2</sub> -Eq | 2180,50                             | 373,80                    |
| Acidificação terrestre           | kg SO <sub>2</sub> -Eq | 12,64                               | 2,25                      |
| Eutrofização de água doce        | kg P-Eq                | 36,30                               | 7,90                      |
| Eutrofização marinha             | kg N-Eq                | 225,32                              | 40,00                     |
| Ecotoxicidade de água doce       | kg 1,4-DCB-Eq          | 3987,28                             | 867,76                    |
| Ecotoxicidade marinha            | kg 1,4-DCB-Eq          | 243,52                              | 53,00                     |
| Formação de oxidação fotoquímica | kg NMVOC-Eq            | 0,99                                | 0,17                      |
| Formação de material particulado | kg PM10-Eq             | 1,65                                | 0,29                      |

As categorias de impacto apresentam unidades de referência final diferentes, o que impede que sejam comparáveis diretamente. Assim, na etapa de normalização da AICV (Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida) cada categoria de impacto foi dividida por um valor comum de referência, que pode ser o valor máximo entre as alternativas (os cenários), resultando em um valor adimensional, resolvendo a discrepância entre as unidades e permitindo comparar as categorias de impacto para cada cenário. Esse procedimento é conhecido por normalização interna dos resultados.

Após esse procedimento nos resultados dos impactos ambientais da Tabela 17, foi possível observar a redução dos impactos ambientais com o cenário de intervenção. A Figura 61 apresenta os resultados relativos dos indicadores no cenário 1. Observa-se uma redução variando entre 78 e 83% de impactos ambientais com a interceptação de dois pontos de lançamento de esgoto, indicando uma excelente alternativa para auxiliar na sustentabilidade da área de estudo. Porém, deve ser analisada a viabilidade da interceptação do lançamento de esgoto nas dimensões social e econômica.

O cenário 1 (real) retrata o quanto que o esgoto lançado no riacho das Piabas afeta o meio ambiente com as emissões que causam problemas no ar (aquecimento global, formação de oxidação fotoquímica e formação de material particulado), no solo (acidificação terrestre) e na água (eutrofização e ecotoxicidade).

**Figura 61.** Impactos ambientais da água de drenagem urbana nos cenários propostos no período seco.



Com o objetivo de reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEE) que contribuem para o aquecimento global, o Brasil elaborou sua NDC (*Nationally Determined Contribution*), apresentando como metas a redução das emissões de GEE em 37% até 2025 e redução de 43% até 2030, com a referência do índice de emissão observado no ano de 2005 (CETESB, 2021).

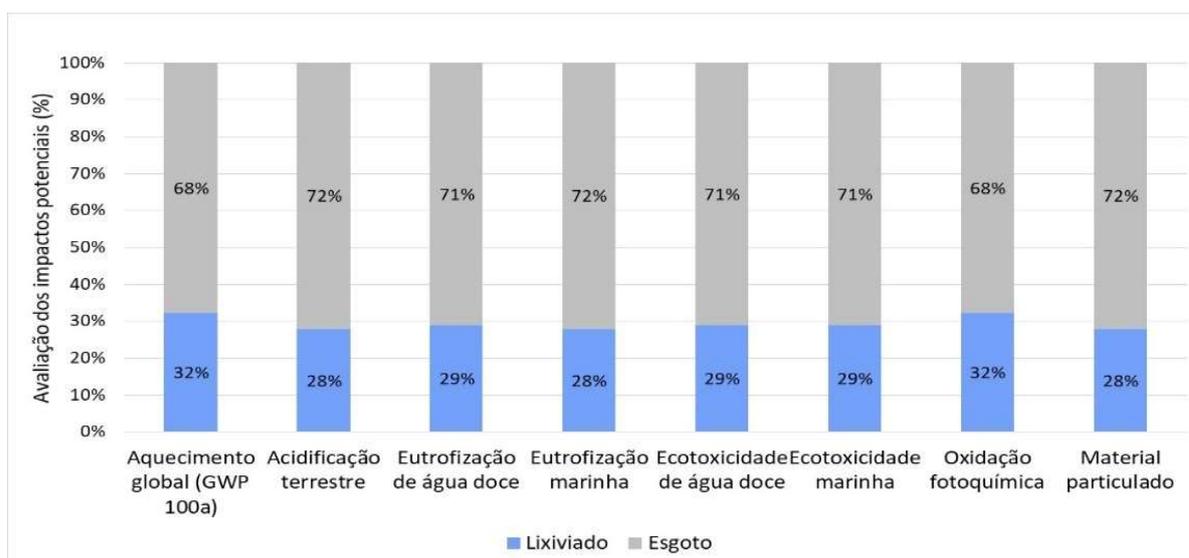
O IPCC (2006) fornece faixas de incerteza padrão para fator de emissão e dados de atividade de águas residuárias domésticas (a água de drenagem do riacho das Piabas apresenta características típicas dessas águas), recomendando a capacidade máxima de produção de CH<sub>4</sub> em torno de 30%. Desse modo, as interceptações propostas neste estudo são viáveis, por reduzir poluentes na água de drenagem ao ponto de produzir dióxido de carbono a uma taxa inferior ao da referência, em torno de 17% (Figura 61).

Vale enfatizar que existe uma relação de proporcionalidade direta entre metano e dióxido de carbono na metodologia ACV, que é chamada de fator de caracterização. No método de avaliação ReCiPe o fator de caracterização para a categoria de impacto aquecimento global é de 22,25 kg de CO<sub>2</sub> equivalente para cada kg de metano.

Portanto, esta intervenção fornece uma porcentagem de redução elevada das emissões de dióxido de carbono na atmosfera, em torno de 83%, contribuindo com a meta estabelecida pela NDC brasileira para os próximos anos.

Para o cenário real no período chuvoso (cenário 2) foi realizada uma avaliação comparativa dos impactos entre os componentes que fazem parte dos fluxos de entrada – lixiviação e esgoto. A Figura 62 apresenta esses impactos.

**Figura 62.** Impactos ambientais do lixiviado e do esgoto no cenário 2 - real (período chuvoso).



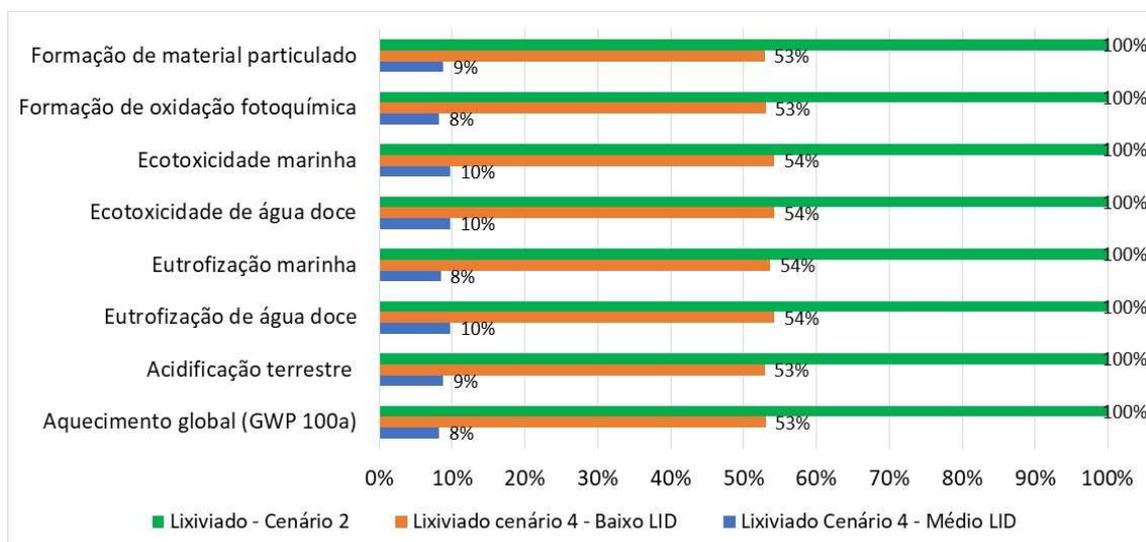
Observa-se que o fluxo de entrada mais impactante para as oito categorias de impacto avaliadas é o esgoto, sendo responsável por 70% (em média) dos impactos potenciais ao meio ambiente. Isso se deve às elevadas concentrações de matéria orgânica, nutrientes e sólidos dissolvidos no esgoto lançado no sistema de macrodrenagem em comparação com as concentrações destes poluentes no lixiviado.

Estes resultados ressaltam a relevância da interceptação do lançamento de esgoto como uma medida de controle de impactos ambientais provocados pelo lançamento inadequado no canal de drenagem do riacho das Piabas.

A Figura 63 apresenta o comparativo dos impactos ambientais dos fluxos de entrada de lixiviação, entre os cenários do período chuvoso real (cenário 2) e de intervenção com

implantação de pavimentos permeáveis e sistemas de biorretenção nas sub-bacias urbanas - LID (cenário 4).

**Figura 63.** Impactos ambientais do lixiviado nos cenários do período chuvoso (cenários 2 e 4).



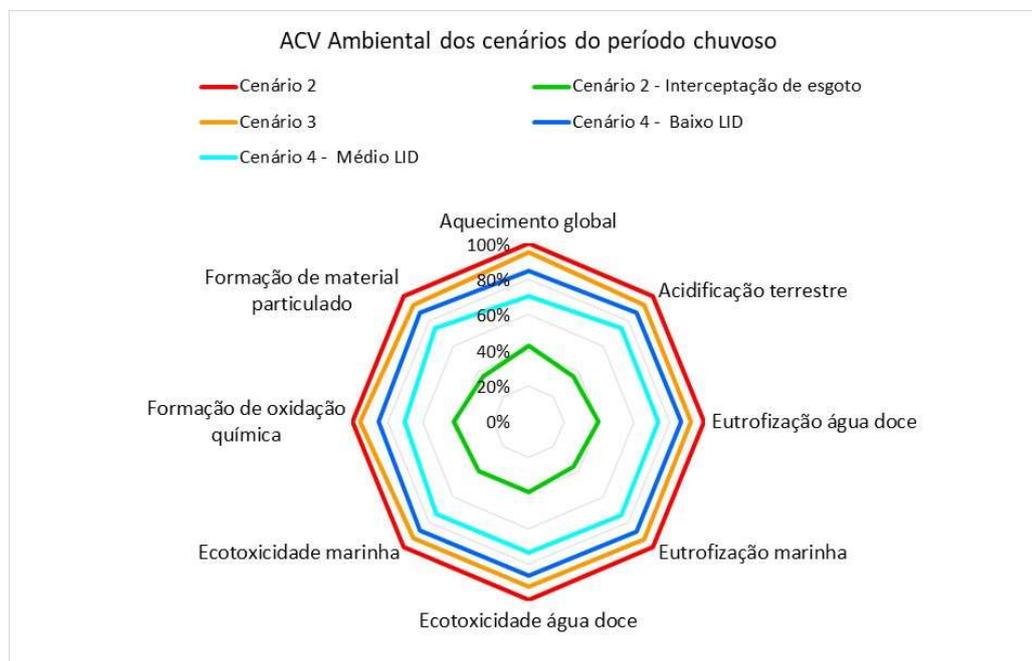
É perceptível que a lixiviação do cenário real (cenário 2) alcançou valores de potencial de impacto que superam a lixiviação dos cenários de intervenção em todas as categorias de impacto. O cenário com maior cobertura de área de implantação de estruturas de LID (médio LID – 35% de áreas impermeáveis da sub-bacia convertidas em pavimentos permeáveis e de 10% de áreas convertidas em unidades de biorretenção, já explanados na seção 4.4.7) apresentou uma redução dos impactos potenciais em torno de 90%, indicando que esta intervenção é eficaz para estabelecer a sustentabilidade das águas de drenagem do riacho das Piabas.

Para uma visão mais completa da ACV no período chuvoso, a Tabela 18 apresenta os resultados absolutos da avaliação dos impactos ambientais potenciais do escoamento final das águas de drenagem no canal do riacho das Piabas para os cenários contemplados nesse período climático, indicando o cenário real (cenário 2) como o de maior impacto potencial em todas as categorias. A Figura 64 expõe em gráfico tipo radar, a comparação dos impactos de cada indicador entre os cenários, após o procedimento de normalização interna.

Todos os cenários de intervenção apresentaram redução dos impactos ambientais produzidos. O cenário que mostrou o melhor desempenho ambiental em todas as categorias de impacto analisadas foi o de interceptação do lançamento de esgoto em seguida, o cenário 4 com implantação de médio LID, o cenário 4 com implantação de baixo LID e, por último o cenário 3, com implantação de três reservatórios de retenção.

**Tabela 18.** Impactos potenciais ambientais da água de drenagem urbana nos cenários 2, 3 e 4.

| Categoria de impacto/indicador   | Unidade de referência  | Impactos potenciais dos cenários no período chuvoso |                                   |                          |                       |                       |
|----------------------------------|------------------------|---|-----------------------------------|--------------------------|-----------------------|-----------------------|
|                                  |                        | Cenário 2 - real                                    | Cenário 2 - Intercepção de esgoto | Cenário 3 - Reservatório | Cenário 4 - Baixo LID | Cenário 4 - Médio LID |
| Aquecimento global (GWP 100a)    | kg CO <sub>2</sub> -Eq | 4541,23   | 1933,53                           | 4336,53                  | 3855,93               | 3201,78               |
| Acidificação terrestre           | kg SO <sub>2</sub> -Eq | 29,89   | 10,78                             | 27,69                    | 25,97                 | 22,30                 |
| Eutrofização de água doce        | kg P-Eq                | 73,70   | 29,20                             | 68,20                    | 63,90                 | 54,40                 |
| Eutrofização marinha             | kg N-Eq                | 421,44  | 151,57                            | 393,39                   | 367,80                | 314,29                |
| Ecotoxicidade de água doce       | kg 1,4-DCB-Eq          | 8095,39   | 3207,40                           | 7491,25                  | 7018,93               | 5975,43               |
| Ecotoxicidade marinha            | kg 1,4-DCB-Eq          | 494,42  | 195,89                            | 457,52                   | 428,68                | 364,95                |
| Formação de oxidação fotoquímica | kg NMVOC - Eq          | 2,07  | 0,88                              | 1,98                     | 1,76                  | 1,46                  |
| Formação de material particulado | kg PM10 - Eq           | 3,90  | 1,41                              | 3,62                     | 3,39                  | 2,91                  |

**Figura 64.** Avaliação dos impactos ambientais da água de drenagem urbana nos cenários propostos.

Verifica-se que a interceptação do lançamento de esgoto no cenário 2 apresenta vantagens em comparação aos outros cenários em todas as categorias de impacto ambiental. Esta intervenção na prática, irá refletir em reduções significativas dos impactos nos outros cenários. Na interceptação do lançamento de esgoto, as categorias acidificação terrestre,

eutrofização marinha e formação de material particulado tiveram a maior redução dos impactos ambientais (64%), seguidas de eutrofização de água doce, ecotoxicidade de água doce e ecotoxicidade marinha (60%) e, por último, aquecimento global e formação de oxidantes fotoquímicos (57%).

Com a implantação de médio LID nas sub-bacias, as águas de drenagem urbana causaram impactos que variaram de 70,5% a 74,6% em comparação com o cenário real (100% de impacto), isto é, reduziram os impactos de 29,5% a 25,4%. Para que melhore a qualidade da água de drenagem do riacho das Piabas e, conseqüentemente, aumente o desempenho ambiental do sistema de macrodrenagem, deve-se considerar a possibilidade de medidas de intervenção integradas. Porém, sugere-se em estudos posteriores analisar os impactos potenciais ambientais associados às fases de construção, operação e manutenção das intervenções.

Este estudo não verificou os impactos ambientais decorrentes de emissões nas atividades de extração dos recursos naturais, produção de insumos e consumo de material e de energia nas obras de interceptação de lançamento de esgoto, na construção dos reservatórios, na implantação das estruturas de LID e na operação e manutenção desses sistemas porque foge do objetivo deste trabalho, que se baseia na aplicação da ACV na água de drenagem urbana do riacho das Piabas. Porém, Wang et al. (2013) afirmam que os impactos ambientais associados a esses insumos são compensados em benefício da melhoria da qualidade da água e de novos serviços ecossistêmicos e novas oportunidades econômicas resultantes do avanço da gestão de águas pluviais.

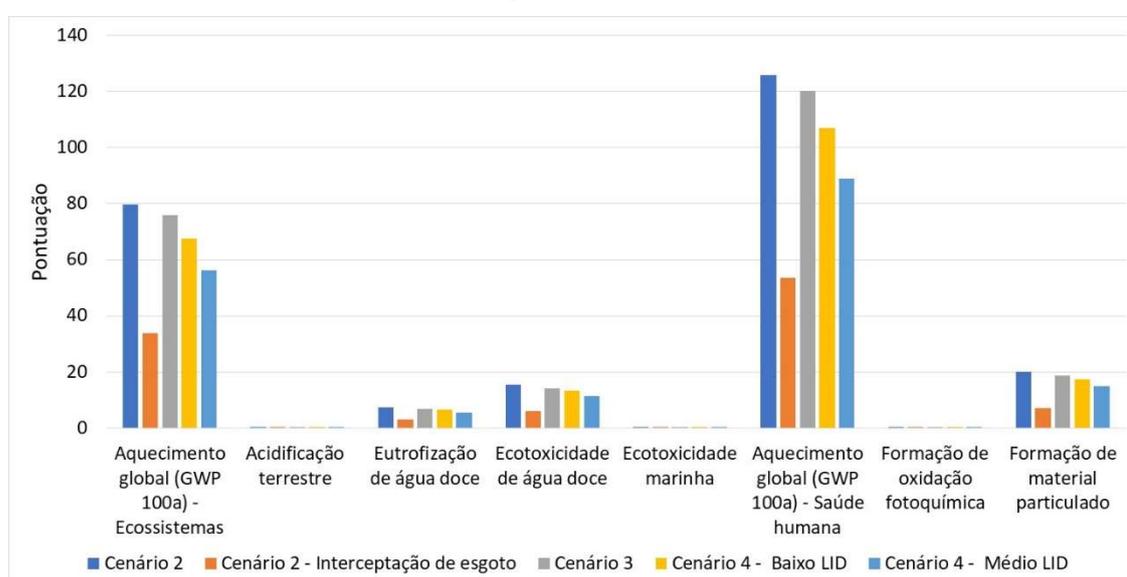
Para analisar quais indicadores ambientais são mais impactantes foi utilizada a abordagem *endpoint* do método ReCiPe, onde as categorias de impacto apresentadas na abordagem *midpoint* (cada uma com suas unidades de referências específicas) são submetidas a procedimentos de normalização e ponderação para produzir um indicador único e uniforme, numa unidade chamada de Ecopontos.

Tais procedimentos tornam as unidades de medida mais homogêneas e os resultados mais legíveis, auxiliando os tomadores de decisão. Quanto maior for o valor do indicador, maior será o impacto ambiental do produto ou da atividade.

Diante disso, para Kagi et al. (2016) e Kalbar et al. (2016), a normalização e a ponderação estão se tornando fundamentais na comunicação de resultados e uma parte essencial da prática da ACV. Destaca-se que a ponderação dos impactos ambientais é realizada às vezes como uma etapa final em ACVs, a fim de expressar os resultados em um indicador de pontuação única.

A Figura 65 apresenta os valores de saída da ACV após o procedimento de normalização e ponderação fornecendo a comparação dos impactos ambientais das águas de drenagem do riacho das Piabas para cada cenário. Uma avaliação geral mostra um maior impacto associado às mudanças climáticas em comparação com as outras categorias de impacto. Em seguida, destaca-se formação de material particulado, ecotoxicidade de água doce e eutrofização de água doce. Ressalta-se, que esse resultado ocorreu de forma análoga para o cenário 1 (período seco).

**Figura 65.** Impactos ambientais da água de drenagem urbana nos cenários propostos após normalização e ponderação.



A análise criteriosa nas dimensões social e econômica das medidas de controle propostas neste estudo é necessária e imperativa. A inclusão da ACV das águas de drenagem urbana é substancial para colaborar com a elaboração do plano diretor e com a introdução de políticas públicas que incentivem a implantação de medidas sustentáveis em áreas urbanas, para reduzir o aquecimento global e seus efeitos, a formação de material particulado, a ecotoxicidade de água doce e a eutrofização de água doce.

O riacho das Piabas é rico em biodiversidade na sua nascente e nas imediações oferecendo vários serviços ecossistêmicos ao longo do percurso, porém ao chegar na área urbana ocorre a perda desses serviços e da biodiversidade do riacho devido à pressão das atividades associadas ao processo de urbanização, impactando negativamente e de maneira considerável a qualidade da água. Assim, essas águas poluídas contribuem para as mudanças climáticas, para o aumento de substâncias orgânicas e inorgânicas no meio ambiente e para a toxicidade ecológica dos corpos hídricos.

Segundo a NDC do Brasil (BRASIL, 2019), as atividades humanas atuais em torno do mundo afetarão o sistema climático nos próximos séculos. A fim de construir uma resposta global justa e equitativa às mudanças climáticas, é relevante vincular a causa (emissões antropogênicas líquidas de gases de efeito estufa) ao efeito (aumento da temperatura e mudanças climáticas globais que afetam os ecossistemas e a saúde humana). Os resultados da metodologia ACV propiciam essa associação, auxiliando os tomadores de decisão na escolha da melhor alternativa para reduzir as fontes de contribuição do aquecimento global.

A proposta deste estudo, de inserir infraestrutura verde (sistemas de biorretenção) nas sub-bacias urbanas, é uma excelente alternativa para a resiliência climática nas cidades, ajudando a comunidade e o poder público a gerenciar os efeitos das mudanças climáticas. É conhecido na literatura o efeito de mitigação das mudanças climáticas com a implantação das estruturas de LID (DIETZ, 2007; SCHOLZ; GRABOWIECKI, 2007; BERNDTSSON, 2010; USEPA, 2012; LIU et al., 2016).

Além disso, por meio da infiltração os controles de LID reduzem o escoamento superficial em áreas urbanas, auxiliando no gerenciamento de inundações, reabastecem as reservas de água subterrânea aliviando a escassez hídrica, e reduzem o efeito da ilha de calor nos centros urbanos.

Para a categoria de impacto formação de material particulado foi observado na literatura que essa categoria é responsável por danos à saúde humana e ao meio ambiente. Quando o material particulado é emitido diretamente no ar por uma fonte é chamado de primário, como os provenientes de chaminés, incêndios, canteiros de obras entre outros; e o secundário se forma na atmosfera como resultado de reações complexas com dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) e amônia (NH<sub>3</sub>) (USEPA, 2021). Nesse estudo a amônia presente nas águas de drenagem urbana foi a responsável pela formação de material particulado.

Segundo a USEPA (2021) os danos potenciais ambientais com a formação de material particulado incluem: lagos e riachos podem se tornar ácidos, mudança de nutrientes em águas costeiras e grandes bacias de rios, esgota os nutrientes do solo, danifica florestas sensíveis e colheitas agrícolas, afeta a diversidade dos ecossistemas e contribui para os efeitos da chuva ácida.

Quanto à categoria de impacto ecotoxicidade de água doce, os efeitos químicos e biológicos nos ecossistemas aquáticos ocorrem devido à liberação de substâncias tóxicas para o ar, água, solo e cadeias alimentares (GOEDKOOOP et al., 2009). Neste estudo a substância tóxica contribuinte é o excesso de fósforo presente nos esgotos domésticos lançados no canal

de drenagem, e na poluição difusa das sub-bacias hidrográficas urbanas. Esse poluente também é o responsável pela eutrofização de água doce, segundo os fatores de caracterização do método ReCiPe.

Alguns aspectos são relevantes para compreender a influência da dinâmica do ecossistema urbano nos impactos ambientais. A relação da sociedade com a natureza no contexto geográfico se relaciona com os atributos da paisagem e do ecossistema, como o uso do solo, organização espacial e produção do espaço; e no contexto social se relaciona com a população e o meio ambiente, sendo caracterizado pelos processos socioeconômicos, pelas políticas de atenção à saúde, dinâmicas demográficas, mobilidade, crescimento populacional e saúde.

Estes fatores relacionam-se com as vulnerabilidades socioambientais decorrentes da relação da sociedade com o espaço físico. A escassez e poluição da água e a ocorrência de inundações amplificam as vulnerabilidades hídricas urbanas.

Os cenários reais (cenários 1 e 2) foram responsáveis pelos maiores impactos em todas as categorias. Isso é reflexo da falta de políticas públicas voltadas para atender às populações mais vulneráveis, pela falta de fiscalização no ordenamento de ocupação e uso do solo e o descaso com o sistema de drenagem que prejudicam a sociedade e o meio ambiente, indo na contramão da preservação e conservação dos ecossistemas naturais e urbanos. Isso ocorre não só na área urbana de Campina Grande, mas em muitas cidades brasileiras, divergindo dos princípios da sustentabilidade urbana da *National Academies* (2016), citados neste trabalho (Quadro 1).

As atividades socioeconômicas das sub-bacias urbanas do riacho das Piabas que interferem na qualidade da água de drenagem, citadas na seção 5.2.1, foram observadas sistematicamente em visitas *in loco*, como também em conversas com a comunidade local. As soluções sustentáveis propostas neste estudo foram determinadas por meio de uma análise sistêmica da região, buscando oferecer equidade socioeconômica e ambiental, conforme os princípios definidos na seção 2.1.1, baseados nos princípios da *National Academies* (2016).

A ACV realizada neste trabalho permite obter uma visão global dos desempenhos ambiental, social e econômico da água de drenagem urbana do riacho das Piabas com propostas de medidas de intervenção. Para isso, serão analisados os riscos à saúde humana, os danos à qualidade dos ecossistemas, os custos das emissões e os custos de construção das medidas de intervenção. Estes aspectos são relevantes para analisar a sustentabilidade dessas águas.

### 5.4.3 ACV social das águas de drenagem urbana do riacho das Piabas

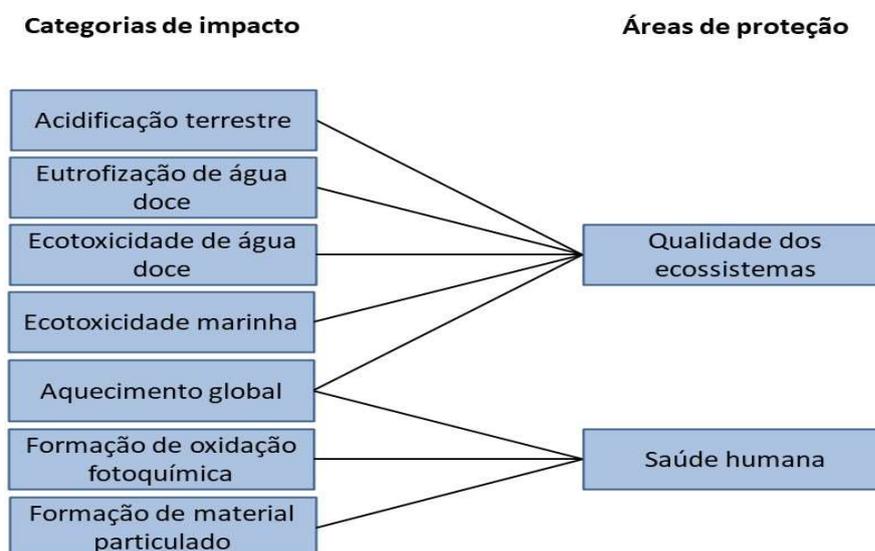
Os indicadores sociais são geralmente medidas quantitativas que possuem significados sociais e são utilizados para quantificar um conceito social. Na ACV social, os indicadores significam os danos sociais ou os danos potenciais diretos que podem refletir sobre uma área de proteção.

Na ACV social foi analisado o quanto as emissões tóxicas ao longo do ciclo de vida das águas urbanas do riacho das Piabas impactam na qualidade de vida da sociedade o que demonstra a importância social do riacho. Para quantificar esses impactos foram utilizados fatores de caracterização em nível de *endpoint* que normalmente refletem danos em uma das três áreas de proteção: saúde humana, qualidade do ecossistema e escassez de recursos.

Neste estudo foram abordadas duas áreas de proteção, saúde humana e qualidade dos ecossistemas, porque a área escassez de recursos se relaciona a processos de manufatura de um produto ou na área de construção civil, onde, no processo, pode ocorrer a depleção de recursos fósseis e de recursos minerais. As categorias de impacto do nível *midpoint* foram agrupadas nas duas categorias de *endpoint* citadas, como ilustrado na Figura 66.

Isto é, os efeitos finais na qualidade do ecossistema incluem as emissões que contribuem para o aquecimento global, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, ecotoxicidade de água doce e ecotoxicidade marinha. Os efeitos finais na saúde humana incluem as emissões que contribuem para o aquecimento global, a formação de oxidação fotoquímica e a formação de material particulado.

**Figura 66.** Agrupamento das categorias da abordagem *midpoint* nas áreas de proteção.



A avaliação dos danos à saúde humana e aos ecossistemas origina-se da ACV ambiental. Arvidsson et al. (2018) relatam que essa relação é com base no conhecimento científico nas áreas de toxicologia e química ambiental. Os danos mencionados ocorrem por meio da exposição às substâncias que foram emitidas para o meio ambiente. A água de drenagem urbana do riacho das Piabas apresenta um alto teor de poluentes que emitem substâncias tóxicas para o meio ambiente.

Segundo Bruyn et al. (2018), os impactos na saúde humana são divididos em morbidade (doença) e mortalidade (morte prematura) com uma distinção entre mortalidade crônica e aguda. Esses três tipos de impactos na saúde são relacionados à poluição.

A mortalidade crônica é expressa como a redução da expectativa de vida. A Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 2012) relata que estudos epidemiológicos têm mostrado que pessoas que vivem em áreas poluídas têm vidas mais curtas que aquelas que vivem em áreas mais limpas, numa relação que também mantém menores concentrações de poluentes atmosféricos. As principais causas de morte são doenças cardiovasculares e pulmonares.

A mortalidade aguda é expressa como um risco aumentado de morte. Certos tipos de poluição foram correlacionados com problemas cardíacos agudos, significando um aumento do risco de morte prematura. A morbidade é expressa como um aumento da incidência de doenças na população. A poluição ambiental leva a um aumento na incidência de asma e doenças pulmonares. Além disso, existem numerosos outros problemas de saúde associados à poluição, incluindo alergias, eczema entre outros (BRUYN et al., 2018).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2013) melhorar a saúde humana é um esforço duradouro da espécie humana, e a pesquisa científica é fundamental para esse objetivo. A saúde humana é considerada em diferentes áreas científicas além da ciência médica, e é frequentemente mencionada como um aspecto importante no campo da Avaliação do Ciclo de Vida social, onde o objetivo final dessa metodologia é melhorar o bem-estar humano por meio da apresentação do nível de danos.

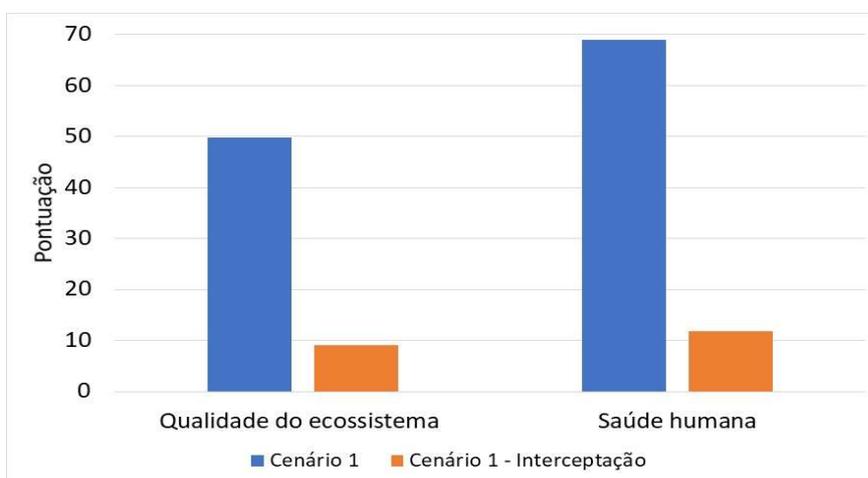
A qualidade dos ecossistemas é uma área de proteção adicional para cobrir a dignidade e o bem-estar humano em uma ACV social. O ser humano faz parte dos ecossistemas e é dependente dos serviços oferecidos por eles, como o ar, a água e o solo.

É um grande desafio prever padrões estruturais e funcionais dos ecossistemas modificados, como planejar, regular, visar o uso e ocupação do solo em harmonia com a dinâmica do ecossistema e por fim, gerenciar conflitos sociais em áreas urbanas, principalmente relacionados aos serviços ecossistêmicos. Quando as águas são modificadas e

poluídas pela urbanização descontrolada, esse ecossistema perde a biodiversidade tornando-se pobre na perspectiva de oferecer serviços e bens ecossistêmicos, além de prejudicar outros ecossistemas ligados a ele.

Desta forma, a Figura 67 apresenta os danos finais na qualidade do ecossistema e na saúde humana, ocasionados pelo escoamento final das águas de drenagem urbana do riacho das Piabas no período seco. Os maiores danos ocorrem no cenário real (cenário 1) e os danos à saúde humana apresentam uma maior pontuação. Mais uma vez verifica-se a importância da interceptação do lançamento de esgoto na área de estudo, diminuindo consideravelmente a poluição dessas águas e, conseqüentemente, os efeitos finais no ser humano.

**Figura 67.** Efeitos finais dos impactos da água de drenagem urbana no cenário 1.



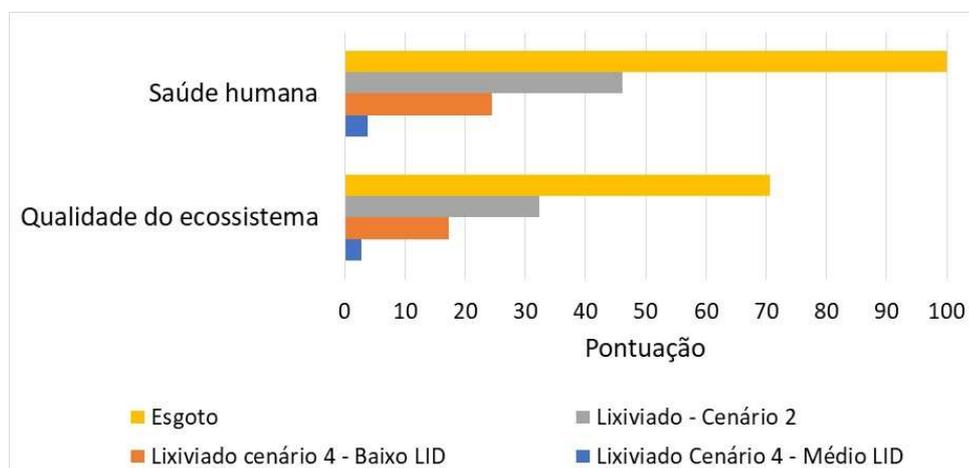
A Figura 68 apresenta os danos finais associados aos fluxos (esgoto e lixiviado) no período chuvoso, tanto no cenário real (cenário 2) quanto nos cenários de intervenção que reduzem os fluxos de lixiviado. A categoria saúde humana foi a que apresentou maiores danos em relação aos componentes analisados. O esgoto é o fluxo que mais contribui com os danos à qualidade dos ecossistemas e à saúde humana.

Comparando o componente esgoto do período seco (Figura 67) com o período chuvoso (Figura 68), nota-se que os maiores danos ocorrem no período chuvoso (100 pontos). Isso é justificado pelo baixo evento de precipitação no período chuvoso (total acumulado de chuva de 4,1 mm) nas áreas das sub-bacias urbanas do riacho das Piabas.

Esse evento não foi suficiente para diluir os poluentes do esgoto, já que esse fluxo é lançado nas galerias de águas pluviais que são encaminhadas para o canal do riacho das Piabas. Destaca-se também, a ocorrência de um incremento de poluentes por fontes difusas. Em baixos eventos de precipitação o escoamento de águas pluviais conduz a poluição de

fontes difusas em sub-bacias urbanas. Segundo o *National Academies* (2016), as fontes difusas são um forte contribuinte para as deficiências da qualidade da água em riachos, aumentando assim, as concentrações de poluentes.

**Figura 68.** Efeitos finais dos impactos dos fluxos de esgoto e lixiviação nos cenários 2 e 4.



Vale evidenciar que, ao liberar poluentes, o escoamento de águas pluviais urbanas tem o potencial de contaminar as águas superficiais e subterrâneas, perturbar os ecossistemas aquáticos e impactar as atividades humanas comerciais e recreativas. Reduzir esses impactos é difícil devido à variabilidade espacial e temporal da qualidade e quantidade do escoamento e aos impactos da mudança contínua do uso do solo. A gestão eficaz das águas pluviais urbanas se torna cada vez mais desafiadora em função da variabilidade espaço-temporal da precipitação em muitas áreas, devido às mudanças climáticas.

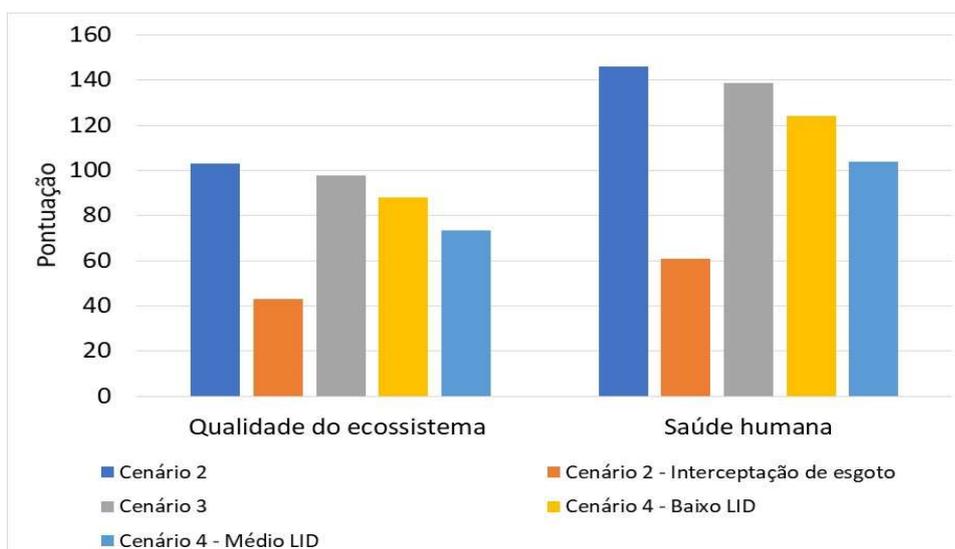
A ACV representa uma oportunidade para avaliar o desempenho ambiental do sistema hídrico, comparar projetos e fornecer auxílio aos decisores na escolha dos sistemas mais apropriados para gestão de águas pluviais, quantificando uma variedade de impactos, efeitos finais e benefícios ambientais, sociais e econômicos.

A Figura 69 apresenta os efeitos finais dos impactos do escoamento final do riacho das Piabas no cenário real do período chuvoso (cenário 2) e os cenários de intervenção nesse período climático. Verifica-se que o ciclo de vida dessas águas, em todos os cenários, é mais impactante para a saúde humana.

Analisando o cenário 3 (implantação de reservatórios de retenção), um dos cenários de intervenção para melhorar a qualidade da água de drenagem do cenário 2, a água de drenagem em si pode ser benéfica socialmente quando aproveitada para fins não potáveis pela população que vive na área periurbana em regiões semiáridas, mas as emissões ao longo do

seu ciclo de vida no canal de drenagem deixam impactos negativos, causando danos à qualidade dos ecossistemas e riscos à saúde humana. Por isso a importância de integrar outras soluções ao longo do sistema, como interceptar pontos de lançamento de esgoto ou implantar estruturas de LID nas sub-bacias urbanas (Figura 69).

**Figura 69.** Efeitos finais dos impactos da água de drenagem urbana nos cenários 2, 3 e 4.



Para reduzir as emissões do escoamento final a jusante dos reservatórios (cenário 3), sugere-se aumentar o volume de água armazenada (aumento de disponibilidade hídrica para a população), o que é possível aumentando o número de reservatórios. Porém, devem ser avaliados os impactos ambientais e econômicos relacionados com a construção, operação e manutenção, uma vez que muitas vezes uma atividade que melhora os impactos sociais pode piorar os impactos ambientais e econômicos e vice-versa.

Por outro lado, o aproveitamento de água pluvial urbana em regiões semiáridas reduz a escassez hídrica e cria empregos levando ao aumento do bem-estar social e à melhoria da economia local. Esses são os dois lados do crescimento econômico, que precisam ser analisados. Ao olhar apenas para os impactos ao ambiente, perde-se a análise sistêmica do problema.

Esse raciocínio segue para a implantação das estruturas de LID, que diminui o volume de escoamento, melhora a qualidade da água e, conseqüentemente, reduz as emissões tóxicas no ambiente. A infraestrutura verde (biorretenção), fornece benefícios adicionais ao ambiente e à sociedade, uma vez que, neutraliza os efeitos das ilhas de calor urbanas reduzindo os custos de energia e melhorando os habitats. É uma excelente alternativa para gestão das águas

pluviais, porém devem ser analisados os custos e os impactos com a construção, operação e manutenção.

As propostas de intervenção para melhoria da qualidade da água de drenagem são viáveis na redução dos danos à saúde humana e à qualidade dos ecossistemas, principalmente se forem integradas. A categoria mais impactante da ACV ambiental e, conseqüentemente, a que causa maiores danos na qualidade dos ecossistemas e na saúde humana (ACV social) foi o aquecimento global. Segundo Huijbregts et al. (2017) as mudanças climáticas causam o aumento no risco de doenças (desnutrição, malária e diarreia) e o aumento do risco de inundação levando danos adicionais à saúde humana e aos ecossistemas urbanos.

Organizações em todo o mundo estão unindo forças para reduzir o aquecimento global por gases de efeito estufa até o ano de 2030, conforme o Acordo de Paris sobre o Clima. A cada cinco anos, cada nação deve relatar como está reduzindo sua pegada de carbono e o que está fazendo para evitar o aumento da temperatura global além de 1,5°C (UN, 2021).

Diante da crise climática acelerada, as metas brasileiras de redução de emissões de 43% até 2030 (BRASIL, 2019), não são tão ambiciosas quanto as metas da União Europeia (UE). Os líderes europeus expressaram a ambição de reduzir as emissões de carbono da UE em 80-95% em relação a 1990, e embora não haja metas obrigatórias para pós 2030, eles preveem que a redução total até o ano de 2050 esteja mais próxima de 95% do que de 80% (BRUYN et al., 2018).

Segundo Genin (2020), investir em uma economia de baixo carbono, faz o Brasil ter a oportunidade histórica de aumentar sua capacidade de gerar empregos, aumentar a produtividade e melhorar a saúde pública. Ao não elevar o nível de ambição da sua meta de redução de emissões, o governo deixa passar uma grande chance para o Brasil iniciar a retomada após o colapso econômico provocado pela Covid-19.

A gestão das águas de drenagem urbana com propostas sustentáveis e que, na perspectiva do ciclo de vida, comprova a eficácia na redução do dióxido de carbono, ajudaria a diminuir a temperatura global e a atingir, ou até mesmo a superar a meta de redução de emissões no Brasil, trazendo benefícios nas dimensões ambiental, social e, conseqüentemente, econômica.

#### 5.4.4 ACV econômica das águas de drenagem urbana do riacho das Piabas

Na Avaliação do Ciclo de Vida econômica foi aplicada a análise de custo do ciclo de vida das águas de drenagem urbana de caráter ambiental, isto é, os preços ambientais

relacionados com as emissões do escoamento final dessas águas em cada cenário. Foi realizada também a análise de custo tradicional, referente aos custos de construção dos projetos sustentáveis propostos (interceptação do lançamento de esgoto, reservatórios de retenção e estruturas de desenvolvimento de baixo impacto - LID).

Segundo Bruyn et al. (2018), os preços ambientais são índices que calculam o valor marginal social de prevenir emissões, expressando-o em euros por quilograma de poluente, por exemplo. Portanto, os preços ambientais indicam a perda de bem-estar devido a um quilograma adicional de poluente que se emite para o meio ambiente.

Uma vez que cada sociedade faz uso diário de ferramentas econômicas para analisar investimentos e eficiência, para pesar custos e benefícios e para uma série de outros propósitos, surge a necessidade de expressar em um preço os benefícios para o bem-estar humano de um ambiente limpo, como também, para que estes possam ser devidamente contabilizados nas decisões econômicas.

Isso é o que os preços ambientais fazem. Atribuir um valor monetário à qualidade ambiental, olhando para o que as pessoas estariam dispostas a pagar por essa qualidade, como se houvesse um mercado para ela. Os preços ambientais são preços implícitos, isto é, o preço da qualidade ambiental não pode ser determinado diretamente no mercado, devendo ser estimado.

Nesse sentido, os preços ambientais costumam ser iguais aos custos externos. Pela falta de um mercado para a qualidade ambiental, os preços ambientais não podem ser observados diretamente, e sim, empiricamente, mas devem ser estimados usando os resultados de estudos sobre as preferências humanas para evitar os impactos da poluição.

O manual de preços ambientais da CE Delft - *Committed to the Environment* (BRUYN et al., 2018) fornece uma estrutura de pesquisa e metodologia para fixar um preço numérico ao valor que a sociedade atribui para a qualidade ambiental.

Este método apresenta um conjunto de preços ambientais e fatores de ponderação para utilização como índices na análise econômica e ambiental. Os fatores de ponderação dependem do método de caracterização adotado, e os fatores desenvolvidos no manual da CE Delft foram baseados na caracterização adotada no ReCiPe sob a perspectiva hierarquistica, a mais comumente adotada nas ACVs, e foi o método de avaliação de impacto utilizado neste trabalho de pesquisa para o estudo da ACV.

Vale ressaltar que como a caracterização ReCiPe é baseada em médias europeias, apesar da sua utilização ser representativa para a escala global, quando usada

individualmente, os países assumem que o preço médio do impacto ambiental do poluente é o mesmo que na Europa (BRUYN, et al., 2018).

O objetivo de realizar uma análise de custo do ciclo de vida é calcular os custos externos que determinam o preço dos impactos ambientais do escoamento final da água de drenagem urbana do riacho das Piabas em cada cenário proposto. Esta análise foi realizada mediante a metodologia *Environmental Prices* que atribui preços a cada categoria de impacto ambiental, ilustrados na Tabela 19.

É importante destacar que o preço de cada categoria foi estabelecido para um cenário do ano de 2015, na moeda Euro. O preço foi corrigido em 5,1% conforme inflação do período de 2015 a 2020 na Europa (EUROSTAT, 2021) e aplicado um câmbio de R\$6,44/€ referente ao dia 27 do mês de maio de 2021, de acordo com o Banco Central do Brasil (2021). A Tabela 19 apresenta os valores corrigidos para cada categoria de impacto considerada neste estudo.

**Tabela 19.** Preços ambientais por impacto ambiental.

| Categoria de impacto             | Unidade                    | Preço ambiental como custo externo | Unidade                      | Preço ambiental corrigido |
|----------------------------------|----------------------------|------------------------------------|------------------------------|---------------------------|
| Aquecimento global (GWP 100a)    | € / kg CO <sub>2</sub> -Eq | 0,057                              | R\$ / kg CO <sub>2</sub> -Eq | 0,39                      |
| Acidificação terrestre           | € / kg SO <sub>2</sub> -Eq | 4,97                               | R\$ / kg SO <sub>2</sub> -Eq | 33,64                     |
| Eutrofização de água doce        | € / kg P-Eq                | 1,86                               | R\$ / kg P-Eq                | 12,59                     |
| Eutrofização marinha             | € / kg N-Eq                | 3,11                               | R\$ / kg N-Eq                | 21,05                     |
| Ecotoxicidade de água doce       | € / kg 1,4-DCB-Eq          | 0,0361                             | R\$ / kg 1,4-DCB-Eq          | 0,24                      |
| Ecotoxicidade marinha            | € / kg 1,4-DCB-Eq          | 0,00739                            | R\$ / kg 1,4-DCB-Eq          | 0,05                      |
| Formação de oxidação fotoquímica | € / kg NMVOC - Eq          | 1,15                               | R\$ / kg NMVOC - Eq          | 7,78                      |
| Formação de material particulado | € / kg PM10 - Eq           | 39,2                               | R\$ / kg PM10 - Eq           | 265,32                    |

Fonte: Adaptado de Bruyn et al. (2018).

Na política ambiental, as externalidades ambientais referem-se principalmente às externalidades negativas, que correspondem à depreciação da reserva natural e do bem-estar, e à utilidade ou satisfação dos agentes econômicos externos (NGUYEN et al., 2016). Os custos externos associam os impactos ambientais com valores econômicos.

A importância de determinar os custos externos é impulsionar uma taxa corretiva ou imposto *pigouviano* para forçar as empresas a pagarem por danos ambientais. Um exemplo é o imposto *pigouviano* sobre o carbono, que foi implementado em vários países europeus, por exemplo, Dinamarca, Finlândia, Alemanha, Holanda, Noruega, Suécia, e o Reino Unido.

Outros estão relacionados a impostos de poluentes que causam chuvas ácidas, por exemplo, dióxido de enxofre e óxidos de nitrogênio (NGUYEN et al., 2016).

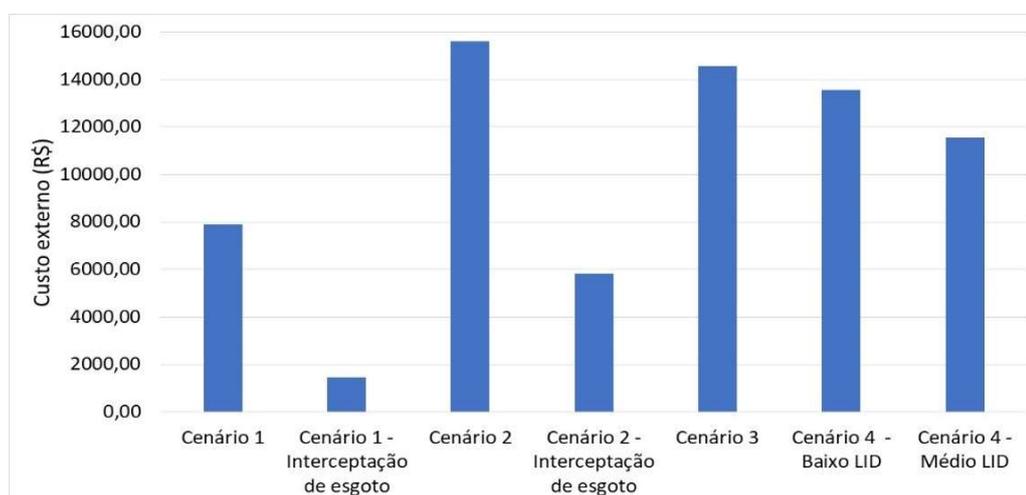
Falta uma série de critérios de poluentes (por exemplo, monóxido de carbono, compostos orgânicos voláteis, partículas etc.), bem como poluentes que ainda não foram tributados, embora também prejudiquem o meio ambiente e representem riscos para a saúde humana.

Introduzir este instrumento econômico é um desafio para a economia de países em desenvolvimento, como o Brasil, porém não é impossível, desde que esse imposto seja utilizado para ajudar a proteger o meio ambiente da degradação adicional. Antes de incorporar as externalidades no preço dos produtos manufaturados, serviços ou processos, é necessário informar a sociedade civil e empresas públicas e privadas sobre a importância ambiental desse imposto para evitar conflitos. É sem dúvida um desafio, mas ao internalizar os custos ambientais se embarca no caminho da sustentabilidade.

Desta forma, foram calculadas as externalidades associadas aos impactos ambientais causados pelo escoamento final da água de drenagem urbana do riacho das Piabas em cada cenário proposto, apresentadas na Figura 70. O cenário real no período chuvoso (cenário 2) apresenta os maiores custos externos, em torno de R\$16.000,00 (R\$11,00/ha – custo por hectare de sub-bacia hidrográfica).

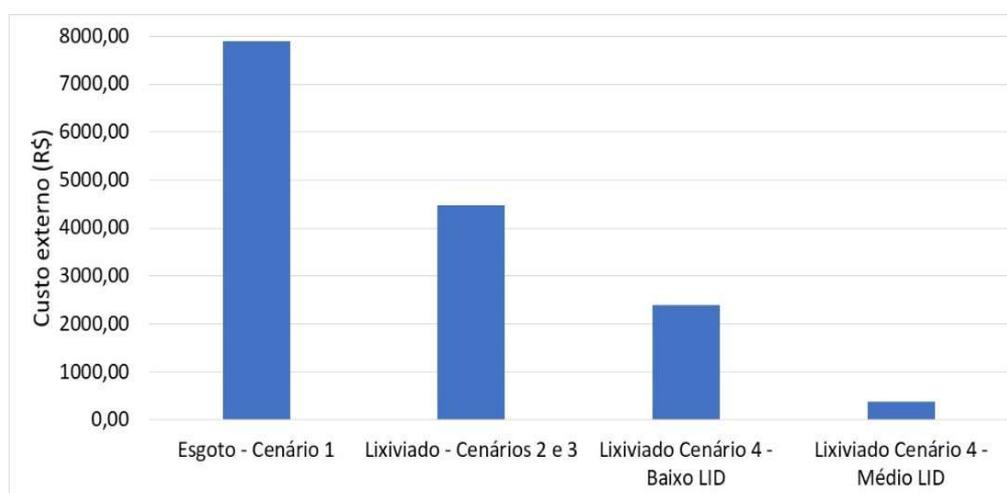
Os resultados dos cenários de intervenção indicam que a proposta de interceptação de esgoto (R\$1,03/ha) é bastante eficiente na redução de poluentes em termos de custos econômicos de ciclo de vida. A implantação de três reservatórios (R\$10,27/ha) e de estruturas de baixo LID (R\$9,56/ha) foram menos eficientes. À medida que aumenta a área de cobertura de estruturas de LID (médio LID - R\$8,14/ha) ocorre a redução dos custos externos.

**Figura 70.** Custos ambientais dos impactos da água de drenagem urbana nos cenários estudados.



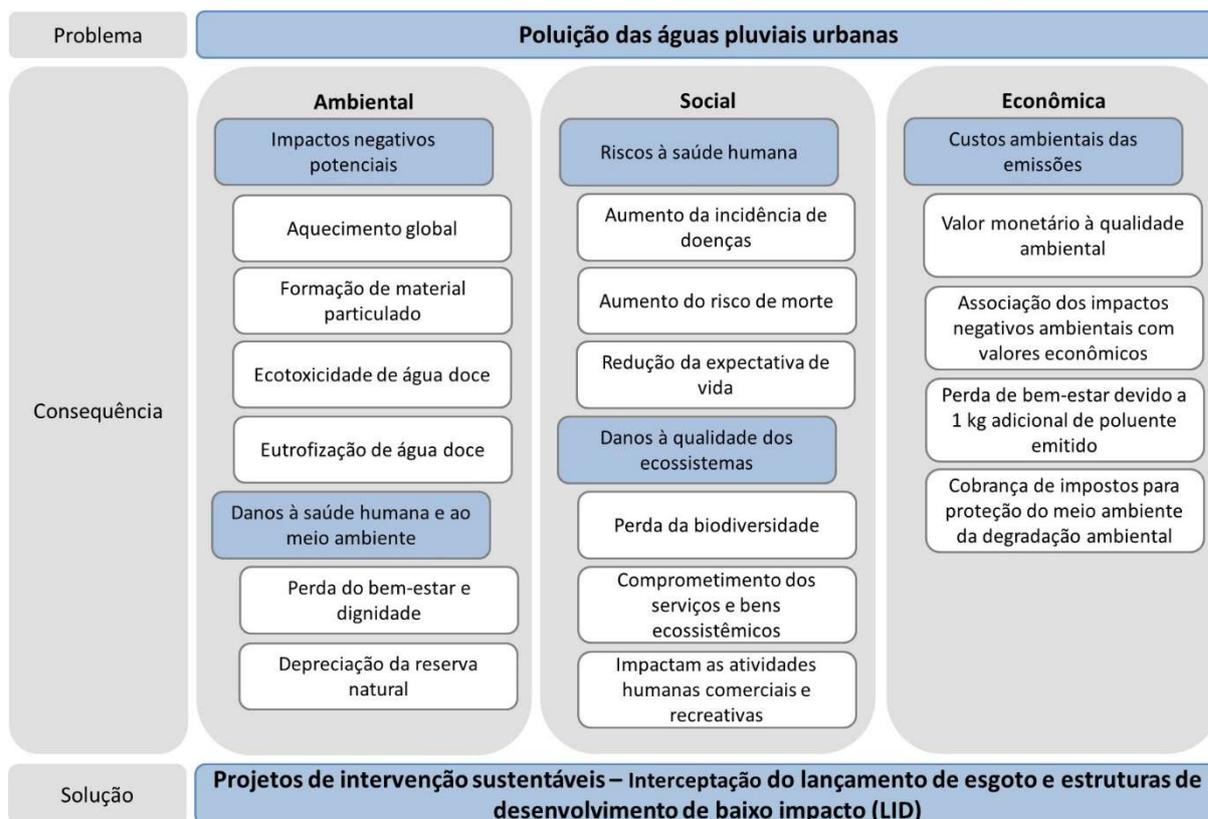
Verifica-se que as menores externalidades ambientais ocorrem nos cenários de interceptação do lançamento de esgoto, mostrando vantagem econômica significativa dessa intervenção sobre a sustentabilidade da água de drenagem urbana. É importante destacar que embora o cenário 1 (período seco) tenha apresentado um custo externo menor em relação aos cenários chuvosos (cenários 2, 3 e 4), esse cenário apresenta a influência exclusiva de esgoto, o que indica um nível elevado de impacto econômico desse fluxo no sistema de macrodrenagem (pode ser visto na Figura 71). Nos cenários do período chuvoso existe a influência das fontes difusas, além do esgoto (Figura 70).

**Figura 71.** Custos ambientais dos fluxos de esgoto (período seco) e lixiviado.



Na realidade brasileira, onde se considera o sistema separador absoluto, o cenário 1 não era para apresentar esse nível de externalidade, isto é, seria externalidade zero. A Figura 71 apresenta os custos externos dos impactos ambientais relacionados aos fluxos de esgoto e de lixiviação no sistema de macrodrenagem. Os custos referentes aos impactos ambientais causados pela contribuição de esgoto no canal do riacho das Piabas chegam a R\$8.000,00 (R\$0,85 por m<sup>3</sup> de esgoto lançado) e os causados pela poluição difusa (lixiviação) em torno de R\$4.500,00 (R\$3,16 por hectare de sub-bacia).

Para melhor compreensão dos resultados da ACV ambiental, social e econômica das águas pluviais urbanas do riacho das Piabas, a Figura 72 apresenta de forma resumida as consequências da poluição dessas águas e as soluções, segundo a aplicação da ACV ao longo do canal de drenagem urbano.

**Figura 72.** Resumo dos resultados da ACV ambiental, social e econômica.

### *Análise de custo tradicional*

Para os cenários de intervenção foi feito um orçamento de implantação dos reservatórios de detenção, dos pavimentos permeáveis, dos sistemas de biorretenção e da interceptação de dois pontos de lançamento de esgoto. Para esse orçamento foram considerados os custos de composição do SINAPI - Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil não desonerado (encargos sociais são incluídos nos custos de mão de obra) da Caixa Econômica Federal (CEF) e referente ao mês de maio de 2021 (CEF, 2021). O detalhamento do orçamento encontra-se no Apêndice I.

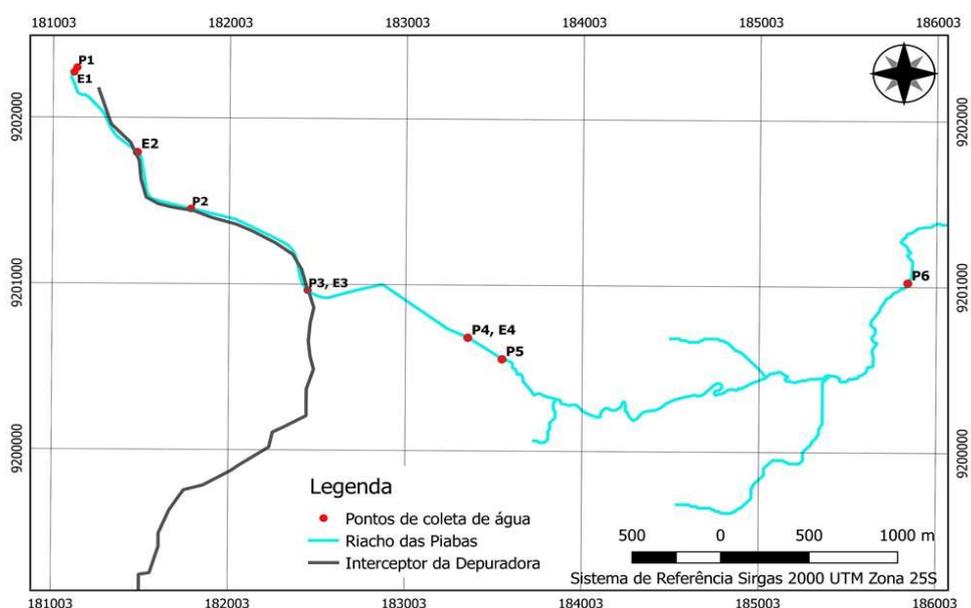
A Tabela 20 apresenta, de forma resumida, os custos totais de material, instalação, construção e mão de obra necessários para concluir a implantação dos projetos. Salienta-se que esses valores podem variar caso seja aplicada outra fonte de composição e outros dimensionamentos. Dessa forma, esses valores são orientações para se avaliar o investimento dessas medidas de intervenção no controle da qualidade da água de drenagem do riacho das Piabas.

**Tabela 20.** Custos totais de cada intervenção proposta para melhoria da água de drenagem urbana.

| Projetos de intervenção                              | Custo total de construção (R\$) |
|--|---------------------------------|
| Interceptação de dois pontos de lançamento de esgoto | 8.332,78                        |
| Três reservatórios de detenção                       | 333.104,53                      |
| Pavimentos permeáveis – baixo LID                    | 36.545.268,73                   |
| Sistemas de biorretenção – baixo LID                 | 6.859.534,25                    |
| Pavimentos permeáveis – médio LID                    | 220.232.219,20                  |
| Sistemas de biorretenção – médio LID                 | 109.713.922,04                  |

A interceptação do lançamento de esgoto (pontos E2 e E3 na Figura 73) foi a intervenção que apresentou menores custos, isso é devido à proximidade do Interceptor da Depuradora com o canal do riacho das Piabas até o ponto E3, conforme ilustrado no mapa da Figura 73.

De acordo com o estudo de Gomes (2013) sobre os interceptores existentes na cidade de Campina Grande, foi possível observar a localização do Interceptor da Depuradora no mapa das bacias drenadas pelo sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande e associar ao mapa de drenagem do canal do riacho das Piabas (Figura 73).

**Figura 73.** Mapa de localização do Interceptor da Depuradora no canal de drenagem do riacho das Piabas.

Essa proximidade favorece a redução de custos nas atividades de escavação, de gastos com material, reaterro e recomposição de revestimento asfáltico, tornando-se uma opção de baixo custo e de grandes benefícios sociais e ambientais, já discutidos anteriormente. Destaca-se também que não haverá sérios impedimentos ou incômodos à população na construção por

não passar em ruas residenciais, apenas interferências nas proximidades dos pontos de interceptação, tornando-se uma obra de simples execução.

Quanto ao reservatório, na Tabela 20 observa-se que o custo de construção para cada reservatório é em torno de R\$111.000,00. Esta intervenção apresenta benefícios socioeconômicos para a região, já citados anteriormente.

Para reduzir os preços de danos ambientais do escoamento final no cenário 3 (Figura 70), deve-se aumentar o número de reservatórios. Esta solução elevará os custos de construção, mas os benefícios a longo prazo nas dimensões sociais e ambientais se sobressaem, gerando uma boa relação custo-benefício.

Alguns pontos devem ser destacados, Tucci (2012) relata que a manutenção deve ser rigorosa por parte da administração pública, e por isso, pode ser pouco eficiente economicamente quando comparado com medidas centralizadas, devendo-se aplicar medidas não-estruturais de educação ambiental porque a eficiência de funcionamento está relacionada com os hábitos e comportamentos da população beneficiada, como também essa medida irá evitar conflitos sociais relacionados à destinação de uso da água de drenagem.

A implantação de estruturas de LID (pavimento permeável e sistema de biorretenção), apesar de apresentar maiores custos (Tabela 20), é baseada em soluções relativamente novas em comparação com as tecnologias convencionais de drenagem e de controle de águas pluviais.

Métodos de gestão de águas pluviais urbanas devem evoluir para atender ao aumento das demandas decorrentes da urbanização, mudanças climáticas e restrições orçamentárias. As estruturas de LID contribuem para a evolução da gestão dessas águas, uma vez que o crescente uso, principalmente em países desenvolvidos, em sua forma mais ambiciosa, visa aproximar as bacias hidrográficas urbanizadas às condições hidrológicas de pré-desenvolvimento.

Além disso, alguns benefícios sociais e ambientais devem ser destacados, como proteção ambiental a jusante, redução de inundações, estética e recreação e outros fatores que podem criar custos econômicos ao longo da vida dos projetos de LID. A mudança climática tem sido um dos principais motivadores do uso de estruturas de LID. Os municípios estão prevendo mudanças climáticas futuras e começando a observar os efeitos de tempestades mais intensas, que, em muitos lugares, já aumentaram a frequência.

Porém, para Eckart et al. (2017), as estruturas de LID parecem ser mais eficazes no controle dos impactos hidrológicos de menor período de retorno. Para eventos hidrológicos

maiores, as estruturas de LID têm um melhor desempenho quando combinadas com as melhores práticas tradicionais de manejo de águas pluviais, como reservatórios de detenção.

A adequação de práticas de LID depende das condições do local e não se baseia estritamente no espaço disponível. Deve ser realizada a avaliação da permeabilidade do solo, da declividade e da profundidade da água subterrânea para que o uso de estruturas de LID seja eficaz (USEPA, 2000).

A USEPA (2007) após analisar 17 estudos que implementaram estruturas de LID, concluiu que a aplicação destas técnicas pode reduzir custos e melhorar o desempenho ambiental. A economia total de custo de capital variou de 15% a 80% quando os métodos de LID foram usados, e economias significativas foram alcançadas devido aos custos reduzidos para classificação e preparação do local, na infraestrutura de águas pluviais, locais de pavimentação e paisagismo.

Segundo Genin (2020) diretora de Clima do *World Resources Institute* (WRI) Brasil, ao longo da próxima década, o Brasil pode fazer sua economia crescer mais rapidamente com uma recuperação verde, do que seguir no caminho de desenvolvimento atual. Estudo publicado pelo WRI Brasil e pela *New Climate Economy* mostra que, ao adotar um modelo de crescimento econômico mais sustentável, o país pode gerar R\$ 2,8 trilhões adicionais ao Produto Interno Bruto até 2030 e 2 milhões de empregos a mais. Os principais setores econômicos do Brasil, como agricultura, infraestrutura e indústria, podem ser mais produtivos e competitivos globalmente se o país fizer a transição para uma economia mais eficiente, resiliente, justa e sustentável.

Vale ressaltar, que os preços ambientais só podem ser usados para derivar valores marginais, e não podem ser usados para calcular o valor total da biodiversidade da Terra. Estes preços dão oportunidade para tomar decisões que afetam a natureza, o meio ambiente e a saúde humana. Os preços ambientais podem ser usados para incluir esses impactos na tomada de decisão, mas não para justificar ou legitimar a poluição.

As externalidades apresentadas neste estudo, causadas pelas emissões das águas de drenagem urbana poluídas, têm sido às custas do uso insustentável desse recurso pela população e pelo descaso do órgão público responsável, onde o canal do riacho das Piabas torna-se o corpo receptor de esgoto bruto, de resíduos sólidos e de poluição de fontes difusas decorrentes da urbanização desordenada.

Estas externalidades devem ser corrigidas por meio da cobrança de impostos, ou seja, custos associados a danos ambientais exigidos à sociedade, ajudaria a longo prazo a melhorar a integridade ambiental, social e econômica da região. Porém, existe uma necessidade de

ambientalismo de livre mercado para lidar com isso, não isoladamente em um recurso, setor, ou a nível nacional, mas todos esses níveis, bem como a integração em nível global.

A metodologia ACV nas dimensões ambiental, social e econômica, permitiu identificar os indicadores (categorias de impacto) mais impactantes negativamente para o sistema em estudo, os danos finais associados aos impactos provenientes da poluição da água de drenagem urbana e os cenários de intervenção mais viáveis nas três dimensões.

A análise multicritério será realizada para incluir as preferências dos especialistas quanto ao grau de importância dos indicadores da ACV, auxiliando na construção do modelo conceitual para a sustentabilidade da água de drenagem urbana do riacho das Piabas.

## **5.5 Análise multicritério para auxiliar na tomada de decisão**

### **5.5.1 Aplicação do questionário – painel de especialistas**

Para realizar a análise multicritério e multidecisor foi necessário aplicar um questionário para que os especialistas, de diferentes áreas do conhecimento, pudessem opinar sobre o nível de importância dos indicadores utilizados na avaliação dos impactos potenciais das águas de drenagem urbana, em diferentes dimensões (ambiental, social e econômica).

O painel de especialistas é uma técnica de coleta de dados que assegura maior fidedignidade na representação do fenômeno investigado (PINHEIRO et al., 2013). Para tanto, o painel foi formado por 46 profissionais com experiências técnica e científica nas áreas de gestão e políticas ambientais, de orçamento na construção civil, desenvolvimento e meio ambiente, educação ambiental e tecnologia ambiental, com diferentes formações acadêmicas como Engenharia Sanitária, Engenharia Civil, Engenharia Ambiental, Engenharia Química, Engenharia Agrícola e Ambiental, Biologia e Direito. Esta multidisciplinaridade torna a técnica representativa na investigação da sustentabilidade da água de drenagem urbana do riacho das Piabas.

Quanto à titulação dos especialistas que participaram do questionário, a maior parcela possui doutorado (41,3%). A Figura 74 apresenta o percentual em relação à titulação e à atividade profissional dos participantes. Observa-se que a participação dos profissionais da área acadêmica se sobressaiu em relação aos demais (46,7%).

Vale destacar que houve participação de supervisores, diretores e gerentes que atuam diretamente na área ambiental, em agências ambientais e companhias de saneamento, como

também, houve a participação de especialistas da área jurídica da promotoria de Justiça do Meio Ambiente do Ministério Público.

**Figura 74.** Maior titulação e atividade profissional do painel de especialistas.



Os questionários foram elaborados (Apêndice J) a partir dos indicadores definidos na Avaliação do Ciclo de Vida e os custos aferidos para os projetos propostos, e categorizando-os em subdimensões. Em seguida, foram aplicados ao painel de especialistas para avaliar o nível de importância das subdimensões das dimensões ambiental, social e econômica e de cada indicador de sustentabilidade considerado. O Quadro 12 apresenta a ponderação do nível de importância considerada nessa pesquisa. Com base nessa ponderação, os especialistas indicaram o nível de importância de acordo com a sua percepção.

**Quadro 12.** Níveis de importância designados para as subdimensões e os indicadores propostos.

| Nível de importância |              |              |             |                   |
|----------------------|--------------|--------------|-------------|-------------------|
| Nenhum<br>(0)        | Baixo<br>(1) | Médio<br>(2) | Alto<br>(3) | Muito alto<br>(4) |

Como o painel de especialistas contou com 46 respostas aos questionários, foi necessário realizar análise estatística para verificar a confiabilidade e consistência dos indicadores analisados. Foi utilizado o coeficiente Alfa de Cronbach que é o procedimento estatístico mais utilizado para esta finalidade (Equação 19 na seção 4.7).

Segundo Streiner (2003), o valor mínimo para este coeficiente é 0,70, abaixo desse valor a consistência interna da escala utilizada é considerada baixa. Em contrapartida, o valor máximo esperado é 0,90, caso o coeficiente esteja acima deste valor, pode-se considerar que há redundância ou duplicação, ou seja, vários itens analisando exatamente o mesmo elemento. Quando há prolixidade entre os itens, estes tendem a ficar fortemente correlacionados entre si, contribuindo assim para aumentar o valor do coeficiente Alfa de Cronbach.

Para esta pesquisa, o coeficiente Alfa de Cronbach foi calculado para todos os indicadores considerados e para os indicadores de cada dimensão (ambiental, social e econômica). A Tabela 21 apresenta os coeficientes Alfa de Cronbach calculados para os questionários empregados nessa pesquisa.

**Tabela 21.** Coeficientes Alfa de Cronbach para os questionários aplicados.

| Descrição   | $\alpha$ |
|---|----------|
| Coeficiente de todos os indicadores               | 0,82     |
| Coeficiente dos indicadores da dimensão ambiental | 0,87     |
| Coeficiente dos indicadores da dimensão social    | 0,91     |
| Coeficiente dos indicadores da dimensão econômica | 0,88     |

Observa-se que os coeficientes Alfa de Cronbach variaram entre 0,82 e 0,91, demonstrando confiabilidade e consistência dos indicadores considerados nos questionários aplicados aos especialistas.

### 5.5.2 Aplicação do método multicritério e multidecisor

Para a aplicação deste método, os critérios considerados foram os indicadores da ACV relacionados com a qualidade da água de drenagem urbana do riacho das Piabas, e os indicadores de custos de projetos de intervenção propostos para melhoria dessa água, já detalhados na seção anterior.

O método PROMETHEE, utilizado nesta pesquisa para a análise multicritério, requer uma matriz de critérios de desempenho sobre as diferentes alternativas, os pesos atribuídos aos critérios pelas partes interessadas e a definição da função de preferência específica para cada um desses critérios (BRANS; SMET, 2016).

Desta forma, no Apêndice K consta a matriz de desempenho que são os valores dos indicadores (critérios) associados aos cenários propostos (alternativas) e foram inseridos no *software* Visual PROMETHEE®. Os pesos foram atribuídos pelos 46 decisores através da aplicação do questionário e introduzidos no *software* para cada decisor. A função de preferência adotada foi a do Tipo I (critério usual) para as dimensões ambientais e sociais e do Tipo V (critério com preferência linear) para a dimensão econômica.

Foi considerado o método PROMETHEE II, que consiste na utilização do fluxo de superação líquido, resultando em um ordenamento completo das alternativas e evitando qualquer inconformidade. Segundo Nasiri et al. (2013), esse método leva em consideração a

função de preferência de cada critério, determinada pelos tomadores de decisão. Portanto, cada critério é avaliado de forma diferente e é possível tomar melhores decisões.

A função de preferência é usada para determinar quanto uma alternativa é preferida sobre outra e traduz a diferença nas avaliações das duas alternativas em um grau de preferência que são representadas em uma escala numérica que varia entre 0 e 1. O valor "1" representa uma forte preferência de uma alternativa sobre a outra, enquanto "0" representa uma preferência indiferente entre as duas alternativas (BOTTERO et al., 2018).

Nesta pesquisa, as funções de preferências para cada subdimensão da dimensão econômica seguiram a proposta de Nascimento (2016). Isto é, para a função de preferência tipo V, considerada nas subdimensões custos ambientais das emissões e custos de projetos de intervenção, o cálculo do limiar de indiferença (q) foi considerado como 10% do maior valor do custo estimado de projetos de intervenção (Apêndice I) e do custo ambiental das emissões. Já o limiar de preferência (p) consiste na diferença entre o maior e o menor valor estimados desses custos. A Tabela 22 apresenta os valores dos limiares de preferência e de indiferença, utilizados na análise multicritério da dimensão econômica.

**Tabela 22.** Limiares de preferência e de indiferença para a função do Tipo V na dimensão econômica.

| Dimensão  | Subdimensão                       | Funções de preferência |              |
|-----------|-----------------------------------|------------------------|--------------|
|           |                                   | q                      | p            |
| Econômica | Custos ambientais das emissões    | 1561,12                | 14155,60     |
|           | Custos de projetos de intervenção | 32994614,12            | 329941974,90 |

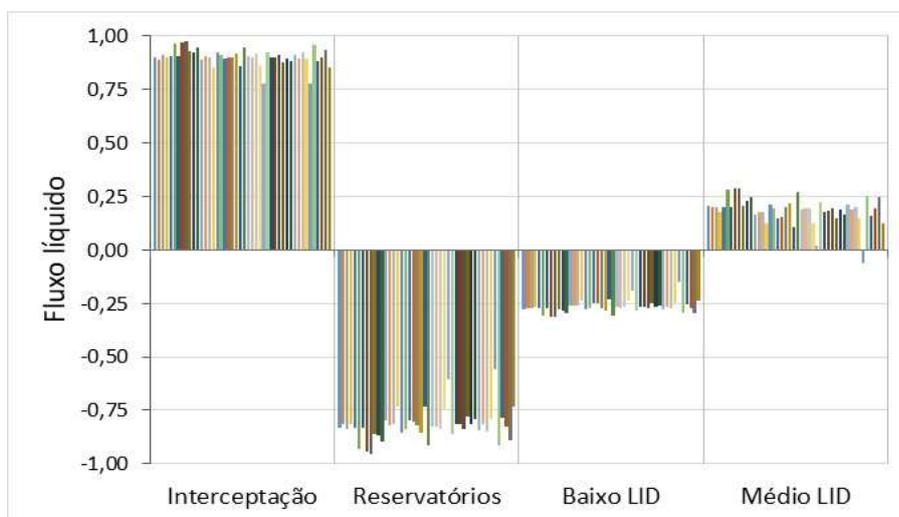
Após a inserção de todos os dados de entrada necessários para realizar a análise multicritério, foi iniciada a modelagem no programa Visual PROMETHEE® para cada um dos decisores para definir a ordenação dos quatro cenários de intervenção. O Apêndice L apresenta a comparação do *ranking* entre os decisores para cada cenário analisado.

A Figura 75 apresenta o fluxo líquido dos 46 decisores para os cenários de intervenção propostos. Os fluxos líquidos de sobreclassificação assumem valores entre 1 e -1, determinando uma ordem entre os cenários analisados. Os valores de fluxo líquido próximos de 1 significam a melhor preferência na percepção do profissional, e quanto mais próximos de -1, a alternativa menos importante. Percebe-se uma unanimidade na percepção dos decisores quanto ao grau de importância dos cenários de intervenção para a sustentabilidade da área de estudo.

Segundo os resultados da análise multicritério (Figura 75), o cenário que melhor estabelece a sustentabilidade das águas do riacho das Piabas para os 46 decisores é a

interceptação do lançamento de esgoto apresentando fluxos líquidos próximos de 1, em segundo lugar a implantação de estruturas de médio LID, em seguida a implantação de estruturas de baixo LID e, em último lugar, os reservatórios de detenção com fluxos líquidos próximos de -1, apresentando o pior desempenho. O *ranking* pode ser observado também na comparação dos cenários pelos 46 decisores, realizado pelo *software* e apresentado no Apêndice L.

**Figura 75.** Resultado da análise multicritério para os 46 decisores.



Os resultados obtidos foram coesos com os esperados para os cenários analisados, ou seja, a classificação encontrada favoreceu os melhores cenários, para quaisquer pesos analisados nas três dimensões. A interceptação do lançamento de esgoto surpreendeu na seção anterior (resultados da ACV) quando se observou a conveniência da proximidade dos pontos de esgoto (lançados no canal de drenagem) do Interceptor da Depuradora. Com isso, reduzem-se gastos com material e mão de obra e incômodos da sociedade nas práticas de execução dessa intervenção serão minimizados.

No entanto, essa intervenção isoladamente não permite resolver os problemas de qualidade da água do riacho das Piabas e, conseqüentemente, não permite estabelecer a sustentabilidade da área de estudo. Os tomadores de decisão devem levar em consideração ações sistêmicas nas três dimensões para direcionar a gestão dessas águas.

As estruturas de LID, apesar de necessitarem um maior investimento, são uma excelente alternativa para mitigar os efeitos da poluição difusa (elevada contribuição na área de estudo dessa pesquisa) e do aquecimento global (redução das ondas de calor) e favorecer uma cidade agradável por meio das estruturas verdes (biorretenção). No entanto, essa

intervenção isoladamente, não permite resolver os problemas de qualidade de água do riacho das Piabas.

A relevância principal dos reservatórios de retenção neste estudo é oferecer à população periurbana o aproveitamento de água pluvial em períodos de escassez, por essa área estar inserida em uma região semiárida. Essa intervenção necessita de manutenção contínua e controle de operação constante para que possa fornecer uma água dentro de padrões estabelecidos para cada uso, conforme descrito nas seções anteriores.

Foi observado que os indicadores com maior importância (maiores pesos atribuídos) na percepção dos especialistas, foram eutrofização de água doce e ecotoxicidade de água doce na subdimensão impacto nos recursos hídricos (dimensão ambiental), nos danos à qualidade dos ecossistemas (dimensão social) e nos custos ambientais das emissões (dimensão econômica). O indicador aquecimento global teve mais relevância na subdimensão riscos à saúde humana (dimensão social). Esta percepção é esperada visto que a qualidade da água de drenagem interfere diretamente na biota dos corpos hídricos receptores, como também na saúde humana.

Com o objetivo de analisar prováveis modificações na ordenação dos cenários analisados, foram excluídos da análise multicritério os indicadores de maior peso (eutrofização de água doce e ecotoxicidade de água doce), primeiramente na dimensão ambiental, em seguida na dimensão social e, por último, na dimensão econômica. Após as três modelagens, foi observado que os 46 decisores continuaram com a mesma ordem de preferência para os cenários de intervenção.

Portanto, mesmo retirando os indicadores de maiores pesos para analisar a melhor resposta dos decisores no desempenho dos cenários de intervenção, ocorreu a homogeneidade na ordenação dos cenários. Diante disto, não tem sentido aplicar o método ordinal de Copeland porque o método PROMETHEE II mostrou-se eficiente na ordenação/classificação dos cenários mais relevantes para a sustentabilidade da área de estudo.

## **5.6 Modelo conceitual**

Em uma época em que a urbanização está se expandindo rapidamente, assegurar o desenvolvimento sustentável torna-se um desafio. É notório o descaso quanto à gestão das águas de drenagem urbana no nosso país. Não há um planejamento para utilização adequada dos espaços urbanos existentes, e muito menos ações de educação ambiental para diminuir a poluição pontual e difusa nas bacias hidrográficas urbanas. Com isso, as águas pluviais

urbanas veiculam contaminantes que modificam potencialmente as características físicas, químicas e microbiológicas dos ecossistemas terrestres, atmosféricos e, principalmente, aquáticos.

Nesta perspectiva, é necessário e urgente reduzir a pressão ambiental nas cidades, inserindo em planos diretores a obrigatoriedade de projetos sustentáveis que procurem minimizar a poluição do meio ambiente e o aquecimento global, como também, oferecendo aproveitamento de água pluvial para mitigar o impacto da escassez de água, essencialmente em regiões semiáridas.

A elevada complexidade dos problemas de gestão da água de drenagem urbana, tem sido, sem dúvida, um incentivo para o desenvolvimento de métodos que possibilitem estabelecer a sustentabilidade dessas águas. Para medir a sustentabilidade são necessários métodos de análise de decisão que considerem, no mínimo, indicadores nas dimensões ambiental, social e econômica.

A modelagem hidrológica da microbacia hidrográfica do riacho das Piabas foi essencial para a compreensão do funcionamento da bacia de drenagem considerando diferentes cenários. Para realizar a modelagem é imprescindível a utilização de dados hidrológicos da bacia hidrográfica, como precipitação, evaporação e capacidade de infiltração; dados hidráulicos, como dimensões do perfil do canal de drenagem, profundidade da água pluvial no interior do canal, comprimento, declividade, velocidade de escoamento e vazão; dados de uso e ocupação do solo; dados de qualidade da água de drenagem; de contribuições de esgoto; e dados físicos das sub-bacias, como área e perímetro.

A obtenção destes dados foi uma das maiores dificuldades deste trabalho. A ausência de projetos, de controle operacional para fornecer relatórios de operação do sistema de drenagem, e de uma base de dados sistematizados das bacias de drenagem pelo órgão competente, dificultou o acesso às informações para dar início à simulação no programa SWMM.

Para superar este impasse, foi necessário obter dados por meio de medições locais e observações sistêmicas da área de estudo, dados de qualidade da água de drenagem através de coletas em pontos de amostragem ao longo do canal e análises laboratoriais periódicas, de contribuições de esgoto, de resultados de pesquisas realizadas anteriormente, da utilização de recursos de geoprocessamento e de imagem de satélite, de banco de dados de entidades confiáveis, como AESA, IBGE, Estação Agrometeorológica Experimental da UFCG, entre outros.

A modelagem hidrológica permitiu, apesar do difícil acesso aos dados, avaliar com eficiência o comportamento da bacia de drenagem, sendo possível avaliar as modificações na qualidade da água e na vazão em cenários de intervenção, isto é, a modelagem forneceu resultados de qualidade da água de lixiviação e de contribuições de esgoto com mínimos erros de continuidade, subsidiando nos elementos fundamentais para a construção do inventário do ciclo de vida.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) se mostrou uma metodologia eficaz e promissora na avaliação da sustentabilidade das águas pluviais urbanas por meio das suas categorias de impacto (indicadores), que apontam os impactos potenciais da poluição dessas águas nas dimensões ambiental, social e econômica. Essa metodologia possibilitou uma pré-análise dos cenários de intervenção mais sustentáveis para as águas de drenagem urbana.

Outra dificuldade encontrada foi a ausência de estudos sobre a ACV de águas pluviais urbanas que pudessem direcionar as etapas do ciclo de vida ao longo do canal de drenagem. Por ser um sistema sob a influência de processos da natureza e da pressão de atividades urbanas, torna-se complexa a percepção dos fluxos de entrada e saída no sistema que interferem na qualidade da água de drenagem. A modelagem hidrológica foi imprescindível nessa visualização, pois, sem a simulação, seria impossível realizar a ACV nesse tipo de sistema.

Desta forma, analisando o sistema por meio da modelagem, foi possível definir os fluxos em diversos pontos ao longo do canal de drenagem, até a saída próxima da área periurbana. Foi observado também após a simulação, ou seja, após os eventos de precipitação, de infiltração e de escoamento, que o programa SWMM produz um relatório de estado que indica o quanto ocorreu de lixiviação em cada sub-bacia. Este foi um dos fluxos de entrada considerado, isto é, a vazão de contribuição das bacias urbanas para o canal de drenagem, retratando a poluição difusa. O outro fluxo de entrada utilizado foi a poluição concentrada que é a contribuição de esgoto em vários pontos do canal. Em cada ponto do canal, o fluxo de saída é a soma da vazão e das variáveis de qualidade da lixiviação e do esgoto até o último ponto, denotando o fluxo de saída final.

Nota-se o quanto foi determinante para a aplicação da ACV em sistemas de drenagem urbana, a visualização dos fluxos de entrada e saída na modelagem hidrológica, abordando uma interdependência entre as metodologias. Vale destacar que, os indicadores de qualidade da água de drenagem, após a simulação, foram os dados de entrada necessários para iniciar a modelagem da ACV no *software* OpenLCA.

Outra correlação entre metodologias observada neste estudo foi a ACV com a análise multicritério. Os indicadores (categorias de impacto) ambientais, sociais e econômicos específicos da ACV serviram como base para a formação do questionário aplicado aos especialistas, onde os pesos dos critérios estabelecidos por cada decisor foram essenciais para a tomada de decisão em um problema multicritério em diferentes dimensões. A aplicação da ACV foi importante também por fornecer uma pré-análise do melhor cenário de intervenção, auxiliando na tomada de decisão.

A análise multicritério, por meio de modelagem matemática, a exemplo do método PROMETHEE, propiciou a ordenação dos cenários de intervenção que melhor estabelece a sustentabilidade das águas de drenagem urbana. Sendo uma metodologia de apoio à tomada de decisão, é pertinente na resolução de problemas em áreas urbanas por envolver vários critérios e, ainda, ser capaz de identificar o melhor cenário para a sustentabilidade das cidades.

Nesta pesquisa foi sugerido que, após a modelagem no *software* Visual PROMETHEE®, os indicadores fossem manipulados, retirando os de maior peso em cada dimensão, segundo a percepção dos especialistas, para observar se existe interferência na decisão sobre a ordenação dos cenários de preferência, definidos anteriormente. Após repetir esta ação por três vezes (em cada dimensão considerada nesta pesquisa) foi observado que não houve alteração dos resultados, indicando unanimidade entre os especialistas sobre a ordenação dos cenários que melhor estabelece a sustentabilidade das águas de drenagem urbana do riacho das Piabas.

A associação da modelagem hidrológica, Avaliação do Ciclo de Vida e análise multicritério constituiu um mecanismo para a construção do modelo conceitual para gestão das águas de drenagem urbana. Este modelo é uma ferramenta de fácil implementação e que permite representar uma sequência de ações de planejamento para auxiliar os decisores nas melhores soluções quanto à sustentabilidade dessas águas.

O modelo conceitual proposto e apresentado na Figura 76, integra metodologias que consideram indicadores nas dimensões ambiental, social e econômica proporcionando uma avaliação sistêmica da área de estudo, fundamental para gestão das águas de drenagem urbana. Os indicadores ambientais relacionados com a poluição dessas águas, os sociais relacionados com os riscos à saúde da população e com os danos aos ecossistemas, e os econômicos que são os custos necessários para reduzir os impactos negativos ambientais e os custos de projetos de intervenção são essenciais para avaliar o desempenho do sistema de drenagem urbana.

Neste trabalho, a integração entre os cenários de intervenção é necessária para estabelecer a sustentabilidade da área de estudo. A interceptação do lançamento de esgoto foi o cenário de melhor custo-benefício por tratar a poluição concentrada ao longo do canal com um custo reduzido, devido à proximidade dos pontos de contribuição no canal com o Interceptor da Depuradora (Figura 73). Como a poluição difusa também contribui para a poluição das águas de drenagem urbana do riacho das Piabas, é relevante integrar as estruturas de desenvolvimento de baixo impacto na área urbana para tratamento dessa poluição.

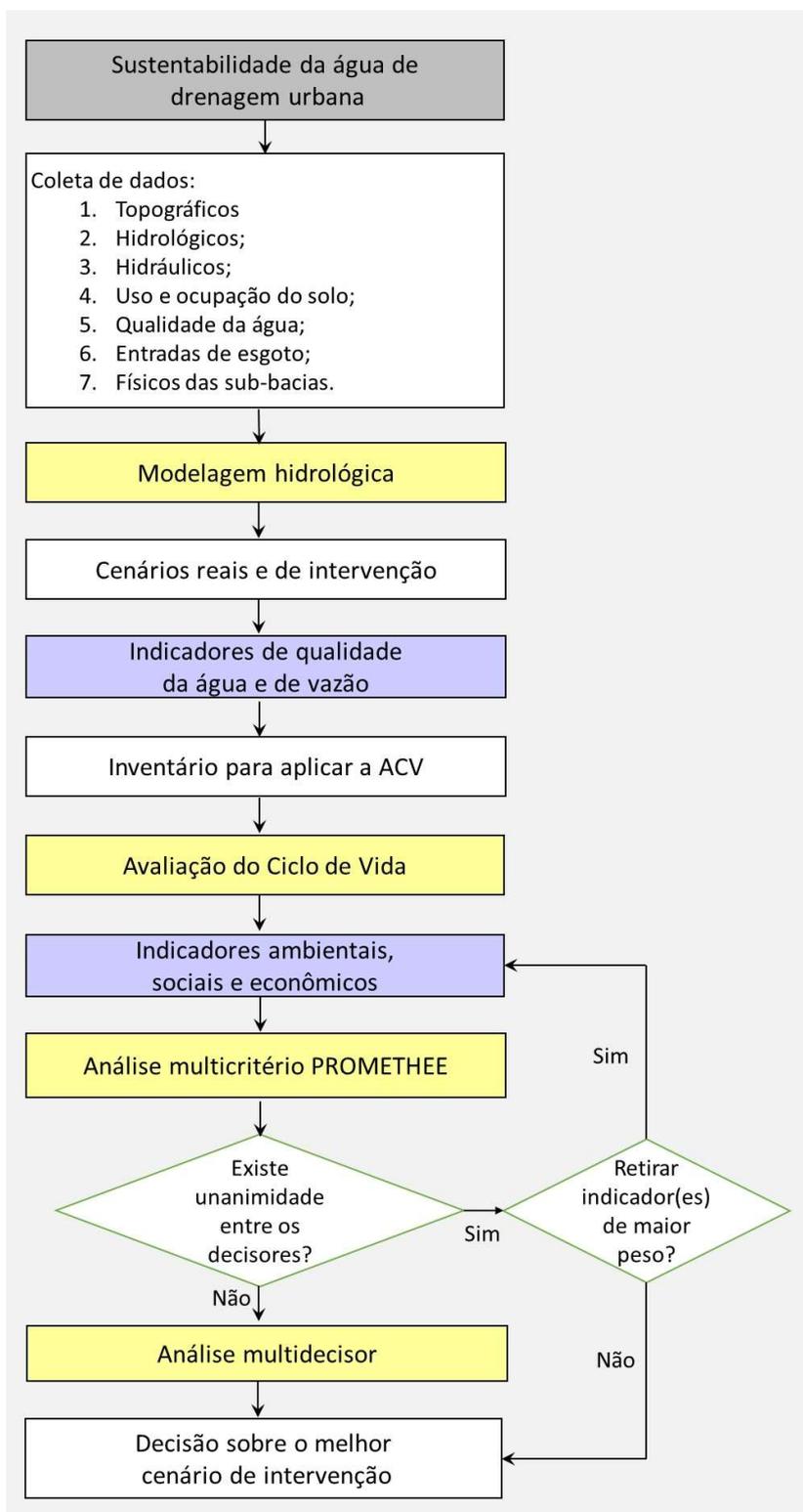
Quanto aos reservatórios de detenção, o maior benefício que oferecem é na oferta de água não potável para a população que vive em regiões semiáridas. O aproveitamento de águas pluviais urbanas tratadas desempenha um papel relevante no ciclo do saneamento, uma vez que, essa atividade é uma das principais prioridades na utilização sustentável dos recursos hídricos. Porém, essa atividade em qualquer área urbana é desafiadora porque depende de fenômenos naturais (precipitação) e dos hábitos da população, que envolvem a área a ser irrigada e demanda das atividades de piscicultura e pecuária.

Estas soluções integradas proporcionam um ambiente urbano saudável, com melhoria da qualidade de vida da população e da economia da região, contribuindo com a sustentabilidade da área de estudo. Na agregação dos cenários de intervenção, é importante considerar a hierarquia das soluções mais viáveis para a área de estudo, apresentada pelo painel de especialistas no método multicriterial.

Este estudo sugere um modelo conceitual (Figura 76) para gestão das águas de drenagem urbana para orientar os formuladores de políticas no processo de tomada de decisão. Este trabalho apoia e amplia estudos anteriores sobre as águas de drenagem urbana do riacho das Piabas, propondo um modelo conceitual como instrumento que pode ser utilizado em políticas públicas por avaliar impactos ambientais potenciais em cenários reais e de intervenção e por conter um conjunto de metodologias interligadas para ajustar, testar, estabelecer, avaliar e escolher cenários sustentáveis para os sistemas de drenagem urbana.

Com base nos princípios de sustentabilidade definidos pela *National Academies* (2016) e os princípios que norteiam esta pesquisa, as ações conjuntas contidas no modelo conceitual favorecem a gestão participativa e integrada de políticas públicas em águas de drenagem urbana. Essa gestão é necessária para mitigar a poluição dessas águas e primordial para promover a saúde da população e a proteção dos ecossistemas. Desta forma, torna-se um instrumento inovador para os serviços de drenagem urbana, auxiliando no estabelecimento da sustentabilidade nas dimensões ambiental, social e econômica.

**Figura 76.** Modelo conceitual para gestão de águas de drenagem urbana.



## 6. CONCLUSÃO

Em um ambiente urbano onde os sistemas são altamente conectados é fundamental conhecer o sistema em estudo, e isto foi feito nas águas de drenagem do riacho das Piabas, por meio de modelagem hidrológica considerando diferentes cenários. Foi possível visualizar e compreender os espaços urbanos existentes por meio de imagens de satélite, recursos de geoprocessamento e modelagem hidrológica, com o objetivo de projetar reservatórios de retenção e estruturas de desenvolvimento de baixo impacto para mitigar os efeitos da poluição dessas águas.

O software SWMM foi capaz de modelar a microbacia hidrográfica do riacho das Piabas com mínimos erros de continuidade, apresentando resultados satisfatórios para os cenários de intervenção considerados. Foi possível agregar os resultados da modelagem hidrológica no inventário do ciclo de vida para realizar a ACV.

O uso da metodologia do ciclo de vida forneceu informações pertinentes para avaliar a sustentabilidade da área de estudo, indicando os impactos potenciais negativos das águas pluviais urbanas do riacho das Piabas nas dimensões ambiental, social e econômica.

Os resultados da ACV mostram que o principal gerador de impactos dentro dos fluxos de entrada, em todas as categorias, foi a contribuição de esgoto, por conter altas concentrações de poluentes e apresentar elevadas vazões em alguns pontos (E2 e E3). As categorias de impacto que evidenciaram maiores impactos negativos ao meio ambiente foram o aquecimento global, a formação de material particulado e a ecotoxicidade de água doce.

Na dimensão social, a infiltração do lixiviado nas estruturas de médio LID no cenário 4 contribuiu significativamente para a redução dos riscos à saúde humana e para os danos à qualidade do ecossistema, devido à diminuição do escoamento da poluição difusa para o canal de drenagem do riacho das Piabas.

Quanto à dimensão econômica, em particular no uso de mecanismos de mercado na definição de regulamentações ambientais, o conceito de externalidades ambientais tem se tornado cada vez mais popular na economia e nas políticas públicas, tornando-se essencial considerar este conceito em estudos sobre a sustentabilidade de águas de drenagem urbana, devendo ser incorporado em diretrizes e regulamentações de planos diretores.

Logo, a aplicação da ACV para avaliar a sustentabilidade das águas de drenagem do riacho das Piabas é uma oportunidade para auxiliar na tomada de decisão na implantação de cenários de intervenção e na elaboração de políticas públicas, que indiquem todos os impactos negativos envolvidos nos sistemas de drenagem urbana.

O estudo evidencia a falta de estudos de ACV em sistemas de drenagem urbana, ressaltando a importância desses estudos, diante da carência de investimentos financeiros para esse setor do saneamento no Brasil, que impacta no meio ambiente, na saúde pública e na economia. O maior desafio na aplicação da ACV em sistemas de drenagem urbana é a visualização dos fluxos no sistema e a construção de um banco de dados representativo para a realidade brasileira, diante da ausência de dados e métodos nacionais, levando o pesquisador a lidar com dados europeus.

O estabelecimento dos critérios ambientais, sociais e econômicos para aplicar a análise multicritério foi possível após a aplicação da ACV. Os indicadores utilizados na ACV foram os mesmos para produzir o questionário para os especialistas. A análise multicritério ordenou os cenários de intervenção mais relevantes para que as águas de drenagem urbana estabeleçam a sustentabilidade da área de estudo. Seguindo uma ordem de relevância, a interceptação do lançamento de esgoto em primeiro lugar, seguido da implantação das estruturas de médio LID, implantação das estruturas de baixo LID e, por último, os reservatórios de retenção.

A interceptação do lançamento de esgoto se apresentou como a intervenção de melhor desempenho ambiental, social e econômico, sendo assim, a mais apropriada para induzir à sustentabilidade da área de estudo. Contudo, em virtude do elevado potencial poluidor das águas pluviais urbanas do riacho das Piabas, é fundamental a implantação de outros controles, por exemplo, estruturas de LID e/ou reservatórios de retenção para reduzir os efeitos da poluição dessas águas.

Desta forma, sugere-se a integração dos cenários de intervenção propostos para a mitigação dos impactos negativos das águas pluviais do riacho das Piabas nas dimensões ambiental, social e econômica. As estruturas de LID foram eficientes na redução das emissões relacionadas à poluição difusa nos espaços urbanos, contribuindo para a qualidade dos ecossistemas, o bem-estar e dignidade da população, e para reduzir os custos ambientais das emissões. Embora os reservatórios de retenção não tenham obtido o melhor desempenho nas dimensões consideradas, contribuem para reduzir os problemas de escassez hídrica em regiões semiáridas, cria empregos levando ao aumento do bem-estar social e à melhoria da economia local.

Diante disso, a análise multicritério consolidou os resultados da ACV, auxiliou na estruturação dos processos decisórios e apoiou a construção do modelo conceitual.

Com a finalidade de produzir o modelo conceitual que é uma ferramenta de planejamento urbano que contribui para o avanço organizacional da gestão das águas pluviais

urbanas, foi necessário utilizar três métodos matemáticos (modelagem hidrológica, ACV e análise multicritério) e integrá-los.

O modelo conceitual proposto é exequível e de fácil implementação, desde que, obtenham banco de dados sobre a área de estudo para realizar a modelagem hidrológica e aplicar a ACV, como também, requer a multidisciplinaridade entre os decisores para solucionar um problema de decisão. Portanto, é necessário um planejamento estruturado para implementar ações em cada etapa do modelo. Este modelo é generalizável, uma vez que, contempla métodos que podem ser aplicados em qualquer área de estudo, sendo possível incluir outros indicadores de sustentabilidade.

Este modelo reúne e fornece um conjunto de conceitos, informações, métodos e ações necessárias para que os gestores públicos tenham uma visão sistêmica no planejamento das águas pluviais urbanas e, assim, seguindo as ações sequenciadas no modelo com propostas de projetos sustentáveis, possam contribuir para a gestão da área de estudo. Isto é, objetiva, aos gestores e formuladores de políticas, facilitar a tomada de decisão rumo à sustentabilidade dessas águas.

## **RECOMENDAÇÕES**

De acordo com os resultados apresentados sobre o desempenho dos reservatórios de retenção, recomenda-se, em estudos posteriores, a inclusão de mais reservatórios de retenção para reduzir a poluição da água de drenagem a jusante dos reservatórios; a análise das técnicas citadas para tratamento da água de drenagem nos reservatórios, no caso de tempos de retenção hidráulica de vários dias, devendo-se observar a viabilidade na conversão de um corpo d'água lótico poluído em corpos lênticos; o estudo da demanda de água para usos não potáveis na região periurbana de Campina Grande para potencializar o aproveitamento da água de drenagem urbana.

Quanto à metodologia ACV, recomenda-se a aplicação no processo construtivo dos projetos propostos para avaliar os impactos potenciais ambientais, sociais e econômicos, relacionados a esta atividade e a inclusão de outros indicadores da ACV para adicionar particularidades importantes para a sustentabilidade da área de estudo.

Estas recomendações são pertinentes para aprimorar os resultados e discussões apresentados neste trabalho, contribuir para os projetos sustentáveis propostos e instigar a realização de estudos que envolvam a sustentabilidade das águas de drenagem urbana.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBAS, A., CARNACINA, I., RUDDOCK, F., ALKHADDAR, R., ROTHWELL, G., ANDOH, R. Improving the Hydraulic Integrity to Separate the Sewer System in Hilly Regions Using a New Manhole Design. **New Trends in Urban Drainage Modelling**, p. 825–829, 2019

ABCP – Associação Brasileira de Cimento Portland. **Projeto Técnico: Pavimento Permeável**. FIB - Fábrica de Ideias Brasileiras, São Paulo, 2013a. Disponível em: [http://www.solucoesparacidades.com.br/wp-content/uploads/2013/10/AF\\_Pav%20Permeavel\\_web.pdf](http://www.solucoesparacidades.com.br/wp-content/uploads/2013/10/AF_Pav%20Permeavel_web.pdf) Acesso em: junho de 2020.

ABCP – Associação Brasileira de Cimento Portland. **Projeto Técnico: Reservatórios de Detenção**. Programa Soluções para Cidades. Iniciativas Inspiradoras. [S.l.: s.n.], 2013b.

AESA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. **Rio Paraíba**. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/comite-de-bacias/rio-paraiba/>. Acesso em: novembro de 2018.

AHIABLAME, L., SHAKYA, R. Modeling flood reduction effects of low impact development at a watershed scale. **Journal of Environmental Management**. v. 171, p. 81 – 91, 2016.

AKTER, A., AHMED, S. Potentiality of rainwater harvesting for an urban community in Bangladesh. **Journal of Hydrology**. v. 528, p. 84–93, 2015.

AL-ADAMAT, R., DIABAT, A., SHATNAWI, G. Combining GIS with multicriteria decision making for siting water harvesting ponds in Northern Jordan. **Journal of Arid Environments**. v.74, p. 1471-1477, 2010.

ALMEIDA, S. A. B. de. **Contribuição à aplicação de coeficientes de consumo em projetos de abastecimento de água e esgotamento Sanitário em comunidades urbanas de baixa renda do Nordeste do Brasil – Estudo de caso**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

ALMEIDA, A. T. de. **Processo de Decisão nas Organizações: Construindo modelos de decisão multicritério**. São Paulo: Atlas, 2013.

ALMEIDA, L. T. de, ABREU, M. C., FRAGA, M. de S., SILVA, D. D. da, CECÍLIO, R. A. Aspectos morfológicos relacionados ao estudo de enchentes na Bacia do Rio Sapucaí, Minas Gerais. **Nativa, Sinop**, v.5, n.3, p.169-174, 2017.

ALVES, P. B. R. **Simulações de medidas compensatórias sustentáveis de drenagem: propostas em duas microbacias urbanas**. 2017. 65 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Universidade Federal de Campina Grande, 2017.

ALVES, W. dos S., SANTOS, L. N. S. dos, MEDEIROS, V. S., AQUINO, D. S., MORAIS, W. A., SALEH, B. B., PEREIRA, V. C., MOURA, D. M. B. de. Avaliação da qualidade da água e estado trófico do Ribeirão das Abóboras, em Rio Verde – GO, Brasil. **Geociências**, v. 36, n. 1, p. 13-29, 2017.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos: informe 2015**. Brasília: ANA, 2015.

\_\_\_\_\_. **O progestão na Paraíba. Síntese do primeiro ciclo do programa (2013 – 2016)**, 13 p., 2017.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. D.C: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 21th ed., Washington, 2012.

APOLLONIO, C., BALACCO, G., NOVELLI, A., TARANTINO, E., PICCINNI, A. F. Land Use Change Impact on Flooding Areas: The Case Study of Cervaro Basin (Italy). **Sustainability**, v.8, n.10, p. 2016.

ARAGÃO, R., FIGUEIREDO, E. E., SRINIVASAN, V. S., GOIS, R. S. S. Chuvas Intensas no Estado da Paraíba. V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2000, Natal. **Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**. Natal – RN. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, p. 74-85, 2000.

ARAÚJO, R. E. da C. L. **Estudo do desempenho de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de águas residuárias de bairros populares (Glória I, Glória II, Jardim América e Belo Monte) da cidade de Campina Grande, Paraíba**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

ARCADIS. **Citizen Centric Cities: The Sustainable Cities Index 2018**. Desing & Consultancy for natural and built assets, 2018.

ARVIDSSON, R., HILDENBRAND, J., BAUMANN, H., ISLAM, K. M. N., PARSMO, R. A method for human health impact assessment in social LCA: lessons from three case studies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, p. 690–699, 2018.

ASCE. **Design and Construction of Urban Stormwater Management Systems**. American Society of Civil Engineer. 753p, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 37.120: Desenvolvimento sustentável de comunidades — Indicadores para serviços urbanos e qualidade de vida**. Rio de Janeiro, 87 p, 2017.

\_\_\_\_\_. **NBR ISO 14.040: Gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, 2014a.

\_\_\_\_\_. **NBR ISO 14.044: Gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações**. Rio de Janeiro, 2014b.

ASSTEERAWATT, A., TSAKNIAS, D., AZEMAR, F., GHOSH, S., HILBERTS, A. Large-scale and High-resolution Flood Risk Model for Japan. **E3S Web of Conferences**. v. 7. 2016.

BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Currency Conversion**. Disponível em: [bcb.gov.br/en/currencyconversion](http://bcb.gov.br/en/currencyconversion). Acesso em: maio de 2021.

BANCO MUNDIAL. **Avaliação de Perdas e Danos: Inundações e Deslizamentos na Região Serrana do Rio de Janeiro de 2011**. Brasília, 2012.

BARBOSA, A. E., FERNANDES, J. N., DAVID, L. M. Key issues for sustainable urban storm water management. **Water research**. v.46, p. 6787 – 6798, 2012.

BARBOSA, F. de A. dos R., SANTOS, C. A. G. Simulação e análise do comportamento dos hidrogramas de cheias através da implantação de um reservatório de amortecimento para controle de inundação em Alagoa Grande/PB. In: VIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Gravatá/PE 2006. **Anais...**, ABRH, 2006.

BARE, J. C., NORRIS, G. A., PENNINGTON, D. W. & McKone, T. E. TRACI: The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts. **Journal of Industrial Ecology**, v. 6, n. 3, p. 49-78, 2003.

BARE, J. C., YOUNG, D., HOPTON, M. **Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other Environmental Impacts (TRACI)**, 2012.

BATTY, M. When all the world's a city. **Environment and Planning A**. v. 43, p.765–772, 2011.

BAUMANN, H. **Life cycle assessments (LCAs)**. In: Christensen, K., Fogel, D., Wagner G, Whitehouse, P. (eds). *Berkshire encyclopedia of sustainability*. vol 2., The business of sustainability Berkshire Publishing, Great Barrington, p. 309–314, 2010.

BERNDTSSON, J. C. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. **Ecological Engineering**. v. 36, p. 351–360, 2010.

BLECKEN, G. T, ZINGER, Y., DELETIC, A., FLETCHER, T. D., VIKLANDER, M. Influence of intermittent wetting and drying conditions on heavy metal removal by stormwater biofilters. **Water Research**. v. 43, p. 4590 – 4598, 2009.

BORGES, S. R. G. **Intervenções em Bacias Hidrográficas Urbanas no Rio de Janeiro: O Desvio do Rio Joana e Reservatórios**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

BOTTERO, M., D'ALPAOS, C., OPPIO, A. Multicriteria Evaluation of Urban Regeneration Processes: An Application of PROMETHEE Method in Northern Italy. **Advances in Operations Research**, 12p., 2018.

BRANS, J. P., SMET, Y. de. PROMETHEE Methods. **Multiple Criteria Decision Analysis**, v. 233, p. 187 – 219, 2016.

BRANS, J. P., VINCKE, P. H. A preference ranking organisation method: the PROMETHEE method for multiple criteria decision-making. **Management Science**. v.31, n.6, junho, 1985.

BRASIL. **Constituição Federal de 1988**. Promulgada em 5 de outubro de 1988. Disponível em [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm). Acesso em: julho de 2019.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Panorama do saneamento básico no Brasil**: elementos conceituais para o saneamento básico. Brasília: Ministério das Cidades, 2011.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 4º Diagnóstico de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas – 2019**. Brasília: SNS/MDR, 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Cidades Sustentáveis**, 2018. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis.html>. Acesso em: dezembro de 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **REDD + como meio de implementação do NDC do Brasil**. Brasília: MMA, 2019. Disponível em: <http://redd.mma.gov.br/en/redd-and-brazil-s-ndc>. Acesso em julho de 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRUDLER, S., ARNBJERG-NIELSEN, K., HAUSCHILD, M. Z., RYGAARD, M. Life cycle assessment of stormwater management in the context of climate change adaptation. **Water Research**, v. 106, p. 394-404, 2016.

BRUYN, S. de, BIJLEVELD, M., GRAAFF, L. de, SCHEP, E., SCHROTEN, A., VERGEER, R., AHDOUR, S. **Environmental Prices Handbook**. Delft, CE Delft Committed to the Environment, 2018.

BUREK, P., LANGAN, S., COSGROVE, W., FISCHER, G., KAHIL, T., MAGNUSZIEWSKI, P., SATOH, Y., TRAMBEREND, S., WADA, Y., WIBERG, D. The water futures and solutions initiative of IIASA. **International Institute for Applied Systems Analysis**. p. 23-26, 2016.

BURGER, G., SITZENFREI, R., KLEIDORFER, M., RAUCH, W. Parallel flow routing in SWMM 5. **Environmental Modelling & Software**. v. 53, p. 27-34, 2014.

BYRNE, D. M., GRABOWSKI, M. K., BENITEZ, A. C. B., SCHMIDT A. R., GUEST, J. S. Evaluation of Life Cycle Assessment (LCA) for Roadway Drainage Systems. **Environmental Science Technology**. v. 51, p. 9261–9270, 2017.

CAILLAUX, M. A., SANT'ANNA, A. P., MEZA, L. A., MELLO, J. C. C. B. S. de. Container Logistics in Mercosur: Choice of a Transshipment Port Using Ordinal Copeland Method, Data Envelopment Analysis and Probabilistic Composition. **Maritime Economics and Logistics**, v. 13, p. 355-370, 2011.

CAMELO, S. M. **Modelagem da poluição difusa em sistemas de macrodrenagem de bacias urbanas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019.

CAMELO, S. M., COURA, M. de A., RODRIGUES, A. C. L., VIDAL, I. C. de A., COSTA FILHO, F. das C. da. Análise da influência da precipitação na qualidade da água do sistema de macrodrenagem de bacias urbanas. **Gestão e sustentabilidade ambiental**, v. 9, n. 2, p. 74-95, 2020.

CAMPINA GRANDE. Prefeitura Municipal de Campina Grande. Secretaria de Serviços Urbanos e Meio Ambiente (SESUMA). **Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Campina Grande-PB**. Campina Grande, 2014a.

\_\_\_\_\_. Secretaria de Planejamento, Gestão e Transparência (SEPLAN). Campina Grande, 2014b.

\_\_\_\_\_. **Lei nº 5410/2013**, de 23 de dezembro de 2013. Código de obras – Dispõe sobre o disciplinamento geral e específico dos projetos e execuções de obras e instalações de natureza técnica, estrutural e funcional do município de Campina Grande, alterando a Lei de Nº 4130/03, e dá outras providências. Campina Grande, 2013.

CARBONE, M., MANCUSO, A., PIRO, P. Porous pavement quality modelling. **Procedia Engineering**. v. 89 p. 758–766, 2014.

CARDOSO, C.A; DIAS, H.C.T.; SOARES, C.P.B.; MARTINS, S.V. Caracterização Morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, v.30, n.2, p. 249-256, 2006.

CARVALHO, P. G. M. de, BARCELLOS F. C. Políticas públicas e sustentabilidade ambiental. Construindo indicadores de sustentabilidade. Revista Indicadores Econômicos – FEE. Rio Grande do Sul. v. 37, n.1., 2009.

CARVALHO, R. R. de., TARTARI, R., RADMANN, V., PAGANI, C. H. P. Monitoramento da vazão em rios da região sul do Amazonas. **Revista EDUCAmazônia – Educação, Sociedade e Meio Ambiente**, v.7, n.1, p.8-27, jun-jul, 2014.

CAVALETT, O., CHAGAS M. F., SEABRA J. E. A., BONOMI A. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**. v. 18, p. 647–658, 2013.

CEBALLOS, B. S. O. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos de trópico semi-árido**, 1995. 192 f. Tese (Doutorado em Microbiologia) - Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo, SP, 1995.

CEF. Caixa Econômica Federal. Ministério da Fazenda. **SINAPI: Preços de insumos – SINAPI Referencial não Desonerado Maio/2021**. Caixa, 2021. Disponível em: <https://www.caixa.gov.br/poder-publico/modernizacao-gestao/sinapi/Paginas/default.aspx>. Acesso em: maio de 2021.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2009.

\_\_\_\_\_. **Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo 2019**. São Paulo: CETESB, 2020.

\_\_\_\_\_. **Nota técnica 01: quantificação e relato de emissões de gases de efeito estufa**. São Paulo: CETESB, 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/acordo-ambiental-sao-paulo/>. Acesso em: Junho de 2021.

CHOW, M. F., YUSOP, Z., TORIMAN, M. E. Modelling runoff quantity and quality in tropical urban catchments using Storm Water Management Model. **International Journal of Environmental Science and Technology**. v. 9, p.737–748, 2012.

CLAUSON-KAAS, J., SØRENSEN, B. L., DALGAARD, O.G., SHARMA, A. K., JOHANSEN, N. B., RINDEL, K., ANDERSEN H. K. Carbon footprint and life cycle assessment of centralised and decentralised handling of wastewater during rain. **Journal of Water and Climate Change**. v. 3, n. 4 p. 266-275, 2012.

COSME, N., HAUSCHILD, M. Z. Characterization of waterborne nitrogen emissions for marine eutrophication modelling in life cycle impact assessment at the damage level and global scale. **International Journal of Life Cycle Assessment**. v. 22, p. 1558-1570, 2017.

COSTA, C. A. B., OLIVEIRA, M. D. A multicriterial decision analysis model for faculty evaluation. **Omega**. v. 40, p. 424–436, 2012.

COSTA, C. J. S. **Avaliação preliminar e confirmatória da contaminação por hidrocarbonetos de petróleo das águas superficiais e subterrâneas no distrito dos mecânicos em Campina Grande/PB**. 112 p. Dissertação (Mestrado PRODEMA) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2015.

CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Ação Emergencial para Delimitação de Áreas em Alto e Muito Alto Risco a Enchentes e Movimentos de Massa (Campina Grande – Paraíba)**. Ministério de Minas e Energia – Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral, Brasília, 2013.

CRED. Centre for Research on the Epidemiology of Disasters; UNISDR. The United Nations Office for Disaster Risk Reduction. **The human cost of weather related disasters 1995-2015**. Bélgica, 2016. Disponível em: [https://www.unisdr.org/files/46796\\_cop21weatherdisastersreport2015.pdf](https://www.unisdr.org/files/46796_cop21weatherdisastersreport2015.pdf). Acesso em: dezembro de 2018.

CUCEK, L., KLEMES, J. J., KRAVANJA, Z. A Review of Footprint analysis tools for monitoring impacts on sustainability. **Journal of Cleaner Production**. v. 34, p. 9-20, 2012.

DAMASCENO, M. da C. S., RIBEIRO, H. M. C., TAKIYAMA, L. R., PAULA, M. T. de. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do Rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. **Ambiente Água**, v. 10, n. 3, p. 598 – 613, 2015.

DAVIS, A. P. Green engineering principles promote low impact development. **Environmental Science Technology**. v. 39 p. 338 – 344, 2005.

DAVIS, A. L., HUNT, W. F., TRAVER, R. G., CLAR, M. Bioretention Technology: overview of current practice and future needs. **Journal of Environmental Engineering**. v. 135, n. 3, p. 109-117, 2009.

DIETZ, M. E. Low Impact Development Practices: A Review of Current Research and Recommendations for Future Directions. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 186, p.351–363, 2007.

ECKART, K., MCPHEE, Z., BOLISSETTI, T. Performance and implementation of low impact development – A review. **Science of the Total Environment**, v. 607–608 p. 413–432, 2017.

ELMQVIST, T., SIRI, J., ANDERSSON, E., ANDERSON, P., BAI, X., DAS, P. K., GATERE, T., GONZALEZ, A., GOODNESS, J., HANDEL, S. N., TOROK, E. H., KAVONIC, J., KRONENBERG, J., LINDGREN, E., MADDOX, D., MAHER1, R., MBOW, C., MCPHEARSON, T., MULLIGAN, J., NORDENSON, G., SPIRES, M., STENKULA, U., TAKEUCHI, K., VOGEL, C. Urban tinkering., **Sustainability Science**. v. 13, n. 6, p. 1549-1564, 2018.

EUROSTAT. **Annual inflation stable at 0.9% in the euro área: Up to 1.3% in the EU, 2021**. Disponível em: <https://ec.europa.eu/eurostat/documents/2995521/11562987/2-17032021-AP-EN.pdf/388cc26e-eac1-6dae-8312-d1b6c3c0afa7>. Acesso em: junho de 2021.

FADEL, A. W., DORNELLES F. Eficiência da interceptação de esgoto sanitário em rede pluvial na bacia do Arroio Capivara – Porto Alegre/RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v.20, n.4, p. 970 – 979, 2015.

FANTINATTI, P., FERRAO, A., ZUFFO, A. **Indicadores de Sustentabilidade em Engenharia: como desenvolver**, Rio de Janeiro: Elsevier, 2015.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Water and sustainable agricultural development**. Rome: FAO, 1990. 48p.

FERREIRA, E. de C. **Modelagem computacional com aplicação de técnicas de desenvolvimento de baixo impacto na bacia urbana do riacho Moxotó na cidade de Recife/PE**. 2017. 90p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, 2017.

FINKBEINER, M. Product environmental footprint - breakthrough or breakdown for policy implementation of life cycle assessment? **Int J Life Cycle Assess**, p. 266–271, 2014.

FLETCHER, T. D., ANDRIEU H., HAMEL, P. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. **Advances in Water Resources**. v. 51, p. 261–279, 2013.

FONTANA, V., RADTKE, A., FEDRIGOTTI, V. B., TAPPEINER, U., TASSER, E., ZERBE, S., BUCHHOLZ, T. Comparing land-use alternatives: Using the ecosystem services concept to define a multi-criteria decision analysis. **Economics**. v. 93, p. 128–136, 2013.

FORMIGA, K. T. M., CARVALHO, M. DE, SILVA, K. A., SOARES, A. K. Calibração do Storm Water Management Model (SWMM) utilizando algoritmos evolucionários multiobjetivo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.4, p.697-707, 2016.

FREIRE, J. R. P. **Análise do Sistema Separador Absoluto no Âmbito da Drenagem Pluvial da Cidade de Campina Grande - Estudo de Caso do Canal das Piabas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2014.

GABORIT, E., MUSCHALLA, D., VALLET, B., VANROLLEGHEM, P. A., ANCTIL, F. Improving the performance of stormwater detention basins by real-time control using rainfall Forecasts. **Urban Water Journal**, v. 10, n. 4, p. 230–246, 2013.

GAINES, J. M. Water potential: Water is a necessity for any city, but too much of it can threaten lives and infrastructure. As climate change looms, new approaches can help to turn a threat into a resource. **Nature**, v. 531, p. 54-55, 2016.

GENIN, C. **Brasil estabelece meta pouco ambiciosa de redução de emissões para 2030**. World Resources Institute (WRI) Brasil, 2020. Acesso em: junho de 2021. Disponível em: <https://wribrasil.org.br/pt/blog/clima/brasil-estabelece-meta-pouco-ambiciosa-de-reducao-de-emissoes-para-2030>.

GOEDKOOPE, M.; HEIJUNGS R.; DE SCHRYVER A.; STRUIJS J.; VAN ZELM R. **ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level/Report I: Characterization**. Holanda: Ministerie van VROM, Den Haag, 2009.

GOEDKOOPE, M.; SPRIENSMA R. **Methodology Annex: The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for life cycle impact assessment**. Holanda: Pré Consultants, 2000.

GOMES, C. A. B. de M., BAPTISTA, M. B., NASCIMENTO, N. O. A legislação brasileira e o uso de técnicas de drenagem urbana. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XV, Curitiba, 2003. **Anais...** ABRH, 2003.

GOMES, E. F. **Perdas de vazão e seus efeitos na operação do sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande-PB**. 2013. 84p. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande. PB. 2013.

GOMES, E. G., MELLO, J. C. C. B. S. de, ABREU, U. G., CARVALHO, T. B. de, ZEN, S. de. Análise de tipologias de sistemas de produção modais de pecuária de cria pelo uso do método ordinal de Copeland. **Revista eletrônica pesquisa operacional para o desenvolvimento**, v.5, n.1, p. 43-57, 2013.

GHIMIRE, S. R., JOHNSTON, J. M., GARLAND, J., EDELEN, A., MA, X., JAHNE, M. Life cycle assessment of a rainwater harvesting system compared with an AC condensate harvesting system. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 146, p. 536–548, 2019.

GUINÉE, J. B. **Handbook on Life Cycle Assessment: operational guide to the ISO Standards**. Kluwer Academic Publishers, 2002.

GUINÉE, J. B., HEIJUNGS, R., HUPPES, G. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. **Environmental Science Technology**. v. 45, p. 90-96, 2011.

GUINÉE, J. B., HUPPES, G., HEIJUNGS, R. Developing an LCA guide for decision support. **Environmental Management and Health**, v. 12, n.3, p. 301-311, 2001.

GÜLBAZ, S., YILDIRIM, A., KAZEZYILMAZ-ALHAN, C. M. A Water Quality-Quantity Model for Avcilar Campus of Istanbul University Incorporating LID Implementation. **New Trends in Urban Drainage Modelling**, p. 688 - 692, 2019.

HARRELL, L. J., RANJITHAN, S. R. Detention Pond Design and Land Use Planning for Watershed Management. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 129, p. 98-106, 2003.

HENRIQUES, J. A., OLIVEIRA, R. de., COURA, M. de A., MEIRA, C. B. S. GARDIMAN JUNIOR, B. S. Análise físico-química da qualidade da água de drenagem de Campina Grande-PB. In: 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Natal/ RN, 2019. **Anais...ABES**, 2019.

HU, M., SAYAMA, T., ZHANG X., TANAKA K., TAKARA, K., YANG, H. Evaluation of low impact development approach for mitigating flood inundation at a watershed scale in China. **Journal of Environmental Management**. v. 193, p. 430 – 438, 2017.

HUANG, L., WU, J., YAN, L. Defining and measuring urban sustainability: a review of indicators. **Landscape Ecology**. v. 30, p. 1175–1193, 2015.

HUBER, W.C., DICKINSON, R.E. **Storm Water Management Model, Version 4: User's Manual**. U.S: Environmental Protect Agency. Athens, Georgia, 1992.

HUIJBREGTS, M. A. J., STEINMANN, Z. J. N., ELSHOUT, P. M. F., STAM, G., VERONES, F., VIEIRA, M. D. M., HOLLANDER, A., ZIJP, A. M., VAN ZELM, R. **Report I: Characterization: ReCiPe 2016 A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level**. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment, p. 201, 2017. Disponível em: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0104>. Acesso em: maio de 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010**. IBGE, 2010. Disponível em: <https://www.censo2010.ibge.gov.br>. Acesso em: novembro de 2018.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Banco de Dados Meteorológicos do INMET**, 2020. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/>. Acesso em: março de 2020.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change: The IPCC Scientific Assessment**. Cambridge University Press, Cambridge, 1990.

\_\_\_\_\_. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, Published: IGES, Japan, 2006.

\_\_\_\_\_. **Climate change 2013: the physical science basis**. Cambridge UK, 2013.

JAMALI, I. A., MÖRTBERG, U., OLOFSSON, B., SHAFIQUE, M. A Spatial Multi-Criteria Analysis Approach for Locating Suitable Sites for Construction of Subsurface Dams in Northern Pakistan. **Water Resour Manage**. v. 28, p. 5157–5174, 2014.

JAYASOORIYA, V. M., NG., A. W. M. Tools for Modeling of Stormwater Management and Economics of Green Infrastructure Practices: a Review. **Water, Air, & Soil Pollution**. v. 225, p. 1-20, 2014.

JOLLIET, O. et al IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v.8, n.6, p.324-330, 2003.

JORDÃO, E. P., PESSOA, C. A. **Tratamento de esgoto doméstico**. Rio de Janeiro. 6. ed. 1050 p. 2011.

KALBAR, P.P.; BIRKVED, M.; NYGAARD, S.E.; HAUSCHILD, M. Weighting and Aggregation in Life Cycle Assessment: Do Present Aggregated Single Scores Provide Correct Decision Support? **Journal of Industrial Ecology**, Volume 00, p. 1 – 10, 2016.

KAGI, T., DINKEL, F., FRISCHKNECHT, R., HUMBERT, S., LINDBERG, J., DE MESTER, S., PONSIOEN, T., SALA, S., SCHENKER, U.W. Session “Midpoint, endpoint or single score for decision-making?” — SETAC Europe 25th Annual Meeting, May 5th, 2015. **The International Journal of Life Cycle Assessment**. v. 21 , p.129–132, 2016.

KERKHOFF, J. A. O plano diretor participativo como instrumento de sustentabilidade urbana. **Ciências Sociais Aplicadas em Revista**, UNIOESTE/MCR, v.12, n.23, p. 171 a 184, 2012.

KIM, M. H., SUNG, C. Y., LI, M. H., CHU, K. H. Bioretention for stormwater quality improvement in Texas: removal effectiveness of escherichia coli. **Separation and Purification Technology**, v. 84, p.120–124, 2012.

KIRCHAIN JR, R. E., GREGORY, J. R., OLIVETT, E. A. Environmental life-cycle assessment. **Nature Materials**, v. 16, p. 693-697, 2017.

KNIGHT, E. H. Practical considerations of pervious pavement design and construction in piedmont soils: Friday center park and ride lot. **Low Impact Development**, p. 307 - 315, 2008.

KOBAYASHI, Y., ASHBOLT, N. J., DAVIES, E. G. R., LIU, Y. Life cycle assessment of decentralized greywater treatment systems with reuse at different scales in cold regions. **Environment International**, v. 134, p. 105-215, 2020.

KRAJEWSKI, A., BANASIK, K., SIKORSKA, A. E. Stormflow and suspended sediment routing through a small detention pond with uncertain discharge rating curves. **Hydrology Research**, v. 50, n.4, p.1177–1188, 2019.

KREBS, G., KOKKONEN, T., VALTANEN, M., KOIVUSALO, H., SETÄLÄ, H. A high resolution application of a stormwater management model (SWMM) using genetic parameter optimization. **Urban Water Journal**, v. 10, n. 6, p. 394–410, 2013.

KULLER, M., BACH, P. M., RAMIREZ-LOVERING, D., DELETIC, A. Framing water sensitive urban design as part of the urban form: A critical review of tools for best planning practice. **Environmental Modelling & Software**, v. 96. p. 265-282, 2017.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d’água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LI, H., FENG, K. Life cycle assessment of the environmental impacts and energy efficiency of an integration of sludge anaerobic digestion and pyrolysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 195, n. 10, p. 476-485, 2018.

LI, J., LI, Y., LI, Y. SWMM - based evaluation of effect of rain gardens on urbanized areas. **Environmental Earth Science**, v. 75, n. 17, 2016.

LI, Q., WANG, F., YANG YUA, Y., HUANG, Z., LI, M., GUANA, Y. Comprehensive performance evaluation of LID practices for the sponge city construction: A case study in Guangxi, China. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 10 – 20, 2019.

LIMA, M. N. F., CAMELO, S. M., RODRIGUES, A. C. L., COURA, M. A., FEITOSA, P. H. C. Estudo das características das águas residuárias urbanas na cidade de Campina Grande, Paraíba, dentro

do contexto atual. In: VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Campina Grande/PB, 2016. **Anais... IBEAS**, 2016.

LIU, Y., THELLER, L. O., PIJANOWSKI, B. C., ENGEL, B. A. Optimal selection and placement of green infrastructure to reduce impacts of land use change and climate change on hydrology and water quality: An application to the Trail Creek Watershed, Indiana. **Science of the Total Environment**. v. 553, p. 149 – 163, 2016.

LOUBET, P., ROUX, P., GUERIN-SCHNEIDER, L., BELLON-MAUREL, V. Life cycle assessment of forecasting scenarios for urban water management: A first implementation of the WaLA model on Paris suburban area. **Water Research**, v. 90, p. 128-140, 2016.

MCCUEN, R.H., JOHNSON, P., RAGAN, R. **Highway Hydrology: Hydraulic Design Series No. 2**. FHWA-SA-96-067, Federal Highway Administration, Washington, DC, USA, 1996.

MADHU, K., PAULIUK, S. Integrating Life Cycle Assessment into the Framework of Environmental Impact Assessment for Urban Systems: Framework and Case Study of Masdar City, Abu Dhabi. **Environments**, v. 6, n.9, p. 1-16, 2019.

MANCUSO, P. C. S., SANTOS H. F. **Reúso de Água**. Barueri, SP: Manole, 2003.

MARCHAND, G., TOURNEAU, F. M. L. O desafio de medir a sustentabilidade na Amazônia: os principais indicadores mundiais e sua aplicabilidade no contexto Amazônico. em Ima Célia Guimarães Vieira, Peter Mann de Toledo e Roberto Araújo Oliveira Santos Júnior (orgs.), **Ambiente e Sociedade na Amazônia: Uma abordagem Interdisciplinar**, Garamond, Rio de Janeiro, p. 195-220, 2014.

MARTINS, L. G. B. **Avaliação do potencial de aplicação de técnicas compensatórias em áreas urbanas consolidadas**. 2017. 197p. Tese (Doutorado em Ciências: Engenharia hidráulica e sanitária), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2017.

MEDEIROS, G. M. G. **Condições de reuso dos efluentes finais das ETE's do estado da Paraíba**. 2007. 115f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande. Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2007.

MELVILLE-SHREEVE, P., SARAHWARD, S., BUTLER, D. Rainwater Harvesting Typologies for UK Houses: A Multi Criteria Analysis of System Configurations. **Water**. v.8, n.4, 2016.

MENDES, N.C., BUENO, C., OMETTO, A.R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. **Production**, v. 26, p. 160–175, 2015.

METCALF, E., EDDY, M. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5.ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MOURA, N. C. B, PELLEGRINO, P. R. M., MARTINS, J. R. S. Best management practices as an alternative for flood and urban storm water control in a changing climate. **Journal of Flood Risk Management**, v. 9, p. 243–254, 2016.

NAJJAR, M. K., Karoline FIGUEIREDO, K., EVANGELISTA, A. C. J., HAMMAD, A. W. A., TAM, V. W. Y., HADDAD, A. Life cycle assessment methodology integrated with BIM as a decision-making tool at early-stages of building design. **International Journal of Construction Management**, p. 1-15, 2019.

NAKAZONE, L. M., **Implantação de reservatórios de detenção em conjuntos habitacionais: a experiência da CDHU**. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

NASCIMENTO, R. S. do. **Modelo conceitual para a gestão da qualidade em sistemas de Abastecimento de Médio Porte**. 2016. 191f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande. Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2016.

NASIRI, H., BOLOORANI, A. D., SABOKBAR, H. A. F., JAFARI, H. R., HAMZEH, M., RAFII, Y. Determining the most suitable areas for artificial groundwater recharge via an integrated PROMETHEE II-AHP method in GIS environment (case study: Garabaygan Basin, Iran). **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 185, p.707–718, 2013.

NATIONAL ACADEMIES OF SCIENCES, ENGINEERING, AND MEDICINE. **Pathways to Urban Sustainability: Challenges and Opportunities for the United States**. Washington, DC: The National Academies Press, 2016, 193p.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Managing wastewater in coastal urban areas**. Washington, DC: National Academy Press, 1993.

NEVES, Y. T., GOMES, B. M. da C., OLIVEIRA SEGUNDO, J. A de, GOMES, J. N. Reservatórios de detenção hidrica: solução para problemas de drenagem urbana no município de Campina Grande – PB. In: II WIASB – II WORKSHOP INTERNACIONAL SOBRE ÁGUA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO, 2015, Campina Grande. **Anais...** Campina Grande: Realize Editora, 2015.

NESS, B., URBEL-PIIRSALUA, E., ANDERBERG, S., OLSSON, L. Categorising tools for sustainability assessment. **Ecological Economics**. v .60, p. 498-508, 2007.

NGUYEN, T. L. T., LARATTE, B., GUILLAUME, B., HUA, A. Quantifying environmental externalities with a view to internalizing them in the price of products, using different monetization models. **Resources, Conservation and Recycling**. v. 109, p. 13 – 23, 2016.

OCAMPO-DUQUE, W., OSORIO, C., PIAMBA, C., SCHUHMACHER, M., DOMINGO, J. L. Water quality analysis in rivers with non-parametric probability distributions and fuzzy inference systems: Application to the Cauca River, Colombia. **Environment International**, v. 52, p. 17-28, 2013.

OECD. Organisation Economic Co-Operation and Development. **Towards sustainable development**. Indicators to measure progress. Paris, 2000.

\_\_\_\_\_. **Sustainable development: linking economy, society, environment**. Paris, 2008. Disponível em: [https://read.oecd-ilibrary.org/environment/sustainable-development\\_9789264055742-en#page3](https://read.oecd-ilibrary.org/environment/sustainable-development_9789264055742-en#page3). Acesso em: Novembro de 2018.

\_\_\_\_\_. **Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction**. OECD, 2012. Disponível em: <https://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/49844953.pdf>. Acesso em dezembro de 2018.

OLIVEIRA, E. de M. **Impacto ambiental na bacia hidrográfica do rio Bodocongó na zona urbana da cidade de Campina Grande - PB**. 2018. Trabalho de conclusão de curso de licenciatura em Geografia. Universidade Estadual da Paraíba. Centro de Educação, 2018.

OLSZEWSKI, N., FERNANDES FILHO, E. I., COSTA, L. M. da., SCHAEFER, C. E. G. R., SOUZA, E. DE., COSTA, O. D. A. V. Morfologia e aspectos hidrológicos da bacia hidrográfica do

Rio Preto, divisa dos estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.35, n.3, p.485-492, 2011.

ONU. Organização das Nações Unidas. **Nature Based Solutions for Water**. World Water Development Report, United Nations Organization, 2018.

ORDUÑEZ-ZAVALA, E., BADILLO, I. J. A systemic model for the water management in Mexico valley. Sustainable Development. **International Society for the Systems Sciences**. v. 51, 2007.

O'SULLIVAN, A. D.; WICKE, D.; HENGGEN, T. J.; SIEVERDING, H. L.; STONE, J. J. Life Cycle Assessment modelling of stormwater treatment systems. **Journal Environmental Management**, v. 149, p. 236–244, 2015.

PAIXÃO, F.J.R., ANDRADE, A.R.S., AZEVEDO, C.A.V., COSTA, T.L., GUERRA, H.O.C. Ajuste da curva de infiltração por meio de diferentes modelos empíricos. **Pesquisa aplicada & Agrotecnologia**, v.2, n. 1, p 108-112. Guarapuava-PR, 2009.

PALHEGYI, G. E. Designing stormwater controls to promote sustainable ecosystems: science and application. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 5, p. 504–511, 2010a.

PALHEGYI, G. E. Modeling and sizing bioretention using flow duration control. **Journal of Hydrologic Engineering** v. 15, p. 417–425, 2010b.

PANAGOULOPOLOS, G. P., BATHRELLOS, G. D., SKILODIMOU, H. D., MARTSOUKA, F. A. Mapping Urban Water Demands Using Multi-Criteria Analysis and GIS. **Water Resour Manage**. v. 26, p.1347–1363, 2012.

PARAÍBA. **Lei Estadual nº 8.446**, de 28 de dezembro de 2007. Dá nova redação e acrescenta dispositivos à Lei nº. 6.308, de 02 de julho de 1996, que institui a Política Estadual de Recursos Hídricos, e determina outras providências. Publicado no Diário Oficial, João Pessoa, PB, 29 Dez. 2007.

PETIT-BOIX, A., DEVKOTA, J., PHILLIPS, R., VARGAS-PARRA, M. V., JOSA, A., GABARRELL, X., RIERADEVALL, J., APUL, D. Life cycle and hydrologic modeling of rainwater harvesting in urban neighborhoods: Implications of urban form and water demand patterns in the US and Spain. **Science of the Total Environment**. v. 621, p. 434 - 443, 2018.

PHILLIPS, R., JESWANI, H. K., AZAPAGIC, A., APUL, D. Are stormwater pollution impacts significant in life cycle assessment? A new methodology for quantifying embedded urban stormwater impacts. **Science of the Total Environment**. v. 636, p. 115-123, 2018.

PINHEIRO, J. de Q., FARIAS, T. M., ABE-LIMA, J. Y. Painel de Especialistas e Estratégia Multimétodos: Reflexões, Exemplos, Perspectivas. **Psico**, v. 44, n. 2, p. 184-192, 2013.

PIRATOBA, A. R. A., RIBEIRO, H. M. C., MORALES, G. P., GONÇALVES, W. G. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena - PA, Brasil. **Ambiente e Água**, v. 12, n. 3, p. 435 – 456, 2017.

POLETO, C., TASSI, R. Sustainable Urban Drainage Systems. **Drainage Systems**, p. 55-72, 2012.  
POMEROL, J. C., ROMERO, S. B. **Multicriterion decision in management: Principles and practice**. Boston: Kluwer Academic, 2000.

POWERS, C. M., DANA, G., GILLESPIE, P., GWINN, M. R., HENDREN, C. O., LONG, T. C., WANG, A., DAVIS, J. M. Comprehensive environmental assessment: a meta-assessment approach. **Environmental Science Technology**. v.46, p. 9202–9208, 2012.

RADMEHR, A., ARAGHINEJAD, S. Developing Strategies for Urban Flood Management of Tehran City Using SMCDM and ANN. **Journal of Computing in Civil Engineering**, v. 28, 2014.

RAMALHO, P. B., SILVA, J. F. da., MELO FILHO, H. de, FEITOSA, P. H. C., LIMA, R. L. S. M. Diagnóstico do sistema de drenagem urbana do município de Campina Grande – pb. In: XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2014, Natal. **Anais...** Rio Grande do Norte: Universidade Federal do Rio Grande do Norte, novembro, 2014.

RANDALL, M., SUN, F., ZHANG, Y., JENSEN, M. B. Evaluating Sponge City volume capture ratio at the catchment scale using SWMM. **Journal of Environmental Management**. v. 246, p.745-757, 2019.

READ, J., WEVILL T., FLETCHER T., DELETIC A. Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. **Water Research**, v. 42, p. 893 - 902, 2008.

RESENDE, J. D., NOLASCO, M. A., PACCA, S. A. Life cycle assessment and costing of wastewater treatment systems coupled to constructed wetlands. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 148, p. 170-177, 2019.

ROMEIKO, X. X. Assessing Health Impacts of Conventional Centralized and Emerging Resource Recovery-Oriented Decentralized Water Systems. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, p. 1-18, 2020.

ROSA, D. J., CLAUSEN, J. C., DIETZ, M. E. Calibration and verification of swmm for low impact development. **Journal of the American Water Resources Association**. v. 51, n.3, p. 746-757, 2015.

ROSA, L. G., SOUSA, J. T. de, LIMA, V. L. A. de, SILVA, M. M. P. de, SILVA, L. M. A. de, ARAÚJO, G. H. Avaliação de impactos socioambientais de microempresas de lavagens de veículos: uma contribuição à gestão Ambiental. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 23, p. 36-47, 2012.

ROSENBAUM, R. K., HAUSCHILD, M. Z., BOULAY, A. M., FANTKE, P., ALEXIS LAURENT, NÚÑEZ M., VIEIRA, M. Life Cycle Impact Assessment. In: Hauschild, M. Z., Rosenbaum, R. K., Olsen, S. I. (eds). **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. Springer International Publishing AG, 2018.

ROSSMAN, L. A. **Storm Water Management Model, User's Manual Version 5.1**. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, 2015, 353p.

SANTOS, M. F. N. dos., VASCONCELOS, A. F., BARBASSA, A. P. Exploring the Use of Low Impact Development Strategies in a Low-Income Settlement in São Carlos, Brazil. **New Trends in Urban Drainage Modelling**. p. 257–262, 2019.

SCHOLZ, M., GRABOWIECKI, P. Review of permeable pavement systems. **Building and Environment**, v. 42, p. 3830–3836, 2007.

SEIDL, M., HADRICH, B., PALMIER, L., PETRUCCI, G., NASCIMENTO, N. Impact of urbanisation (trends) on runoff behaviour of Pampulha watersheds (Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v.27, p. 4259–4270, 2020.

SENA, J. P. O., LUCENA, D. B., MORAES NETO, J. M. Eventos pluviiais intensos e seus impactos em Campina Grande-PB. **REGNE**, Vol. 5, Nº Especial, p. 69-77, 2019.

SENA, F. B.; NEGREIROS, I.; ABIKO, A. K. Implementação de indicadores de sustentabilidade urbana estabelecidos em normas internacionais e sua adequação à realidade brasileira. In: SINGEURB 2017 – SIMPÓSIO NACIONAL DE GESTÃO E ENGENHARIA URBANA, 2017, São Carlos. **Anais...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 2017.

SEO, M., JABER, F., SRINIVASAN, R., JEONG, J. Evaluating the Impact of Low Impact Development (LID) Practices on Water Quantity and Quality under Different Development Designs Using SWAT. **Water**, v. 9, n. 193, p. 2 -17, 2017.

SHAMMAA, Y., ZHU, D. Z., GYÜRÉK, L. L., LABATIUK, C. W. Effectiveness of dry ponds for stormwater total suspended solids removal. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 29, n. 2, p. 316–324, 2002.

SHEN, L. Y., OCHOA, J. J., SHAH, M. N., ZHANG, X. The application of urban sustainability indicators - A comparison between various practices. **Habitat International**. v. 35, n.1, p. 17-29, 2011.

SIKORSKA, A. E., DEL GIUDICE, D., BANASIK, K., RIECKERMANN, J. The value of streamflow data in improving TSS predictions – Bayesian multi-objective calibration. **Journal Hydrology**. v. 530, p. 241-254, 2015.

SILVA, D. A. L., NUNES, A. O., MORIS, V. A. da S., PIEKARSKI, C. M., RODRIGUES, T. O. How important is the LCA software tool you choose? Comparative results from GaBi, openLCA, SimaPro and Umberto. **VII Conferencia Internacional de Análises de Ciclo de Vida En Latinoamérica**, Colombia, 2017.

SILVA, V. F., FERREIRA, A.C., SILVA, V. F., BARACUHY, J. G. V. Análise de corpos hídricos constituintes do Riacho das Piabas em Campina Grande/PB. **REMOA/UFSM**. v.13, n.4, set-dez, p. 3460-3466, 2014.

SINGH, R. K., MURTYB H.R., GUPTAC S.K., DIKSHITC A.K., An overview of sustainability assessment methodologies. **Ecological Indicators**. v. 15, p. 281–299, 2012.

SINGH, L. K., JHA, M. K., CHOWDARY, V. M. Multi-criteria analysis and GIS modeling for identifying prospective water harvesting and artificial recharge sites for sustainable water supply. **Journal of Cleaner Production**. v. 142, p. 1436 – 1456, 2017.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n.4, p. 201-207, 2009.

SOUSA, V; G. **Diagnóstico e prognóstico socioeconômico e ambiental das nascentes do Riacho das Piabas (PB)**. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais). Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Campina Grande, 2010.

SOUZA, A. G. de, LIMA, L. C. P., OLIVEIRA, M. P. Proposta de projeto de dimensionamento de reservatório de água pluvial para utilização em obras da construção civil em Uberlândia-MG. **Reunião Anual de Ciências**. v. 8, n. 1, 2018.

SOUZA, F. P. **Monitoramento e modelagem hidrológica da sub-bacia do lago Paranoá - Brasília/DF - e avaliação de Bacia de detenção**. Doutorado (Tese). Universidade de Brasília. Faculdade de tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Brasília, 2014.

SPILLER, M. Adaptive capacity indicators to assess sustainability of urban water systems -Current application. **Science of the total environment**. v. 569-570, p. 751-761, 2016.

STREINER, D. L. Being inconsistent about consistency: when coefficient alpha does and doesn't matter. **Journal of Personality Assessment**. v. 80, p. 217–222, 2003.

TANG, S., LUO, W., JIA, Z., LIU, W., LI, S., WU, Y. Evaluating Retention Capacity of Infiltration Rain Gardens and Their Potential Effect on Urban Stormwater Management in the Sub-Humid Loess Region of China. **Water Resources Management**, v. 30, p. 983–1000, 2016.

TOMAZ, P. **Aproveitamento de água de chuva em áreas urbanas para fins não potáveis**. Guarulhos: Plinio Tomaz, 2010. 530 p.

TONELLO, K. C.; DIAS, H.C.T.; SOUZA, A.L.; RIBEIRO, C.A.S. e LEITE, F.P. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira da Pombas, Guanhães-MG. **Revista Árvore**, v.30, n.5, p. 849-857, 2006.

TSUJI, T. M., COSTA, M. E. L., KOIDE, S. Diffuse pollution monitoring and modelling of small urban watershed in Brazil Cerrado. **Water Science & Technology**, v. 79, n.10, p. 1912–1921, 2019.

TSUTIYA, M.T. Uso agrícola dos efluentes das lagoas de estabilização do estado de São Paulo. In: Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 21, 2001, João Pessoa. **Anais ... João Pessoa: ABES**, 2001.

TSUYUGUCHI, B. B. **Macro drenagem e ocupação do solo no município de Campina Grande: Caracterização, simulação e análises sistêmicas**. 102 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2015.

TUCCI, C. E. M., HESPANHOL, I., CORDEIRO NETTO, O. de M. **Gestão da água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre, RS: UFRGS/ABRH, 2012.

UN. UNITED NATIONS. **Goal 10: Reduce inequality within and among countries**. Sustainable development Goals: 17 Goals to Transform Our World, 2016. Disponível em: <http://www.un.org/sustainabledevelopment/inequality>. Acesso em: dezembro de 2018.

\_\_\_\_\_. **Como funciona o Acordo de Paris sobre o Clima?** Clima e Meio Ambiente, 2021. Acesso em: junho de 2021. Disponível em: <https://news.un.org/pt/tags/acordo-de-paris>.

UNEP. United Nations of Environment Programme. **Life cycle management: a bridge to sustainable products**. Paris, 2006. p. 108.

UNESCO. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. **World Water Development Report 4**. Managing Water under Uncertainty and Risk. v.1. Paris, 2012. Disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0021/002156/215644e.pdf>. Acesso em: novembro de 2018.

URCAN, I. The Vulnerability to Water Hazards of Urban Area Turda – Câmpia Turzii. **Riscuri și Catastrofe**. v. 11, p. 172-183, 2012

URICH, C., RAUCH, W. Exploring critical pathways for urban water management to identify robust strategies under deep uncertainties. **Water Research**. v. 66, p. 374-389, 2014.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Benefits of Low Impact Development How LID Can Protect Your Community's Resources**. EPA 841-N-12-003A, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Washington, D. C., 2 p., 2012.

\_\_\_\_\_. **Guidelines for Water Reuse**. EPA/625/R-04/108, 2004.

\_\_\_\_\_. **Low Impact Development (LID): A Literature Review.** Washington D.C., 35 p., 2000.

\_\_\_\_\_. **Particulate Matter (PM) Basics.** EPA, 2021. Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>. Acesso em: julho de 2021.

\_\_\_\_\_. **Reducing stormwater costs through low impact development (LID) strategies and practices.** EPA 841-F-07-006. Branch, USEPA Nonpoint Source Control, 2007.

\_\_\_\_\_. **Storm Water Technology Fact Sheet. Wet Detention Ponds.** EPA 832-F-99-048, Office of Water, Washington, D. C., 7 p., 1999.

VAN ZELM, R., STAM, G., HUIJBREGTS, M. A. J., VAN DE MEENT, D. Making fate and exposure models for freshwater ecotoxicity in life cycle assessment suitable for organic acids and bases. **Chemosphere.** v. 90, n.2, p. 312-317, 2013.

VAN ZELM, R., PREISS, P., VAN GOETHEM, T., VAN DINGENEN, R., HUIJBREGTS, M. A. J. Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: damage to human health and vegetation. **Atmospheric Environment.** v. 134, p. 129-137, 2016.

VEIGA, J. E. da., ZATZ, L. **Desenvolvimento sustentável, que bicho é esse?** Campinas, SP: Autores Associados, 2008.

VERGEYNST, L., VALLET, B., VANROLLEGHEM, P. A. Modeling pathogen fate in stormwaters by a particle pathogen interaction model using population balances. **Water Science and Technology.** v. 65, n.5, p. 823–832, 2012.

VINODH, S., GIRUBHA, R. J. PROMETHEE based sustainable concept selection. **Applied Mathematical Modelling.** v. 36, p.5301–5308, 2012.

VO, N. D. P., HUYNH, T. T. T., VO, T. D. Potential Application of LID Techniques to Reduce Urban Flooding in Different Rainfall Pattern, Case Study for Quy Nhon, Vietnam. **Advances in Hydroinformatics.** v. 1, p. 517 - 526, 2020.

WANG, X. Integrating water quality management and landuseplanning in a watershed context. **Journal Environmental Management.** v. 61, p. 25–36, 2001.

WANG, R., ECKELMAN, M. J., ZIMMERMAN, J. B. Consequential Environmental and Economic Life Cycle Assessment of Green and Gray Stormwater Infrastructures for Combined Sewer Systems. **Environmental Science Technololy.** v. 47, p.11189–11198, 2013.

WANG. X. K., WANG, WANG, Y. T., WANG, J. Q., CHENG, P. F., LI, L. A TODIM-PROMETHEE II Based Multi-Criteria Group Decision Making Method for Risk Evaluation of Water Resource Carrying Capacity under Probabilistic Linguistic Z-Number Circumstances. **Mathematics.** v. 8, n.1190, p. 1-29, 2020.

WCED. World Commission on Environment and Development. **Our Common Future: The word commission on environment and development.** Oxford: Oxford University Press, 1987.

WHO. World Health Organization. **Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: Global update 2005, summery of risk assement,** Geneva: World Health Organization, 2005.

\_\_\_\_\_. **WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: Wastewater use in agriculture.** Geneva: FAO; UNEP, v.2, 2006.

\_\_\_\_\_. **Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide.** Geneva: World Health Organization, 2013.

WING, O. E. J., BATES, P. D., SMITH, A. M., SAMPSON, C. C., JOHNSON, K. A., FARGIONE, J., MOREFIELD, P. Estimates of present and future flood risk in the conterminous United States. **Environmental Research Letters**, v.13, n. 3, 2018.

WORLDWATCH INSTITUTE. **State of the world: our urban future.** W.W. Norton & Company, New York, London, 2007.

WU, J. Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. **Landscape and Urban Planning**. v. 125, p. 209–221, 2014.

YANG, H., McCOY, E. L., GREWAL, P. S., DICK, W. A. Dissolved nutrients and atrazine removal by column-scale monophasic and biphasic rain garden model systems. **Chemosphere**, v. 80, p. 929–934, 2010.

ZAMAN, M., SHAHID, S. A., HENG, L. **Guideline for Salinity Assessment, Mitigation and Adaptation Using Nuclear and Related Techniques.** Springer Nature, 2018.

ZANANDREA, F., SILVEIRA, A. L. L. da. Effects of LID Implementation on Hydrological Processes in an Urban Catchment under Consolidation in Brazil. **Journal Environmental Engineering**, v. 144, 2018.

ZHANG, X., GUO, X., HU, M. Hydrological effect of typical low impact development approaches in a residential district. **Natural Hazards** , v. 80 p. 389–400, 2016.

ZHANG, X., LI, H. Urban resilience and urban sustainability: What we know and what do not know? **Cities**. v. 72, p. 141–148, 2018.

ZHAO, J. **Towards sustainable cities in China: analysis and assessment of some Chinese Cities in 2008.** Springer, New York, 2011.

ZHOU, H., YANG, Q., SHI, M., LI, J., YANG, H., LIBERTI, F., BARTOCCID, P., FANTOZZI, F. LCA Analysis of Anaerobic Digestion Plant Fed with Canteen Food Waste in a University in China. **ICEEE /ICEIV - 3rd Joint International Conference on Energy, Ecology and Environment and Electrical Intelligent Vehicles, Environment, Energy and Earth Sciences**, 2019.

## Apêndice A

Dados de entrada no modelo SWMM para as sub-bacias do riacho das Piabas.

| Sub-bacia | Saída         | Área (ha) | Largura (m) | Declividade (%) | Área superficial impermeável (%) | NI    | NP   | DI (mm) | DP (mm) | AINC (%) | Capacidade de infiltração inicial (mm/h) | Capacidade de infiltração final (mm/h) | Constante de decaimento (L/h) |
|-----------|---------------|-----------|-------------|-----------------|----------------------------------|-------|------|---------|---------|----------|--|--|-------------------------------|
| C1        | C2            | 639,9     | 7367,8      | 9,76            | 2                                | 0,013 | 0,06 | 2,54    | 5,08    | 5        | 396,1                                    | 7,1                                    | 2,677                         |
| C2        | C3            | 152,3     | 4179,9      | 13,56           | 16                               |       |      |         |         |          |  |  |                               |
| C3        | P1            | 223,7     | 3904,9      | 13,00           | 35                               |       |      |         |         |          |  |  |                               |
| C4        | E2            | 78,3      | 1859,0      | 10,20           | 80                               |       |      |         |         |          |  |  |                               |
| C5        | E2            | 111,8     | 2606,6      | 8,42            | 80                               |       |      |         |         |          |  |  |                               |
| C6        | Entre P2 e P3 | 70,2      | 2392,5      | 8,90            | 82                               |       |      |         |         |          |  |  |                               |
| C7        | Entre P3 e P4 | 58,0      | 1560,0      | 5,75            | 80                               |       |      |         |         |          |  |  |                               |
| C8        | P5            | 84,7      | 2047,8      | 4,07            | 80                               |       |      |         |         |          |  |  |                               |
| C9        | P6            | 864,2     | 8368,3      | 11,70           | 5                                |       |      |         |         |          |  |  |                               |
| C13       | Exutório      | 1158,4    | 4194,2      | 10,97           | 2                                |       |      |         |         |          |  |  |                               |

## Apêndice B

Características dos trechos do canal do riacho das Piabas.

| Trecho | Pontos         | Comprimento do trecho (m) | Seção transversal   | Coefficiente de Manning | Profundidade máxima (m)                 | Largura (m)                              |
|--------|----------------|---------------------------|---|-------------------------|---|--|
| T1     | P1 ao P2       | 1223,5                    | Ao longo do trecho mudança de seção trapezoidal para parabólica | 0,016                   | 1,74 (trapezoidal)<br>3,20 (parabólico) | 1,7* (trapezoidal)<br>6,0** (parabólico) |
| T2     | P2 ao P3       | 907,0                     | Parabólica  |                         | 3,20                                    | 6,0**                                    |
| T3     | P3 ao P4       | 1026,0                    | Ao longo do trecho mudança de seção parabólica para retangular  |                         | 2,60 (parabólico)<br>2,90 (retangular)  | 6,0** (parabólico)<br>6,0* (retangular)  |
| T4     | P4 ao P5       | 232,5                     | Retangular  |                         | 3,50                                    | 6,0*                                     |
| T5     | P5 ao P6       | 3470,0                    | Natural com seção irregular                                     | 0,04                    | -                                       | -  |
| T6     | P6 ao Exutório | 5742,0                    | Natural com seção irregular                                     |                         | -                                       | -  |

Nota: \*Largura da base;

\*\* Largura superior.

### Apêndice C

Mediana das concentrações de poluentes no período seco para determinar a constante de acúmulo  $C_1$ .

| Mediana das concentrações de poluentes |               |               |              |               |               |                 |
|--|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|-----------------|
| Sub-bacias                             | DBO<br>(mg/L) | DQO<br>(mg/L) | PT<br>(mg/L) | NAm<br>(mg/L) | SDT<br>(mg/L) | CTT<br>(UFC /L) |
| C1 a C3                                | 67            | 192           | 4,4          | 22,1          | 1080          | 2,33E+07        |
| C4 e C5                                | 125           | 247           | 4,7          | 35,6          | 630           | 5,00E+07        |
| C6                                     | 101           | 192           | 4,4          | 35,4          | 662           | 5,33E+07        |
| C7                                     | 77            | 155           | 3,4          | 23,2          | 675           | 3,47E+07        |
| C8                                     | 193           | 311           | 4,8          | 34,4          | 677           | 6,03E+07        |
| C9 e C13                               | 13            | 82            | 2,3          | 16,6          | 593           | 7,33E+05        |

Constantes de acúmulo ( $C_1$  e  $C_2$ ) utilizadas na função de saturação (Equação 6).

| Sub-bacias | $C_1$ (kg/ha) |               |              |               |               | $C_1$ (UFC/ha)  | $C_2$<br>(1/dia) |
|------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|-----------------|------------------|
|            | DBO<br>(mg/L) | DQO<br>(mg/L) | PT<br>(mg/L) | NAm<br>(mg/L) | SDT<br>(mg/L) | CTT<br>(UFC /L) |                  |
| C1 a C3    | 46            | 131           | 3,0          | 15,1          | 736           | 9,55 E+11       | 0,2              |
| C4 e C5    | 85            | 168           | 3,2          | 47,1          | 429           | 2,05 E+12       |                  |
| C6         | 69            | 131           | 3,0          | 24,0          | 451           | 2,19 E+12       |                  |
| C7         | 53            | 104           | 2,3          | 15,8          | 460           | 1,42 E+12       |                  |
| C8         | 132           | 212           | 3,3          | 23,5          | 461           | 2,47 E+12       |                  |
| C9 e C13   | 9             | 56            | 1,6          | 11,3          | 404           | 3,01 E+10       |                  |

Mediana das concentrações de poluentes no período chuvoso, utilizadas como coeficiente de lixiviação na função CME (Equação 7).

| Mediana das concentrações de poluentes – coeficiente de lixiviação |               |               |              |               |               |                 |
|--|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|-----------------|
| Sub-bacias   | DBO<br>(mg/L) | DQO<br>(mg/L) | PT<br>(mg/L) | NAm<br>(mg/L) | SDT<br>(mg/L) | CTT<br>(UFC /L) |
| C1 a C3  | 92            | 235           | 5,1          | 27,0          | 1003          | 3,83 E+07       |
| C4 e C5  | 103           | 229           | 4,4          | 37,7          | 612           | 5,83 E+07       |
| C6   | 89            | 179           | 4,3          | 32,9          | 530           | 5,83 E+07       |
| C7   | 69            | 121           | 2,6          | 20,6          | 543           | 5,17 E+07       |
| C8   | 205           | 310           | 4,1          | 29,7          | 527           | 6,07 E+07       |
| C9 e C13   | 14            | 70            | 2,1          | 16,0          | 478           | 1,10 E+06       |

## Apêndice D

Dados baixo LID inseridos no SWMM.

| <b>Sub-bacias</b>                   | <b>C3</b> | <b>C4</b> | <b>C5</b> | <b>C6</b> | <b>C7</b> | <b>C8</b> |
|-------------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Área das sub-bacias (ha)            | 223,67    | 78,34     | 111,79    | 70,21     | 58,03     | 84,70     |
| Área de pavimento permeável (ha)    | 6,997     | 7,50      | 5,49      | 5,14      | 3,55      | 7,61      |
| % de área de pavimento              | 3,13      | 9,57      | 4,91      | 7,32      | 6,11      | 8,98      |
| Área de biorretenção (ha)           | 0,00      | 0,00      | 1,08      | 0,95      | 0,20      | 0,38      |
| % de área de biorretenção           | 0,00      | 0,00      | 0,97      | 1,36      | 0,35      | 0,45      |
| % de área impermeável               | 60,0      | 90,0      | 90,0      | 90,0      | 90,0      | 90,0      |
| % de área impermeável atualizada    | 56,9      | 80,4      | 84,1      | 81,3      | 83,5      | 80,6      |
| Largura da sub-bacia atualizada (m) | 3782,76   | 1681,12   | 2453,46   | 2185,04   | 1459,18   | 1854,65   |

Dados médio LID inseridos no SWMM.

| <b>Sub-bacias</b>                   | <b>C3</b> | <b>C4</b> | <b>C5</b> | <b>C6</b> | <b>C7</b> | <b>C8</b> |
|-------------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Área das sub-bacias (ha)            | 223,67    | 78,34     | 111,79    | 70,21     | 58,03     | 84,70     |
| Área de pavimento permeável (ha)    | 78,28     | 27,42     | 39,13     | 24,57     | 20,31     | 29,64     |
| % de área de pavimento              | 35        | 35        | 35        | 35        | 35        | 35        |
| Área de biorretenção (ha)           | 0,00      | 0,00      | 11,18     | 7,02      | 5,80      | 8,47      |
| % de área de biorretenção           | 0         | 0         | 10        | 10        | 10        | 10        |
| % de área impermeável               | 60,0      | 90,0      | 90,0      | 90,0      | 90,0      | 90,0      |
| % de área impermeável atualizada    | 25,0      | 55,0      | 45,0      | 45,0      | 45,0      | 45,0      |
| Largura da sub-bacia atualizada (m) | 2538,20   | 1208,35   | 1433,63   | 1315,88   | 858,00    | 1126,28   |

## Apêndice E

Parâmetros de estruturas de LID no SWMM.

| <b>Camadas LID</b> | <b>Parâmetros</b>                         | <b>Pavimento Permeável</b> | <b>Biorretenção</b> |
|--------------------|---|----------------------------|---------------------|
| Superfície         | Profundidade (mm)                         | 10,0                       | 300                 |
|                    | Fração de cobertura vegetal               | 0,0                        | 0,11                |
|                    | Rugosidade superficial (Coef. de Manning) | 0,05                       | 0,1                 |
|                    | Declividade da superfície (%)             | 2                          | 2                   |
| Pavimento          | Espessura (mm)                            | 150                        | -                   |
|                    | Índice de vazios                          | 0,20                       | -                   |
|                    | Fração de superfície impermeável          | 0,00                       | -                   |
|                    | Permeabilidade (mm/h)                     | 12240                      | -                   |
| Solo               | Espessura (mm)                            | 0,00                       | 500                 |
|                    | Porosidade (%)                            | -                          | 0,453               |
|                    | Capacidade de campo (mm)                  | -                          | 0,19                |
|                    | Ponto de murcha (%)                       | -                          | 0,085               |
|                    | Condutividade (mm/h)                      | -                          | 0,43                |
|                    | Inclinação da condutividade (%)           | -                          | 10                  |
|                    | Sucção capilar (mm)                       | -                          | 4,33                |
| Armazenamento      | Espessura (mm)                            | 200                        | 600                 |
|                    | Índice de vazios                          | 0,6                        | 0,6                 |
|                    | Taxa de infiltração (mm/h)                | 12,7                       | 12,7                |

## Apêndice F

Análise estatística descritiva das variáveis analisadas no período seco.

| Variáveis                  | Estatística   | P1        | P2        | P3        | P4        | P5        | P6        |
|----------------------------|---------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <b>DBO<br/>(mg/L)</b>      | Mínimo        | 26        | 56        | 39        | 32        | 60        | 3         |
|                            | Máximo        | 180       | 213       | 208       | 226       | 313       | 155       |
|                            | Média         | 81        | 122       | 102       | 84        | 185       | 32        |
|                            | Mediana       | 67        | 125       | 101       | 77        | 193       | 13        |
|                            | Desvio padrão | 43        | 46        | 47        | 55        | 83        | 43        |
|                            | CV            | 53%       | 38%       | 46%       | 65%       | 45%       | 136%      |
|                            | N             | 14        | 14        | 14        | 14        | 14        | 14        |
| <b>DQO<br/>(mg/L)</b>      | Mínimo        | 91        | 94        | 56        | 65        | 117       | 29        |
|                            | Máximo        | 483       | 744       | 355       | 550       | 604       | 294       |
|                            | Média         | 207       | 294       | 217       | 184       | 346       | 100       |
|                            | Mediana       | 192       | 247       | 192       | 155       | 311       | 82        |
|                            | Desvio padrão | 101       | 176       | 92        | 121       | 156       | 63        |
|                            | CV            | 50%       | 60%       | 43%       | 66%       | 45%       | 63%       |
|                            | N             | 14        | 14        | 14        | 14        | 14        | 14        |
| <b>PT<br/>(mg/L)</b>       | Mínimo        | 1,3       | 2,4       | 1,1       | 1,4       | 2,5       | 1,4       |
|                            | Máximo        | 7,4       | 6,1       | 5,6       | 5,6       | 6,0       | 7,5       |
|                            | Média         | 4,7       | 4,5       | 3,9       | 3,4       | 4,4       | 2,8       |
|                            | Mediana       | 4,4       | 4,7       | 4,4       | 3,4       | 4,8       | 2,3       |
|                            | Desvio padrão | 2,0       | 1,1       | 1,5       | 1,3       | 1,1       | 1,6       |
|                            | CV            | 41%       | 25%       | 39%       | 38%       | 25%       | 55%       |
|                            | N             | 14        | 14        | 14        | 14        | 14        | 14        |
| <b>NAm<br/>(mg/L)</b>      | Mínimo        | 5,5       | 11,6      | 10,2      | 11,1      | 11,1      | 8,8       |
|                            | Máximo        | 46,5      | 46,2      | 45,4      | 39,8      | 40,6      | 20,4      |
|                            | Média         | 24,6      | 31,9      | 31,4      | 24,5      | 31,1      | 15,5      |
|                            | Mediana       | 22,1      | 35,6      | 35,1      | 23,2      | 34,4      | 16,6      |
|                            | Desvio padrão | 12,6      | 10,8      | 11,2      | 8,3       | 9,0       | 4,1       |
|                            | CV            | 51%       | 34%       | 36%       | 34%       | 29%       | 27%       |
|                            | N             | 14        | 14        | 14        | 14        | 14        | 14        |
| <b>SDT<br/>(mg/L)</b>      | Mínimo        | 455       | 337       | 318       | 275       | 335       | 317       |
|                            | Máximo        | 1502      | 913       | 847       | 925       | 1065      | 1057      |
|                            | Média         | 1075      | 616       | 616       | 649       | 664       | 611       |
|                            | Mediana       | 1080      | 630       | 662       | 675       | 677       | 593       |
|                            | Desvio padrão | 281       | 156       | 162       | 179       | 209       | 176       |
|                            | CV            | 26%       | 25%       | 26%       | 28%       | 31%       | 29%       |
|                            | N             | 13        | 13        | 13        | 13        | 13        | 13        |
| <b>CTT<br/>(UFC/100mL)</b> | Mínimo        | 3,55 E+06 | 5,76 E+06 | 4,82 E+06 | 4,05 E+06 | 6,94 E+06 | 2,42 E+05 |
|                            | Máximo        | 1,28 E+07 | 1,27 E+07 | 8,67 E+06 | 1,07 E+07 | 1,21 E+07 | 9,00 E+05 |
|                            | Média         | 3,55 E+06 | 5,76 E+06 | 4,82 E+06 | 4,05 E+06 | 6,94 E+06 | 2,42 E+05 |
|                            | Mediana       | 2,33 E+06 | 5,00 E+06 | 5,33 E+06 | 3,47 E+06 | 6,03 E+06 | 7,33 E+04 |
|                            | Desvio padrão | 3,58 E+06 | 2,95 E+06 | 2,13 E+06 | 2,30 E+06 | 3,44 E+06 | 3,19 E+05 |
|                            | CV            | 101%      | 51%       | 44%       | 57%       | 50%       | 132%      |
|                            | N             | 13        | 13        | 13        | 13        | 13        | 13        |

Nota: CV - Coeficiente de variação; N – Tamanho amostral.

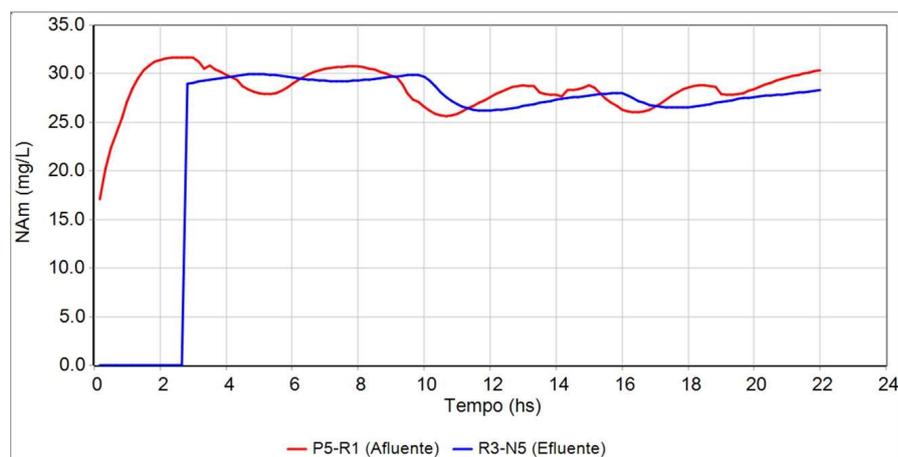
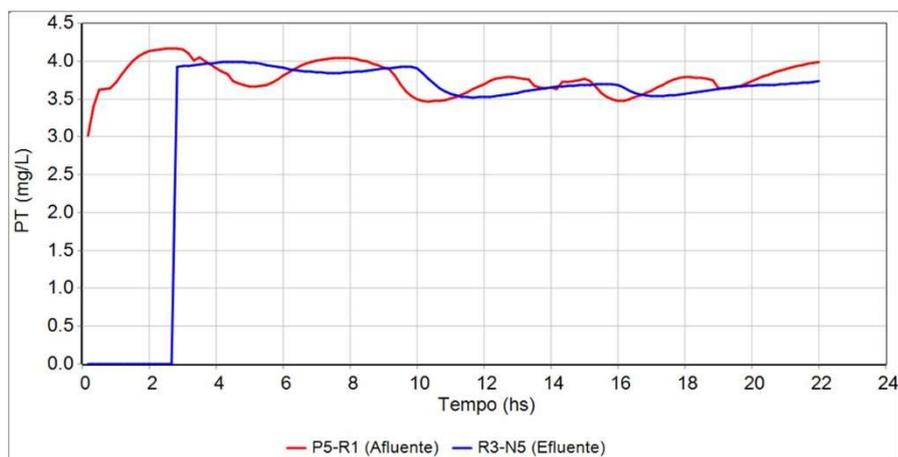
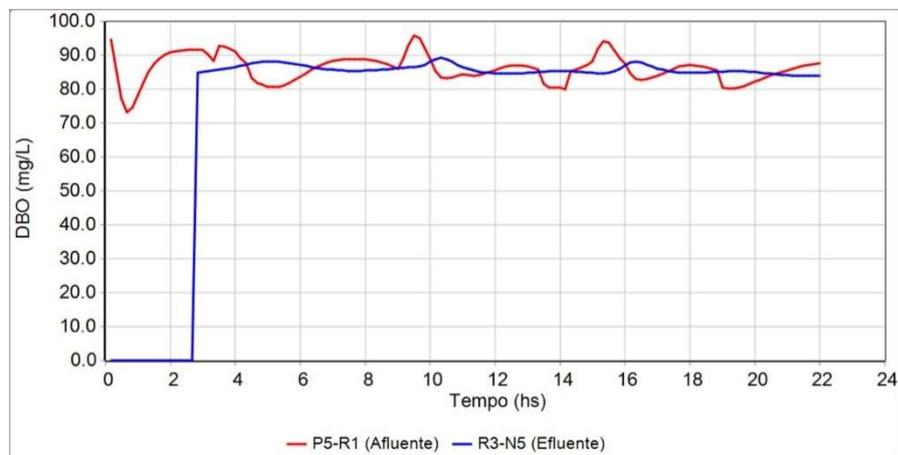
Análise estatística descritiva das variáveis analisadas no período chuvoso.

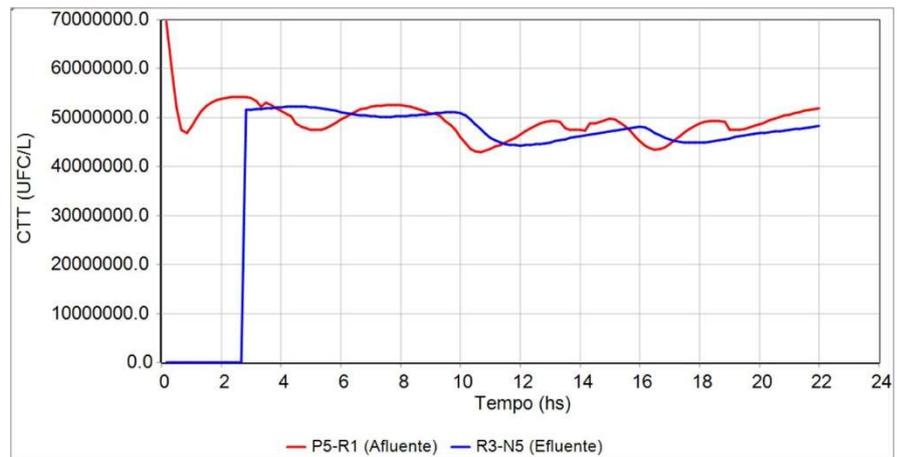
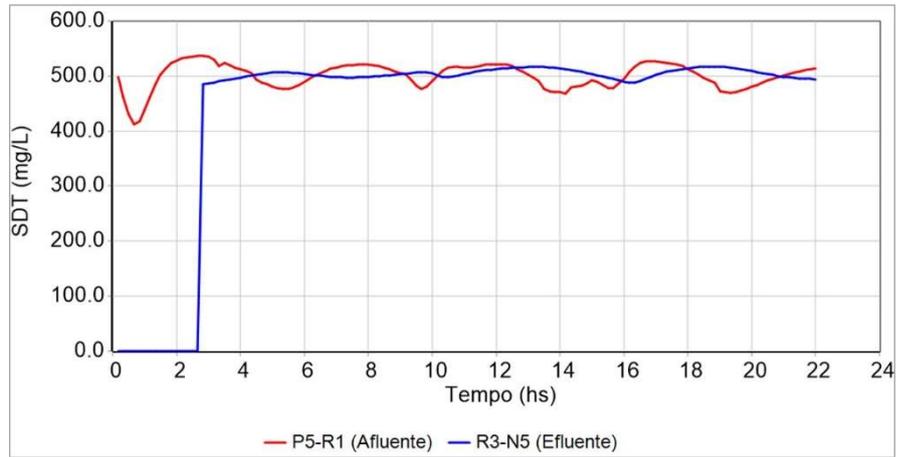
| Variáveis              | Estatística   | P1        | P2        | P3        | P4        | P5        | P6        |
|------------------------|---------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <b>DBO (mg/L)</b>      | Mínimo        | 4         | 12        | 13        | 11        | 21        | 7         |
|                        | Máximo        | 339       | 227       | 180       | 215       | 369       | 35        |
|                        | Média         | 134       | 107       | 92        | 74        | 172       | 16        |
|                        | Mediana       | 92        | 103       | 89        | 69        | 205       | 14        |
|                        | Desvio padrão | 112       | 67        | 49        | 54        | 95        | 7         |
|                        | CV            | 83%       | 62%       | 54%       | 72%       | 55%       | 42%       |
|                        | N             | 16        | 16        | 16        | 16        | 16        | 16        |
| <b>DQO (mg/L)</b>      | Mínimo        | 39        | 89        | 33        | 29        | 115       | 30        |
|                        | Máximo        | 661       | 539       | 429       | 462       | 602       | 318       |
|                        | Média         | 273       | 264       | 189       | 165       | 317       | 98        |
|                        | Mediana       | 235       | 229       | 179       | 121       | 310       | 70        |
|                        | Desvio padrão | 197       | 148       | 120       | 108       | 143       | 79        |
|                        | CV            | 72%       | 56%       | 64%       | 66%       | 45%       | 81%       |
|                        | N             | 16        | 16        | 16        | 16        | 16        | 16        |
| <b>PT (mg/L)</b>       | Mínimo        | 1,0       | 1,5       | 1,6       | 1,7       | 2,2       | 0,4       |
|                        | Máximo        | 9,0       | 8,4       | 8,3       | 5,5       | 10,1      | 4,3       |
|                        | Média         | 4,7       | 4,6       | 4,2       | 2,9       | 4,4       | 2,3       |
|                        | Mediana       | 5,1       | 4,4       | 4,3       | 2,6       | 4,1       | 2,1       |
|                        | Desvio padrão | 2,2       | 1,9       | 2,0       | 1,1       | 2,0       | 1,1       |
|                        | CV            | 47%       | 41%       | 46%       | 39%       | 46%       | 45%       |
|                        | N             | 16        | 16        | 16        | 16        | 16        | 16        |
| <b>NAm (mg/L)</b>      | Mínimo        | 1,9       | 5,5       | 3,9       | 4,4       | 6,6       | 3,3       |
|                        | Máximo        | 43,9      | 52,8      | 52,2      | 33,2      | 42,6      | 27,1      |
|                        | Média         | 24,9      | 34,9      | 30,5      | 20,0      | 28,4      | 15,5      |
|                        | Mediana       | 27,0      | 37,7      | 32,9      | 20,6      | 29,7      | 16,0      |
|                        | Desvio padrão | 13,0      | 13,7      | 12,5      | 6,8       | 9,3       | 6,9       |
|                        | CV            | 52%       | 39%       | 41%       | 34%       | 33%       | 44%       |
|                        | N             | 16        | 16        | 16        | 16        | 16        | 16        |
| <b>SDT (mg/L)</b>      | Mínimo        | 503       | 338       | 345       | 260       | 173       | 240       |
|                        | Máximo        | 1850      | 1338      | 1280      | 868       | 752       | 625       |
|                        | Média         | 1057      | 639       | 628       | 538       | 518       | 480       |
|                        | Mediana       | 1003      | 612       | 530       | 543       | 528       | 478       |
|                        | Desvio padrão | 358       | 249       | 274       | 176       | 148       | 114       |
|                        | CV            | 34%       | 39%       | 44%       | 33%       | 29%       | 24%       |
|                        | N             | 15        | 15        | 15        | 15        | 15        | 15        |
| <b>CTT (UFC/100mL)</b> | Mínimo        | 1,00 E+05 | 1,37 E+06 | 1,43 E+06 | 2,00 E+06 | 4,83 E+06 | 3,33 E+03 |
|                        | Máximo        | 8,57 E+06 | 8,23 E+06 | 9,17 E+06 | 6,97 E+06 | 1,26 E+07 | 9,90 E+06 |
|                        | Média         | 4,15 E+06 | 5,71 E+06 | 5,61 E+06 | 4,69 E+06 | 7,47 E+06 | 3,34 E+05 |
|                        | Mediana       | 3,78 E+06 | 5,75 E+06 | 5,28 E+06 | 4,68 E+06 | 6,07 E+06 | 3,38 E+05 |
|                        | Desvio padrão | 2,30 E+06 | 2,04 E+06 | 2,27 E+06 | 1,56 E+06 | 2,52 E+06 | 2,97 E+05 |
|                        | CV            | 55%       | 36%       | 40%       | 33%       | 34%       | 89%       |
|                        | N             | 16        | 16        | 16        | 16        | 16        | 16        |

Nota: CV - Coeficiente de variação; N – Tamanho amostral.

## Apêndice G

Polutogramas de DBO, PT, NAm, SDT e CTT do afluente e efluente dos reservatórios de detenção.





## Apêndice H

### Inventário para Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

| Fluxos                       | Unidade        | CENÁRIO 1 (REAL) - PERÍODO SECO |       |       |       |       | CENÁRIO 1- INTERCEPTAÇÃO DE ESGOTO |      |      |      |      |
|------------------------------|----------------|---------------------------------|-------|-------|-------|-------|------------------------------------|------|------|------|------|
|                              |                | P1                              | P2    | P3    | P4    | P5    | P1                                 | P2   | P3   | P4   | P5   |
| <b>ENTRADAS</b>              |                |                                 |       |       |       |       |                                    |      |      |      |      |
| <b>Escoamento</b>            | m <sup>3</sup> | -                               | -     | 3722  | 7682  | 9346  | -                                  | -    | 871  | 871  | 2534 |
| DBO                          | kg             | -                               | -     | 456   | 733   | 816   | -                                  | -    | 57   | 57   | 140  |
| DQO                          | kg             | -                               | -     | 905   | 1459  | 1592  | -                                  | -    | 164  | 164  | 297  |
| FT                           | kg             | -                               | -     | 17,1  | 32,1  | 36,3  | -                                  | -    | 3,7  | 3,7  | 7,9  |
| NH <sub>3</sub>              | kg             | -                               | -     | 2,3   | 4,6   | 5,2   | -                                  | -    | 0,3  | 0,3  | 0,9  |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | kg             | -                               | -     | 127,9 | 256,3 | 289,0 | -                                  | -    | 18,7 | 18,7 | 51,4 |
| CH <sub>4</sub>              | kg             | -                               | -     | 54,7  | 88,0  | 98,0  | -                                  | -    | 6,8  | 6,8  | 16,8 |
| <b>Esgoto</b>                | m <sup>3</sup> | -                               | 3722  | 3960  | 1663  | -     | -                                  | 871  | 0,0  | 1663 | -    |
| DBO                          | kg             | -                               | 456   | 277   | 83    | -     | -                                  | 57   | 0,0  | 83   | -    |
| DQO                          | kg             | -                               | 905   | 554   | 133   | -     | -                                  | 164  | 0,0  | 133  | -    |
| FT                           | kg             | -                               | 17,1  | 15,0  | 4,2   | -     | -                                  | 3,7  | 0,0  | 4,2  | -    |
| NH <sub>3</sub>              | kg             | -                               | 2,3   | 2,3   | 0,6   | -     | -                                  | 0,3  | 0,0  | 0,6  | -    |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | kg             | -                               | 127,9 | 128,4 | 32,7  | -     | -                                  | 18,7 | 0,0  | 32,7 | -    |
| CH <sub>4</sub>              | kg             | -                               | 54,7  | 33,3  | 10,0  | -     | -                                  | 6,8  | 0,0  | 10,0 | -    |
| <b>SAÍDAS</b>                |                |                                 |       |       |       |       |                                    |      |      |      |      |
| <b>Escoamento final</b>      | m <sup>3</sup> | -                               | 3722  | 7682  | 9346  | 9346  | -                                  | 871  | 871  | 2534 | 2534 |
| DBO                          | kg             | -                               | 456   | 733   | 816   | 816   | -                                  | 57   | 57   | 140  | 140  |
| DQO                          | kg             | -                               | 905   | 1459  | 1592  | 1592  | -                                  | 164  | 164  | 297  | 297  |
| FT                           | kg             | -                               | 17,1  | 32,1  | 36,3  | 36,3  | -                                  | 3,7  | 3,7  | 7,9  | 7,9  |
| NH <sub>3</sub>              | kg             | -                               | 2,3   | 4,6   | 5,2   | 5,16  | -                                  | 0,3  | 0,3  | 0,9  | 0,9  |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | kg             | -                               | 127,9 | 256,3 | 289,0 | 289,0 | -                                  | 18,7 | 18,7 | 51,4 | 51,4 |
| CH <sub>4</sub>              | kg             | -                               | 54,7  | 88,0  | 98,0  | 98,0  | -                                  | 6,8  | 6,8  | 16,8 | 16,8 |

| Fluxos                       | Unidade        | CENÁRIO 2 (REAL) - PERÍODO CHUVOSO |       |       |       |       |       | CENÁRIO 2 - INTERCEPTAÇÃO DE ESGOTO |         |       |       |       |       |
|------------------------------|----------------|------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------------------------------------|---------|-------|-------|-------|-------|
|                              |                | P1                                 | P2    | P3    | P4    | P5    | TOTAL | P1                                  | P2      | P3    | P4    | P5    | TOTAL |
| <b>ENTRADAS</b>              |                |                                    |       |       |       |       |       |                                     |         |       |       |       |       |
| <b>Escoamento</b>            | m <sup>3</sup> | -                                  | 2140  | 11679 | 17470 | 18953 |       | -                                   | 2140    | 5818  | 6778  | 8261  |       |
| DBO                          | kg             | -                                  | 111   | 1041  | 1438  | 1543  |       | -                                   | 111     | 402   | 461   | 566   |       |
| DQO                          | kg             | -                                  | 283   | 2335  | 3082  | 3239  |       | -                                   | 283     | 958   | 1077  | 1234  |       |
| FT                           | kg             | -                                  | 6,1   | 44,8  | 67,0  | 70,5  |       | -                                   | 6,1     | 19,6  | 22,5  | 26,0  |       |
| NH <sub>3</sub>              | kg             | -                                  | 0,7   | 8,0   | 11,2  | 11,7  |       | -                                   | 0,7     | 2,9   | 3,4   | 3,9   |       |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | kg             | -                                  | 31,8  | 357,1 | 496,7 | 519,3 |       | -                                   | 31,8    | 127,8 | 149,3 | 171,9 |       |
| CH <sub>4</sub>              | kg             | -                                  | 13,3  | 124,9 | 172,6 | 185,2 |       | -                                   | 13,3    | 48,3  | 55,3  | 67,9  |       |
| <b>Lixiviação</b>            | m <sup>3</sup> | 2140                               | 2530  | 960   | 770   | 1120  | 7520  | 2140                                | 2530    | 960   | 770   | 1120  | 7520  |
| DBO                          | kg             | 111                                | 182   | 59    | 37    | 158   | 547   | 111                                 | 182     | 59    | 37    | 158   | 547   |
| DQO                          | kg             | 283                                | 405   | 119   | 64    | 239   | 1110  | 283                                 | 405     | 119   | 64    | 239   | 1110  |
| FT                           | kg             | 6,1                                | 7,8   | 2,9   | 1,4   | 3,2   | 21,4  | 6,1                                 | 7,8     | 2,9   | 1,4   | 3,2   | 21,4  |
| NH <sub>3</sub>              | kg             | 0,7                                | 1,5   | 0,5   | 0,2   | 0,5   | 3,4   | 0,7                                 | 1,5     | 0,5   | 0,2   | 0,5   | 3,4   |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | kg             | 31,8                               | 65,1  | 21,5  | 10,8  | 22,4  | 151,6 | 31,8                                | 65,1    | 21,5  | 10,8  | 22,4  | 151,6 |
| CH <sub>4</sub>              | kg             | 13,3                               | 21,8  | 7,1   | 4,4   | 19,0  | 65,6  | 13,3                                | 21,8    | 7,1   | 4,4   | 19,0  | 65,6  |
| <b>Esgoto</b>                | m <sup>3</sup> | -                                  | 7009  | 4831  | 713   | -     | 12553 | -                                   | 1148    | 0,0   | 713   | -     | 1861  |
| DBO                          | kg             | -                                  | 748   | 338   | 68    | -     | 1154  | -                                   | 109     | 0,0   | 68    | -     | 177   |
| DQO                          | kg             | -                                  | 1647  | 628   | 93    | -     | 2368  | -                                   | 270     | 0,0   | 93    | -     | 363   |
| FT                           | kg             | -                                  | 30,9  | 19,3  | 2,1   | -     | 52,3  | -                                   | 5,7     | 0,0   | 2,1   | -     | 7,8   |
| NH <sub>3</sub>              | kg             | -                                  | 5,9   | 2,7   | 0,3   | -     | 8,8   | -                                   | 0,7     | 0,0   | 0,3   | -     | 1,0   |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | kg             | -                                  | 260,1 | 118,1 | 11,8  | -     | 390,1 | -                                   | 30,9    | 0,0   | 11,8  | -     | 42,7  |
| CH <sub>4</sub>              | kg             | -                                  | 89,8  | 40,6  | 8,2   | -     | 138,5 | -                                   | 13,1    | 0,0   | 8,2   | -     | 21,3  |
| <b>SAÍDAS</b>                |                |                                    |       |       |       |       |       |                                     |         |       |       |       |       |
| <b>Escoamento final</b>      | m <sup>3</sup> | 2140                               | 11679 | 17470 | 18953 | 20073 |       | 2140                                | 5818    | 6778  | 8261  | 9381  |       |
| DBO                          | kg             | 111                                | 1041  | 1438  | 1543  | 1701  |       | 111                                 | 402,098 | 461   | 566   | 724   |       |
| DQO                          | kg             | 283                                | 2335  | 3082  | 3239  | 3478  |       | 283                                 | 957,874 | 1077  | 1234  | 1473  |       |
| FT                           | kg             | 6,1                                | 44,8  | 67,0  | 70,5  | 73,7  |       | 6,1                                 | 19,6    | 22,5  | 26,0  | 29,2  |       |
| NH <sub>3</sub>              | kg             | 0,7                                | 8,0   | 11,2  | 11,7  | 12,2  |       | 0,7                                 | 2,9     | 3,4   | 3,9   | 4,4   |       |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | kg             | 31,8                               | 357,1 | 496,7 | 519,3 | 541,7 |       | 31,8                                | 127,8   | 149,3 | 171,9 | 194,3 |       |
| CH <sub>4</sub>              | kg             | 13,3                               | 124,9 | 172,6 | 185,2 | 204,1 |       | 13,3                                | 48,3    | 55,3  | 67,9  | 86,9  |       |



## Apêndice I

Orçamento dos projetos de intervenção propostos.

| ITEM  | CÓDIGO SINAPI                          | DISCRIMINAÇÃO  | UNID.          | PREÇO UNITÁRIO (R\$) | QUANT.     | TOTAL (R\$)         |
|---|--|--|----------------|----------------------|------------|---------------------|
| <b>1</b>                                      | <b>RESERVATÓRIO DE DETENÇÃO</b>        |  |                |                      |            |                     |
| 1.1   | 101230                                 | Escavação vertical a céu aberto, incluindo carga, descarga e transporte, em solo 1A, categoria com escavadeira hidráulica (caçamba: 0,8m <sup>3</sup> /111HP), frota de 3 caminhões basculantes de 14 m <sup>3</sup> , DMT de 0,2 Km e velocidade média de 4 Km/h. | m <sup>3</sup> | 7,04                 | 778,60     | 5481,34             |
| 1.2   | 101617                                 | Preparo de fundo de vala com largura maior ou igual a 1,5 m e menor que 2,5 m (acerto do solo natural).  | m <sup>2</sup> | 2,23                 | 183,20     | 408,54              |
| 1.3   | 95241                                  | Lastro de concreto magro, aplicado em pisos, lajes sobre solo ou radiers, espessura de 5 cm.   | m <sup>2</sup> | 22,55                | 184,20     | 4153,71             |
| 1.4   | 90997                                  | Formas manuseáveis para paredes de concreto moldadas in loco, em faces internas e externas.  | m <sup>2</sup> | 17,62                | 516,5      | 9100,73             |
| 1.5   | 94965                                  | Concreto fck 25 MPA, traço 1:2, 3:2, 7 (cimento, areia média, brita 1) preparo mecânico com betoneira 400L.  | m <sup>3</sup> | 362,64               | 38,74      | 14048,67            |
| 1.6   | 92873                                  | Lançamento com uso de baldes, adensamento e acabamento de concreto em estruturas.  | m <sup>3</sup> | 160,79               | 39,74      | 6389,79             |
| 1.7   | 92793                                  | Corte e dobra de aço CA-50, diâmetro de 8,0 mm, utilizado em estruturas diversas.  | kg             | 13,95                | 2324,4     | 32425,38            |
| 1.8   | 92917                                  | Armação de estruturas de concreto armado, exceto vigas, pilares, lajes e fundações, utilizando aço CA-50 de 8,0 mm - montagem.   | kg             | 16,79                | 2324,4     | 39026,68            |
| <b>TOTAL PARA UM RESERVATÓRIO DE DETENÇÃO</b> |  |  |                |                      |            | <b>111034,84</b>    |
| <b>2</b>                                      | <b>PAVIMENTO PERMEÁVEL - BAIXO LID</b> |  |                |                      |            |                     |
| 2.1   | 101137                                 | Escavação horizontal, incluindo carga, descarga e transporte, em solo D e 1A, categoria com trator de esteiras (347 HP) e caminhão basculantes de 10 m <sup>3</sup> , DMT até 200 m.   | m <sup>3</sup> | 9,20                 | 127398,85  | 1172069,42          |
| 2.2   | 92395                                  | Execução de pavimento em piso intertravado, com bloco sextavado de 25 x 25 cm, espessura de 10 cm.   | m <sup>2</sup> | 60,40                | 363996,70  | 21985400,68         |
| 2.3   | 73883/002                              | Execução de dreno francês com brita nº 2.  | m <sup>3</sup> | 123,2                | 72799,34   | 8968878,688         |
| 2.4   | 73883/001                              | Execução de dreno com manta geotêxtil 200 G/m <sup>2</sup> .   | m <sup>2</sup> | 6,07                 | 727993,40  | 4418919,938         |
| <b>TOTAL</b>                                  |  |  |                |                      |            | <b>36545268,73</b>  |
| <b>2</b>                                      | <b>PAVIMENTO PERMEÁVEL - MÉDIO LID</b> |  |                |                      |            |                     |
| 2.1   | 101137                                 | Escavação horizontal, incluindo carga, descarga e transporte, em solo D e 1A, categoria com trator de esteiras (347 HP) e caminhão basculantes de 10 m <sup>3</sup> , DMT até 200 m.   | m <sup>3</sup> | 9,20                 | 767741,80  | 7063224,56          |
| 2.2   | 92395                                  | Execução de pavimento em piso intertravado, com bloco sextavado de 25 x 25 cm, espessura de 10 cm.   | m <sup>2</sup> | 60,40                | 2193548,00 | 132490299,20        |
| 2.3   | 73883/002                              | Execução de dreno francês com brita nº 2.  | m <sup>3</sup> | 123,2                | 438709,60  | 54049022,72         |
| 2.4   | 73883/001                              | Execução de dreno com manta geotêxtil 200 G/m <sup>2</sup> .   | m <sup>2</sup> | 6,07                 | 4387096,00 | 26629672,72         |
| <b>TOTAL</b>                                  |  |  |                |                      |            | <b>220232219,20</b> |

| ITEM  | CÓDIGO SINAPI                                | DISCRIMINAÇÃO   | UNID.          | PREÇO UNITÁRIO (R\$) | QUANT.    | TOTAL (R\$)         |
|---|--|---|----------------|----------------------|-----------|---------------------|
| <b>3</b>                                      | <b>BIORRETENÇÃO - BAIXO LID</b>              |   |                |                      |           |                     |
| 3.1   | 93358  | Escavação manual de vala com profundidade menor ou igual a 1,30 m.  | m <sup>3</sup> | 61,71                | 34784,90  | 2146576,18          |
| 3.2   | 101621                                       | Preparo de fundo de vala com largura maior ou igual a 1,5 m e menor que 2,5 m, com camada de brita, lançamento manual.  | m <sup>3</sup> | 193,48               | 14870,94  | 2877229,47          |
| 3.3   | 73883/001                                    | Execução de dreno com manta geotêxtil 200 G/m <sup>2</sup> .  | m <sup>2</sup> | 6,07                 | 24846,35  | 150817,34           |
| 3.4   | 370  | Areia média - posto jazida/fornecedor (retirado na jazida, sem transporte).   | m <sup>3</sup> | 75,00                | 12392,45  | 929433,75           |
| 3.5   | 98505  | Plantio de forração.  | m <sup>2</sup> | 116,80               | 24846,35  | 2902053,68          |
| <b>TOTAL</b>                                  |  |   |                |                      |           | <b>6859534,25</b>   |
| <b>3</b>                                      | <b>BIORRETENÇÃO - MÉDIO LID</b>              |   |                |                      |           |                     |
| 3.1   | 93358  | Escavação manual de vala com profundidade menor ou igual a 1,30 m.  | m <sup>3</sup> | 61,71                | 454580,00 | 28052131,80         |
| 3.2   | 101621                                       | Preparo de fundo de vala com largura maior ou igual a 1,5 m e menor que 2,5 m, com camada de brita, lançamento manual.  | m <sup>3</sup> | 193,48               | 272748,00 | 52771283,04         |
| 3.3   | 73883/001                                    | Execução de dreno com manta geotêxtil 200 G/m <sup>2</sup> .  | m <sup>2</sup> | 6,07                 | 324700,00 | 1970929,00          |
| 3.4   | 370  | Areia média - posto jazida/fornecedor (retirado na jazida, sem transporte).   | m <sup>3</sup> | 75,00                | 227290,00 | 17046750,00         |
| 3.5   | 98505  | Plantio de forração.  | m <sup>2</sup> | 116,80               | 324700,00 | 37924960,00         |
| <b>TOTAL</b>                                  |  |   |                |                      |           | <b>109713922,04</b> |
| <b>4</b>                                      | <b>INTERCEPTAÇÃO DO LANÇAMENTO DE ESGOTO</b> |   |                |                      |           |                     |
| 4.1   | 90102  | Escavação mecanizada de vala com profundidade maior que 1,5 m até 3,0 m (média entre montante e jusante/uma composição por trecho), com retroescavadeira, largura de 0,8 m a 1,5 m, em solo de 1A categoria, em locais com alto nível de interferência. | m <sup>3</sup> | 7,89                 | 12,00     | 94,68               |
| 4.2   | 92851  | Tubo de concreto para redes coletoras de esgoto sanitário, diâmetro de 400 mm, junta elástica, instalado em local com alto nível de interferência - fornecimento e assentamento.  | m              | 189,51               | 6,00      | 1137,06             |
| 4.3   | 90730  | Junta argamassada entre tubo DN 400 mm e o poço de visita/caixa de concreto ou alvenaria em redes de esgoto.  | unidade        | 38,87                | 1         | 38,87               |
| 4.4   | 102265                                       | Junta argamassada entre tubo DN 800 mm e o poço de visita/caixa de concreto ou alvenaria em redes de esgoto.  | unidade        | 68,95                | 1         | 68,95               |
| 4.5   | 97994  | Base para poço de visita retangular para esgoto, em alvenaria com blocos de concreto, dimensões internas 1 x 1 m, profundidade = 1,45 m, excluindo tampão.  | unidade        | 2007,30              | 1         | 2007,30             |
| 4.6   | 93382  | Reaterro manual de valas com compactação mecanizada.  | m <sup>3</sup> | 22,42                | 12,00     | 269,04              |
| 4.7   | 101812                                       | Recomposição de revestimento em concreto asfáltico (usinagem própria), para o fechamento de valas.  | m <sup>3</sup> | 1100,98              | 0,50      | 550,49              |
| <b>TOTAL PARA UMA INTERCEPTAÇÃO DE ESGOTO</b> |  |   |                |                      |           | <b>4166,39</b>      |

## Apêndice J



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
AMBIENTAL  
DOUTORADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**DADOS DO PROFISSIONAL:**

1. Área de atuação: \_\_\_\_\_
2. Instituição/Empresa: \_\_\_\_\_
3. Maior titulação: ( ) Graduação ( ) Especialista ( ) Mestrado ( ) Doutorado
4. Área da maior titulação: \_\_\_\_\_
5. Atividade profissional: ( ) Diretor ( ) Gerente ( ) Supervisor ( ) Técnico ( ) Professor ( )  
Outro \_\_\_\_\_.

**QUESTIONÁRIO PARA AVALIAÇÃO DO GRAU DE IMPORTÂNCIA DOS  
INDICADORES UTILIZADOS NA SUSTENTABILIDADE DE ÁGUAS DE  
DRENAGEM URBANA**

O questionário que se apresenta faz parte de uma das metodologias que será utilizada na pesquisa de doutorado, intitulada **Modelo conceitual para gestão de águas de drenagem urbana em regiões semiáridas**. Este instrumento é necessário para dar início aos métodos multicritério e multidecisor, que auxiliam na tomada de decisão de quais indicadores são mais relevantes para a sustentabilidade das águas de drenagem urbana, permitindo a construção do modelo conceitual. Os Quadros 1, 2 e 3 correspondem às subdimensões consideradas nas dimensões ambiental, social e econômica, respectivamente; e os Quadros 4, 5 e 6 aos indicadores da Avaliação do Ciclo de Vida nas respectivas dimensões.

Para os Quadros 1, 2 e 3 deve-se classificar (marcar com “x”) o nível de importância das subdimensões e nos Quadros 3, 4 e 5 o nível de importância dos indicadores, sendo zero o nível mais baixo de importância e quatro o nível mais elevado, de acordo com a percepção do profissional.

**Quadro 1** – Significância das subdimensões da dimensão ambiental.

| <b>DIMENSÃO AMBIENTAL</b>  |                            |                      |                      |                     |                           |
|--|----------------------------|----------------------|----------------------|---------------------|---------------------------|
| <b>Subdimensão</b>   | <b>Grau de importância</b> |                      |                      |                     |                           |
|  | <b>Nenhum<br/>(0)</b>      | <b>Baixo<br/>(1)</b> | <b>Médio<br/>(2)</b> | <b>Alto<br/>(3)</b> | <b>Muito alto<br/>(4)</b> |
| <b>Impacto atmosférico</b><br>(danos atmosféricos, ocasionados pelas emissões de metano e amônia presentes nas águas de drenagem urbana - ADU) |                            |                      |                      |                     |                           |
| <b>Impacto potencial nos corpos hídricos</b> (danos nos ecossistemas aquáticos pelo excesso de nitrogênio e fósforo nas ADU)                   |                            |                      |                      |                     |                           |
| <b>Impacto no solo e na vegetação</b> (danos nos ecossistemas terrestres devido à presença de amônia nas ADU)                                  |                            |                      |                      |                     |                           |

**Quadro 2** – Significância das subdimensões da dimensão social.

| <b>DIMENSÃO SOCIAL</b>  |                            |                      |                      |                     |                           |
|---|----------------------------|----------------------|----------------------|---------------------|---------------------------|
| <b>Subdimensão</b>  | <b>Grau de importância</b> |                      |                      |                     |                           |
|   | <b>Nenhum<br/>(0)</b>      | <b>Baixo<br/>(1)</b> | <b>Médio<br/>(2)</b> | <b>Alto<br/>(3)</b> | <b>Muito alto<br/>(4)</b> |
| <b>Danos à qualidade dos ecossistemas</b> (impactos negativos que causam danos à biodiversidade dos ecossistemas atmosférico, aquático e terrestre) |                            |                      |                      |                     |                           |
| <b>Riscos à saúde humana</b> (impactos ambientais negativos que interferem na qualidade de vida)  |                            |                      |                      |                     |                           |

**Quadro 3** – Significância das subdimensões da dimensão econômica.

| <b>DIMENSÃO ECONÔMICA</b>   |                            |                      |                      |                     |                           |
|---|----------------------------|----------------------|----------------------|---------------------|---------------------------|
| <b>Subdimensão</b>  | <b>Grau de importância</b> |                      |                      |                     |                           |
|   | <b>Nenhum<br/>(0)</b>      | <b>Baixo<br/>(1)</b> | <b>Médio<br/>(2)</b> | <b>Alto<br/>(3)</b> | <b>Muito alto<br/>(4)</b> |
| <b>Custos ambientais das emissões</b> (valor monetário que a sociedade estaria disposta a pagar para recuperar a qualidade ambiental)   |                            |                      |                      |                     |                           |
| <b>Custos de projetos de intervenção</b> (investimentos em projetos de reservatórios de detenção, pavimentos permeáveis, sistemas de biorretenção e interceptação de pontos de esgoto no sistema de macrodrenagem para melhorar a qualidade da água de drenagem urbana) |                            |                      |                      |                     |                           |

**Quadro 4** – Significância das categorias de impacto (indicador) na dimensão ambiental.

| <b>DIMENSÃO AMBIENTAL</b>                    |   |                            |                      |                      |                     |                           |
|--|---|----------------------------|----------------------|----------------------|---------------------|---------------------------|
| <b>Subdimensão</b>                           | <b>Indicador</b>  | <b>Grau de importância</b> |                      |                      |                     |                           |
|  |   | <b>Nenhum<br/>(0)</b>      | <b>Baixo<br/>(1)</b> | <b>Médio<br/>(2)</b> | <b>Alto<br/>(3)</b> | <b>Muito alto<br/>(4)</b> |
| <b>Impacto atmosférico</b>                   | <b>Aquecimento global</b> (emissões atmosféricas de metano que contribuem para o potencial de aquecimento global)   |                            |                      |                      |                     |                           |
|  | <b>Formação de oxidação fotoquímica</b> (formação de ozônio por reações fotoquímicas de óxidos de nitrogênio e de compostos orgânicos voláteis não metânicos) |                            |                      |                      |                     |                           |
|  | <b>Formação de material particulado</b> (emissões de partículas finas de substâncias orgânicas e inorgânicas)   |                            |                      |                      |                     |                           |
| <b>Impacto potencial nos corpos hídricos</b> | <b>Eutrofização de água doce</b> (decorrente da contribuição de fósforo)  |                            |                      |                      |                     |                           |
|  | <b>Eutrofização marinha</b> (decorrente da contribuição de nitrogênio)  |                            |                      |                      |                     |                           |
|  | <b>Ecotoxicidade da água doce</b> (decorrente da contribuição de fósforo)   |                            |                      |                      |                     |                           |
|  | <b>Ecotoxicidade marinha</b> (decorrente da contribuição de fósforo)  |                            |                      |                      |                     |                           |
| <b>Impacto no solo e na vegetação</b>        | <b>Acidificação terrestre</b> (decorrente da contribuição de amônia)  |                            |                      |                      |                     |                           |

**Quadro 5** – Significância das categorias de impacto (indicador) na dimensão social.

| DIMENSÃO SOCIAL                           |  |                     |              |              |             |                   |
|---|--|---------------------|--------------|--------------|-------------|-------------------|
| Subdimensão                               | Indicador  | Grau de importância |              |              |             |                   |
|   |  | Nenhum<br>(0)       | Baixo<br>(1) | Médio<br>(2) | Alto<br>(3) | Muito alto<br>(4) |
| <b>Danos à qualidade dos ecossistemas</b> | <b>Aquecimento global</b> (danos aos ecossistemas terrestres e ecossistemas de água doce)  |                     |              |              |             |                   |
|   | <b>Acidificação terrestre</b> (sérios riscos à saúde humana e espécies de plantas)   |                     |              |              |             |                   |
|   | <b>Eutrofização de água doce</b> (redução da biodiversidade, mudanças na composição das espécies e redução da saúde do ecossistema. A água torna-se imprópria para o consumo humano) |                     |              |              |             |                   |
|   | <b>Ecotoxicidade de água doce</b> (efeitos tóxicos em organismos aquáticos que podem atingir o ser humano por meio da cadeia alimentar)  |                     |              |              |             |                   |
|   | <b>Ecotoxicidade marinha</b> (efeitos tóxicos em organismos aquáticos que podem atingir o ser humano por meio da cadeia alimentar)   |                     |              |              |             |                   |
| <b>Riscos à saúde humana</b>              | <b>Aquecimento global</b> (aumento no risco de doenças - desnutrição, malária e diarreia, e o aumento do risco de inundação levando a danos adicionais à saúde humana)               |                     |              |              |             |                   |
|   | <b>Oxidação fotoquímica</b> (efeitos adversos e diretos na saúde devido à formação do ozônio – podendo ocorrer morte por problemas respiratórios)                                    |                     |              |              |             |                   |
|   | <b>Material particulado</b> (efeitos respiratórios podendo ocasionar problema cardiopulmonar e câncer de pulmão)   |                     |              |              |             |                   |

**Quadro 6** – Significância das categorias de impacto (indicador) na dimensão econômica.

| DIMENSÃO ECONÔMICA                |  |                     |              |              |             |                   |
|-----------------------------------|--|---------------------|--------------|--------------|-------------|-------------------|
| Subdimensão                       | Indicador  | Grau de importância |              |              |             |                   |
|                                   |  | Nenhum<br>(0)       | Baixo<br>(1) | Médio<br>(2) | Alto<br>(3) | Muito alto<br>(4) |
| Custos ambientais das emissões    | <b>Aquecimento global</b> (custos de danos à saúde e de redução de poluentes que causam o aquecimento global, para alcance da concentração atmosférica segura)       |                     |              |              |             |                   |
|                                   | <b>Acidificação terrestre</b> (custos baseados na soma dos impactos nas culturas agrícolas, na biodiversidade e nos danos às estruturas dos edifícios)               |                     |              |              |             |                   |
|                                   | <b>Eutrofização de água doce</b> (custo por emissões de fósforo em água doce)  |                     |              |              |             |                   |
|                                   | <b>Eutrofização marinha</b> (custo por emissões de nitrogênio em uma localização não específica, mas que causarão impactos no mar)                                   |                     |              |              |             |                   |
|                                   | <b>Ecotoxicidade de água doce</b> (custo por emissões de substâncias tóxicas em água doce)   |                     |              |              |             |                   |
|                                   | <b>Ecotoxicidade marinha</b> (custo por emissões de substâncias tóxicas em uma localização não específica, mas que causarão impactos no mar)                         |                     |              |              |             |                   |
|                                   | <b>Formação de oxidação fotoquímica</b> (custo ambiental devido aos impactos na saúde humana por emissões de oxidantes fotoquímicos)                                 |                     |              |              |             |                   |
|                                   | <b>Formação de material particulado</b> (custo de danos à saúde humana, relacionados às emissões de material particulado)  |                     |              |              |             |                   |
| Custos de projetos de intervenção | <b>Projeto de reservatórios de detenção</b> (armazenar água de drenagem pluvial urbana para aproveitamento)  |                     |              |              |             |                   |
|                                   | <b>Projeto de estruturas de desenvolvimento de baixo impacto</b> (infiltração parcial do escoamento superficial em pavimentos permeáveis e sistemas de biorretenção) |                     |              |              |             |                   |
|                                   | <b>Interceptação de pontos de esgoto ao longo do sistema de macrodrenagem</b>  |                     |              |              |             |                   |

### Apêndice K

Matriz de critérios (indicadores) de desempenho sobre as diferentes alternativas (cenários de intervenção) para a análise multicritério.

| Dimensão                       | Subdimensão                        | Indicadores             | Unidade                 | Mínimo ou máximo | Cenário 1 Intercepção de esgoto | Cenário 2 Intercepção de esgoto | Cenário 3 Reservatório | Cenário 4 Baixo LID | Cenário 4 Médio LID | Função de preferência |
|--------------------------------|------------------------------------|-------------------------|-------------------------|------------------|---------------------------------|---------------------------------|------------------------|---------------------|---------------------|-----------------------|
| Ambiental                      | Impacto atmosférico                | AG                      | kg CO <sub>2</sub> - Eq | Mínimo           | 373,80                          | 1933,53                         | 4336,53                | 3855,93             | 3201,78             | Tipo I                |
|                                |                                    | FOF                     | kg NMOC- Eq             |                  | 0,17                            | 0,88                            | 1,98                   | 1,76                | 1,46                |                       |
|                                |                                    | FMP                     | kg PM10 - Eq            |                  | 0,29                            | 1,41                            | 3,62                   | 3,39                | 2,91                |                       |
|                                | Impacto nos corpos hídricos        | EAD                     | kg P - Eq               |                  | 7,90                            | 29,20                           | 68,20                  | 63,90               | 54,20               |                       |
|                                |                                    | EM                      | kg N - Eq               |                  | 40,00                           | 151,57                          | 393,39                 | 367,80              | 314,29              |                       |
|                                |                                    | ECAD                    | kg 1,4-DCB - Eq         |                  | 867,76                          | 3207,40                         | 7491,25                | 7018,93             | 5975,43             |                       |
|                                |                                    | ECM                     | kg 1,4-DCB - Eq         |                  | 53,00                           | 195,89                          | 457,52                 | 428,68              | 364,95              |                       |
| Impacto no solo e na vegetação | AT                                 | kg SO <sub>2</sub> - Eq | 2,25                    |                  | 10,78                           | 27,69                           | 25,97                  | 22,30               |                     |                       |
| Social                         | Danos à qualidade dos ecossistemas | AG                      | Pontuação única         |                  | 6,55                            | 33,88                           | 75,99                  | 67,57               | 56,10               | Tipo I                |
|                                |                                    | AT                      |                         |                  | 0,03                            | 0,14                            | 0,36                   | 0,33                | 0,29                |                       |
|                                |                                    | EAD                     |                         |                  | 0,80                            | 2,97                            | 6,94                   | 6,50                | 5,54                |                       |
|                                |                                    | ECAD                    |                         |                  | 1,65                            | 6,10                            | 14,25                  | 13,35               | 11,37               |                       |
|                                |                                    | ECM                     |                         |                  | 0,02                            | 0,08                            | 0,18                   | 0,17                | 0,14                |                       |
|                                | Riscos à saúde humana              | AG                      |                         |                  | 10,36                           | 53,60                           | 120,22                 | 106,90              | 88,76               |                       |
|                                |                                    | FOF                     |                         | 0,0001           | 0,0010                          | 0,0020                          | 0,0010                 | 0,0010              |                     |                       |
| Econômica                      | Custos ambientais das emissões     | FMP                     |                         | 1,52             | 7,25                            | 18,62                           | 17,46                  | 14,99               | Tipo V              |                       |
|                                |                                    | AG                      |                         | 144,20           | 746,00                          | 1673,00                         | 1487,60                | 1235,20             |                     |                       |
|                                |                                    | AT                      |                         | 75,80            | 362,60                          | 931,30                          | 873,60                 | 750,00              |                     |                       |
|                                |                                    | EAD                     | 99,50                   | 367,60           | 858,60                          | 804,50                          | 684,90                 |                     |                     |                       |
|                                |                                    | EM                      | 842,00                  | 3190,50          | 8280,70                         | 7742,20                         | 6615,80                |                     |                     |                       |
|                                |                                    | ECAD                    | 212,00                  | 783,70           | 1830,40                         | 1715,00                         | 1460,00                |                     |                     |                       |
|                                |                                    | ECM                     | 2,70                    | 9,80             | 22,90                           | 21,40                           | 18,30                  |                     |                     |                       |
|                                |                                    | FOF                     | 1,30                    | 6,90             | 15,40                           | 13,70                           | 11,40                  |                     |                     |                       |
|                                | Custos projetos de intervenção     | INT/RES/LID             | 78,10                   | 373,60           | 959,40                          | 900,00                          | 772,60                 |                     |                     |                       |
|                                |                                    |                         | 8332,78                 | 8332,78          | 111034,84                       | 43404802,98                     | 329946141,24           |                     |                     |                       |

AG - Aquecimento Global; AT – Acidificação Terrestre; EAD – Eutrofização de Água Doce; EM – Eutrofização Marinha; ECAD - Ecotoxicidade de Água Doce; ECM – Ecotoxicidade Marinha; FOF – Formação de Oxidação Fotoquímica; FMP – Formação de Material Particulado.

## Apêndice L

Comparação entre os cenários de acordo com a percepção de cada decisor.

