



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM REDE NACIONAL EM GESTÃO E
REGULAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

ILANA KELLE DE SOUSA SANTOS

PROPOSTA METODOLÓGICA DE QUANTIFICAÇÃO DE POLUENTES
DE ORIGEM DIFUSA

Recife

2018

ILANA KELLE DE SOUSA SANTOS

**PROPOSTA METODOLÓGICA DE QUANTIFICAÇÃO DE POLUENTES
DE ORIGEM DIFUSA**

Dissertação apresentada ao Mestrado Profissional em Rede em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos.

Área de Concentração: Ferramentas aplicadas à Gestão de Recursos Hídricos.

Orientadora: Prof^ª. Dr.^a. Sylvana Melo dos Santos.

Recife

2018

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

S237p Santos, Ilana Kelle de Sousa.
Proposta metodológica de quantificação de poluentes de origem difusa /
Ilana Kelle de Sousa Santos. – 2018.
67 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Sylvana Melo dos Santos.

Dissertação (Mestrado Profissional) – Universidade Federal de
Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de
Recursos Hídricos em Rede Nacional, 2018.

Inclui Referências.

1. Gestão e Regulação de Recursos Hídricos. 2. Poluição hídrica. 3.
MQUAL. 4. PLOAD. 5. Drenagem urbana. I. Santos, Sylvana Melo dos
(Orientadora). II. Título.

UFPE

333.91 CDD (22. ed.)

BCTG/2020-266

ILANA KELLE DE SOUSA SANTOS

**PROPOSTA METODOLÓGICA DE QUANTIFICAÇÃO DE POLUENTES DE
ORIGEM DIFUSA**

Dissertação apresentada ao Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos.

Aprovada em: 21/12/2018.

BANCA EXAMINADORA

Prof^ª. Dr^ª. Sylvana Melo dos Santos (Orientadora)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral (Examinador Interno)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof^ª. Dr^ª. Leidjane Maria Maciel de Oliveira (Examinadora Externa)

Universidade Federal de Pernambuco

Com todo meu amor e gratidão, pela nossa saudade e pelas doçuras dos nossos reencontros, dedico este trabalho aos meus pais Gesiel e Gislene.

Pela força e testemunho de coragem, dedico esta pesquisa também à minha amiga Raíssa Ribeiro de Gusmão Azulay.

AGRADECIMENTOS

Com toda dificuldade de mensurar, em “cuidado-por-dia”, o amor de Deus e de todas as pessoas que me incentivaram desde a inscrição no Programa, até o dia da defesa desta dissertação, apresento meus agradecimentos àqueles que foram indispensáveis ao longo dessa jornada.

Primeiramente, aos meus pais Gesiel e Gislene, pela inspiração de profissionais e pessoas do bem que são, pela generosidade de investir nesse projeto e pela confiança que sempre tiveram nas minhas escolhas! Ao meu irmão Iallen, pela companhia e por cada melodia tocada, que muitas vezes, foram a minha fonte de inspiração e paz.

À minha orientadora, sempre disposta e sorridente, prof^a Sylvana Santos. Devo os mais sinceros agradecimentos, pela paciência, pela forma especial e meiga de transmitir o seu rico conhecimento, obrigada por tudo e principalmente pelos abraços de força.

Aos professores do programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, em especial ao professor Jaime, pelo apoio moral que fez essa pesquisa desabrochar.

Aos amigos do mestrado, cada qual com o seu jeitinho peculiar, foram as melhores parcerias que eu poderia ter. Lorena Cardim, tornou-se como uma irmã, as caronas, as conversas, os conselhos, todos esses momentos fizeram essa empreitada mais leve e divertida. Camylla Rebeca, sempre à postos para uma boa conversa e com boas palavras de encorajamento.

À minha tia Cemirane e minha amiga de infância Sabrina, vocês me receberam, cuidaram e fizeram eu sentir o afago de família por aqui, vocês são parte dessa conquista!

Ao amigo Edinilson, que dispensou muito do seu tempo pelo laboratório de hidráulica, debatendo comigo sobre esta pesquisa, me ensinando e sempre me motivando no desenvolvimento deste trabalho.

Minha amiga de infância e companheira de profissão Ana Paula, sua companhia foi essencial e segue nosso plano de salvar o planeta.

À minha querida Ana Cristina Fontoura (Aninha), pelo apoio de sempre para assuntos institucionais de recursos hídricos, sentimentais e psicológicos, obrigada por tanto, mamãe!

À minha sempre presente amiga, dos sofridos tempos de graduação, Tayanne Graciette, por me fazer acreditar que tudo iria dar certo.

À Deus eu devo toda a minha gratidão por ter encontrado pessoas especiais, pelas quais eu pude me tornar uma pessoa muito melhor. Bruno Pires, obrigada pela calculadora!

Robson Guimarães sou grata pela paciência e apoio! Aos amigos de longe, Yassodhara, Shauanda, Débora, Vivi, aos de perto, Daniel Francisco, Rebeca Azulay, Anne, Joyce, Thalita Mirna. O carinho e a parceria de vocês foram minha força! Amo vocês!

“Boi com sede bebe lama, barriga seca não da fome. Eu não sou dono do mundo, mas tenho culpa porque sou filho do dono. ” (Trecho da canção Filho do Dono de Flávio José, 2006)

RESUMO

A poluição por carga difusa é um tema recorrente no cenário dos grandes centros urbanos, em que há aumento da população e grandes transformações no uso dos solos, fatores responsáveis pela intensificação da geração dos poluentes depositados na superfície. A poluição por carga difusa é de difícil mensuração e são poucos os estudos com avanços na modelagem da mesma, entretanto, seu conhecimento é importante para o planejamento do uso do solo. Este trabalho buscou avaliar, através de simulação matemática, o aporte de poluentes de origem difusa, nitrogênio e fósforo, em função da cobertura e do uso do solo, na sub-bacia do rio Jiquiá, na zona oeste da cidade de Recife. A classificação do uso do solo considerou três classes: atividade agrícola, mata e área urbana. Na simulação matemática foram utilizados dois modelos, o método de carga unitária em tempo seco e tempo chuvoso (modelo MQUAL) e o método simples de Schueler (modelo PLOAD), que identificaram as áreas de maior aporte de poluentes para as redes de drenagem. No cenário investigado, a maior área de uso do solo identificada foi a de atividade agrícola, seguida de mata, área urbana e água. Observou-se que o aporte de nitrogênio e fósforo é maior em eventos de chuva com número maior de dias antecedente de estiagem. Os resultados gerados foram comparados visando seu emprego na gestão territorial de bacias hidrográficas urbanas.

Palavras-chave: Poluição hídrica. MQUAL. PLOAD. Drenagem urbana.

ABSTRACT

Diffuse charge pollution is a recurring theme in the scenario of large urban centres, where there is an increase in population and major changes in land use, factors responsible for intensifying the generation of pollutants deposited on the surface. Diffuse load pollution is difficult to measure and few studies have been done with modelling, but their knowledge is important for land use planning. This work aimed to evaluate, through mathematical simulation, the contribution of pollutants of diffuse origin, nitrogen and phosphorus, as a function of land cover and use, in the sub-basin of the Jiquiá River, in the west of the city of Recife. The classification of land use considered three classes: agricultural activity, forest and urban area. In the mathematical simulation, two models were used, the unit load method in dry weather and rainy weather (MQUAL model) and the simple Schueler method (PLOAD model), which identified the areas of greatest contribution of pollutants to drainage networks. In the scenario investigated, the largest area of land use identified was agricultural activity, followed by forest, urban area and water. It was observed that the contribution of nitrogen and phosphorus is higher in rainfall events with a higher number of days before drought. The results generated were compared aiming at their use in the territorial management of urban river basins.

Keywords: Water pollution. MQUAL. PLOAD. Urban drainage.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma metodológico desta pesquisa.....	37
Figura 2 - Localização da cidade de Recife no estado do Pernambuco com destaque para a sub-bacia do rio Jiquiá	38
Figura 3 - Mosaico de ortofotos da sub-bacia do Rio Jiquiá.....	40
Figura 4 - Precipitação mensal (mm) 2016.	41
Figura 5 - Precipitação diária (mm) Abril/2016.	41
Figura 6 - Precipitação diária (mm) Outubro/2016.	41
Figura 7 - Mapa de solos do estado do Pernambuco	42
Figura 8 - Classificação por tipo de uso do solo da sub-bacia do rio Jiquiá	44
Figura 9 - Produção de fósforo pelo modelo MQUAL em tempo chuvoso.	46
Figura 10 - Produção de fósforo pelo modelo MQUAL em tempo seco.	46
Figura 11 - Produção de nitrogênio pelo modelo MQUAL em tempo chuvoso.	47
Figura 12 - Produção de Nitrogênio pelo modelo MQUAL em tempo seco.....	47
Figura 13 - Aporte de nitrogênio pelo modelo PLOAD em tempo chuvoso.....	48
Figura 14 - Aporte de fósforo pelo modelo PLOAD em tempo chuvoso.	49
Figura 15 - Aporte de nitrogênio pelo modelo PLOAD em tempo seco.	50
Figura 16 - Aporte de fósforo pelo modelo PLOAD em tempo seco.....	50
Figura 17 - Relação entre a precipitação e o aporte de Nitrogênio em tempo chuvoso	51
Figura 18 - Comparativo da produção e do aporte de nitrogênio para a atividade agrícola.....	51
Figura 19 - Comparativo da produção e do aporte de nitrogênio para a mata.	52
Figura 20 - Comparativo da produção e do aporte de nitrogênio para a área urbana/solo exposto.....	52
Figura 21 - Comparativo da produção e do aporte de fósforo para a atividade agrícola.....	53
Figura 22 - Comparativo da produção e do aporte de fósforo para a mata.	53
Figura 23 - Comparativo da produção e do aporte de fósforo para a área urbana.....	54
Figura 24 - Comparativo da produção e do aporte de nitrogênio para atividade agrícola	55
Figura 25 - Comparativo da produção e do aporte de nitrogênio para mata	55
Figura 26 - Comparativo da produção e do aporte de nitrogênio para área urbana/solo exposto.....	56
Figura 27 - Comparativo da produção e do aporte de fósforo para atividade agrícola.	57
Figura 28 - Comparativo da produção e do aporte de fósforo para mata.	57
Figura 29 - Comparativo da produção e do aporte de fósforo para área urbana.	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Ranking das fontes prejudiciais à qualidade de água nos Estados Unidos	20
Tabela 2 - Impactos da urbanização sobre a bacia hidrográfica.....	21
Tabela 3 - Considerações sobre os poluentes de escoamento urbano abordados nesta pesquisa.....	25
Tabela 4 - Coeficientes de exportação, em kg/km ² .dia do MQUAL.....	28
Tabela 5 - Percentagem de impermeabilidade PLOAD por cada tipo de uso do solo.	29
Tabela 6 - Concentração de Nitrogênio e Fósforo por tipo de uso do solo	29
Tabela 7 - Valores de CN para a condição de umidade II.....	32
Tabela 8 - Condições de umidade antecedente conforme precipitação dos últimos 5 dias....	33
Tabela 9 - Número da curva relacionado com o uso do solo e o tipo hidrológico do solo	34
Tabela 10 - CN relacionado com cada classe de uso do solo adotadas nesta pesquisa.....	43
Tabela 11 - Área das classes de uso do solo na sub-bacia do rio Jiquiá.....	45
Tabela 12 - Precipitação acumulada mensal para tempo seco e tempo chuvoso.	48
Tabela 13 - Produção de Fósforo Total e Nitrogenio Total (kg/dia) na Bacia do Córrego Agua Branca	59
Tabela 14 - Aporte de Nitrogenio e Fósforo em Kg/ano para a Bacia de Wuliangshuai	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
DBMET	Banco de Dados Meteorológicos para Estudo e Pesquisa do INMET
BMPs	Best Management Practices
CD	Carga Difusa Diária
CE	Coeficiente de Exportação
CU	Cargas Unitárias
CN	Número da Curva
EMC	Método Simples
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
MQUAL	Modelo Matemático de Correlação Uso do Solo/Qualidade da Água
NPK	Fertilizantes Fosfatados
NPS	No Point Source
NRCS	Natural Resources Conservation Service
NURP	Programa Nacional de Escoamentos Urbanos
PE3D	Programa Pernambuco Tridimensional
PH	Potencial Hidrogeniônico
PLOAD	Pollutant Loading Application Overview
SCS	Soil Conservation Service
SVMA	Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente de São Paulo
USEPA	United States Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	PROBLEMÁTICA E JUSTIFICATIVA	14
1.2	OBJETIVOS	16
1.2.1	Objetivo Geral	16
1.2.2	Objetivos Específicos	16
2	REVISÃO DA LITERATURA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
2.1	GESTÃO DA ÁGUA EM AMBIENTES URBANOS	18
2.2	RECURSOS HÍDRICOS E POLUIÇÃO	18
2.3	FONTES DE POLUIÇÃO	22
2.3.1	Fontes pontuais	22
2.3.2	Fontes difusas	22
2.4	PARÂMETROS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS.....	24
2.5	FERRAMENTAS DE ANÁLISE DA POLUIÇÃO	25
2.5.1	Geoprocessamento	25
2.5.2	Polutogramas e Hidrogramas	26
2.5.3	Coefficientes de Exportação (CE) ou Cargas Unitárias (CU) e Método Simples (EMC)	27
3	MATERIAIS E MÉTODOS	37
3.1	METODOLOGIA.....	37
3.2	ÁREA DE ESTUDO	38
3.3	DADOS DE ENTRADA NA MODELAGEM NUMÉRICA.....	40
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	44
4.1	USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	44
4.2	SIMULAÇÃO DE GERAÇÃO DE CARGAS DIFUSAS PELO MQUAL.....	45
4.3	SIMULAÇÃO DE GERAÇÃO DE CARGAS DIFUSAS PELO PLOAD	48
4.4	COMPARAÇÃO DO POTENCIAL DE CARGAS POLUIDORAS UTILIZANDO OS DOIS MODELOS (MQUAL E PLOAD)	51
4.5	ANÁLISE COMPARATIVA DAS FERRAMENTAS MQUAL E PLOAD	58
5	CONCLUSÕES	60
	REFERENCIAS	62

1 INTRODUÇÃO

Nesta primeira seção, será feita a apresentação da problemática e justificativa ao tema da pesquisa e à área de estudo.

1.1 PROBLEMÁTICA E JUSTIFICATIVA

O gerenciamento dos recursos hídricos requer um conhecimento multidisciplinar, onde é necessária a interrelação dos aspectos hidráulicos, hidrológicos, ambientais, econômicos, políticos e culturais de forma consistente, para que as tomadas de decisão possam atender às demandas da sociedade e garantir a proteção dos recursos naturais (LIBOS, 2002). De acordo com Prodanoff (2006), em áreas urbanizadas, as redes de drenagem são as principais responsáveis pelo transporte de cargas poluidoras de diversas origens, e o aumento da população, as transformações no uso dos solos e a urbanização são os principais fatores agravantes da poluição difusa. Com essas características, diferentemente da poluição pontual, a carga difusa é difícil de ser mensurada.

A poluição por carga difusa é um dos temas mais recorrentes nos cenários dos grandes centros urbanos. Os lixos acumulados nas ruas e calçadas é um fator preocupante, pois quando são carreados pela água da chuva, podem obstruir bocas de lobo e galerias de drenagem, reduzindo a capacidade de escoamento, podendo causar alagamentos. De acordo com Freitas (2013), o processo de poluição por fontes não pontuais tem início com a lavagem e transporte de poluentes atmosféricos pela chuva, procedendo-se o escoamento superficial que carrega grande parte dos poluentes depositados na superfície até seu destino final, em um corpo receptor. Ela é formada por resíduos de origens diversas, principalmente com o desgaste das vias públicas pelo tráfego veicular, o lixo acumulado nas ruas e calçadas, os resíduos orgânicos de pássaros e animais domésticos, as atividades de construção, resíduos de combustível, etc.

De forma geral, a temática preocupa pesquisadores em todo o mundo. De acordo com Jarvie *et al.* (2013) e Daniel, Sharpley e Lemunyon (1998), a poluição difusa oriunda de atividades agrícolas sobre os corpos d'água tem sido identificada como a maior causa da eutrofização e degradação da qualidade da água em todo o mundo. Segundo Ouyang *et al.* (2017), a poluição difusa tem sido extensivamente estudada na China, desde as avaliações da carga até o gerenciamento de bacias hidrográficas. No entanto, os autores chamam a atenção que há poucos estudos que avaliam os avanços da modelagem da poluição difusa. Fernández *et al.* (2018) analisaram a distribuição espacial das concentrações de metal pesado no solo e a relação com sua origem natural ou antropogênica. Os autores concluíram que métodos

estatísticos podem ser ferramentas úteis para descobrir a origem da poluição difusa pela análise da associação de metais com cada elemento principal do solo.

Os impactos gerados sobre os recursos hídricos pela produção e transporte de nutrientes nas bacias hidrográficas foram acelerados nos últimos 50 anos devido à modificação da paisagem para o desenvolvimento de atividades agrícolas e urbanas (RIVERS *et al.*, 2011). Lima *et al.* (2016) afirmaram que um dos reflexos das modificações de uso da terra tem sido constatado por meio do excesso de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, especificamente o nitrogênio e o fósforo, que se apresentam como os principais responsáveis pelo processo de eutrofização dos corpos d'água.

Moruzzi *et al.* (2012) afirmaram que a qualidade da água resulta da interação entre os fenômenos naturais e antrópicos, suas características e disponibilidade, quando em estado natural, dependem principalmente do clima e das características físicas e biológicas da bacia hidrográfica. A interação contínua e constante com o meio físico forma um equilíbrio dinâmico para o ciclo hidrológico, definindo também as características hidráulicas do sistema. Apontaram ainda, que as atividades humanas, quando alteram os fatores de equilíbrio, influenciam na disponibilidade dos recursos hídricos da bacia hidrográfica e o uso e ocupação do solo pode ocasionar a degradação da qualidade hídrica.

No Brasil são poucos os estudos sobre o assunto e não existe uma legislação específica para a poluição difusa. Tomaz (2006) estimou que, em média, 25% da carga poluente nos rios tem origem difusa. De acordo com o autor, não adianta tratar todo o esgoto de uma região, pois ainda assim, o rio vai continuar com 25% de poluição. Neste contexto o autor destaca que nos Estados Unidos as pesquisas indicam patamares de poluição por cargas difusas de até 50% e o país possui o Programa de Gerenciamento de Fontes Sem Núcleos, que foi promulgado através da Lei da Água Limpa para auxiliar estados, territórios e terras tribais na redução de poluição difusa.

As influências das diferentes classes de uso da terra na poluição por cargas difusas são várias, de acordo com Zhang *et al.* (2011), a avaliação quantitativa de vários tipos de poluição por cargas difusas no ambiente é fundamental no planejamento do uso da terra e na redução da poluição de fontes não pontuais. Além disso, as transições no uso/cobertura da terra afetam a carga poluidora não pontual, alterando as características do solo e do escoamento superficial.

Com a ocorrência da poluição difusa, além de degradar a qualidade da água, boa parte do material se deposita no fundo dos rios, diminuindo sua capacidade de escoamento, o que, entre outras coisas, ajuda a provocar transbordamentos e alagamentos nos períodos

chuvosos. A base teórica sobre poluição difusa é escassa, principalmente no que diz respeito aos aspectos legais. Entretanto, a escassez de literatura específica sobre a temática não é impeditiva para o desenvolvimento desta pesquisa, uma vez que a poluição por cargas difusas em rios urbanos se trata de uma problemática notável e recorrente, desta forma, faz-se necessário pesquisar e apresentar para a comunidade acadêmica e para a sociedade em geral.

A utilização de modelos matemáticos para quantificação de poluentes de origem difusa representa e simula a geração ou o aporte de poluentes para os corpos d'água. Nesta pesquisa, a sub-bacia do Rio Jiquiá foi escolhida como representativa para aplicação dos modelos MQUAL e PLOAD, devido à sua importância para a cidade de Recife, uma vez que apresenta mais de 17 canais contribuintes e também devido às suas diferentes características de uso do solo, possibilitando uma melhor análise da relação uso do solo e poluição difusa.

1.2 OBJETIVOS

Nesta seção serão apresentados os objetivos gerais e específicos.

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar a aplicabilidade de ferramentas computacionais para determinação do aporte de poluentes de origem difusa em função da cobertura e uso do solo como instrumento de apoio à gestão territorial de bacias hidrográficas urbanas, com aplicação na sub-bacia do rio Jiquiá na zona oeste da cidade de Recife.

1.2.2 Objetivos Específicos

- a) caracterizar o cenário de investigação no que se refere ao uso e ocupação do solo com base em imagens de ortofotos do PE3D;
- b) avaliar o desempenho das ferramentas computacionais (MQUAL e PLOAD) considerando dados da literatura;
- c) estimar o potencial de carga poluidora considerando apenas a capacidade de geração dos poluentes associados com o tipo de uso e ocupação do solo por meio do procedimento de cálculo do MQUAL;
- d) estimar o potencial de carga poluidora considerando a capacidade de geração dos poluentes associados com o tipo de uso e ocupação do solo e com a precipitação por meio do programa computacional PLOAD;

- e) comparar o potencial de carga poluidora conforme a estação pluviométrica caracterizada em seca e chuvosa, considerando os dois Modelos simulados (MQUAL e PLOAD);
- f) analisar comparativamente as ferramentas utilizadas (MQUAL e PLOAD) como instrumento de gestão de Recursos Hídricos aplicada a problemas de drenagem urbana que envolvem poluição difusa.

2 REVISÃO DA LITERATURA E FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nesta seção será abordada a revisão de literatura levantada para subsidiar os estudos desta pesquisa.

2.1 GESTÃO DA ÁGUA EM AMBIENTES URBANOS

De acordo com a ANA (2007), o Brasil tem posição privilegiada no mundo, em relação à disponibilidade de recursos hídricos. A vazão média anual dos rios em território brasileiro é de cerca de 180 mil metros cúbicos por segundo (m^3/s); para efeito de comparação, tal volume de água é equivalente ao conteúdo somado de 72 piscinas olímpicas fluindo a cada segundo. Este valor corresponde a aproximadamente 12% da disponibilidade mundial de recursos hídricos, que é de 1,5 milhões de m^3/s . E, para efeito de planejamento e gerenciamento, o Brasil adotou, no seu Plano Nacional de Recursos Hídricos, uma divisão do país em 12 Regiões Hidrográficas, organizadas segundo a localização das principais bacias hidrográficas do País.

O Brasil possui como instrumento norteador da gestão dos recursos hídricos a Lei Federal Nº 9.433 (BRASIL, 1997), esta que recentemente sofreu uma alteração através da Lei nº 13.501 (BRASIL, 2018), pela qual fora acrescentado um novo objetivo à Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH. Segundo o novo texto, a Lei Federal Nº. 9.433 (BRASIL, 1997), passa a ter o seguinte objetivo: “incentivar e promover a captação, a preservação e o aproveitamento de águas pluviais”.

2.2 RECURSOS HÍDRICOS E POLUIÇÃO

Os efeitos da poluição podem ter caráter local, regional e global. Os mais conhecidos e perceptíveis são os efeitos locais ou regionais, e em geral ocorrem em áreas de grande densidade populacional ou atividade industrial. A Política Nacional de Meio Ambiente, através da Lei Federal Nº 6.938 (BRASIL, 1981), conceitua poluição como:

“a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota; afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos”.

A emissões de poluentes e nutrientes nos corpos d'água são causadoras de diversos problemas nos ecossistemas aquáticos, os quais tendem a se agravar com o resultado do uso

incorreto que o homem faz e das atividades que desenvolvem na bacia hidrográfica. As consequências negativas da poluição da água podem ser de caráter sanitário, ecológico, social ou econômico (MOTA, 2003).

Segundo Porto (1995) e Tomaz (2006), a poluição difusa é formada por diversas contribuições que são difíceis de detectar e quantificar, tais como freios de automóveis, resíduos de pneus, resíduos de pinturas em geral, fezes de animais, resíduos de ferro, zinco, cobre e alumínio de materiais de construção, deposição seca e úmida de particulados de hidrocarbonetos, restos de vegetação, derramamentos, erosão fuligem, poeira, enxofre, metais, pesticidas, nitritos e nitratos, cloretos, fluoretos silicatos, cinzas, compostos químicos e resíduos sólidos, entre outros.

Para Aprigio (2012), a degradação dos recursos hídricos tornou-se preocupante, e muito esforço foi despendido no controle das cargas pontuais de poluição. Entretanto, percebeu-se que, mesmo com o controle das fontes pontuais de poluição, atingir a qualidade satisfatória para os ambientes aquáticos constitui-se ainda uma tarefa árdua. Diante desse cenário, segundo o autor, é perceptível a necessidade de se controlar não somente a poluição hídrica pontual, mas também a de origem difusa. Novotny (2003) relata que outra fonte importante de contribuição para a poluição difusa é a proveniente da atmosfera, já que nos primeiros instantes de precipitação, a lavagem dos poluentes em suspensão no meio, de modo que o destino final destes são os corpos d'água.

Desta forma, a emissão de poluentes atmosféricos também é outro fator importante a ser observado nas políticas de controle à poluição difusa. As emissões difusas quando comparadas com as emissões pontuais, segundo Barros *et al.* (2008), apresentam um grau maior de dificuldade e custos mais elevados para sua quantificação e redução, necessitando do desenvolvimento de novas técnicas e estratégias, que devem ser consideradas no gerenciamento de bacias hidrográficas no Brasil.

Atualmente, países com elevados índices de tratamento de esgotos enfrentam desafios relacionados à poluição difusa de águas. Nos Estados Unidos, por exemplo, segundo a USEPA (do inglês *United States Environmental Protection Agency*), a ocorrência de fontes difusas é, há tempos, o principal motivo pelo qual muitos rios, lagos e estuários não se encontram limpos o suficiente para pesca e recreação (USEPA, 1996). Neste mesmo documento, apresenta-se o levantamento, com as principais fontes de poluição de águas, realizado pela USEPA.

Tabela 1 - *Ranking* das fontes prejudiciais à qualidade de água nos Estados Unidos

Ambientes aquáticos	Colocação		
	1º	2º	3º
Rios Lagos Estuários	Agricultura* Agricultura* Drenagem Urbana*	Cargas pontuais municipais	Alterações no curso/ <i>habitat</i> Drenagem urbana* Agricultura*

Fonte: USEPA (1996).

*Cargas difusas.

Os dados mostrados na Tabela 1 evidenciam que cargas de origem difusa são as principais fontes de poluição de rios, lagos e estuários norte-americanos, enquanto que fontes pontuais, associadas ao descarte de águas residuárias urbanas e industriais, por exemplo, exercem papel secundário.

Canholi (2014) aborda que, durante muitos anos, tanto no Brasil, como em outros países, a drenagem urbana das grandes metrópoles foi abordada de maneira acessória, no contexto do parcelamento do solo para usos urbanos. Na maior parte dessas grandes metrópoles, o crescimento das áreas urbanizadas processou-se de forma acelerada e somente em algumas a drenagem urbana foi considerada fator preponderante no planejamento da sua expansão. Ainda de acordo com o autor, o aumento das áreas urbanizadas e, conseqüentemente, impermeabilizadas, ocorreu a partir das zonas mais baixas, próximas as várzeas dos rios ou à beira-mar, em direção às colinas e morros, em face da necessária interação da população com os corpos hídricos, utilizados como fonte de alimento e dessedentação, além de via de transporte.

Para Tucci, Hespanhol e Cordeiro Netto (2000), as grandes cidades brasileiras possuem situações críticas de sustentabilidade, devido ao excesso de carga de poluição doméstica, industrial, e a ocorrência de cheias urbanas, devido à ocupação inadequada do espaço, que contaminam os mananciais, associada a uma forte demanda de água e à falta de coleta e disposição adequada do lixo urbano. De acordo com Prodanoff (2006), o escoamento urbano e o carreamento de poluentes aumentam de forma permanente com o desenvolvimento da cidade e se mantém num patamar elevado durante toda a vida útil do empreendimento. Para o autor, isso acontece em razão das superfícies impermeáveis como: ruas, calçadas, passeios públicos, ciclovias, estradas, telhados, quadras esportivas, etc., permanentemente reduzem a infiltração das chuvas e do escoamento para o subsolo. Nos Estados Unidos, de acordo com EPA (1983), em 1972, nas emendas ao Ato chamado *Clean Water Act*, o Programa Nacional de Escoamentos Urbanos (no original NURP) foi estabelecido, contendo como meta principal ajudar na investigação da poluição das águas no ambiente urbano. Algumas das cidades nos EUA e países

desenvolvidos, que obtiveram êxito na coleta e tratamento das águas residuais, segundo novos levantamentos, têm mostrado que as fontes de poluição difusa passaram a ser as maiores causadoras de degradação da qualidade das águas superficiais (DRISCOLL, SHELLEY e STRECKER, 1990; EPA, 1990).

De forma geral, os escoamentos superficiais, compostos pelas águas das chuvas, dos fluxos de áreas em construção e da vazão de base (contaminada), têm sido apontados como causadores de impactos significativos nos corpos d'água receptores e no *habitat* aquático. Esses efeitos são obviamente mais severos para pequenos corpos receptores que recebem fluxos de bacias de drenagem em franco desenvolvimento e com altas taxas de urbanização. Todavia, alguns estudos têm demonstrado a existência de impactos significativos sobre a vida aquática de rios com grau de urbanização menor que 10% (PRODANOFF, 2006). Assim sendo, a caracterização da poluição difusa está diretamente relacionada com o uso e ocupação do solo e, em áreas urbanas, grande parte da superfície do terreno é coberta por pavimentos de concreto e diversas áreas são impermeáveis, aumentando a quantidade de escoamento das águas pluviais durante as chuvas e provocando distúrbios nos ciclos ecológicos e hidrológicos. A impermeabilização das superfícies também aumenta as cargas de poluentes que são transportados para córregos, rios e recursos hídricos subterrâneos, acelerando seu processo de degradação ambiental, inviabilizando sua recuperação e a restauração da paisagem e dos processos ecológicos (MOURA, 2013). A Tabela 2 apresenta, de forma sucinta, os impactos da urbanização e seus efeitos diretos mais relevantes.

Tabela 2 - Impactos da urbanização sobre a bacia hidrográfica

Impactos	Efeitos
Impermeabilização	Aumento da vazão de cheia; diminuição da vazão de estiagem.
Redes de drenagem	Ocorrência de maiores picos a jusante.
Lixo	Degradação da qualidade da água; entupimento de bueiros e galerias.
Redes de esgotos deficientes	Degradação da qualidade da água; e ocorrência de enchentes e moléstias de veiculação hídrica..
Desmatamento e desenvolvimento indisciplinado	Ocorrência de maiores picos e volumes, erosão e assoreamento em canais e galerias.
Ocupação das várzeas	Aumento de picos de vazão, prejuízos e custos de utilidades públicas.

Fonte: Porto; Zahed; Tucci (1993).

Vieira (2008) afirmou que a principal consequência da impermeabilização de áreas na bacia é a mudança no regime hídrico, ocasionando aumento do volume e da velocidade do escoamento superficial, gerando maior capacidade de arraste, sendo assim, favorecendo para

um maior aporte de cargas poluidoras no corpo hídrico.

2.3 FONTES DE POLUIÇÃO

De acordo com Yan, Zhu e Li (2017), as redes urbanas de abastecimento de água são suscetíveis a poluição e isso constitui uma ameaça para a saúde dos consumidores. Os autores destacaram que o monitoramento em tempo real da qualidade da água pode ser efetivamente implementado colocando sensores na rede de abastecimento de água, mas a localização da fonte de poluição através da detecção de dados obtida por sensores de qualidade da água é um problema desafiador.

É importante ressaltar a existência de duas formas distintas de poluição pelas quais as águas poluídas atingem um determinado corpo receptor: fontes pontuais e difusas (ou não pontuais). As fontes pontuais de poluição da água são caracterizadas pelo lançamento da carga poluidora de forma concentrada, determinado local. Em relação às fontes difusas, os poluentes alcançam um manancial de modo disperso, não se determinando um ponto específico de poluição (BRAGA *et al.*, 2002; MOTA, 2003).

2.3.1 Fontes pontuais

As fontes pontuais lançam efluentes em locais específicos dos corpos d'água. As principais contribuições dessa natureza se devem ao lançamento de esgotos domésticos não tratados ou parcialmente tratados, bem como os efluentes industriais, minas subterrâneas e navios petroleiros. Por estarem em local específico são mais fáceis de serem identificadas, monitoradas e reguladas (NOVOTNY e OLEM, 1993; MILLER, 2007).

2.3.2 Fontes difusas

As cargas difusas de poluição hídrica caracterizam-se por afluir aos cursos d'água por meios que dificultam a identificação precisa de seu ponto de entrada no sistema hídrico. Tais cargas ocorrem intermitentemente, e são provenientes de extensas áreas, quando da ocorrência, principalmente, de eventos de precipitação, que, escoando sobre a superfície do terreno, carregam uma série de elementos contaminantes, como sedimentos, nutrientes, sais, pesticidas, microorganismos, resíduos sólidos, resíduos de combustível, óleo, borracha, poeira, entre outros, atingindo o curso d'água (APRIGIO, 2012).

Para Novotny (2003), o crescimento populacional acarreta mudanças aceleradas no uso do solo e também um aumento da poluição difusa com a migração para as cidades. Em muitos países em desenvolvimento, e em alguns países desenvolvidos, as cidades não tem infraestrutura para absorver o fluxo populacional. Além disso, o crescimento de muitos centros urbanos teve um aumento excepcional, a exemplo do Estado de São Paulo, cuja população, em 1950, era de 2,4 milhões, e está agora acima de 20 milhões. De acordo com Novotny (1992), cinco condições caracterizam as fontes difusas de poluição:

- o lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionado à precipitação;
- os poluentes são transportados a partir de extensas áreas;
- as cargas poluidoras não podem ser monitoradas a partir de seu ponto de origem, mesmo porque sua origem exata é impossível de ser identificada;
- o controle da poluição de origem difusa obrigatoriamente deve incluir ações sobre a área geradora da poluição, ao invés de incluir apenas o controle do efluente quando do lançamento;
- é difícil o estabelecimento de padrões de qualidade para o lançamento do efluente, uma vez que a carga poluidora lançada varia com a intensidade e a duração do evento meteorológico, a extensão da área de produção naquele específico evento, e outros fatores que tornam a correlação vazão x carga poluidora praticamente impossível de ser estabelecida.

Para Marques, Silveira e Gehling (2009), a chegada dos resíduos à drenagem urbana pode ser voluntária ou involuntária. Desta forma, a sua composição em córregos, galerias, tubulações pluviais e bocas-de-lobo pode ser extremamente variada, em função dos níveis de infraestrutura física e de serviços urbanos e da educação ambiental. Os autores também afirmaram que o impacto causado pelos resíduos sólidos na drenagem urbana têm dois aspectos: impacto físico no escoamento, os resíduos sólidos entopem ou obstruem elementos do sistema de drenagem ou diminuem sua capacidade de escoamento por depósitos e assoreamentos; e impacto na qualidade da água, os resíduos domésticos e industriais podem conter substâncias químicas, organismos e matéria orgânica que alteram a qualidade da água circulante nos sistemas de drenagem e nos corpos receptores.

Parenti (2016) afirmou que em locais onde não há uma política efetiva na gestão de resíduos sólidos e onde a população não dá a devida importância em gerenciar os seus resíduos, a poluição difusa é ainda mais agravante, pois os resíduos despejados de forma incorreta em vias e calçadas e espalhados na área de contribuição da bacia hidrográfica são arrastados para os corpos d'água com a chuva, sendo essa uma contribuição significativa na composição da carga difusa em áreas urbanas. Além disso, o manejo inadequado dos resíduos sólidos em todo o seu ciclo, desde a coleta, manuseio, transporte até a disposição final, contribuem de maneira expressiva na constituição da carga poluidora.

A composição dos resíduos totais que chegam à drenagem varia de acordo com o nível de urbanização entre sedimentos e lixo. Na última década, houve um visível incremento de lixo urbano resultante de embalagens plásticas, que possuem baixa reciclagem. Os rios e todo o sistema de drenagem ficam cheios de garrafas do tipo pet, além das embalagens de plásticos de todo tipo

2.4 PARÂMETROS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS

A poluição das águas pode ser definida de forma mais prática e genérica como a adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d'água de uma maneira tal que prejudique os legítimos usos que dele são feitos (VON SPERLING, 2007).

A qualidade da água pode ser representada através de diversos parâmetros que traduzem as suas principais características. Dessa forma, os parâmetros de qualidade da água podem ser divididos em físicos, químicos e biológicos. Os principais parâmetros físicos de qualidade das águas são: cor, turbidez, sabor e odor, e temperatura. Os químicos são: pH (acidez e alcalinidade), dureza, ferro e manganês; cloretos; nitrogênio; fósforo; oxigênio dissolvido; matéria orgânica e micropoluentes orgânicos e inorgânicos. Finalmente, a qualidade biológica da água está intimamente ligada à possibilidade de transmissão de doenças, ou seja, à presença de organismos patogênicos. Ou seja, a água pode transmitir doenças através dos organismos indicadores de contaminação fecal pertencentes, principalmente, ao grupo dos coliformes.

Referente à poluição difusa em ambientes urbanos, Sodré (2012) apontou que em grandes centros urbanos, comumente há perda crescente de solo e redução de área verde via expansão desordenada de bairros, aumento da impermeabilização asfáltica e inexistência de programas de contenção de encostas.

No que se refere à poluição difusa ocorrida da agricultura, esta é considerada a principal fonte de cargas poluentes que são transportadas fluvialmente ao longo das bacias hidrográficas, originando assim a degradação dos corpos hídricos superficiais (HEATHWAITE *et al.*, 2005). Foy (2005) afirmou que os principais poluentes gerados pelas atividades agrícolas são os nutrientes, mais especificamente o fósforo e o nitrogênio, que são os principais causadores da eutrofização nos ecossistemas aquáticos. A Tabela 3 mostra as principais fontes de nitrogênio e fósforo e seus impactos no corpo hídrico.

Tabela 3 - Considerações sobre os poluentes de escoamento urbano abordados nesta pesquisa

Poluente	Principais fontes	Impactos relacionados
Nitrogênio	Escoamento urbano, falta de fossa séptica, florestas, lavouras, jardins, gramados, pomares, rebanhos, fertilizantes.	Crescimento de algas, turbidez, baixo nível de oxigênio dissolvido, impacto na recreação, prejuízo visual e no abastecimento de água.
Fósforo		

Fonte: Leeds *et al.* (1993).

A poluição difusa de origem agrícola tem um forte impacto sobre o comportamento trófico dos cursos d'água, em relação à poluição difusa de origem natural, devido ao uso em grande escala de fertilizantes fosfatados, bem como de produtos de grande solubilidade que parcialmente escoam das terras agrícolas e migram rumo a calha dos rios (MORUZZI *et al.*, 2012). A importância da avaliação do fósforo presente em ecossistemas aquáticos para a estimativa da produtividade primária é indiscutível, uma vez que ele é na maioria dos ambientes, o fator mais importante na regulação da produtividade do sistema (LAMPARELLI, 2004). Blaas e Kroeze (2016) asseguraram que as principais fontes artificiais de fósforo são os esgotos domésticos e os efluentes industriais, além de áreas agrícolas, por meio do processo de lixiviação e arraste de nutrientes até os cursos d'água.

Segundo Sun *et al.* (2013), a concentração de nitrogênio total apresentou aumento devido ao acréscimo da pluviosidade, desta forma houve o carreamento de sedimentos para o curso d'água. Também foi observado o aumento de nitrogênio em alguns países europeus devido à agricultura, como afirmou Grizzetti e Bouraoui (2006), considerada a principal fonte de poluição difusa nos cursos d'água e também através da existência de outras possíveis fontes de poluição, como a deposição atmosférica e os efluentes domésticos.

2.5 FERRAMENTAS DE ANÁLISE DA POLUIÇÃO

A elaboração de planos de informação georreferenciados, os quais podem ser sobrepostos e processados em ambiente de geoprocessamento é uma das opções de modelagem ambiental, incluindo a identificação de áreas com maior exportação de carga poluidora e as áreas mais susceptíveis ao recebimento destas cargas.

2.5.1 Geoprocessamento

Para Steinke (2008), o geoprocessamento representa, na atualidade, um importante subsídio às pesquisas que envolvem a modelagem de sistemas ambientais, pois lidam com a

complexidade da dinâmica ambiental, uma vez que, por meio da localização e do processamento de dados geográficos, é capaz de ser o aglutinador das diferentes áreas do conhecimento, o que proporciona uma abordagem sistêmica da paisagem. A definição do termo “geoprocessamento” ainda é objeto de discussão entre aqueles que se dedicam a esta área, o que acabou gerando uma gama de terminologias que são utilizadas por diferentes grupos de pesquisa no Brasil e no mundo. Matejicek *et al.* (2003) desenvolveram um modelo de monitoramento de poluição da água conjugando as características da bacia hidrográfica e os atributos da cobertura da terra, com o objetivo de analisar a variação espaço-temporal de nitrato (NO_3) em uma pequena bacia da Bohemia – República Tcheca. Os parâmetros do modelo foram estimados por meio de dados experimentais de qualidade da água juntamente com os tipos de cobertura que servem de armazenamento ou transformadores dos nutrientes. O estudo permitiu a elaboração de uma metodologia para determinar as áreas potenciais de poluição por nitrato oriundo de fontes pontuais e não pontuais utilizando técnicas de sensoriamento remoto. Os autores mostraram que a metodologia pode auxiliar os processos de tomada de decisão, visando melhores práticas de manejo nas bacias.

Com a implementação da tecnologia de sensoriamento remoto, é possível obter diversos elementos como cobertura do terreno, pedologia, rede de drenagem, fatores topográficos, entre outros, com maior rapidez, precisão e relativo baixo custo, permitindo também uma atualização permanente dessas informações.

2.5.2 Polutogramas e Hidrogramas

Prodanoff (2006) definiu os polutogramas como relações temporais das variações dos parâmetros de qualidade da água, durante aumento ou diminuição das vazões. As concentrações dos poluentes no escoamento gerado variam ao longo do evento hidrológico, assim como variam as vazões. É de esperar que esses valores formem um polutograma, com a mesma forma genérica do hidrograma correspondente. Segundo Bonumá (2006), em uma bacia hidrográfica, as curvas dos polutogramas e hidrogramas podem sofrer algumas variações de um evento a outro, o qual irá depender de uma série de fatores, tais como: intensidade da precipitação, período de tempo seco (sem chuva) antecedente ao evento e ao total precipitado, acúmulo de massa poluente sobre a bacia, característica da bacia, dentre outros. Considerando que os contaminantes são depositados na bacia hidrográfica ao longo do tempo, pode-se supor que o

maior carreamento de poluentes ocorra em eventos chuvosos com número maior de dias antecedentes de estiagem (IDE, 1984).

De uma forma geral, o escoamento superficial é a principal preocupação dos hidrólogos que têm a drenagem urbana como objeto de investigação e/ou planejamento. Nestes casos, o dimensionamento de estruturas hidráulicas deve estar embasado em um minucioso estudo hidrológico que possibilite tanto a operação eficiente do sistema quanto a segurança hidráulica da obra. De acordo com Cunha *et al.* (2015), nesse caso, o hidrograma da cheia de projeto pode ser determinado por métodos diretos, os quais utilizam dados fluviométricos, ou por métodos indiretos, representados por modelos hidrológicos que transformam a chuva de projeto em vazão de projeto. Os autores destacam que, na ausência de dados fluviométricos, situação comum nas pequenas bacias hidrográficas do Brasil, são utilizados modelos hidrológicos calibrados para outras bacias ou baseados em parâmetros tabelados para diferentes características físicas levantadas na área de interesse.

2.5.3 Coeficientes de Exportação (CE) ou Cargas Unitárias (CU) e Método Simples (EMC)

Os modelos de simulação de carga poluidora, que representam matematicamente os processos de geração das cargas, têm como objetivo relacionar os diferentes tipos de cobertura do solo e seus impactos na rede de drenagem (STEINKE, 2008). Dessa forma, estimativas são realizadas na expectativa de indicar as áreas de maior fornecimento de poluição e as áreas que podem estar ameaçadas ou em desequilíbrio, por serem receptoras destas cargas. Para esta pesquisa, em função da dimensão da área da sub-bacia estudada, optou-se por utilizar dois modelos de simulação de carga poluidora difusa, cujos resultados que foram comparados na perspectiva de avaliar as vantagens e desvantagens de cada modelo no estudo do aporte de carga difusa pelo uso do solo.

O primeiro modelo considerado foi o Modelo Matemático de Correlação Uso do Solo/Qualidade da Água – MQUAL, desenvolvido pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente de São Paulo e associa o uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas com a qualidade dos rios e reservatórios no estado de São Paulo, proporcionando subsídios para a análise de qualidade de água e, conseqüentemente, fornecendo importantes informações para a gestão do uso e ocupação em bacias hidrográficas (SVMA, 2009). Este modelo é constituído de três módulos interrelacionados: (1) Módulo de geração de cargas, (2) Módulo de simulação dos principais tributários e (3) Módulo de simulação do reservatório. Cada um dos módulos

representa os fenômenos de geração e autodepuração das cargas poluidoras em três ambientes considerados, ou seja, a superfícies do terreno, onde estão as fontes de cargas poluidoras, os rios principais e seus afluentes e, por fim, o reservatório. O primeiro módulo resulta na carga difusa diária (CD) através dos coeficientes de exportação, Tabela 4, para tempo chuvoso e tempo seco, e da área total de cada classe proposta de uso e ocupação de solo (Equação 1).

$$CD = A \cdot CE \quad (1)$$

onde: CD = carga difusa (kg/dia); A = área total de cada classe proposta de uso e ocupação do solo (km²); CE = coeficiente de exportação (kg/(km².dia)).

Tabela 4 - Coeficientes de exportação, em kg/km².dia do MQUAL

Fonte	Fósforo total		Nitrogênio Total	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
Atividade agrícola	0,346	0,066	2,95	0,227
Reflorestamento	0,039	0,002	0,60	0,060
Mata	0,039	0,002	0,60	0,060
Campo	0,028	0,001	0,50	0,050
Áreas urbanas/solo exposto	0,034	0,272	1,27	2,378

Fonte: PDPA Billings (2010).

No modelo PLOAD (*Pollutant Loading Application Overview*) de estimativa de poluição difusa o aporte de cargas pode ser calculado através de dois métodos: usando o coeficiente de exportação (EC) ou o método simples (EMC). A diferença entre esses dois métodos é que o EC utiliza uma tabela de com coeficientes de exportação para cada tipo de poluente e não requer dados de precipitação. Já o EMC utiliza o coeficiente de exportação bem como a precipitação anual e, por isso, foi a metodologia adotada neste trabalho. Este modelo, entretanto, não considera variação do parâmetro de carga poluidora para tempo seco e chuvoso.

Pelo EMC, as cargas poluidoras para cada tipo de poluente são calculadas pela Equação 2, tendo como dados de entrada além dos valores medidos (precipitação diária e área total por tipo de uso do solo), os valores calculados (coeficiente de escoamento para cada tipo de uso do solo e razão de chuva produtora de escoamento) pelas Equações 3 e 4, respectivamente, e os valores tabelados (Tabelas 5 e 6).

$$L_p = \sum_u (P \times P_j \times R_{vu} \times C_u \times A_u \times 0.01) \quad (2)$$

Onde: L_p = carga poluidora (kg); P = precipitação total acumulada (mm/dia); P_j = razão de chuva produtora de escoamento ; R_{vu} = coeficiente de escoamento para cada tipo de uso do solo (adimensional); C_u = média de concentração de poluente para cada tipo de uso (mg/L) fornecido pela Tabela 6; A_u = área para cada tipo de uso do solo (ha).

$$R_{vu} = 0.05 + (0.009 \times I_u) \quad (3)$$

Onde: R_{vu} = coeficiente de escoamento para cada tipo de uso do solo (adimensional); I_u = percentual de impermeabilidade (extraído da Tabela 5).

Tabela 5 - Percentagem de impermeabilidade PLOAD por cada tipo de uso do solo.

Tipo de uso	Impermeabilidade (%)
Residencial	25
Comercial	85
Industrial	75
Área agrícola	2
Mata	2

Fonte: PLOAD (2018).

Tabela 6 - Concentração de Nitrogênio e Fósforo por tipo de uso do solo

Tipo de Uso	Nitrogênio Total (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)
Área urbana/solo exposto	2.0	0.5
Atividade agrícola	1.0	0,2
Mata	1.0	0,2
Água	1.0	0,2

Fonte: PLOAD (2018).

De forma geral, a razão de chuva produtora de escoamento é o mesmo que percentagem de chuvas que produziram escoamento, e se dá pela razão da precipitação efetiva pela chuva total, Equação 4.

$$P_j = \frac{P_{ef}}{P} \quad (4)$$

Onde: P_{ef} = precipitação efetiva (mm).

Um método bastante utilizado para determinação da precipitação efetiva é o método desenvolvido pelo SCS – *Soil Conservation Service* (atual NRCS – *Natural Resources Conservation Service*), que tem como principal parâmetro o CN (*Curve Number*). O CN depende da classificação hidrológica do solo, das condições antecedentes de umidade e da cobertura do solo. De acordo com Cunha *et al.* (2015), apesar da simplicidade, praticidade e

consequente aceitação do método, existem diversas críticas e dúvidas em relação à sua generalização. Os autores afirmaram que é comum sua aplicação em bacias com características diferentes daquelas onde foram executados os estudos que deram origem ao modelo (experiências de campo em pequenas bacias rurais na região centro-oeste dos EUA), bem como para finalidades que diferem da proposta original, e destacam a obtenção de resultados superdimensionados de obras hidráulicas, sendo estas pouco condizentes com a escala das bacias e com a observação das enchentes locais. Entretanto, considerando que em aplicações de gestão este “superdimensionamento” pode ser entendido como mais seguro diante de tantas imprecisões inerentes às inferências de valores tabelados, foi adotada neste trabalho a metodologia original proposta para o Método do SCS.

O Método do SCS assume que, em uma dada bacia hidrográfica, ao longo da duração de um episódio de chuva, são iguais o quociente do volume instantâneo de escoamento direto gerado pela chuva efetiva (P_{ef}) pelo volume total de chuva (P), e o quociente do volume de infiltração (F), acumulado até aquele instante, pela retenção potencial máxima (S), Equação 5.

$$\frac{F}{S} = \frac{P_{ef}}{P} \quad (5)$$

Considera-se ainda no Método do SCS que, quando a perda inicial (I_a) não é nula ou desprezível, o volume de chuva disponível para escoar superficialmente é ($P - I_a$), conforme apresentado na Equação 6.

$$\frac{F}{S} = \frac{P_{ef}}{P - I_a} \quad (6)$$

Considerando o Princípio da Conservação de Massa e a consequente Equação da Continuidade, explicitado, para as variáveis listadas anteriormente, tem-se a Equação 7.

$$P = I_a + F + P_{ef} \quad (7)$$

Substituindo a Equação 7 na Equação 6, chega-se à equação para determinação do escoamento superficial do Método do SCS, Equação 8.

$$P_{ef} = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a) + S} \quad (8)$$

Onde: I_a = perda inicial calculada pela Equação 9.

$$I_a = 0,2 \times S \quad (9)$$

De acordo com Cunha *et al.* (2015), a retenção potencial máxima é uma medida da resposta hidrológica potencial da bacia, em termos de solos e cobertura vegetal, mas não constitui uma propriedade física identificável. Segundo Mullem *et al.* (2002), este parâmetro é constante apenas para uma precipitação particular. A retenção potencial máxima é transformada em CN através de uma identidade arbitrária, Equação 10, e varia de 0 a 100 correspondendo, respectivamente, a $S = \infty$ e $S = 0$ (CUNHA *et al.*, 2015). Ou seja, para $CN = 0$, tem-se uma representação teórica de S tendendo ao infinito, em outras palavras, toda precipitação seria absorvida pelo solo e não haveria escoamento superficial direto, e para $CN = 100$, S é nulo e não haveria armazenamento de água pelo solo, resultando que toda precipitação seria convertida em escoamento superficial direto (MILIANI, RAVAZZANI e MANCINI, 2010).

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (10)$$

No cálculo da retenção potencial máxima é necessário determinar o parâmetro CN, que é um valor tabelado que descreve a combinação de tipo de solo, umidade antecedente e uso e cobertura na bacia. A tabela original do Método do SCS (Tabela 7) é ampla e apresenta uma grande quantidade de combinações. Como uma bacia não apresenta características uniformes em termos de solo e cobertura vegetal, utiliza-se um valor representativo da bacia que pode ser obtido ponderando cada valor presente na bacia pela proporção de área associada a este valor conforme Equação 11.

$$CN = \frac{\sum_{i=1}^n cn_i a_i}{A} \quad (11)$$

Onde: CN = *Curve Number*; A = área da bacia; cn = *Curve Number* de uma parte da bacia; a = área associada a um *Curve Number* na bacia.

Tabela 7 - Valores de CN para a condição de umidade II

Bacias rurais		Grupo hidrológico / tipos de solo			
Uso/cobertura do solo		A	B	C	D
Solo lavrado	Com sulcos retilíneos	77	86	91	94
	Em fileiras retas	70	80	87	90
	Em curva de nível	67	77	83	87
Plantações regulares	Terraceado em nível	64	76	84	88
	Em fileiras retas	64	76	84	88
	Em curva de nível	62	74	82	85
Plantações de cereais	Terraceado em nível	60	71	79	82
	Em fileiras retas	62	75	83	87
	Em curva de nível	60	72	81	84
Plantações de Legumes ou Cultivados	Pobres	68	79	86	89
	Normais	49	69	79	94
	Boas	39	61	74	80
Pastagens	Pobres, em curva de nível	47	67	81	88
	Normais, em curvas de nível	25	59	75	83
	Boas, em curvas de nível	6	35	70	79
Campos permanentes	Normais à esparsas, baixa transpiração	45	66	77	83
	Normais à densas, de alta transpiração	25	55	70	77
Chácaras e estradas de terra	Normais	56	75	86	91
	Más	72	82	87	89
	De superfície dura	74	84	90	92
Florestas	Muito esparsas, baixa transpiração	56	75	86	91
	Esparsas	46	68	78	84
	Densas, de alta transpiração	26	52	62	69
	Normais	36	60	70	76
Bacias urbanas e suburbanas					
Zonas cultivadas	Sem conservação do solo	72	81	88	91
	Com conservação do solo	62	71	78	81
Pastagens ou terrenos baldios	Em más condições	68	79	86	89
	Boas condições	39	61	74	80
Prado	Em boas condições	30	58	71	78
Bosques ou zonas florestais	Cobertura ruim	45	66	77	83
	Cobertura boa	25	55	70	77
Espaços abertos, relvados, parques, campos de golfe, cemiterios	Com relva em mais de 75% de área	39	61	74	80
	Com relva em 50% a 75% da área	49	69	79	84
Zonas comerciais e de escritórios		89	92	94	95
Zonas industriais		81	88	91	93
Zonas residenciais	Até 500m ² 65% impermeável	77	85	90	92
	500 a 1000m ² 38% impermeável	61	75	83	87
	1000 a 1300m ² 30% impermeável	57	72	81	86
	1300 a 2000m ² 25% impermeável	54	70	80	85
	2000 a 4000m ² 20% impermeável	51	68	79	84
Estacionamentos pavimentados, viadutos, telhados, etc		98	98	98	98
Ruas e Estradas	Asfaltadas, com drenagem de águas pluviais	98	98	98	98
	Pavimentadas com paralelepípedos	76	85	89	91
	De terra	72	82	87	89

Fonte: Tucci (2004).

De acordo com Sartori (2004), CN representa uma curva média de infiltração que separa a parcela da precipitação que escoa superficialmente da que infiltra e uma dispersão natural dos pontos em torno desta curva é interpretada pela medida da variabilidade espacial da umidade do solo. Portanto, conforme apresentado por Ponce e Hawkins (1996), a condição de umidade antecedente é usada como um parâmetro representativo dessa variabilidade. Assim sendo, define-se no Método do SCS três condições de umidade antecedente do solo (I, II e III) com base na precipitação total ocorrida nos 5 dias antecedentes ao evento estudado (Tabela 8).

Tabela 8 - Condições de umidade antecedente conforme precipitação dos últimos 5 dias.

Condição de umidade	Estação seca	Estação úmida	Descrição
I	< 13	< 36	Solos secos, com umidade < capacidade de campo, ou precipitação acumulada nos últimos 5 dias < 36 mm para a estação úmida, e, em outro período < 13 mm.
II	13 a 28	36 a 53	Solos com umidade próxima à capacidade de campo, e valores de CN da Tabela 8 (desenvolvida pelo CN-SCS).
III	> 28	> 53	Solos com umidade > capacidade de campo, ou precipitação acumulada nos últimos 5 dias > 53 mm (solo próximo da saturação) para a estação úmida, e em outro período, > 28 mm.

Fonte: Adaptado de Mello e Silva (2013).

O Método do SCS considera que, quando os solos se enquadram na condição de umidade I, o CN deve ser corrigido pela Equação 12 e quando se enquadram na condição de umidade III, o CN passa a ser corrigido pela Equação 13.

$$CN_I = \frac{4.2 \times CN_{II}}{(10.0 - 0.058 \times CN_{II})} \quad (12)$$

$$CN_I = \frac{23 \times CN_{II}}{(10.0 + 0.13 \times CN_{II})} \quad (13)$$

Uma ferramenta útil para determinação do CN é o Programa ABC6.

O *Software* ABC 6 foi inicialmente desenvolvido pelo LabSid da Universidade de São Paulo, com o objetivo de atender aos alunos do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica, entretanto, devido à sua facilidade de utilização, o software foi amplamente utilizado no mercado profissional, e atualmente já se trata de um programa de domínio público. Dentre os fenômenos naturais que compõem o ciclo hidrológico, o software ABC 6 é capaz de simular: chuva, infiltração e escoamento superficial direto. Para as finalidades desta pesquisa utilizou-se apenas a simulação de CN do programa.

Os parâmetros apresentados para a escolha do número de curva são: o tipo de solo (A, B, C ou D), as condições de uso em que encontra este solo (residencial, estacionamento, florestas, campos, etc), a ocupação e a umidade antecedente do solo (Condição de Umidade I, II ou III).

O ABC6 (2016) considera as condições de umidade do solo da seguinte forma:

- a) Condição de umidade I: solos secos, ou seja, as chuvas nos últimos dias não ultrapassam 1mm;
- b) Condição II: situação muito frequente em épocas chuvosas, em que as chuvas nos últimos 5 dias totalizam entre 1 mm e 40 mm;
- c) Condição III: solo úmido (próximo à saturação), ou seja, as chuvas nos últimos dias foram superiores a 40 mm e as condições meteorológicas foram desfavoráveis a altas taxas de evaporação.

Na determinação do CN para a condição de umidade II, o ABC6 considera os valores apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Número da curva relacionado com o uso do solo e o tipo hidrológico do solo

Uso do solo	Superfície	Solo A	Solo B	Solo C	Solo D
Residencial	Lote < 500m ² (65% impermeável)	77	85	90	92
	Lote < 1000m ² (38% impermeável)	61	75	83	87
	Lote < 1500 m ² (30% impermeável)	57	72	81	86
Estacionamentos	Pavimentados	98	98	98	98
	Cobertos (telhados)	98	98	98	98
Ruas e estradas	Pavimentadas, com guias e drenagens	98	98	98	98
	De terra	72	82	87	89
Áreas comerciais	85% de impermeabilização	89	92	94	95
Distritos Industriais	72% de impermeabilização	81	88	91	93
Espaços abertos e jardins	Boas condições, cobertura de grama	39	61	74	80
	Condições médias, cobertura de grama	49	69	79	84

Fonte: ABC6 (2016).

Conforme apresentado na Tabela 9, os valores de CN estão segregados em quatro grupos hidrológicos (A, B, C, D), que correspondem ao agrupamento de parâmetros fisiográficos da bacia tais como: cobertura vegetal, umidade do solo antecedente, e classe de solo, conforme detalhamento a seguir baseado na classificação apresentada pelo programa ABC 6.

- a) Grupo A: solos arenosos com baixo teor de argila total, inferior a 8,0%, não há rocha nem camadas argilosas e nem mesmo densificadas até a profundidade de 1,0m. O teor de húmus, muito baixo, não atingido 1,0%;
- b) Grupo B: Solos arenosos menos profundos que os do Grupo A e com maior teor de argila total, porém ainda inferior a 15%. No caso de terras roxas este limite pode subir

- a 20% graças à maior porosidade. Os dois teores de húmus podem subir respectivamente a 1,2% e 1,5%. Não podem haver pedras e nem camadas argilosas até 1,0m mas pe quase sempre presente camada mais densificada do que a camada superficial;
- c) Grupo C: Solos barrentos com teor total de argila de 20% a 30% mas sem camadas argilosas impermeáveis ou contendo pedras até a profundidade de 1,2m. No caso de terras roxas estes dois limites máximos podem ser de 40% e 1,0m. Nota-se a cerca de 60cm de profundidade camada mais densificada que no grupo B mas ainda longe das condições de impermeabilidade;
- d) Grupo D: Solos argiloso (de 30% a 40% de argila total) e ainda com camada densificada a uns 50cm de profundidade ou solos arenosos como o Grupo B mas com camada argilosa quase impermeável ou horizonte de seixos rolados.

Sobre os modelos de simulação de carga poluidora, para Chapra (1999), os modelos matemáticos de qualidade da água têm se desenvolvido satisfatoriamente desde os últimos anos do século vinte e fez um breve histórico, no qual os primeiros modelos estavam focados nos problemas urbanos de cargas poluidoras e esgoto devido a falta de disponibilidade de computadores e ferramentas computacionais, as equações eram limitadas à cinética linear, geometrias simples e fluxo de água contínuo. Nos anos 70, um movimento ambiental estava nascendo e a consciência ecológica mudou o foco dos modelos de qualidade de água. O principal problema ambiental em discussão nessa época era a eutrofização, assim engenheiros ambientais trabalhavam para inserir em seus modelos representações de processos ecológicos e maior atenção foi dada às cargas não pontuais de poluição, já que estas podem contribuir para o incremento de nutrientes nos corpos d'água.

O modelo de Coeficiente de Exportação (CE) já foi amplamente utilizado para estimar cargas de poluição de fontes não pontuais (NPS) por sua facilidade de aplicação. O modelo usa uma abordagem de coeficiente de exportação para calcular as cargas de nitrogênio (N) e fósforo (P) entregues anualmente a uma massa de água como a soma das cargas individuais exportadas de cada fonte de nutrientes dentro de uma bacia hidrográfica. O método das Cargas Unitárias(CU) relaciona as categorias de uso do solo com valores médios de cargas poluentes por unidade de área e tempo. Os coeficientes de exportação são obtidos através de observações sob condições hidrológicas médias em bacia hidrográfica, no ciclo anual, o quanto uma determinada área com atividade exportará de fósforo total, nitrogênio total, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos em suspensão e coliformes totais para os rios, lagos e represas

desta bacia hidrográfica (SVMA, 2009). Ao se multiplicarem as áreas de contribuição com uso homogêneo representado pelo CE, têm-se as cargas poluentes por unidade de tempo. Dillon & Kirchner (1975) foram os primeiros autores a relacionar os coeficientes de exportação com a geologia do terreno e o uso e ocupação do solo.

De acordo com Tucci (1998), os modelos matemáticos de qualidade da água devem ser vistos como ferramentas importantes para simular questões neste âmbito, uma vez que permitem representar alternativas propostas e simular condições reais. Deste modo, a utilização de um modelo matemático poderia revelar a adequação do mesmo em responder como o ambiente reagiria a diferentes inputs de nutrientes, tornando-se uma ferramenta de grande utilidade para o gerenciamento de corpos d'água e até mesmo para proposição de metas de recuperação ambiental.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

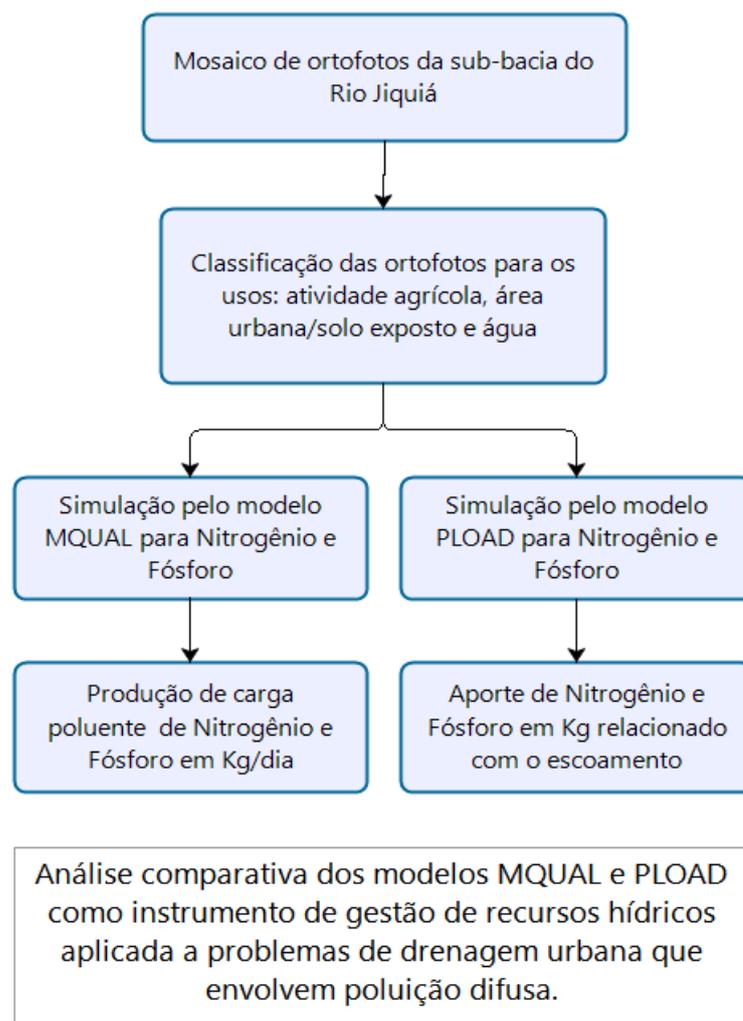
Nesta seção será abordada a metodologia e os materiais utilizados na pesquisa.

3.1 METODOLOGIA

A metodologia desenvolvida nesta pesquisa compreendeu a sequência de atividades apresentadas no fluxograma da Figura 1.

Considerando as características da área de estudo, a condição de uso dos modelos, as informações referenciadas pelas bibliografias pesquisadas e o consumo da simulação, foram escolhidos o modelo MQUAL para estimar a produção de cargas difusas e o modelo PLOAD que relaciona a carga gerada com a precipitação e o escoamento.

Figura 1 - Fluxograma metodológico desta pesquisa

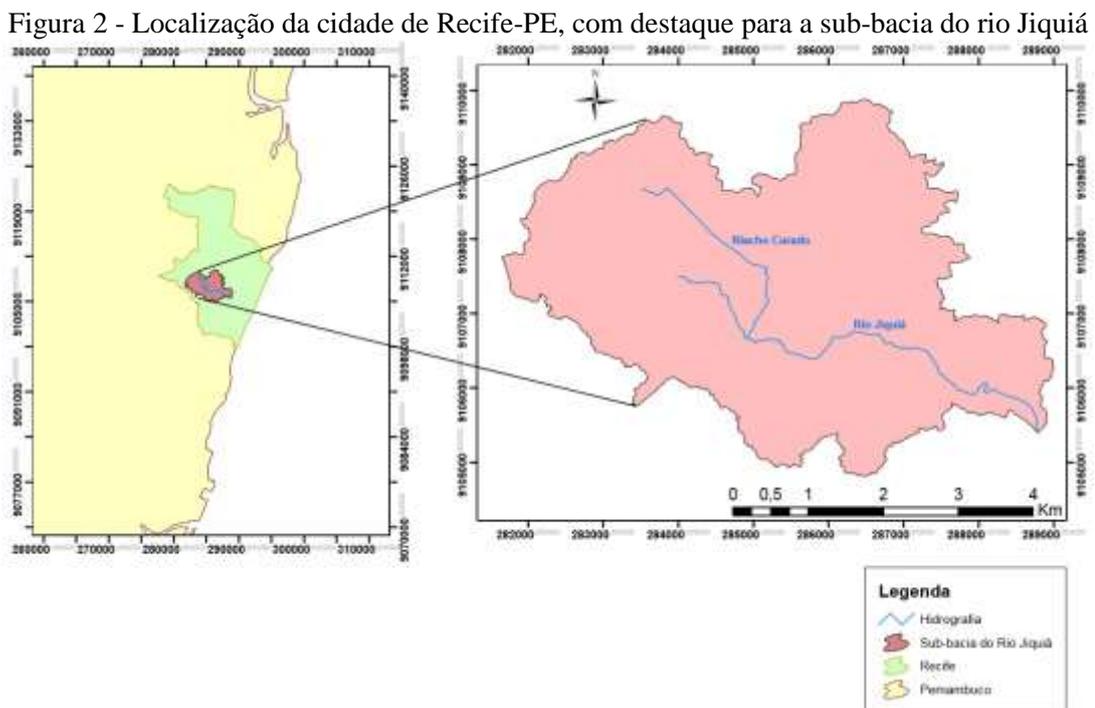


Fonte: A Autora, 2020.

3.2 ÁREA DE ESTUDO

A cidade do Recife apresenta boa parte do seu território em uma planície costeira, onde há confluência de três rios urbanos, rio Capibaribe, rio Beberibe e rio Teijipió, cujas bacias em conjunto apresentam uma malha de mais de setenta e três (73) canais. Silva (2011) afirmou que, com o processo de urbanização desenfreado, principalmente no que diz respeito à impermeabilização com ocupação das margens, apresenta-se atualmente calhas insuficientes para escoar as águas provenientes das tormentas que atingem a cidade de Recife durante os meses de março a junho, gerando diversos pontos de alagamentos causando transtornos não só ao trânsito como também ao comércio e a outras atividades, gerando assim prejuízos financeiros. Outra consequência destes alagamentos são as proliferações de doenças ligadas à água poluída e estagnada; outra questão que vem intensificar o impacto causado pelos alagamentos é a deficiência na coleta de esgotos domésticos, o que faz a população lançar seus dejetos nos sistemas de micro e macrodrenagem.

A cidade do Recife apresenta um clima quente úmido com temperatura média em torno de 25°, e duas estações bem definidas, uma chuvosa com precipitações mais intensas no período que vai de março a agosto e uma estação com menos chuvas que vai de setembro a fevereiro. Esta pesquisa foi desenvolvida na sub-bacia do rio Jiquiá, localizada na região oeste da cidade de Recife (Figura 2).



Fonte: A Autora, 2020.

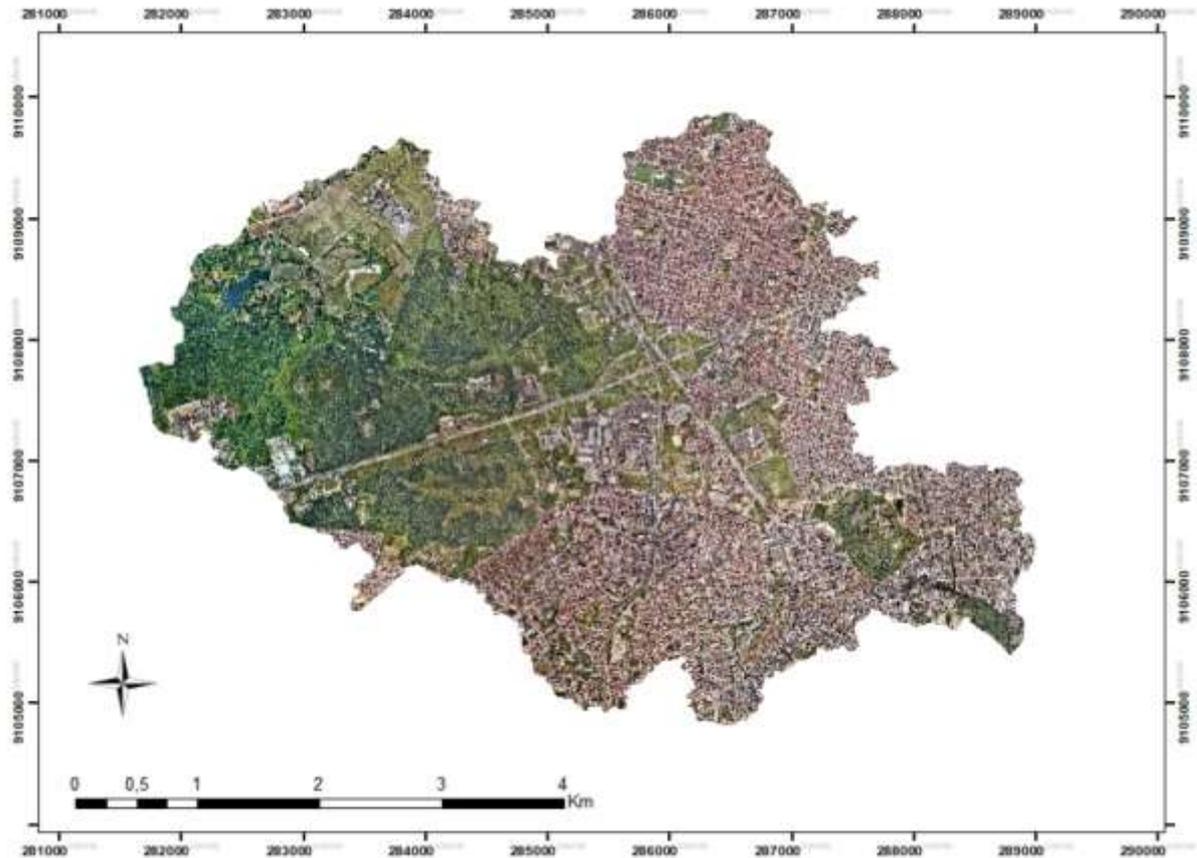
A sub-bacia do rio Jiquiá está incluída na região político administrativa V (RPAV) da cidade de Recife composta, principalmente, pelos bairros do Curado, Jardim São Paulo, Torrões, San Martim e possui uma população aproximada de 60 mil habitantes. A sub-bacia possui uma área de 21,3 km².

Para elaboração do mapa de uso da terra, foram adquiridas ortofotos, imagens de alta resolução, da região da sub-bacia do rio Jiquiá. Estas imagens foram disponibilizadas pelo site do Governo do Estado de Pernambuco, através do projeto Pernambuco Tridimensional - PE3D. Este projeto nasceu de uma das metas do Programa de Sustentabilidade Hídrica de Pernambuco gerenciado pela Secretaria de Desenvolvimento Econômico, que é de mapear todo o território do estado com o recobrimento aerofotogramétrico e perfilamento a laser, que representa as variações de altitude do terreno e do que se encontra sobre ele, como edificações e árvores. Dentre os benefícios dos produtos do PE3D aponta-se o grande potencial de utilização dessas imagens para as intervenções que requerem detalhamento preciso do terreno, o que pode dar apoio à identificação de áreas de riscos e danos aos recursos naturais, como também para o controle da expansão urbana desordenada em bacias hidrográficas.

O cenário de uso e ocupação do solo estudado nesta pesquisa foi o do ano de 2016. O mapa de uso da terra foi elaborado a partir da classificação supervisionada, com processamento digital de um mosaico de ortofotos do ano de 2016, utilizando o método da verossimilhança disponível em *software* de acesso livre. Este método pode ser descrito pela obtenção de amostras de treinamento, que são polígonos que representam áreas de amostras distintas para cada tipo de cobertura da terra a ser classificada, que representam assinaturas espectrais, valores de reflectância para os *pixels* adquiridos na amostragem.

Na Figura 3 é possível visualizar o mosaico de ortofotos que formam a sub-bacia do rio Jiquiá. É importante ressaltar, sobre a importância do estudo na Bacia do Rio Jiquiá na cidade do Recife, é que esta bacia hidrográfica é cortada por duas vias importantíssimas de tráfego terrestre, a Rodovias Federais BR - 232 e a BR - 101.

Figura 3 - Mosaico de ortofotos da sub-bacia do Rio Jiquiá

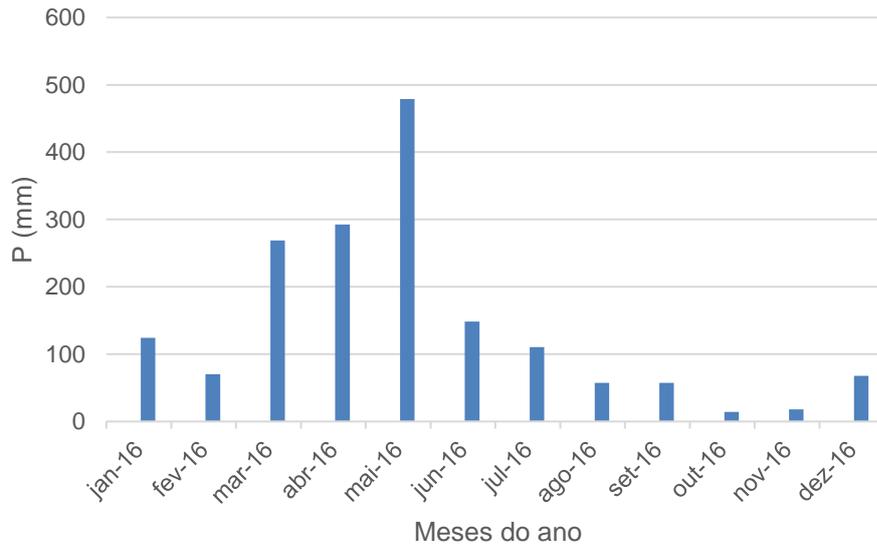


Fonte: A Autora, 2020.

3.3 DADOS DE ENTRADA NA MODELAGEM NUMÉRICA

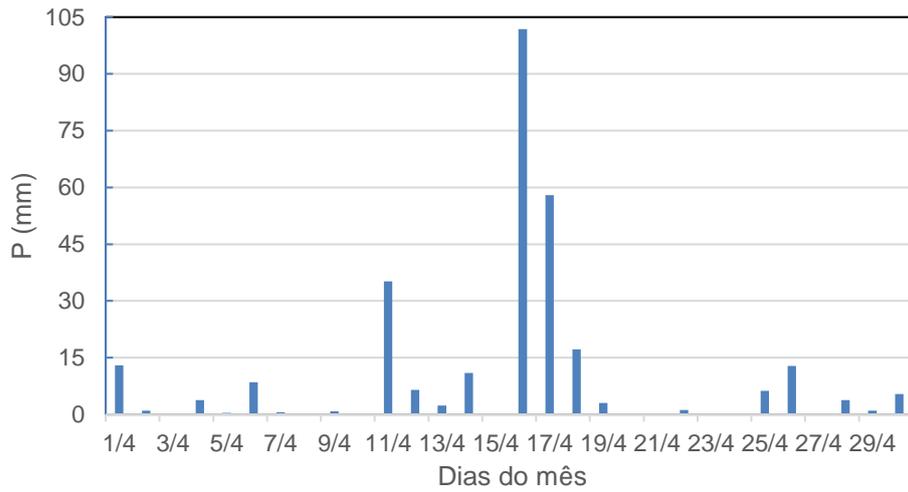
Os dados de precipitação (P) inseridos na modelagem numérica foram adquiridos do BDMET - Banco de Dados Meteorológicos para Estudo e Pesquisa do INMET - Instituto Nacional de Meteorologia, e foram escolhidos dois períodos, um seco e um período chuvoso. Foi realizada a análise das precipitações mensais do ano de 2016 (Figura 4). Para o tempo chuvoso, foram utilizados os dados de chuva do mês de abril (Figura 5). E para análise de tempo seco, utilizou-se os dados do mês de outubro (Figura 6).

Figura 4 - Precipitação mensal (mm) em 2016



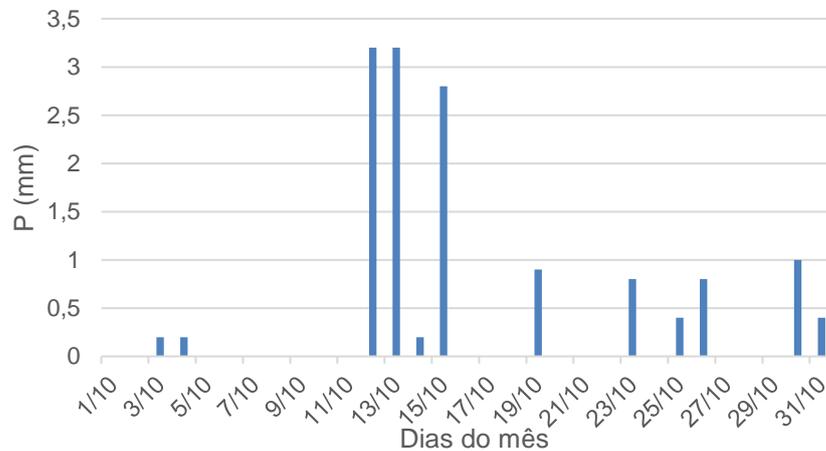
Fonte: INMET (2016).

Figura 5 - Precipitação diária (mm) no mês de abril/2016



Fonte: INMET (2016).

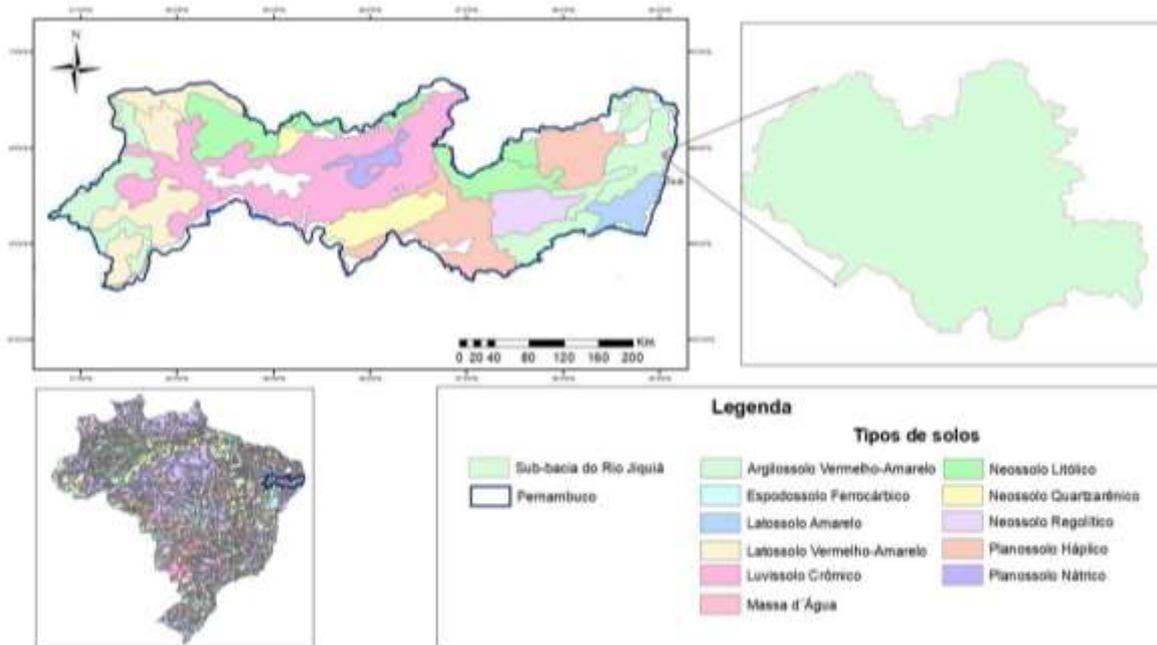
Figura 6 - Precipitação diária (mm) em outubro/2016



Fonte: INMET (2016).

O grau de saturação do solo foi estimado através da análise dos eventos de chuva (Figuras 5 e 6). Conforme consideração do Modelo ABC6, tem-se 3 condições de umidade. Condição I, solos secos, as chuvas nos últimos dias não ultrapassam 1mm. Condição II, situação muito frequente em épocas chuvosas, as chuvas nos últimos 5 dias totalizam entre 1mm e 40mm. E a condição III, solo úmido, as chuvas nos últimos dias foram superiores a 40mm e as condições meteorológicas foram desfavoráveis a altas taxas de evaporação. Para o cenário de tempo seco, mês de outubro, adotou-se a condição de umidade I, visto que a média diária de precipitação não ultrapassou 1 mm. Para o cenário de tempo chuvoso, mês de abril, adotou-se a condição de umidade II, na qual considera-se que as chuvas nos últimos dias foram superiores a 40 mm. No que se refere às informações sobre o solo, a sub-bacia do rio Jiquiá possui o tipo de solo conhecido como Argissolo (Figura 7).

Figura 7 - Mapa de solos do estado do Pernambuco



Fonte: A Autora, 2020.

O Argissolo, segundo a EMBRAPA(2014), apresenta acúmulo de argila em subsuperfície, tipificado pelo horizonte B textural (Bt), são solos minerais bem desenvolvidos e drenados, profundos a muito profundos, exibem cores vermelhas, vermelho-amarelas, amarelas, acinzentadas ou brunadas, com sequência de horizontes do tipo: A – E– Bt – C – R ou A – Bt – C – R, boa capacidade de armazenamento de água e efluentes, e bom potencial para mecanização agrícola e agricultura irrigada, quando em relevo plano a suave ondulado. Diante

do exposto, para aplicação no cálculo de CN no Modelo ABC6, o solo da sub-bacia do rio Jiquiá foi enquadrado no Grupo D.

Assim sendo, apresenta-se na Tabela 10 os valores de CN considerados nesta pesquisa.

Tabela 10 - CN relacionado com cada classe de uso do solo adotadas nesta pesquisa

Uso do Solo	CN
Área Urbana	86
Atividade Agrícola	84
Mata	80

Fonte: A Autora, 2020.

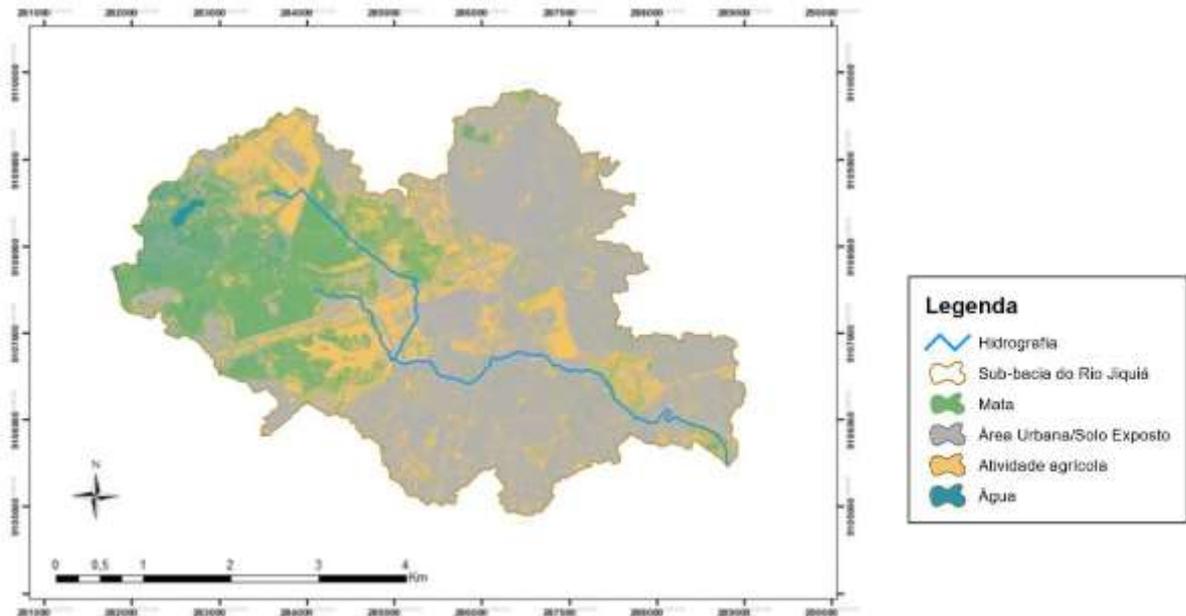
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A falta de modelos regionais e a indisponibilidade de dados específicos relativos à sub-bacia do Rio Jiquiá demandaram a adoção de hipóteses para que fosse possível realizar uma avaliação quantitativa da poluição difusa. Os coeficientes de exportação dos dois modelos utilizados são valores *default*, ou seja, são valores pré-definidos de acordo com observações e pesquisas feitas sobre o comportamento dos poluentes em diferentes condições e tipos de solo. Portanto, deve-se frisar que, os resultados encontrados e apresentados constituem apenas estimativas preliminares do volume e das cargas poluidoras do escoamento superficial.

4.1 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

A classificação supervisionada pelo método da verossimilhança, do mosaico de imagens de ortofotos gerou o mapa de cobertura da terra, com 4 classes (Figura 8). De acordo com a Tabela 13, do total de área da sub-bacia do rio Jiquiá de 21,2 km², as atividades de uso e ocupação do solo com maiores áreas são em ordem decrescente: área agrícola (9,28 km²); mata (8,9 km²); área urbana (2,28 km²); e por último, as áreas alagadas (0,2 km²) que ocupam a menor porcentagem de área na sub-bacia.

Figura 8 - Classificação por tipo de uso do solo da sub-bacia do rio Jiquiá



Fonte: A Autora, 2020.

A área referente a cada classe foi obtida pela quantidade de pixels identificados, pelo resultado do produto da quantidade de pixels coletados com o tamanho do pixel, conforme mostra a Tabela 11.

Tabela 11 - Área das classes de uso do solo na sub-bacia do rio Jiquiá

Uso do Solo	Count (pixel)	Tam pixel (m ²)	Área (m ²)	Área (Km ²)
Mata	1 390 625 000		8 900 000	8,90
Área Urbana / Solo exposto	356 250 000	0,0064	2 280 000	2,28
Atividade Agrícola	1 562 500 000		10 000 000	10,00
Água	18 750 000		120 000	0,12

Fonte: A Autora, 2020.

Legenda: count = quantidade de pixels tam = tamanho.

Pelo método utilizado e pelas características da sub-bacia do Rio Jiquiá, pode-se considerar uma pequena confusão na classificação, da classe atividade agrícola com a mata rasteira, devido suas características físicas serem parecidas. De toda forma, para simulação com o modelo PLOAD, este fator é desprezível, dado que o parâmetro de carga poluidora (Cu da Equação 2) para nitrogênio e fósforo, são os mesmos para os usos de solo referentes à mata rasteira e atividade agrícola.

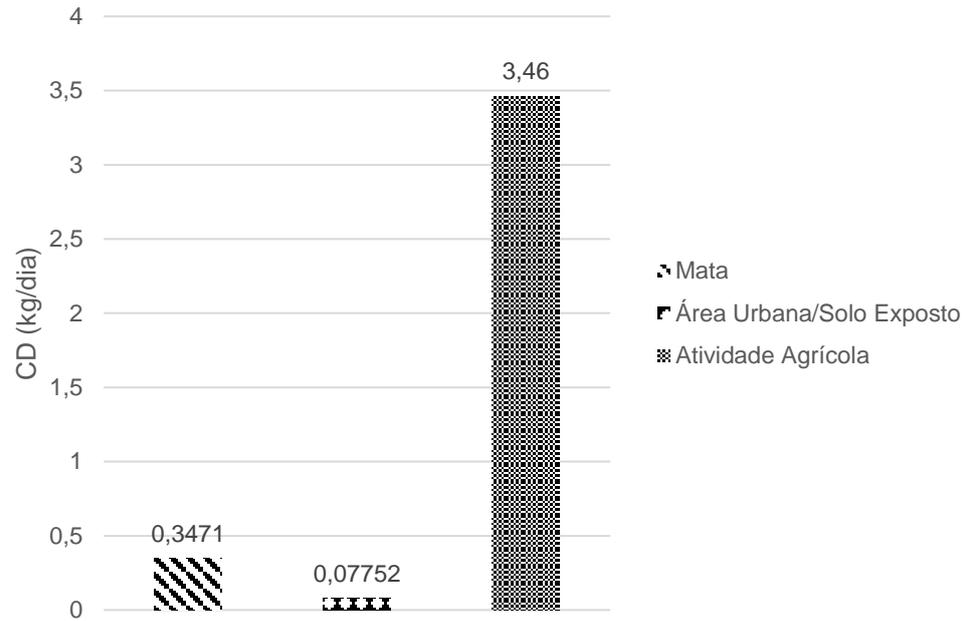
4.2 SIMULAÇÃO DE GERAÇÃO DE CARGAS DIFUSAS PELO MQUAL

A simulação da carga diária de fósforo e nitrogênio produzida pelas classes de uso do solo foi realizada para duas condições, tempo seco e tempo chuvoso. Das quais, foram obtidos resultados diferentes, visto que os coeficientes de exportação variam para tempo seco e tempo chuvoso. Os resultados obtidos para o fósforo estão apresentados nas Figuras 9 (tempo chuvoso) e 10 (tempo seco).

Comparando-se os valores obtidos no tempo seco e no tempo chuvoso, observa-se que em tempo seco ocorreu maior produção de fósforo pela classe área urbana/solo exposto. Esse aumento pode ser justificado pelo acúmulo dos nutrientes ao longo do dia devido à não ocorrência do escoamento para remoção desses nutrientes. No caso da mata e da atividade agrícola, a maior produção foi observada no período chuvoso.

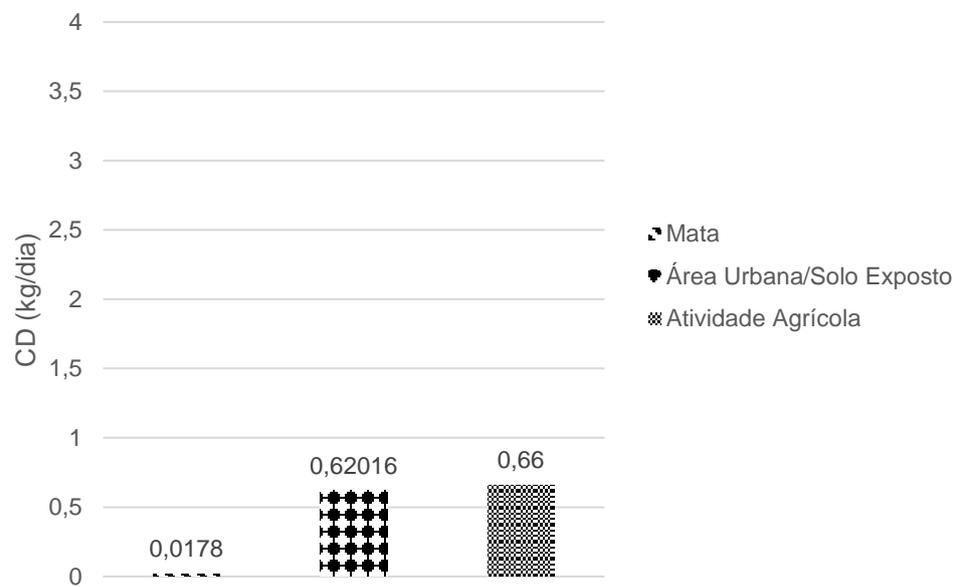
Os resultados para o nitrogênio estão apresentados nas Figuras 11 (tempo chuvoso) e 12 (tempo seco).

Figura 9 - Produção de fósforo pelo modelo MQUAL em tempo chuvoso



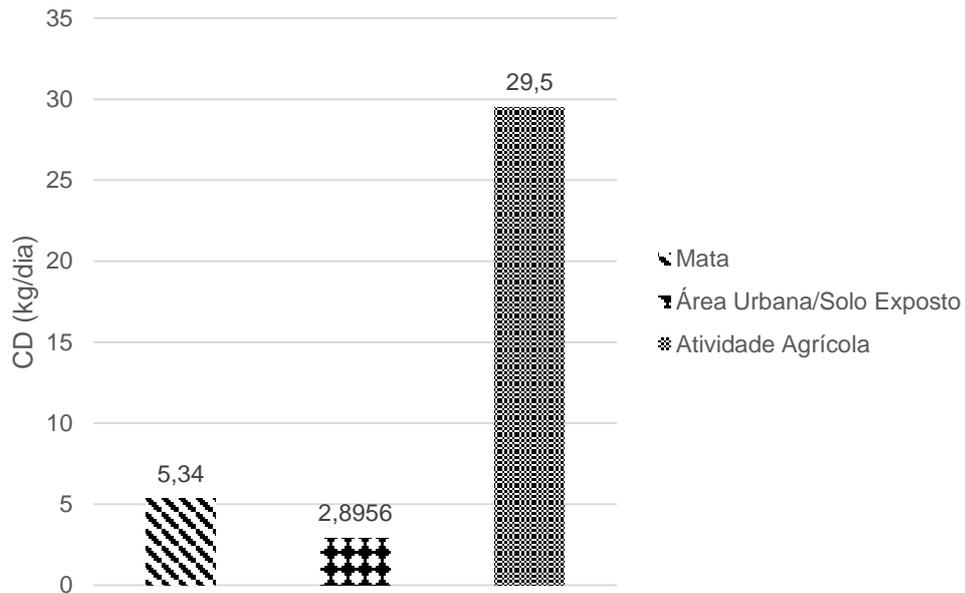
Fonte: A Autora, 2020.

Figura 10 - Produção de fósforo pelo modelo MQUAL em tempo seco



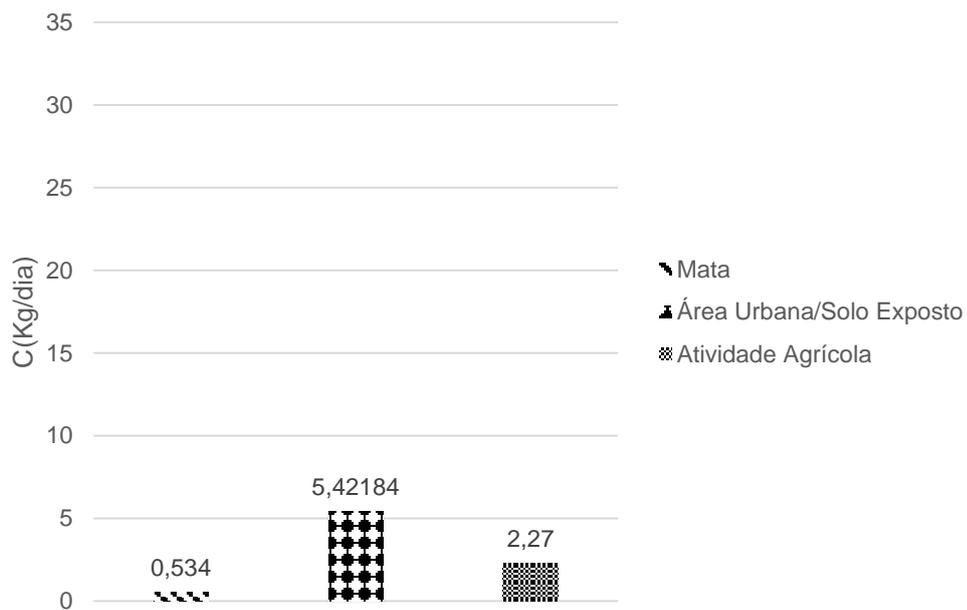
Fonte: A Autora, 2020.

Figura 11 - Produção de nitrogênio pelo modelo MQUAL em tempo chuvoso



Fonte: A Autora, 2020.

Figura 12 - Produção de Nitrogênio pelo modelo MQUAL em tempo seco



Fonte: A Autora, 2020.

Comparando-se os valores obtidos no tempo seco e no tempo chuvoso, observa-se o mesmo comportamento da simulação do fósforo para área urbana, pelas mesmas questões de impermeabilidade do solo. Assim como observado na análise do fósforo, para as classes de mata e a atividade agrícola, a maior produção de nitrogênio foi observada no período chuvoso. Esse aumento, no caso da atividade agrícola, pode-se justificar pelo fato de que em tempo

úmido, o ideal para o plantio, aumenta-se o uso de pesticidas e fertilizantes, que são os maiores contribuintes da carga de nitrogênio em áreas agrícolas e a chuva é o principal agente de transporte do mesmo.

4.3 SIMULAÇÃO DE GERAÇÃO DE CARGAS DIFUSAS PELO PLOAD

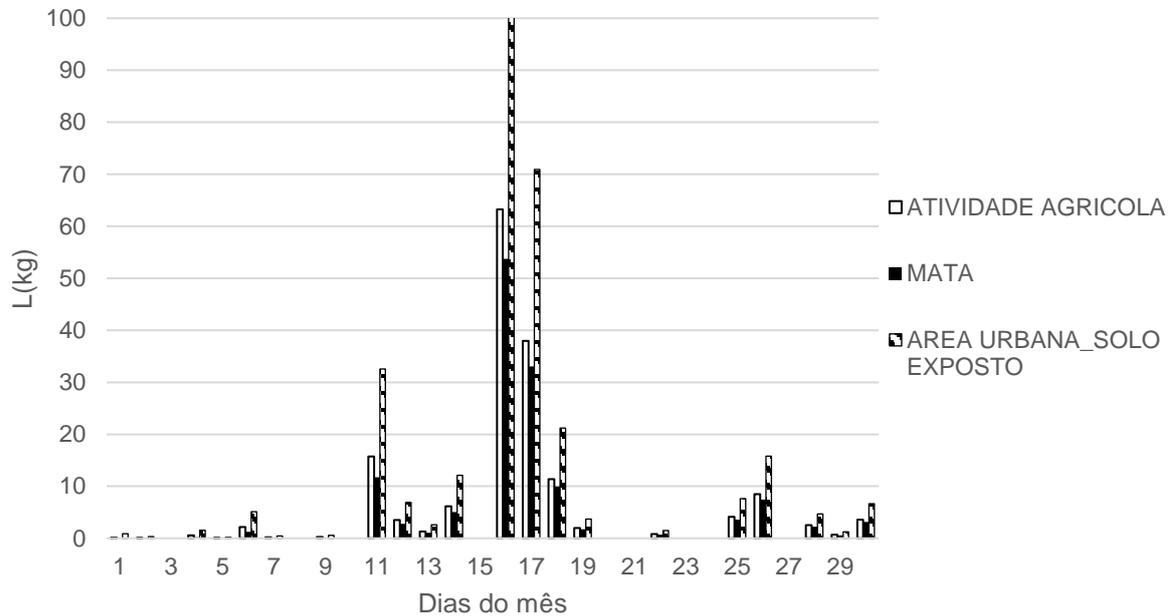
Para simulação no modelo PLOAD, foram utilizados os meses representativos de Abril e Outubro, para representação do tempo chuvoso e tempo seco, respectivamente. Os dados de chuva foram extraídos do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa - BDMEP, de um posto pluviométrico da estação N° 82900 Curado-Recife. A Tabela 12 mostra a precipitação acumulada para cada mês. Na simulação realizada, foram utilizados os dados diários de precipitação para cálculo do aporte de nitrogênio e fósforo, Figuras 13 e 14.

Tabela 12 - Precipitação acumulada mensal para tempo seco e tempo chuvoso

Cenário	Precipitação acumulada mensal (mm)
Tempo chuvoso	293,6
Tempo seco	14,1

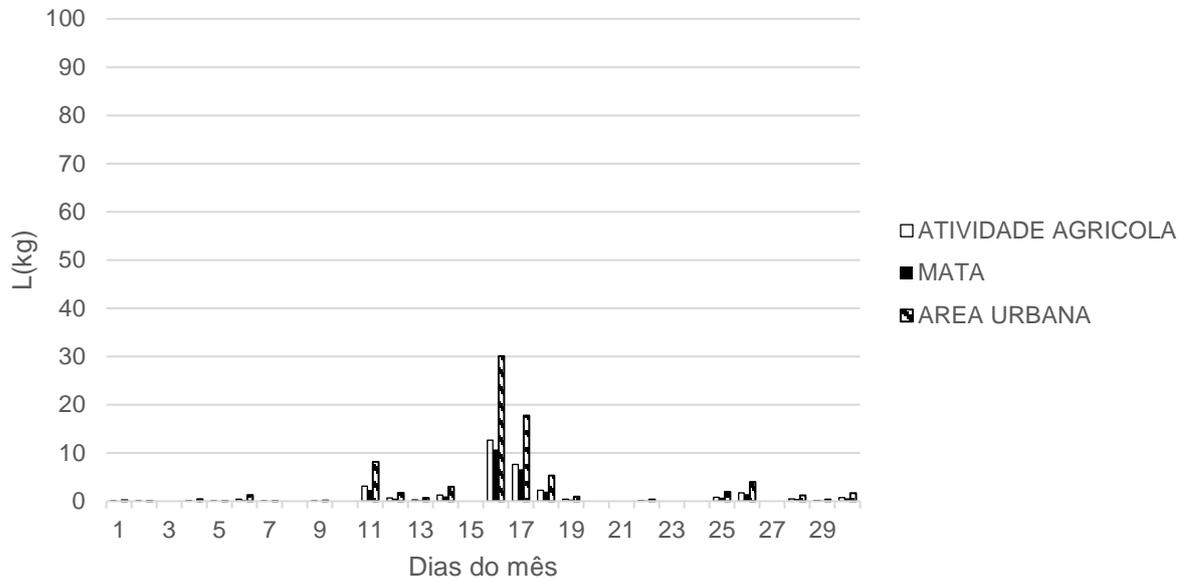
Fonte: INMET (2016).

Figura 13 - Aporte de nitrogênio pelo modelo PLOAD em tempo chuvoso



Fonte: A Autora, 2020.

Figura 14 - Aporte de fósforo pelo modelo PLOAD em tempo chuvoso

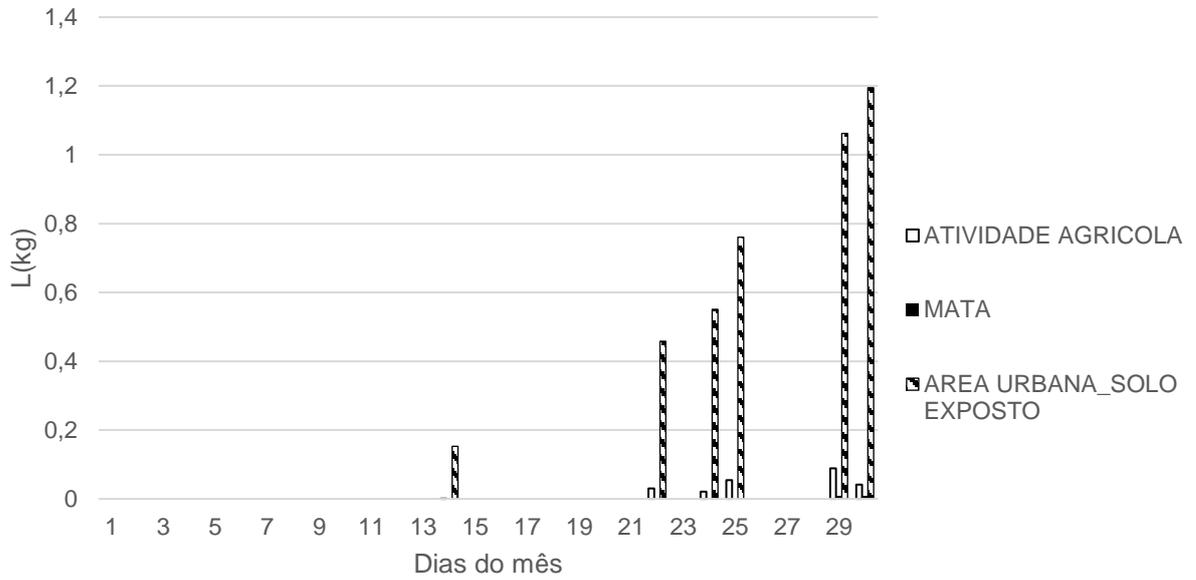


Fonte: A Autora, 2020.

Para o tempo chuvoso pode-se observar que a classe que teve maiores valores de aporte de fósforo e nitrogênio foi a de área urbana/solo exposto. Isso se justifica pela impermeabilização do solo nesta área, porém, este comportamento difere do obtido com o modelo anterior. De acordo com a Tabela 6 apresentada neste trabalho, de impermeabilização da área, a área urbana possui um percentual de impermeabilização de 25%, enquanto as classes mata e atividade agrícola, apenas 2%. Este percentual, que é de suma importância nesta modelagem, é um dado de entrada da Equação 3, de modelagem pelo modelo PLOAD, e é referente ao coeficiente de escoamento R_{vu} . O cálculo apontou um coeficiente de escoamento de 0,275 para a classe área urbana/solo exposto e de 0,068 para as classes de mata e de atividade agrícola.

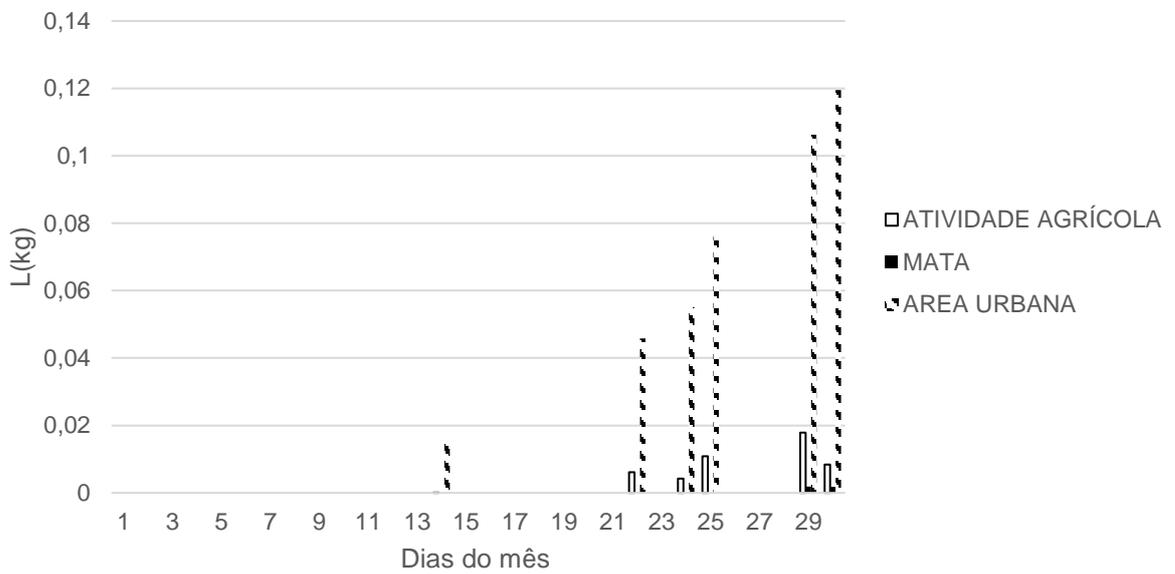
Em tempo seco, devido ao baixo índice de precipitação, 21 dias sem chuva, e consequentemente, da produção de escoamento, observou-se que no período de 1 mês, houveram apenas 6 dias com aporte de poluentes. Para a classe de uso mata, esse aporte foi desprezível, dado a baixa capacidade de escoamento desta classe. A classe área urbana/solo exposto apontou uma grande diferença das demais classes, pela sua capacidade de geração de escoamento devido à impermeabilização do solo. Pode-se observar nos gráficos gerados (Figuras 13, 14, 15, 16) que o comportamento da variação do aporte (Cu) de nitrogênio e fósforo é proporcional à quantidade de chuva que gerou o escoamento (Pj). A Figura 17 exemplifica através de um gráfico, a relação do aporte de nitrogênio com a precipitação.

Figura 15 - Aporte de nitrogênio pelo modelo PLOAD em tempo seco



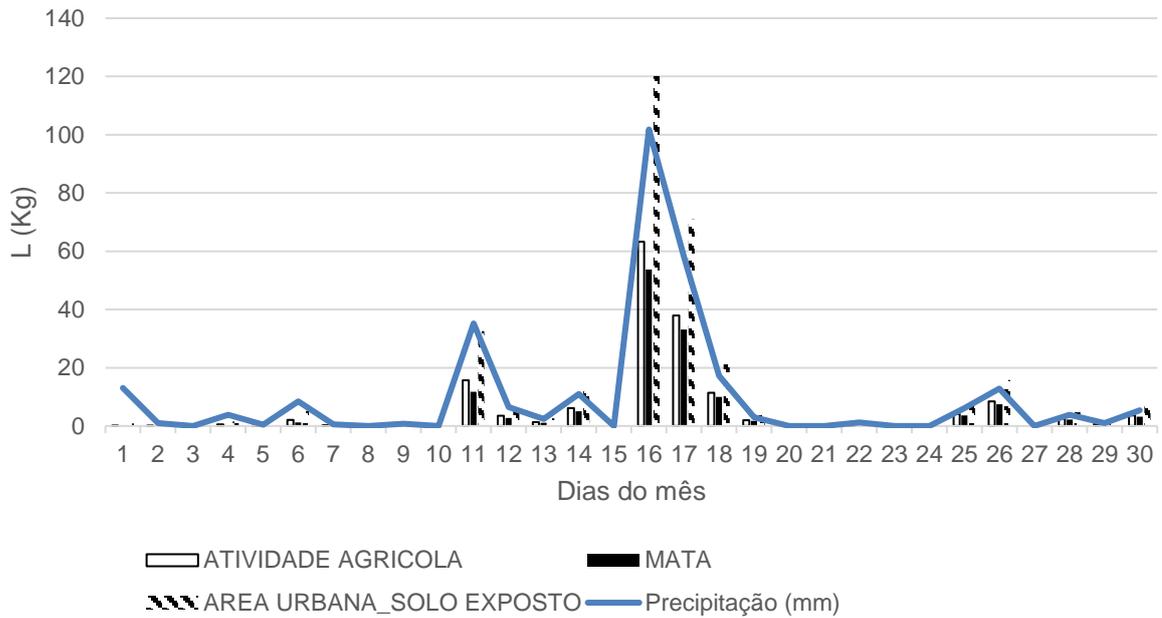
Fonte: A Autora, 2020.

Figura 16 - Aporte de fósforo pelo modelo PLOAD em tempo seco



Fonte: A Autora, 2020.

Figura 17 - Relação entre a precipitação e o aporte de Nitrogênio em tempo chuvoso

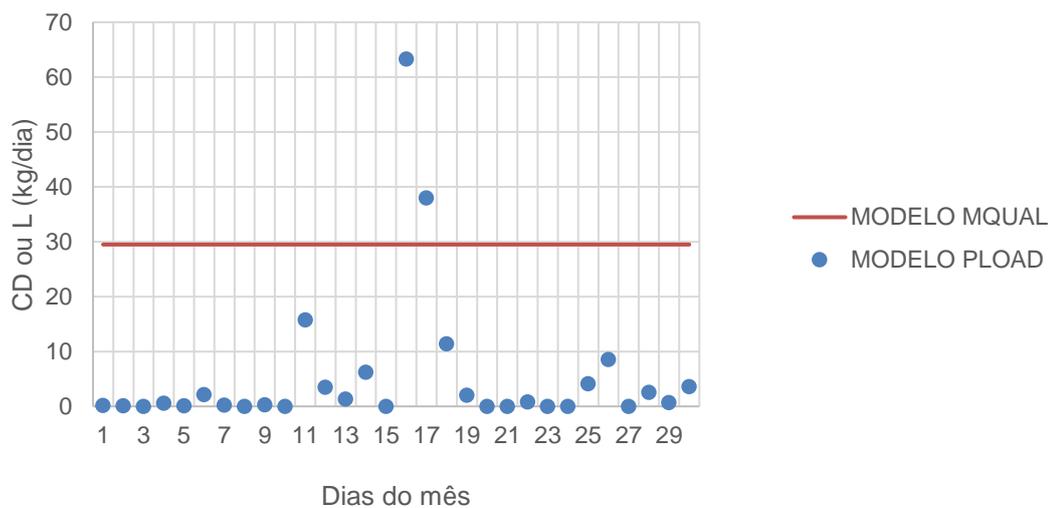


Fonte: A Autora, 2020.

4.4 COMPARAÇÃO DO POTENCIAL DE CARGAS POLUIDORAS UTILIZANDO OS DOIS MODELOS (MQUAL E PLOAD)

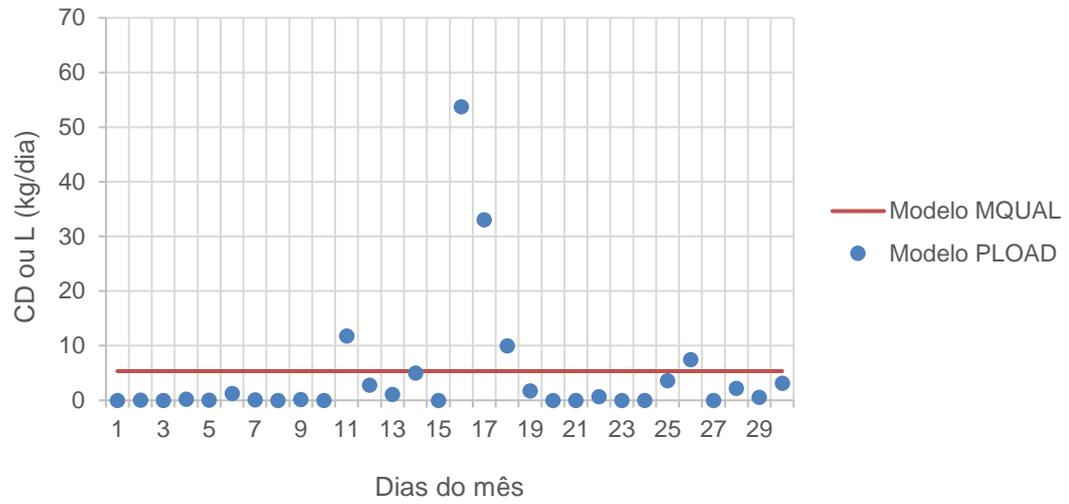
O comportamento dos gráficos na análise dos resultados gerados pelos modelos PLOAD e MQUAL em tempo chuvoso, foram similares para o nitrogênio (Figuras 18, 19 e 20) e fósforo (Figuras 21, 22 e 23).

Figura 18 - Comparativo da produção e do aporte de nitrogênio para a atividade agrícola



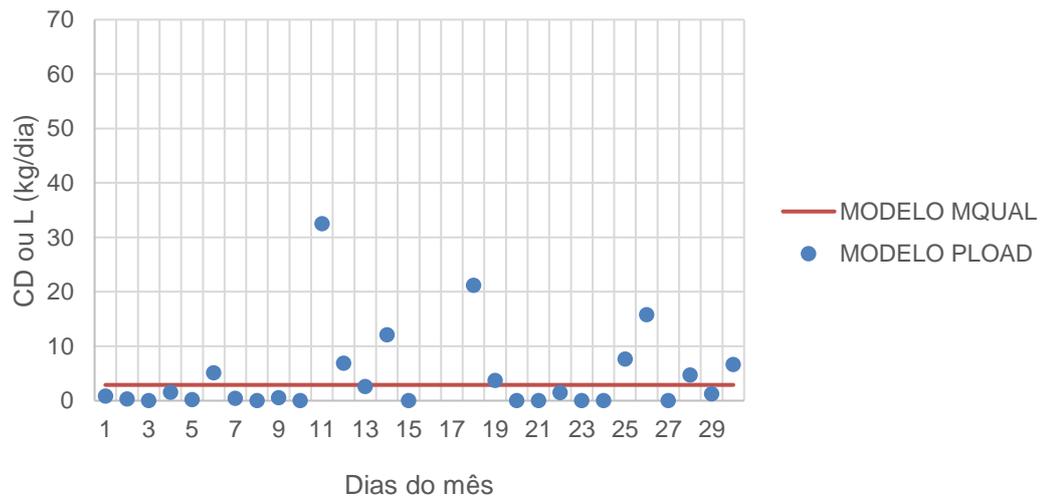
Fonte: A Autora, 2020.

Figura 19 - Comparativo da produção e do aporte de nitrogênio para a mata



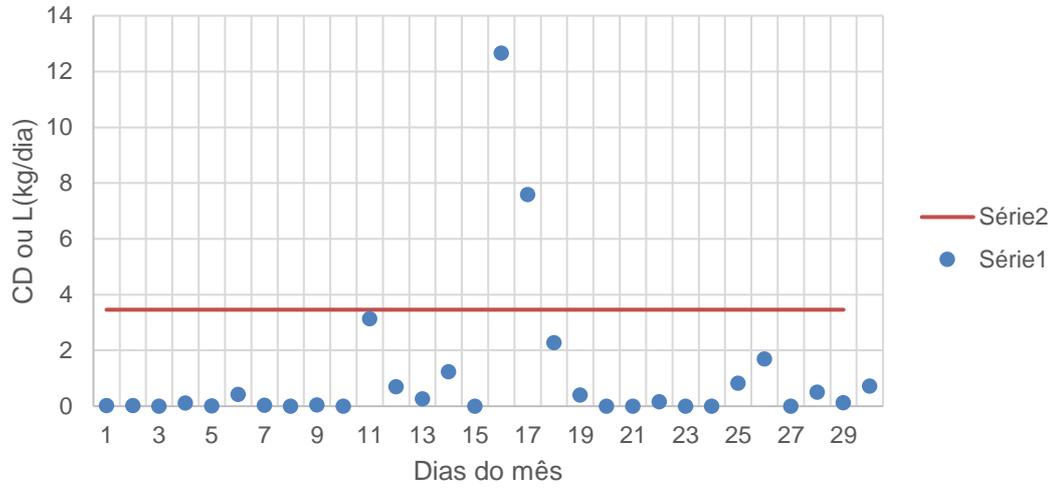
Fonte: A Autora, 2020.

Figura 20 - Comparativo da produção e do aporte de nitrogênio para a área urbana/solo exposto



Fonte: A Autora, 2020.

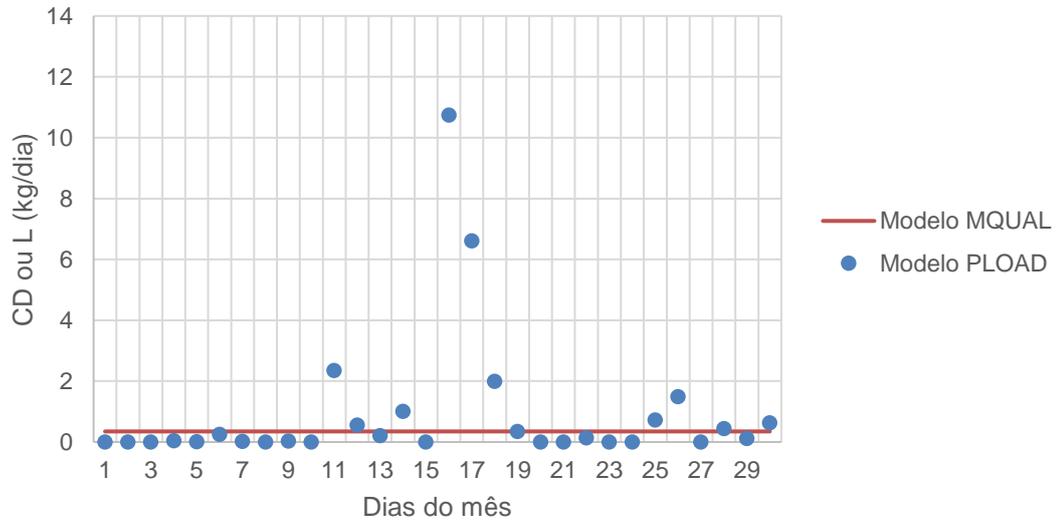
Figura 21 - Comparativo da produção e do aporte de fósforo para a atividade agrícola



Fonte: A Autora, 2020.

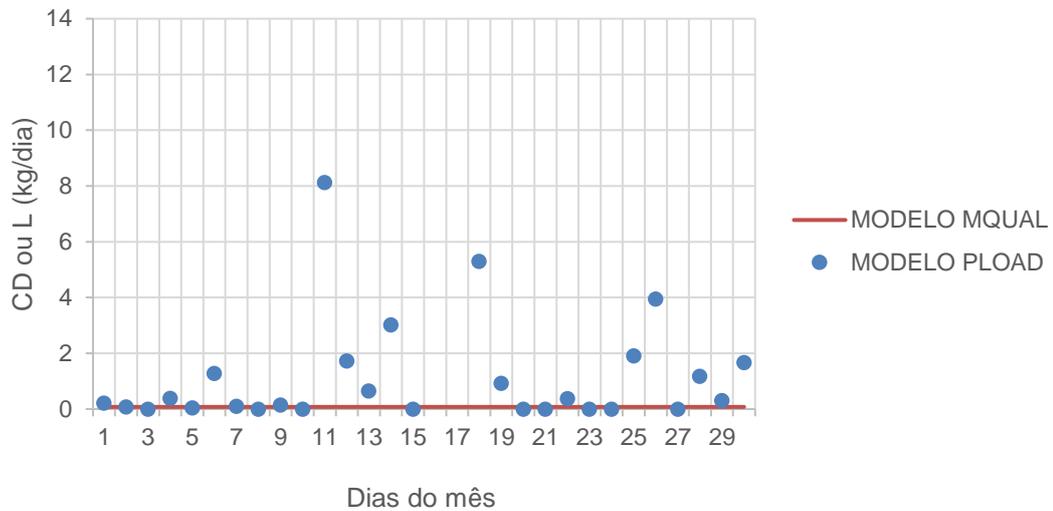
Legenda: Série 2 = Modelo MQUAL | Série 1 = Modelo PLOAD.

Figura 22 - Comparativo da produção e do aporte de fósforo para a mata



Fonte: A Autora, 2020.

Figura 23 - Comparativo da produção e do aporte de fósforo para a área urbana



Fonte: A Autora, 2020.

Na simulação pelo modelo MQUAL em tempo chuvoso, observou-se a produção de 29,5 kg/dia de nitrogênio para a classe atividade agrícola. Conforme apontado na Figura 18, houveram 2 dias em que o aporte de nitrogênio simulado pelo modelo PLOAD, foram de 96,6 kg e 85,54 kg, superando em três vezes a mais a quantidade produzida simulada pelo MQUAL. Esse tipo de comportamento pode acontecer pela quantidade de dias antecedentes de estiagem, os quais geram acúmulo de nutrientes na superfície do solo.

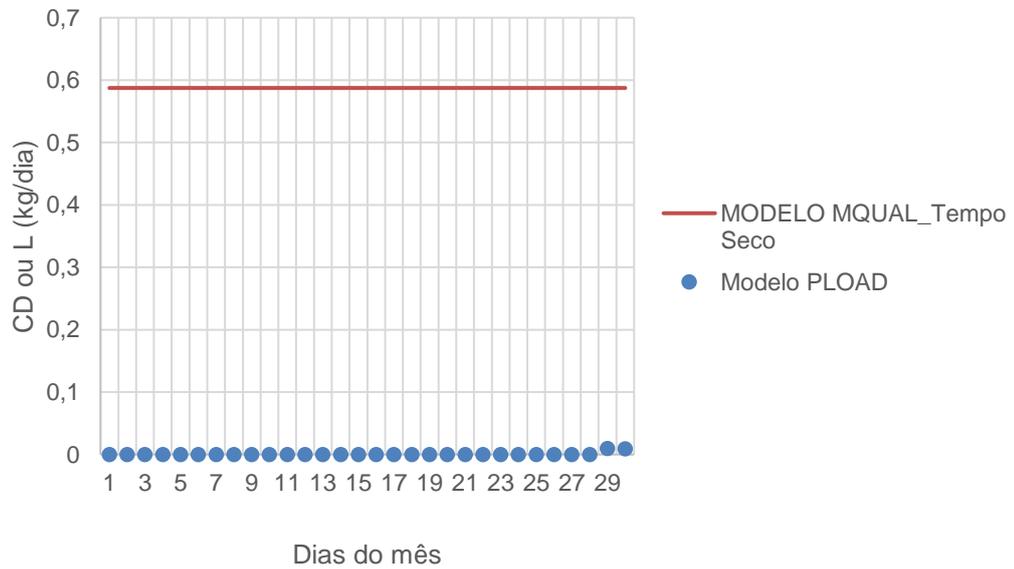
Para as classes de mata (Figura 19) e área urbana/solo exposto (Figura 20), pode-se observar um número maior de dias nos quais o aporte simulado pelo modelo PLOAD ultrapassou a quantidade produzida simulada pelo MQUAL. Para a mata, a justificativa é a mesma explicitada para a atividade agrícola, visto que essas duas classes possuem o mesmo coeficiente de exportação - PLOAD (C_u) para o nitrogênio e o mesmo coeficiente de escoamento (R_{vu}). Para a área urbana/solo exposto (Figura 20), observou-se que houve uma grande discrepância, com um número de 12 dias em que a quantidade de aporte simulada pelo modelo PLOAD superou os números simulados pelo MQUAL. As Figuras 24, 25 e 26 apresentam os gráficos de comparação dos dados para tempo seco.

Figura 24 - Comparativo da produção e do aporte de nitrogênio para atividade agrícola



Fonte: A Autora, 2020.

Figura 25 - Comparativo da produção e do aporte de nitrogênio para mata



Fonte: A Autora, 2020.

Figura 26 - Comparativo da produção e do aporte de nitrogênio para área urbana/solo exposto

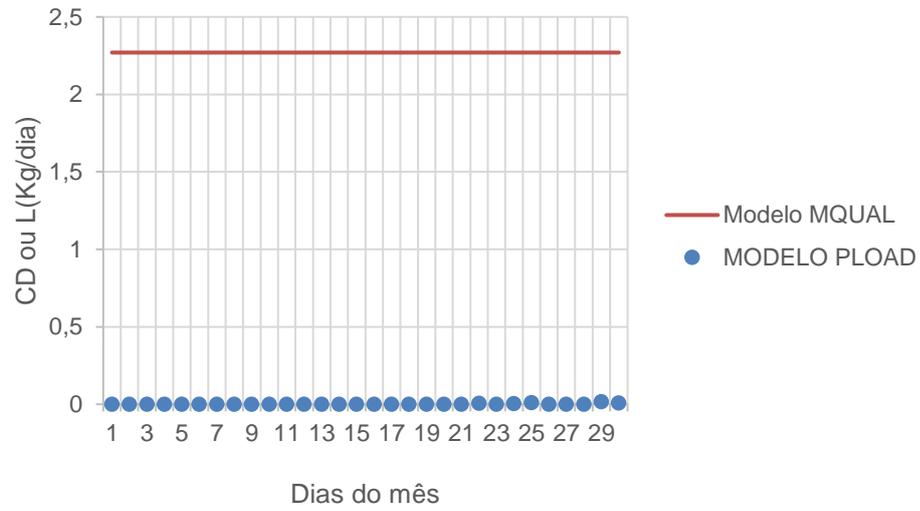


Fonte: A Autora, 2020.

A simulação pelo modelo MQUAL, apontou a produção de 0,66 kg/dia de nitrogênio para atividade agrícola (Figura 24). E o aporte de no máximo 0,08 kg pela simulação do PLOAD. O comportamento da quantidade de aporte pelo PLOAD foi menor que a produção simulada pelo MQUAL em todos os dias, e é baseada na baixa ocorrência de escoamento em tempo seco. Pela análise do gráfico da Figura 24, não houve uma grande diferença na relação produção/aporte de nitrogênio. Na comparação produção/aporte de nitrogênio para a mata (Figura 25), verificou-se que no dia que ocorreu maior aporte simulado pelo modelo PLOAD, foi de apenas 1,8% em relação a carga de poluente produzida simulada pelo modelo MQUAL.

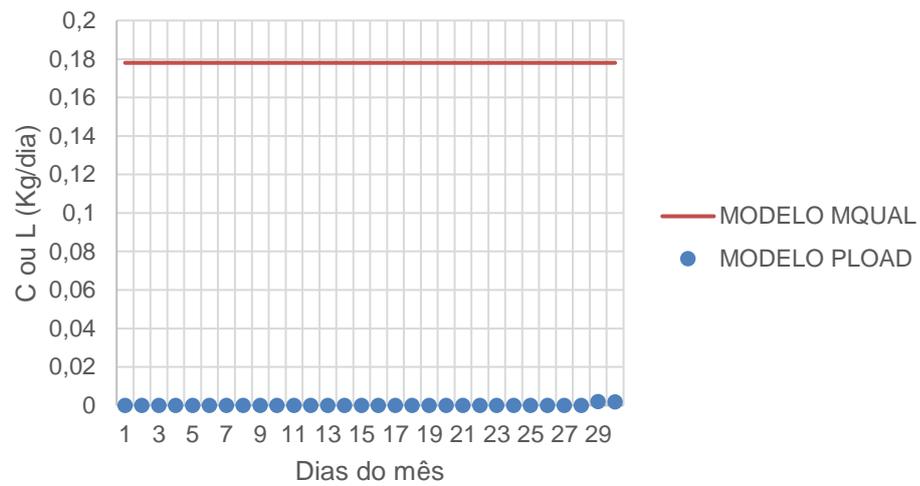
Em tempo seco, do mesmo modo que em tempo chuvoso, os gráficos (Figuras 27, 28 e 29) demonstraram um comportamento de resultados parecidos na comparação da produção de poluentes pela simulação do MQUAL e do aporte pela simulação do PLOAD.

Figura 27 - Comparativo da produção e do aporte de fósforo para atividade agrícola



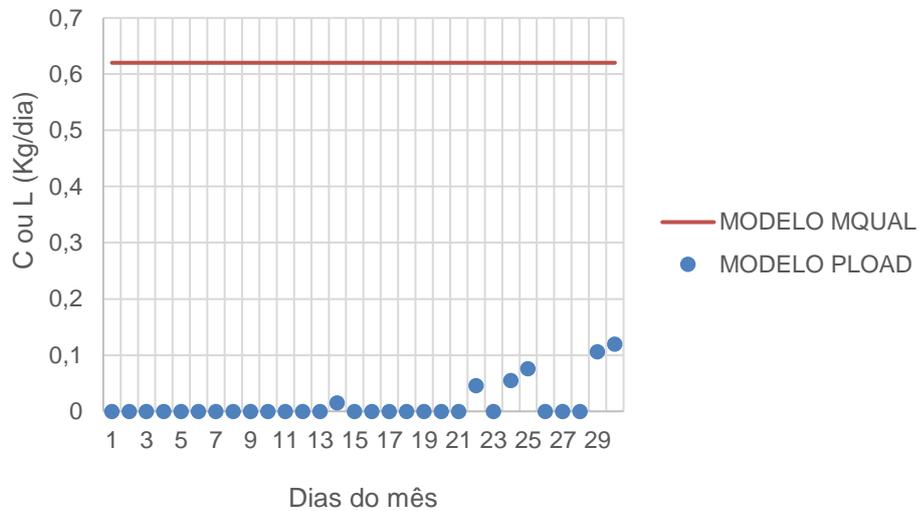
Fonte: A Autora, 2020.

Figura 28 - Comparativo da produção e do aporte de fósforo para mata



Fonte: A Autora, 2020.

Figura 29 - Comparativo da produção e do aporte de fósforo para área urbana



Fonte: A Autora, 2020.

4.5 ANÁLISE COMPARATIVA DAS FERRAMENTAS MQUAL E PLOAD

Após o levantamento e análise dos dados calculados pelos modelos MQUAL e PLOAD, pode-se constatar que o modelo de simulação MQUAL não foi adequado para análise da produção de nitrogênio em tempo chuvoso para a área urbana/solo exposto. Visto que, foi observado uma grande diferença na relação produção/aporte de nitrogênio em tempo seco, conforme demonstrado na Figura 20 na comparação dos dados dos modelos.

Para as análises das demais classes e do fósforo, as diferenças apresentadas nos resultados das modelagens, demonstraram um padrão entre os valores de ambos os modelos. Constatando-se, desta forma, que para pesquisa, é importante que os modelos MQUAL e PLOAD sejam utilizados de forma conjunta para uma análise mais refinada dos dados.

Pode-se comparar os resultados obtidos nestas análises, com alguns dados obtidos na literatura, onde foram utilizados os modelos MQUAL e PLOAD separadamente.

Moruzzi *et al.* (2012) simularam, para a bacia do córrego Agua Branca no estado de São Paulo, as cargas difusas de fósforo total, nitrogênio total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos em suspensão e coliformes totais, através de coeficientes de exportação relacionados ao uso e ocupação do solo, pelo modelo MQUAL e constatou que este método é uma ferramenta útil para avaliar de maneira geral as condições aproximadas de carga anual por fontes difusas. A Tabela 13 mostra as respostas simuladas para a produção de fósforo e nitrogênio, com base nos mesmos usos do solo abordados nesta pesquisa.

Tabela 13 - Produção de fósforo total e nitrogênio total (kg/dia) na bacia do Córrego Água Branca

Uso do solo	Área	Fósforo total (kg/dia)	Nitrogênio total (kg/dia)
Atividade agrícola	7,08	2,45	20,87
Mata	6,86	0,27	4,12
Áreas urbanas	2,07	0,07	2,64

Fonte: Moruzzi *et al.* (2012).

Pela simulação feita, foi constatado pelos autores que a maior contribuição de cargas difusas na bacia do Córrego da Água Branca está relacionada às atividades agrícolas, e que exibem as maiores cargas de fósforo total e nitrogênio total. Os autores justificaram que a maneira de cultivo agrícola, sem adoção de práticas de conservação do solo e o uso de insumos agrícolas podem acarretar perdas na qualidade da água e que a retirada da vegetação e a movimentação do solo para o cultivo agrícola, aliado a irrigação e uso de fertilizantes fosfatados (NPK), corretivos do solo (calcários e fosfogesso) e pesticidas podem acentuar os processos erosivos e carrear elementos nocivos ao ambiente aquático, respectivamente.

Shi e Zhan (2012) utilizaram o modelo PLOAD para estimar as cargas poluidoras de NPS em uma área agrícola, na bacia hidrográfica de Wuliangshuai, situada na parte ocidental da Mongólia, China. A bacia possui uma área de 293 km² e para o desenvolvimento da pesquisa, os autores a dividiram em 59 sub-bacias. Com a precipitação média anual de 188mm e a proporção de tempestades que produzem escoamento (Pj) de 0,2. A Tabela 14 mostra o aporte de nitrogênio e fósforo da Bacia agrícola estudada.

Tabela 14 - Aporte de nitrogênio e fósforo em kg/ano para a bacia de Wuliangshuai

Tipo de uso	Nitrogênio total (kg/ano)	Fósforo total (kg/sno)
Atividade Agrícola	189036	45956

Fonte: A Autora, 2020.

O resultado mostrou que cargas de poluição foram acumuladas nas bacias hidrográficas com grande área de terras agrícolas. Na pesquisa em questão, foram selecionadas 33 bacias hidrográficas com alto percentual de área agrícola para aplicação de BMPs, que são boas práticas de gerenciamento das águas pluviais, com vistas a comparar a redução do aporte dos nutrientes para os corpos hídricos pela eficiência dos BMPs. As consequentes eficiências de remoção de TN e TP foram de até 49,13% e 55,12%, respectivamente. A pesquisa também apontou que, a poluição por cargas difusas de origem agrícola na bacia hidrográfica está intimamente ligada à eutrofização do Lago Wuliangshuai. Os resultados obtidos nessa modelagem demonstraram a importância da implementação de boas práticas de gestão de águas pluviais em fazendas, com vistas à diminuição de poluição por cargas difusas.

5 CONCLUSÕES

A informação principal gerada pelo presente trabalho é o volume de carga poluidora de aporte direto ao sistema hídrico da sub-bacia do rio Jiquiá. Estes dados possuem caráter relevante, uma vez que a contextualização das informações, representa um avanço no entendimento da bacia como unidade de gestão dos recursos hídricos e do escoamento da água da chuva como um foco de poluição dos rios. É de suma importância que os impactos da poluição por carga difusa sejam mensurados, espacializados, para que possam ser utilizados como subsídio para os instrumentos da gestão de recursos hídricos.

Feitas as análises, constatou-se que no gerenciamento da qualidade da água, a parceria dos modelos matemáticos com dados de geoprocessamento, podem ser uma ferramenta para estimar os focos de poluição existente nas bacias hidrográficas, fornecer estimativas que permitam a tomada de decisões sobre diferentes opções de gerenciamento e apoiar decisões voltadas ao gerenciamento do uso do solo em bacias urbanas em curto, médio e longo prazo. Porém, é importante ressaltar que no processo de modelagem matemática pode-se encontrar diferentes fontes de erro, destacando-se: a formulação do modelo, a qualidade dos dados de entrada, os parâmetros e os coeficientes. Para tanto recomenda-se a comparação de dados de modelos diferentes.

O objetivo mais amplo desta pesquisa constituiu-se em quantificar a produção de cargas difusas pelo modelo MQUAL e o aporte destes nutrientes para os corpos hídricos pelo modelo PLOAD, fazendo desta forma uma comparação das respostas simuladas pelos dois modelos e avaliando a utilização dos modelos. As Emissões foram simuladas para um cenário de tempo seco e de tempo chuvoso do ano de 2016 e os resultados mostraram que os poluentes podem ficar concentrados na superfície em dias de estiagem, ocorrendo maior aporte de nitrogênio e fósforo para os corpos hídricos em eventos de chuva com dias precedentes de estiagem. Mostrou também, que houve uma diferença nos resultados da produção/aporte de nitrogênio e fósforo para classe de uso de áreas urbanas, em tempo chuvoso. Este fator aponta para a importância da utilização dos modelos MQUAL e PLOAD de forma conjunta para que, quando constatado uma diferença nos resultados, seja feita uma análise de fatores, como, principalmente, dias precedentes de estiagem.

Este método para avaliação de carga poluidora difusa, e os seus dados e informações sobre a produção e aporte de nitrogênio e fósforo merecem atenção dos órgãos responsáveis pela gestão de recursos hídricos, principalmente, pelo fator de que no estado do Pernambuco a temática da poluição por cargas difusas ainda não é amplamente pesquisada e não existe

nenhuma base institucional Legal de referência, nenhum programa de controle, e nem base de dados de informações sobre esta problemática.

REFERENCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Brasil: recursos hídricos: componente da série de relatórios sobre o estado e perspectivas do meio ambiente no Brasil.** Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Brasília: MMA; ANA, 19 p., 2007.

APRIGIO, P. O. **Avaliação de modelos de simulação de cargas difusas em bacias urbanas.** 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

BARROS, A. M. L.; BEHRENDT, H.; SOBRAL, M. C.; GUNKEL, G. **Utilização do modelo Moneris para quantificação do aporte de nutrientes em corpos d'água.** 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Pernambuco, Recife, 2008.

BLAAS, H.; KROEZE, C. Excessive nitrogen and phosphorus in European rivers: 2000-2050. **Ecological Indicators**, (67), 328-337, 2016.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental.** São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305p.

BRASIL. **Lei Federal N° 6.938.** Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente. Brasília, 1988.

BRASIL. **Lei Federal n° 9.433, de Janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm. Acesso em: 13 fev. 2018.

BRASIL. **Lei n° 13.501, de 30 de Outubro de 2017.** Altera o art. 2º da Lei n° 9.433, de 8 de Janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, para incluir o aproveitamento de águas pluviais como um de seus objetivos. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/lei/L13501.htm. Acesso em: 13 fev. 2018.

BONUMÁ, N. B. **Avaliação da qualidade da água sob impacto das atividades de implantação de garimpo no município de São Martinho da Serra, Santa Maria, RS, Brasil.** 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, 2006.

BOTTINO, F. **Estudo Experimental e matemático de qualidade de água com base na ecologia fluvial de pequenas bacias:** estudo de caso do rio Canha, Baixo Ribeira do Iguape, SP. 2008. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2008.

CANHOLI, A. P. **Drenagem urbana e controle de enchentes.** São Paulo: Oficina de textos, 2014.

- CHAPRA, S. C. **Surface water quality modeling**. Massachusetts: Mc Graw Hill, 1999. 844p.
- CUNHA, S. F.; SILVA, F. E. O.; MOTA, T. U.; PINHEIRO, M. C. Avaliação da acurácia dos métodos do SCS para cálculo da precipitação efetiva e hidrogramas de cheia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, (4), 837-848, 2015.
- DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; LEMUNYON, J. L. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. **Journal of Environmental Quality**, 27: 251–257, 1998.
- DILLON, P. J.; KIRCHNER, W. B. The effects of geology and land use on the export of phosphorus from watershed. **Water Research**, 9: 135-148, 1975.
- DRISCOLL, E. D.; SHELLEY, P. E.; STRECKER, E. W. Analytical Investigation and Research Report. *In: Pollutant Loadings and Impacts from Stormwater Runoff*. FHWA-RD-88-008. Washington, D.C: Federal Highway Administration, 1990. v. 3.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Solos do Nordeste**. Brasília: EMBRAPA, 2014.
- ENDRENY, T. A.; WOOD, E. F. Distributed Watershed Modeling of Design Storms to Identify Nonpoint Source Loading Areas. **Journal of Environmental Quality**, 28: 388-397, 1999.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Results of the Nationwide Urban Runoff Program**. Water Planning Division, PB 84-185552. Washington, D.C.: EPA, 1983.
- FERNÁNDEZ, S.; COTOS-YÁÑEZ, T.; ROCA-PARDIÑAS, J.; ORDÓÑEZ, C. Geographically Weighted Principal Components Analysis to assess diffuse pollution sources of soil heavy metal: Application to rough mountain areas in Northwest Spain. **Geoderma**, 311: 120–129, 2018.
- FOY, R. H. The return of the phosphorus paradigm: agricultural phosphorus and eutrophication. **Phosphorus: agriculture and the environment**, n. phosphorusagric, 911-939, 2005.
- FREITAS, F. R. S. **Avaliação progressiva da qualidade da água do escoamento superficial de uma bacia fechada de drenagem urbana**. 2013. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2013. 53 p.
- GRIZZETTI, B.; BOURAOU, F. **Assessment of Nitrogen and Phosphorus Environmental Pressure at European Scale**. Institute for Environment and Sustainability. Rural, Water and Ecosystem Resources Unit. Luxembourg: Joint Research Centre, 2006. 68 p.
- HEATHWAITE, A. L.; QUINN, P. F.; HEWETT, C. J. M. Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. **Journal of Hydrology**, (304), n. 1-4, 446-461, 2005.

IDE, C. N. **Qualidade da drenagem pluvial urbana**. 1984. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1984.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Banco nacional de dados meteorológicos**. Brasília: INMET, 2017. Disponível em: <https://bndmet.inmet.gov.br/>. Acesso em: 12 nov. 2017.

JARVIE, H. P.; SHARPLEY, A. N.; WITHERS, P. J. A.; SCOTT, J. T.; HAGGARD, B. E.; NEAL, C. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths, and “postnormal” science. **Journal of Environmental Quality**, 42: 295–304, 2013.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d’água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LEEDS, R.; BROWN, L.C.; WATERMEIER, N.L.. **Nonpoint source pollution: water primer**. Ohio State University Extension Fact Sheet. Food, Agricultural and Biological Engineering, The State University of Ohio, Columbus, OH. 1993.

LIBOS, M. I. P. C. **Modelagem da poluição não pontual na Bacia do Rio Cuiabá baseada em geoprocessamento**. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

LIMA, R. N. S.; RIBEIRO, C. B. M.; BARBOSA, C. C. F.; ROTUNNO, O. C. F. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Eng Sanit Ambient**, 21 (1): 139-150, 2016.

MARQUES, D. M.; SILVEIRA, A. L. L.; GEHLING, G. Resíduos sólidos na drenagem pluvial urbana. *In*: RIGHETTO, M. A. (Coord.). **Manejo de águas pluviais urbanas**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 199 p.

MATEJICEK, L.; BENESOVÁ, L.; TONIKA, J. Ecological modeling of nitrate pollution in small river basins by spreadsheets and GIS. **Ecological Modelling**, 170: 245-263, 2003.

MELLO, C. R. D.; SILVA, A. M. D. **Hidrologia: princípios e aplicações em sistemas agrícolas**. 1. ed. Lavras: UFLA, 2013. 455 p.

MILLER, G. T. **Ciência ambiental**. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 123p.

MILIANI, F.; RAVAZZANI, G.; MANCINI, M. Adaptation of precipitation index for the estimation of antecedent moisture condition in large mountainous basins. **Journal of Hydrologic Engineering**, 16 (3): 218-227, 2010.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 3d. Rio de Janeiro, ABES, 2003.

- MOURA, B. C. N. **Biorretenção: tecnologia ambiental urbana para manejo de águas de chuva.** 2013. Tese (Doutorado em Paisagem e Ambiente) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- MORUZZI, B. R.; CONCEICAO, T. F.; SARDINHA, S. D.; HONDA, P. F.; NAVARRO, B. R. G. Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no córrego da água branca, Itirapina - SP. São Paulo, UNESP, **Geociências**, 31 (3): 447-458, 2012.
- MULLEM, V. A. J.; WOODWARD, D. E.; HAWKINS, R. H.; HJELMFELT JR, A. T. Runoff Curve Number Method: Beyond the Handbook. in: Federal interagency Hydrologic modeling Conference, 2., 2002. Las Vegas. **Proceedings...** Las Vegas: NOAA, 2002.
- MUTHUKRISHNAN, S.; FIELD, R.; MADGE, B.; SELVAKUMAR, A.; SULLIVAN, D.. **The Use of Best Management Practices (BMPs) in Urban Watersheds.** National Risk Management Research Laboratory Office Of Research And Development U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio. 2004.
- NOVOTNY, V. Unit pollutant loads. **Water Environment & Technology**, 4 (1): 40-43, 1992.
- NOVOTNY, V. **Water quality: diffuse pollution and watershed management.** 2 ed. New York: John Wiley & Sons, 2003. 888p.
- NOVOTNY, V.; OLEM, H. **Water quality: prevention, identification, and management of diffuse pollution.** New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 1054p.
- OUYANG, W.; GAO, X.; WEI, P.; GAO, B.; LIN, C.; HAO, F.. A review of diffuse pollution modeling and associated implications for watershed management in China. **Journal of Soils and Sediments**, 17:1527–1536, 2017.
- PARENTI, D.; PEREIRA, B. E.; FUNARI, H. L. **Projeto de controle da poluição difusa da sub-bacia do córrego do Sapé.** 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Hidráulica e Ambiental) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2016.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **PDPA Billings - Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings.** São Paulo: SMA, 2010.
- PORTO, M. F. A. Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. *In: Drenagem Urbana.* Porto Alegre: ABRH/Ed. UFRGS, 1995.
- PONCE, V. M.; HAWKINS, R. H. Runoff curve number: Has it reached maturity? **Journal of Hydrologic Engineering**, 1 (1): 11-19, 1996.
- PRODANOFF, J. H. A. **Avaliação da poluição difusa gerada por enxurradas em meio urbano.** 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.
- PORTO, R.; ZAHED, F. K.; TUCCI, C. E. M. Drenagem Urbana. *In: Hidrologia, Ciência e Aplicação.* Porto Alegre: Editora da UFRGS, ABRH, 1993.

RIVERS, M. R.; WEAVER, D. M.; SMETTEM, K. R. J.; DAVIES, P. M. Estimating future scenarios for farm-watershed nutrient fluxes using dynamic simulation modeling. **Physics and Chemistry of the Earth**, 36: 420-423, 2011.

SARTORI, A. **Avaliação da classificação hidrológica do solo para a determinação do excesso de chuva do método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos**. 189 f. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

SHI, Q.; DENG, X.; WU, F. Best management practices for agricultural non-point source pollution control using PLOAD in Wuliangshuai watershed. **Journal of Food Agriculture and Environment**, 1389-1393, Abr. 2012.

SILVA, O. P. **Análise de técnicas compensatórias de drenagem urbana para atenuação de inundações em uma sub-bacia do rio Jiquiá no Recife**. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

SOARES, M. R. G. J.; FIORI, C. O.; SILVEIRA, C. T.; KAVISKI, E. Eficiência do método Curve Number de retenção de águas pluviais. **Mercator**, 16, e16001, 2017.

SODRÉ, F. F. Fontes Difusas de poluição da água: características e métodos de controle. **Artigos Temáticos do AQCUA** 1:9-16, 2012.

STEINKE, A. V.; SAITO, H. C. Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na bacia hidrográfica da lagoa mirim. **Sociedade & Natureza**, 20 (2): 43-67, dez., 2008.

SUN, R.; CHEN, L.; CHEN, W.; JI, W. Effect of land-use patterns on total nitrogen concentration in the upstream regions of the Haihe River Basin, China. **Environmental Management**, 51 (1): 41-58, 2013.

SÃO PAULO (Município). Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente de São Paulo. **Manual de gerenciamento de bacias hidrográficas**. São Carlos: SMVMA, Cubo Multimídia, 2009. 134 p.

TOMAZ, P.. **Poluição difusa**. São Paulo: Editora Navegar, 300 p., 2006.

TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L.; BARROS, M. T. L. (Org.). **Drenagem urbana**. Porto Alegre: ABRH, Editora da UFRGS, 387-414, 1995.

TUCCI, C. E. M.. **Modelos Hidrológicos**. Editora da Universidade, 1998. 669 p.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. M.. Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a “visão mundial da água”. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 5 (3): 31-43, 2000.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3ª ed. Porto Alegre: ABRH, Ed. UFRGS, 2004.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Nonpoint source pollution:** the largest water quality problem. EPA-841F-96-004A. Washington, D.C., USEPA, 1996.

VIEIRA, P. D. **Avaliação das condições de qualidade da água em tempo seco e durante eventos de chuvas em uma microbacia urbanizada no município de Belo Horizonte.** 2008. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

VON, S. M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007.

YAN, X.; ZHU, Z.; LI, T. Pollution source localization in an urban water supply network based on dynamic water demand. **Environmental Science and Pollution Research**, 1-10, 2017.

ZHANG, J.; SHEN, T.; LIU, M.; WAN, Y.; LIU, J.; LI, J.. Research on non-point source pollution spatial distribution of Qingdao based on L-THIA model. **Mathematical and Computer Modelling**, 54 (3-4): 1151-1159, 2011.