

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL**

**ANÁLISE COMPARATIVA DO SWMM E SWAT PARA
BACIAS DE USOS NATURAL E MISTO QUANTO À
MODELAGEM DE CARGAS DE POLUIÇÃO DIFUSA**

MARCUS VINÍCIUS MARTINS VILAR

ORIENTADOR: SERGIO KOIDE

COORIENTADORA: DANIELA JUNQUEIRA CARVALHO

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL 2 EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

BRASÍLIA/DF: MAIO/2021

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL**

**ANÁLISE COMPARATIVA DO SWMM E SWAT PARA
BACIAS DE USOS NATURAL E MISTO QUANTO À
MODELAGEM DE CARGAS DE POLUIÇÃO DIFUSA**

MARCUS VINICIUS MARTINS VILAR

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL 2 SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

APROVADA POR:

**SERGIO KOIDE, PhD (UnB)
(ORIENTADOR)**

**DANIELA JUNQUEIRA CARVALHO, ENGENHEIRA (UnB)
(CO-ORIENTADORA)**

**RICARDO TEZINI MINOTI, DOUTOR (ENC-UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)**

**GUSTAVO ANTONIO CARNEIRO, DOUTOR (ADASA-DF)
(EXAMINADOR EXTERNO)**

DATA: BRASÍLIA/DF, 24 DE MAIO DE 2021.

FICHA CATALOGRÁFICA

VILAR, MARCUS VINICIUS MARTINS

Análise comparativa do SWMM e SWAT para bacias de uso natural e misto quanto à modelagem de cargas de poluição difusa.

xiv, 74 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2021)

Monografia de Projeto Final – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Modelagem hidrológica

2. SWMM

3. SWAT

4. Gestão de recursos hídricos

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

VILAR, M. V. M. (2021). Análise comparativa do SWMM e SWAT para bacias de uso natural e misto quanto à modelagem de cargas de poluição difusa. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 74 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Marcus Vinicius Martins Vilar

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: Análise comparativa do SWMM e SWAT para bacias de uso natural e misto quanto à modelagem de cargas de poluição difusa.

GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental / 2021

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Marcus Vinicius Martins Vilar
marcusvilar93@gmail.com

AGRADECIMENTOS

É sempre difícil saber por onde começar os agradecimentos, quando o caminho é longo e cheio de dificuldades, mas quando se tem a presença de pessoas que fazem a diferença, tudo muda na nossa vida.

Primeiramente eu gostaria de agradecer a minha família, Marcus Hipólito, Maria Helena e Ana Luíza, que sempre acreditaram em mim e souberam respeitar e me apoiar em todas as decisões que tomei e o tempo que precisei para concluir minha graduação, sem eles eu jamais chegaria aonde estou hoje e tudo que eu possa trilhar no futuro saberei que eles estarão ao meu lado.

Agradeço a todos os meus professores que participaram da minha graduação e se esforçaram a transmitir todo o conhecimento que possuem, das mais diversas formas de ensino, por meio de provas longas, trabalhos difíceis, porém correlacionados a vivência do engenheiro ambiental. Agradeço do fundo do meu coração o meu orientador Sérgio Koide e minha coorientadora Daniela Junqueira, que me ajudaram e compartilharam todo o seu tempo e sua sabedoria sobre o tema do meu projeto final e sobre a drenagem urbana, estavam sempre presentes tirando as minhas inúmeras dúvidas, tiveram paciência para explicar muitos conceitos e ajudaram a redigir cada página desse projeto. Gostaria de agradecer também ao Bruno Távora e o Gilliard Nunes, por cederem todos os dados utilizados nessa tese e seus respectivos resultados e a Chi Water pelo fornecimento da licença estudantil do PCSWMM.

Não tem como esquecer dos inúmeros amigos que fiz na minha graduação e as pessoas que já conhecia antes de entrar na UnB, mas que só intensificaram ainda mais nossa amizade. Vitor Aviani, Gabriel Duarte, Gabriel Klein, Felipe Damasceno, Mario Diniz, Rodrigo Bogéa, Tainá Guimaraes, Rebecca Benchouchan, Rayssa Kleftakis, Mateus Melo, Julia Almeida, Atman Solino, Bernardo Vereza, Gabriel Antero, Lucas Sisnando, Gabriela Sekeff e todos os amigos de fora da UnB, cada um de vocês faz parte da minha vida e sou grato a vocês.

Enfim, agradeço a todos que participaram dessa jornada universitária e a própria UnB, uma universidade de ponta e que possui um corpo técnico e docente único, tudo que vivenciei nessa universidade jamais esquecerei e fazem parte da pessoa que sou hoje.

RESUMO

A urbanização em todas as áreas do mundo trouxe diversas melhorias para a qualidade de vida, porém quando não é acompanhada de infraestrutura de saneamento e de estudos sobre o seu impacto no meio ambiente, os malefícios podem ser diversos. Para avaliar o impacto da urbanização no meio ambiente, especificamente sobre os corpos hídricos, diversos modelos hidrológicos, hidráulicos e de qualidade da água foram surgindo para estudar essa influência. O SWMM é um modelo hidrológico amplamente utilizado para bacias urbanas, embora em muitos desses casos as bacias possuam uso misto.

Este projeto realizou uma análise comparativa entre dois modelos hidrológicos, o SWMM e o SWAT, para a simulação de bacias de usos do solo natural e misto, com a finalidade de entender a aplicabilidade do SWMM nas situações já simuladas no SWAT, de simulação contínua de vazão e cargas de poluentes, porém a partir de uma abordagem inicial, com o modelo SWMM não calibrado. Foi realizada também a simulação de evento chuvoso para a bacia de uso misto para testar o uso do SWMM nesse outro tipo de simulação, sendo necessário realizar o trabalho de monitoramento de precipitação na bacia e de nível e qualidade da água no exutório dela.

Para a bacia de uso natural, a bacia do Capetinga, foram simulados no SWMM o escoamento superficial e a carga de sedimentos suspensos e os resultados obtidos foram comparados aos dados simulados por Távora (2017) no SWAT e os dados monitorados pelo mesmo autor. Para a bacia de uso misto, a bacia do Riacho Fundo, foi simulado o escoamento superficial, a carga de nitrogênio e a carga de fósforo e os resultados obtidos foram comparados aos dados simulados por Nunes *et al.* (2020) no SWAT e os dados monitorados que o autor também utilizou. Já a simulação de evento se baseou no evento chuvoso do dia 23/12/2019.

Os resultados obtidos nas simulações com o uso do SWMM, sem calibração, para a bacia do Capetinga foram classificados como insatisfatórios para a simulação de vazão segundo o NSE, porém para a simulação de carga de sedimentos os resultados foram melhores. Para a bacia do Riacho Fundo na configuração de simulação contínua, tanto na simulação qualitativa quanto na quantitativa os resultados foram classificados como insatisfatórios de acordo com o NSE, o que também aconteceu para a simulação de evento. Pode-se concluir que, embora os resultados não tenham alcançado uma eficiência satisfatória, pode-se esperar que as etapas de calibração e verificação do modelo, o SWMM pode levar a um desempenho satisfatório nas simulações.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. OBJETIVO GERAL.....	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1. ÁGUAS URBANAS	4
3.2. SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA	6
3.3. QUALIDADE DA ÁGUA	8
3.3.1. Poluição Difusa	10
3.4. MODELAGEM COMPUTACIONAL.....	11
3.4.1. SWAT.....	11
3.4.2. SWMM.....	13
4. METODOLOGIA.....	21
4.1. SIMULAÇÃO DE BACIA DE USO DO SOLO NATURAL NO SWMM.....	22
4.1.1. Caracterização da bacia do Capetinga.....	22
4.1.2. Base de dados climáticos.....	25
4.1.3. Configuração do modelo	27
4.1.4. Simulação de vazão e sedimentos	30
4.2. SIMULAÇÃO DE BACIA DE USO DO SOLO MISTO NO SWMM.....	30
4.2.1. Caracterização da bacia do Riacho Fundo	31
4.2.2. Base de dados Climáticos.....	36
4.2.3. Configuração do modelo	39
4.2.4. Simulação de vazão de nutrientes	41
4.3. COMPARAÇÃO ENTRE SWMM, SWAT E DADOS OBSERVADOS.....	42
4.3.1. Separação da vazão em escoamento de base e superficial	43
4.3.2. Índice de eficiência.....	43
4.4. MONITORAMENTO HIDROLÓGICO DA BACIA DO RIACHO FUNDO	44
4.4.1. Monitoramento de vazão e nível	45
4.4.2. Monitoramento de qualidade da água	45
4.4.3. Monitoramento pluviométrico.....	47
4.5. SIMULAÇÃO DE EVENTO NA BACIA DO RIACHO FUNDO COM O SWMM	

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
5.1. COMPARAÇÃO ENTRE SWMM E SWAT NA BACIA DO CAPETINGA	49
5.1.1. Simulação da bacia do Capetinga para sedimentos.....	51
5.2. COMPARAÇÃO ENTRE SWMM E SWAT NA BACIA DO RIACHO FUNDO	54
5.2.1. Simulação da bacia do Riacho Fundo para fósforo total.....	55
5.2.2. Simulação da bacia do Riacho Fundo para nitrogênio total.....	58
5.3. SIMULAÇÃO DE EVENTO NA BACIA DO RIACHO FUNDO COM O SWMM	61
5.3.1. Simulação de vazão	63
5.3.2. Simulação de fósforo total.....	64
5.3.3. Simulação de nitrogênio total.....	66
6. CONCLUSÕES.....	68
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Balanço hídrico antes e depois do processo de urbanização (Schueler, 1987 apud Tucci, 2005).....	5
Figura 2- Resposta do escoamento devido ao processo de urbanização (Schueler, 1987 apud Tucci, 2005).....	5
Figura 3- Consequência da impermeabilidade e área de inundação (Schueler, 1987 apud Tucci, 2005).....	6
Figura 4- Visão integrada dos Recursos Hídricos (Tucci e Mendes, 2006).....	7
Figura 5- Fluxograma sobre primeira fase do SWAT (Arnold <i>et al.</i> , 2012).	13
Figura 6- Processos ocorrentes no trajeto do curso hídricos (Arnold <i>et al.</i> , 2012).	13
Figura 7- Fluxograma dos módulos do SWMM (Souza, 2014).	14
Figura 8- Fluxograma da primeira etapa do trabalho, de simulação contínua da bacia do Capetinga no SWMM.	21
Figura 9- Fluxograma da segunda etapa do trabalho, de simulação contínua da bacia do Riacho Fundo no SWMM.....	21
Figura 10- Fluxograma da terceira etapa do trabalho, de simulação de evento pluviométrico da bacia do Riacho Fundo no SWMM.	22
Figura 11- Localização da bacia experimental Capetinga (Távora, 2017).....	23
Figura 12- Mapa de solo da bacia do Capetinga (Fonte dos dados: Távora, 2017).	23
Figura 13- Perfil de uso e ocupação do solo na bacia do Capetinga (Fonte dos dados: Távora, 2017).....	24
Figura 14- Mapa de relevo da bacia do Capetinga (Fonte dos dados: Távora, 2017).	25
Figura 15- Série de precipitação diária na Estação Agroclimatologia da FAL-UnB (Fonte dos dados: Távora, 2017).....	26
Figura 16- Série de temperaturas máximas e mínimas diárias na Estação de Agroclimatologia da FAL-UnB UnB (Fonte dos dados: Távora, 2017).	26
Figura 17- Representação das sub-bacias no SWMM para a bacia do Capetinga.	29
Figura 18- Bacia do Lago Paranoá e suas unidades hidrográficas (Batista, 2019).	31
Figura 19- Precipitação mensal de 2018 comparada à normal climatológica 61-90, estação Brasília A001 (INMET, 2019).....	33
Figura 20- Mapa de tipos de solo na Bacia Hidrográfica do Riacho Fundo/DF (Fonte dos dados: Nunes <i>et al.</i> , 2020).	35

Figura 21- Mapa de uso do solo da Bacia Hidrográfica do Riacho Fundo/DF para o ano de 2013 (Fonte dos dados: Nunes <i>et al.</i> , 2020).	35
Figura 22- Localização dos pluviômetros cujos dados foram utilizados na simulação da bacia do Riacho Fundo no período de 2010 a 2013 (Fonte dos dados: Nunes <i>et al.</i> , 2020).	37
Figura 23- Série de precipitação na estação ETE Sul (Fonte dos dados: Nunes <i>et al.</i> , 2020).	37
Figura 24- Série de precipitação na estação ETE Riacho Fundo (Fonte dos dados: Nunes <i>et al.</i> , 2020).	38
Figura 25- Série de precipitação na estação Jockey Club (Fonte dos dados: Nunes <i>et al.</i> , 2020).	38
Figura 26- Séries de temperaturas máximas e mínimas na estação Brasília A001 (Fonte dos dados: Nunes <i>et al.</i> , 2020).	38
Figura 27- Representação das sub-bacias no SWMM para a bacia hidrográfica do Riacho Fundo/DF.	40
Figura 28- Localização das estações pluviométricas e da estação fluviométrica da Ponte Aeroporto (Carvalho <i>et al.</i> , 2020).	44
Figura 29- Réguas instaladas às margens do córrego Riacho Fundo.	45
Figura 30- Amostrador instalado na estação fluviométrica Ponte Aeroporto, próximo a margem do córrego Riacho Fundo.	46
Figura 31- Disposição das amostras coletadas pelo amostrador automático.	46
Figura 32- Pluviógrafo instalado no parque de Águas Claras.	48
Figura 33- Escoamento superficial no período de 2 anos simulado no SWMM (modelo não calibrado), simulado no SWAT (modelo calibrado) e monitorado para a bacia do Capetinga.	49
Figura 34- Gráficos de vazão de escoamento superficial simulada no SWMM (modelo não calibrado) e de pluviometria para a bacia do Capetinga.	50
Figura 35- Evaporação na bacia do Capetinga simulada no SWMM utilizando a equação de Hargreaves e utilizando medidas em tanque classe A.	51
Figura 36- Concentrações de sólidos suspensos simuladas no SWAT (modelo calibrado) e observadas para a bacia do Capetinga (Távora, 2017).	52
Figura 37- Concentrações de sólidos suspensos simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e observadas para a bacia do Capetinga.	52

Figura 38- Cargas de sólidos suspensos simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e observadas para a bacia do Capetinga.	53
Figura 39- Escoamento superficial simulado no SWMM (modelo não calibrado), simulado no SWAT (modelo calibrado) por Nunes <i>et al</i> (2020) e monitorado para a bacia do Riacho Fundo.....	55
Figura 40- Concentrações de fósforo total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e no SWAT (modelo calibrado) para a bacia do Riacho Fundo.....	56
Figura 41- Concentrações de fósforo total monitoradas e simuladas no SWMM (modelo não calibrado) para a bacia do Riacho Fundo.....	56
Figura 42- Cargas de fósforo total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e no SWAT (modelo calibrado) para a bacia do Riacho Fundo.....	57
Figura 43- Cargas de fósforo total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e monitoradas para a bacia do Riacho Fundo.....	57
Figura 44- Concentrações de nitrogênio total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e no SWAT (modelo calibrado) para a bacia do Riacho Fundo.	58
Figura 45- Concentrações de nitrogênio total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e monitoradas na bacia do Riacho Fundo.....	59
Figura 46- Cargas de nitrogênio total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e no SWAT (modelo calibrado) para a bacia do Riacho Fundo.....	59
Figura 47- Cargas de nitrogênio total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e monitoradas para a bacia do Riacho Fundo.....	60
Figura 48- Curva chave para a estação fluviométrica Ponte Aeroporto.....	62
Figura 49- Gráfico da vazão total, do escoamento de base e superficial para o evento do dia 23/12/2019 na estação fluviométrica Ponte Aeroporto da bacia do Riacho Fundo.....	62
Figura 50- Hidrograma e polutogramas para fósforo total e nitrogênio total no evento de 23/12/2019 na estação fluviométrica Ponte Aeroporto da bacia do Riacho Fundo.....	63
Figura 51- Escoamento superficial monitorado e simulado no SWMM (modelo não calibrado) para o evento de 23/12/2019 na bacia do Riacho Fundo.....	64
Figura 52- Concentrações de fósforo total monitoradas e simuladas no SWMM (modelo não calibrado) para o evento do dia 23/12/2019 na bacia do Riacho Fundo.....	65
Figura 53- Cargas de fósforo total monitoradas e simuladas no SWMM (modelo não calibrado) para o evento de 23/12/2019 na bacia do Riacho Fundo.....	66

Figura 54- Concentrações de nitrogênio total monitoradas e simuladas no SWMM (modelo não calibrado) para o evento do dia 23/12/2019 na bacia do Riacho Fundo.....	66
Figura 55- Cargas de nitrogênio total monitoradas e simuladas no SWMM (modelo não calibrado) para o evento do dia 23/12/2019.	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Categoria e tipo de sistemas estruturais (adaptado de Righetto, 2009).....	7
Tabela 2- Tipos de parâmetros de qualidade da água (Von Sperling, 2005 e Costa, 2013)...	9
Tabela 3- Constituintes e efeitos de cada um em águas urbanas (Debo e Reese, 2003).	9
Tabela 4- Valores de CN para bacias urbanas e suburbanas (Tucci, 2001).	15
Tabela 5- Cada tipo de fórmula para acumulação de poluentes no SWMM (Costa, 2013). ..	18
Tabela 6- Segunda etapa de cálculo do poluente no SWMM (Costa, 2013).....	18
Tabela 7- Áreas de cada uso do solo na bacia do Capetinga.	24
Tabela 8- Valores de CN para cada tipo de uso do solo e seu solo específico (Távora, 2017).....	28
Tabela 9- Sub-bacias do Capetinga e valores calculados para seus parâmetros principais..	29
Tabela 10- Usos do solo e valores de CME correspondentes utilizados na simulação de sólidos suspensos para a bacia do Capetinga (Lin, 2004).	30
Tabela 11- Evolução do uso e ocupação do solo em porcentagem de área para uma série histórica da bacia do Riacho Fundo- DF (Menezes, 2010).	32
Tabela 12- Índice de atendimento do sistema de esgotamento sanitário (PDAD, 2014).	33
Tabela 13- Classe e característica dos solos da sub-bacia do Riacho Fundo (Reatto, 2004).	34
Tabela 14- Classes de uso do solo na Bacia Hidrográfica do Riacho Fundo/DF e respectivas áreas para o ano de 2013.....	36
Tabela 15- Valores de CN para uso e ocupação do solo e tipo do solo na bacia do Riacho Fundo.	39
Tabela 16- Sub-bacias divididas para a bacia hidrográfica do Riacho Fundo/DF com seus respectivos parâmetros principais calculados.	40
Tabela 17- Usos do solo e valores de CME correspondentes utilizados na simulação de nitrogênio e fósforo totais para a bacia do Riacho Fundo (Lin, 2004).	42
Tabela 18- Parâmetros analisados e respectivas metodologias utilizadas de acordo com APHA <i>et al.</i> (2005) para as amostras coletadas na estação fluviométrica Ponte Aeroporto.....	47

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1- Cálculo da vazão;	16
Equação 2- Cálculo da abstração;.....	16
Equação 3- Cálculo do potencial de retenção máximo.	16
Equação 4- Fluxo em regime uniforme;.....	17
Equação 5- Onda cinemática;.....	17
Equação 6- Onda dinâmica.....	17
Equação 7- Separação do escoamento de base.....	45
Equação 8- Escoamento de base.....	45
Equação 9- Equação de Nash-Sutcliffe.....	45

LISTA DE ABREVIACÕES, SIGLAS E SÍMBOLOS

ADASA	Agência Reguladora de guas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal
CN	Curva Número
DBO	Demanda Bioquímica de Oxignio
DF	Distrito Federal
DQO	Demanda Química de Oxignio
EPA	Environmental Protection Agency
FT	Fósforo Total
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
H+	íon de hidrognio
PCD	Plataforma de coleta de dados
PNPI	Potential Non-Point Pollution Index
RAs	Regiões Administrativas
SIA	Setor de Indústria e Abastecimento
SCIA	Setor Complementar de Indústria e Abastecimento
SCS	Soil Conservation Service
ST	Sólidos Totais
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SWMM	Storm Water Management Model

1. INTRODUÇÃO

No século 20 pode ser visto um crescimento considerável da população mundial e também da fuga das populações da zona rural para a zona urbana à procura de uma qualidade de vida melhor, algo que traz muitos benefícios para o indivíduo e também para a comunidade. Entretanto, esse processo de migração ocorreu de forma desordenada, com o crescimento da própria população urbana e sem planejamento prévio sobre nas diversas classes de sistemas urbanos, ocasionando consequências para o meio ambiente, para a qualidade de vida da população e também problemas econômicos.

Dentre esses sistemas urbanos, um dos mais importantes é o sistema de saneamento que contempla a distribuição de água, a coleta de esgoto e seu tratamento, a coleta de resíduos sólidos e o manejo de águas pluviais. É evidente que uma gestão integrada nos sistemas de saneamento proporciona uma melhoria significativa na qualidade de vida da população, na proporção de que, para cada dólar investido em saneamento básico, é economizado 4 dólares em gastos com saúde pública (OMS e *UN- Water*, 2014). É evidente que nos últimos anos o investimento na área de saneamento básico melhorou e os números se encontram em queda, porém as adversidades ainda são altas. Segundo levantamento em bases de dados oficiais realizado pelo Instituto Trata Brasil, no ano de 2017, duas mil trezentas e cinquenta e três pessoas (2.353) faleceram no Brasil devido a doenças por veiculação hídrica e as despesas públicas com internações por esse tipo de origem foi de aproximadamente 99 milhões de reais (TRATA BRASIL, 2019). Também há os prejuízos devidos aos problemas do saneamento básico como por exemplo enchentes, que acarretam a perda patrimonial da população, perda de vidas e outras perdas.

A urbanização desordenada acarreta intensa impermeabilização do solo que, por sua vez, leva à diminuição da quantidade de água que chega ao lençol freático e ao aumento da quantidade de escoamento superficial. Acrescido desse problema, a deposição diária de poluentes atmosféricos, poluentes gerados pelo trânsito de automóveis, resíduos sólidos, entre outros, contribui para a poluição da superfície, poluição que é carregada para os corpos hídricos quando ocorrem eventos chuvosos. Pelo fato de o lançamento ser realizado sem o devido tratamento, em muitos casos o aporte de poluentes carregadas pelas águas pluviais leva a concentrações nos corpos hídricos maiores que o permitido pela classe em que está enquadrado o corpo hídrico.

Atualmente existem diversas ferramentas para a realização dos estudos hidrológicos aplicados à drenagem e uma ferramenta muito importante é a modelagem. A modelagem a ser adotada depende das características da região que se analisa, visto que há modelos que se adequam melhor para bacias de uso urbano, como o SWMM (*Storm Water Management Model*), ou para bacias rurais, como o SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*). Na realidade atual do DF há uma complexidade maior devido à variação do uso e ocupação do solo nas bacias, sendo de uso misto em bacias importantes.

É nesse contexto que este trabalho se apresenta, com uso do SWMM na simulação de bacias de usos do solo natural e misto para o estudo da sua aplicabilidade na modelagem da poluição difusa, comparando os resultados obtidos com esse modelo com resultados já existentes de simulações realizadas com o modelo SWAT em estudos anteriores a esse. Comparou-se os resultados de vazão e poluentes dos dois modelos para uma modelagem contínua de uma bacia experimental situada em zona natural, a bacia do Capetinga, e para uma modelagem também contínua de uma bacia com urbanização em grande parte da sua área e uso do solo considerado misto, a bacia do Riacho Fundo. Na bacia do Capetinga, o poluente simulado no SWMM foi o sedimento, na forma dos sólidos suspensos, enquanto na bacia do Riacho Fundo a simulação de qualidade foi realizada para os poluentes nitrogênio e fósforo totais. Além disso, o modelo SWMM foi testado para simulação quali-quantitativa da bacia de uso do solo misto e os resultados foram comparados aos dados de monitoramento de chuva, vazão e qualidade da água de um evento de cheia do ano hidrológico de 2019-2020.

No capítulo 2 deste trabalho se encontram os objetivos que se almejou alcançar, enquanto no capítulo 3 são abordados os conceitos recorrentes e os trabalhos já realizados no tema. O capítulo 4 contém a metodologia que se utilizou, o capítulo 5 apresenta os resultados e a análise do trabalho e o capítulo 6 apresenta as conclusões e as recomendações.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo geral analisar a aplicabilidade do uso do SWMM na avaliação de aporte de cargas de poluição difusa em bacias de uso misto e naturais para simulação da qualidade da água.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Comparar o uso dos modelos SWMM e SWAT na bacia do Capetinga, de característica natural, e averiguar a aplicabilidade do uso do SWMM nessa bacia;
- Comparar o uso dos modelos SWMM e SWAT na bacia do Riacho Fundo, de uso misto, e averiguar a aplicabilidade do uso do SWMM nessa bacia;
- Verificar a adequação dos parâmetros de geração de carga de poluentes recomendadas pelo SWMM, uma vez que, em geral, não se dispõe de valores contínuos de qualidade de água em rios urbanos.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. ÁGUAS URBANAS

A urbanização brasileira é categorizada no último século por um forte êxodo rural para os centros urbanos de todos os tipos de porte pelo motivo principal de uma busca por uma qualidade de vida melhor. Infelizmente essa mudança no padrão de vida das pessoas não veio acompanhada de políticas públicas desenvolvidas no setor de infraestrutura, ocasionando diversas lacunas nas quais até hoje há uma necessidade de melhoria, sendo uma das principais o sistema de saneamento brasileiro (Porto, 2003).

Os recursos hídricos representam uma das principais atividades nas interações humanas com o meio no qual convivem e são a base para o desenvolvimento saudável do ser humano. As ações antropogênicas são amplamente representadas pela impermeabilização do solo, geração crescente de resíduos sólidos, produção de esgotos e essas ações antropogênicas, resultantes da urbanização do meio impactam fortemente no ciclo hidrológico natural (ADASA,2018).

De acordo com Tucci (2005) os principais problemas relacionados entre as infraestruturas e a urbanização nos países em desenvolvimento, principalmente os latino-americanos, são as elevadas densidades demográficas resultando em deficiências em infraestruturas sanitárias e na qualidade do sistema de transporte. Isso causa diversos impactos no meio ambiente e também na qualidade de vida da população por deixá-la mais exposta à poluição. Outro problema é o crescimento de populações periféricas por conta do êxodo rural para centros urbanos. Devido a essa migração ser realizada por populações que se encontram em instabilidade financeira, as zonas periféricas apresentam baixa qualidade de equipamentos urbanos e infraestrutura. Um terceiro problema é a priorização das ações de planejamento territorial ser voltada a populações mais abastadas, por serem detentoras de poder político e/ou possuírem maior influência na captação de recursos ou de mídia.

A urbanização modifica e reduz a cobertura vegetal original do meio. Com o incremento de impermeabilização, a condução das águas pluviais necessita de implementação de galerias e canais para conduzir o grande volume de escoamento superficial, porém mesmo que resolvam problemas locais de alagamentos, a canalização das águas altera profundamente o equilíbrio hidrológico natural em quatro pontos, sendo:

- Um aumento no escoamento superficial devido a uma maior contribuição de volume de água que não é mais infiltrado no solo pela vegetação ou que se acumulava em depressões naturais;

- Vazões maiores e em tempos mais curtos, por conta da aceleração da velocidade de escoamento nas galerias que ocasionam uma redução do tempo de deslocamento das ondas de cheias;
- Um decréscimo do nível do lençol freático por conta da redução da infiltração, com a conseqüente redução das vazões em tempo seco;
- O aumento da temperatura e diminuição da umidade em escala local, devido a redução da evapotranspiração que ocasiona a diminuição do aporte de água para a atmosfera.

De acordo com o explicitado sobre como o processo de urbanização pode mudar o balanço hídrico de uma área, as Figuras 1 a 3 ilustram as mudanças que ocorrem nos aspectos do escoamento superficial e suas conseqüências, como, o aumento do escoamento superficial e o aumento da velocidade de escoamento, redução da infiltração no solo e diminuição do nível do lençol freático, diminuindo o tempo de concentração e aumentando as vazões máximas e antecipando as vazões de pico temporalmente.

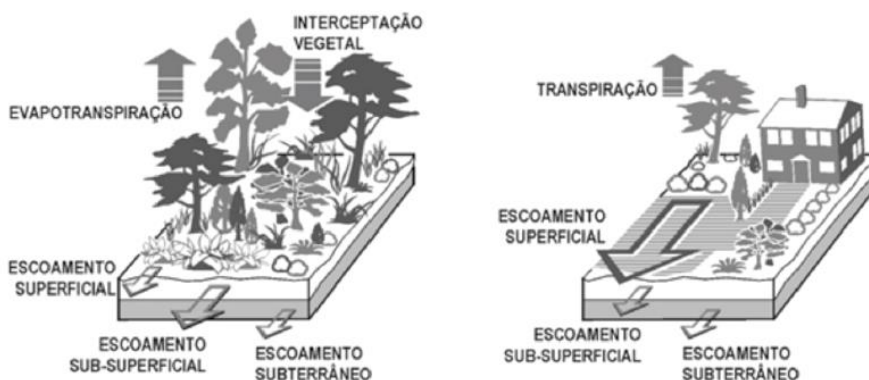


Figura 1- Balanço hídrico antes e depois do processo de urbanização (Schueler, 1987 apud Tucci, 2005).

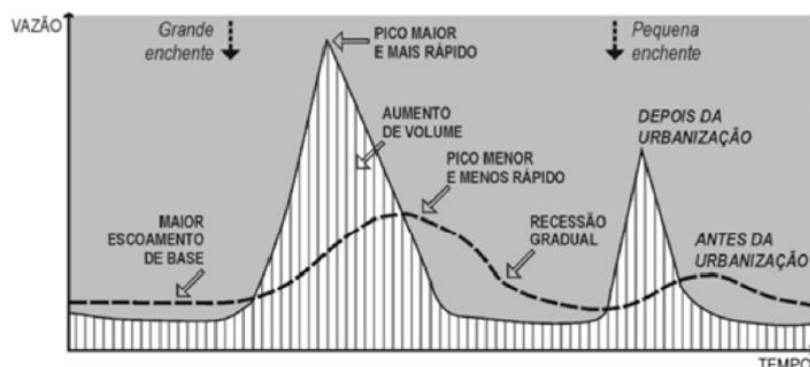


Figura 2- Resposta do escoamento devido ao processo de urbanização (Schueler, 1987 apud Tucci, 2005).



Figura 3- Consequência da impermeabilidade e área de inundação (Schueler, 1987 apud Tucci, 2005).

3.2. SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA

Historicamente, as cidades sempre foram criadas e desenvolvidas próximas aos cursos de água e a visão em relação à drenagem urbana surgiu com uma abordagem higienista que permanece até hoje. De acordo com tal abordagem, o sistema de drenagem urbana visa somente transportar o recurso hídrico a jusante, não se preocupando com a qualidade e nem com o impacto que ocorrerá no final (Tucci, 2001). Por isso, são cada vez mais frequentes os problemas de alagamentos, erosões e assoreamento e poluição dos corpos hídricos receptores.

Em virtude dessa problemática encontrada nos meios urbanos, surgiu o desenvolvimento sustentável, que tem por objetivo a busca do equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e a sustentabilidade do ambiente que a população se desenvolve, de forma que possa aumentar a economia da população sem comprometer os recursos naturais de populações futuras. A aplicação desse conceito criou componentes que possam avaliar o desenvolvimento sustentável em recursos hídricos, através de uma visão integrada em quatro campos, sendo os ambientais naturais, as condicionantes socioeconômicas, os sistemas hídricos e as disciplinas do conhecimento (Tucci e Mendes, 2006). A Figura 4 ilustra essa integração.



Figura 4- Visão integrada dos Recursos Hídricos (Tucci e Mendes, 2006).

Através dessa visão integrada ocorreu a implementação e estruturação de medidas estruturais e medidas não estruturais. As medidas não estruturais focam em evitar que a poluição seja gerada e nas ocorrências de eventos de cheias e alagamentos. Tal medida pode ser implementada pelo Planejamento territorial, por outorgas de uso de água, educação ambiental à população, processos de licenciamento, entre outros. (Tucci, 2001). Enquanto isso, as medidas estruturais compõem diversas estruturas cujo objetivo é facilitar a infiltração da água no solo e a de deter e/ou transportar o escoamento superficial gerado na bacia, promovendo muitas vezes o tratamento da água. A implementação dessas obras objetiva a redução dos danos gerados pela crescente urbanização (Righetto, 2009). A Tabela 1 dispõe sobre o citado no texto.

Tabela 1- Categoria e tipo de sistemas estruturais (adaptado de Righetto, 2009).

Categoria	Tipo
Detenção de escoamento	Bacia de detenção ou de atenuação de cheia Bacia de retenção com infiltração
Área inundável	Terreno adaptado a alagamento
Dispositivos de infiltração	Vala de infiltração Bacia de infiltração Pavimento poroso
Filtros orgânicos e de areia	Filtro superficial de areia Filtro subterrâneo
Tecnologias alternativas	

Em virtude desses problemas, há casos em que as redes de drenagem urbana não funcionam como deveriam ou estão mal dimensionadas e as medidas de controle do escoamento podem ajudar a mitigar os impactos, mas sua aplicação deve levar em consideração uma diversidade de fatores.

Camuzi (2017) realizou o estudo da drenagem urbana da região administrativa (RA) Riacho Fundo. Em sua metodologia, realizou a simulação hidráulica do sistema de drenagem existente da RA. Pode ser concluído no trabalho de Camuzi que a rede de drenagem atual não pode oferecer o suporte que deveria à chuva de projeto utilizada por possuir poucos pontos de coleta e condutos. Concluiu também que os condutos possuem diâmetros inferiores ao tamanho necessário para transportar as águas pluviais. Foram propostos quatro cenários diferentes a fim de se reduzir a vazão de lançamento no final da rede e a vazão de inundação. Porém, mesmo que sejam empregadas tecnologias de baixo custo para suprir essa demanda, há a necessidade de uma reestruturação do sistema de drenagem, pois essas tecnologias não aliviam o sistema inteiro em si.

3.3. QUALIDADE DA ÁGUA

A definição de poluição é quando ocorre a alteração da qualidade de algum meio sendo esse o ar, solo ou água, em relação aos parâmetros químicos, físicos, biológicos ou radiológicos, e sua causa foi devida a alguma atividade humana (Novotny e Olem, 1993).

Segundo Debo e Reese (2003), em sistemas de drenagem urbana pode se categorizar duas principais fontes de origem de poluição são as águas pluviais sujas e as águas de origem não pluviais. A forma de prevenção em águas pluviais sujas é evitar o contato com o poluente, e caso ocorra a mistura, deve ser feita a remoção. Para águas de origem não pluviais, comumente devidas a conexões clandestinas de redes de esgoto ou deposição incorreta de resíduos, devem ser analisadas formas de se evitar esses acontecimentos.

A resolução CONAMA nº 357, de março de 2005 dispõe sobre a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos d'água assim como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005). A resolução CONAMA nº 430, de maio de 2011 também dispõe sobre o mesmo conteúdo da resolução anterior, complementando em aspectos mais abrangentes e alterando em alguns quesitos (BRASIL, 2011).

Segundo Von Sperling (2005) e Costa (2013) as três principais características a serem analisadas na qualidade da água são as físicas, as químicas e as biológicas. Dentro de cada categoria há diversos parâmetros, listados na Tabela 2.

Tabela 2- Tipos de parâmetros de qualidade da água (Von Sperling, 2005 e Costa, 2013).

Parâmetro	Característica
Físico	Cor
	Turbidez
	Temperatura
	Sólidos
	Condutividade
Químicos	pH
	Dureza
	Nutrientes
	Metais
	Oxigênio dissolvido
	Matéria orgânica
	Matéria inorgânica
Biológicos	Organismos patogênicos
	Organismos bentônicos

É através do estudo de concentração de cada tipo de poluente existente durante eventos pluviais que se constrói o polutograma que representa o comportamento do poluente ao longo do escoamento da região. Para calcular a carga ou a massa total do poluente em cada tipo de evento é necessário ter em posse o polutograma e o hidrograma, que é o gráfico que apresenta a variação da vazão de acordo com o tempo. Para se obter o hidrograma, testes no local do estudo devem ser feitos (Gomes *et al*, 2005).

A Tabela 3 apresenta um resumo breve sobre os constituintes causadores de poluição em águas pluviais urbanas e os seus efeitos sobre o meio ambiente.

Tabela 3- Constituintes e efeitos de cada um em águas urbanas (Debo e Reese, 2003).

Constituintes	Efeitos
Sedimentos - sólidos suspensos, sólidos dissolvidos e turbidez	Turbidez no fluxo Mudanças nos habitats Perda estética/recreação Transporte de contaminantes Assoreamento de lagos e reservatórios

Tabela 3 (continuação)- Constituintes e efeitos de cada um em águas urbanas (Debo e Reese, 2003).

Constituintes	Efeitos
Nutrientes - nitrito, nitrato, amônia, nitrogênio orgânico, fosfato, fósforo total	Proliferação de algas Eutrofização Toxicidade por amônia e nitrato Perda estética/recreação
Organismos patogênicos - Coliformes totais e fecais, vírus por transmissões em coliformes, E. coli etc.	Doenças Proliferação de espécies perigosos Perda estética/recreação
Matéria orgânica - vegetação, esgoto, outros materiais que demandam oxigênio	Esgotamento de oxigênio dissolvido Odor Mortandade de peixes
Poluentes tóxicos - metais pesados (cádmio, cobre, zinco), orgânicos, hidrocarbonetos, pesticidas/herbicidas	Toxicidade humana e aquática Bioacumulação na cadeia alimentar
Resíduos Sólidos	Esgotamento de oxigênio dissolvido Mudança nos habitats Recreação/ Perda estética

3.3.1. Poluição Difusa

A poluição difusa é definida como um tipo de poluição distribuída em uma área específica e é o produto entre a concentração de um tipo de poluente encontrado na água pela vazão do escoamento e varia em um determinado intervalo de tempo. Esse tipo de poluição é de difícil mensuração e de localização devido à abrangência de fatores. Há diversas fontes como origem desse tipo de poluição, por exemplo a lavagem e transporte de poluentes atmosféricos, depósitos ilegais de resíduos sólidos e o tipo de atividade devido ao uso e ocupação do solo. Essas cargas possuem alta variabilidade na concentração dos poluentes devido aos eventos meteorológicos e a características naturais e antropogênicas na região (Costa, 2013).

Desse conceito de poluição difusa, há três principais aspectos incluídos, que são o *wash off*, *build up* e *first flush*. O *wash off* é o processo da lavagem dos poluentes pela energia gerado na turbulência do escoamento em eventos de precipitação, o *build up* é a acumulação de poluentes nas superfícies impermeáveis no período de estiagem e o *first flush* é o fenômeno conceituado em que o pico de concentração dos poluentes ocorre anteriormente ao pico do

hidrograma. Os principais impactos negativos causados pela poluição difusa são a redução da qualidade da água do corpo receptor, as perdas econômicas da população e dos estados em gastos com saúde pública.

Haupt (2009) realizou o estudo da poluição difusa para a bacia do Jundiaí. Em sua metodologia utilizou o método PNPI (*Potential Non-Point Pollution Index*) que fornece a contribuição potencial de poluição não pontual em cada unidade de área delimitada. Em seu desenvolvimento pode gerar diversos mapas de contribuição de poluição difusa e classificou cada área em seu potencial de contribuição variando de baixo para alto, sendo os de menores contribuições as áreas de mata nativa e os de maiores contribuições as áreas urbanas e áreas de culturas anuais e perenes.

3.4. MODELAGEM COMPUTACIONAL

Atualmente, os modelos computacionais são utilizados em três etapas diferentes, sendo a de planejamento, a de dimensionamento e a de operação de sistemas de drenagem. O modelo de planejamento é utilizado na etapa inicial do projeto quando deseja-se avaliar os custos e a viabilidade técnica dele. O modelo de dimensionamento tem a finalidade de dimensionar as estruturas presentes no sistema e o modelo de operação fornece uma análise detalhada sobre as tomadas de decisões necessárias nas estruturas de controle e nas redes de condutos (Righetto, 2009).

Existem diversos modelos computacionais hoje que podem ser utilizados para transformação de chuva em escoamento, e os principais utilizados no Brasil são o modelo ABC (desenvolvido na Universidade de São Paulo, USP) e, o modelo IPH (desenvolvido no Instituto Federal do Rio Grande do Sul- IPH – UFRGS) sendo que ambos realizam a transformação da chuva em vazão. Também são bastante utilizados os modelos SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) quando se tem como objetivo a modelagem hidrológica de bacias hidrográficas, com o enfoque em zonas rurais e o modelo SWMM (*Storm Water Management Model*) com o mesmo objetivo, entretanto esse último é mais amplamente utilizado para bacias urbanas e de uso misto (Righetto, 2009).

3.4.1. SWAT

O SWAT é um modelo de base física desenvolvido para realizar o prognóstico do impacto do uso do solo e a consequente descarga de poluição nos recursos hídricos local de forma que possa prever e avaliar as consequências dessas alterações nas bacias estudadas. É um software de acesso gratuito e código aberto permitindo assim modificações pelos próprios usuários (Arnold *et al.*, 2012).

A entrada de dados desse modelo se baseia principalmente em dados físicos das regiões estudada como topografia, clima, propriedades do solo e vegetação e manejo do uso do solo além dos dados referentes a qualidade da água. Esse modelo é utilizado especialmente quando deseja-se avaliar os impactos a longo prazo, realizando simulações em tempo contínuo, não recomendado para simulação de eventos específicos ou cálculos de propagação de cheias. Sua utilização se faz de forma que seja dividida a bacia em estudo em várias sub-bacias e microbacias devido às suas discrepâncias nos seus dados físicos, portanto permite que o resultado gerado possa ser bem mais específico e mais próximo da realidade da região. (Arnold *et al.*, 2012).

O modelo SWAT funciona na etapa de simulação hidrológica em duas principais fases, sendo a primeira a fase terrestre do ciclo hidrológico e a segunda a fase do itinerário do ciclo hidrológico. O primeiro é onde há o controle da quantidade de sedimento, nutrientes, água e descarga de poluentes emergentes no canal principal de cada sub-bacia e o segundo é onde se define o trajeto pelo qual a água e todos os materiais que serão transportados irão percorrer pela rede da região hidrográfica até o seu ponto de descarga (Arnold *et al.*, 2012). O fluxograma na Figura 5 descreve brevemente sobre como funciona a fase terrestre do ciclo hidrológico do SWAT e quais tomadas de decisões se cumpre para chegar ao resultado.

A entrada de dados necessária para essa etapa é através das categorias globais de cálculo do SWAT. As categorias do SWAT no cálculo serão o clima, hidrologia, cobertura do terreno/crescimento vegetal, erosão, nutrientes, pesticidas e o gerenciamento (Arnold *et al.*, 2012).

A segunda fase do SWAT é a fase de propagação do ciclo hidrológico no qual é feito o acompanhamento do fluxo do canal e a transformação das substâncias químicas no curso do corpo hídrico. A Figura 6 ilustra os diferentes processos que ocorrem nos corpos hídricos. A propagação nesta etapa é realizada em quatro componentes, que são a água, os nutrientes, os sedimentos e os químicos orgânicos (Arnold *et al.*, 2012).

A propagação de água é realizada utilizando um método de acúmulo variável por Williams (1969) ou o método de Muskingum. As propagações de nutrientes no modelo são controladas pelo componente de qualidade da água do modelo no rio, onde o modelo permite rastrear os nutrientes dissolvidos na água e os adsorvidos ao sedimento. A propagação de sedimentos é controlada em uma operação simultânea de dois processos, o de deposição e o de degradação. Por fim, o transporte dos químicos orgânicos é feito de forma similar ao de nutrientes, sendo dividido em componentes dissolvidos e sedimentos fixos, no qual o químico orgânico dissolvido é transportado com a água, o fixo ao sedimento é afetado pelo transporte de sedimento e processos de deposição (Arnold *et al.*, 2012).

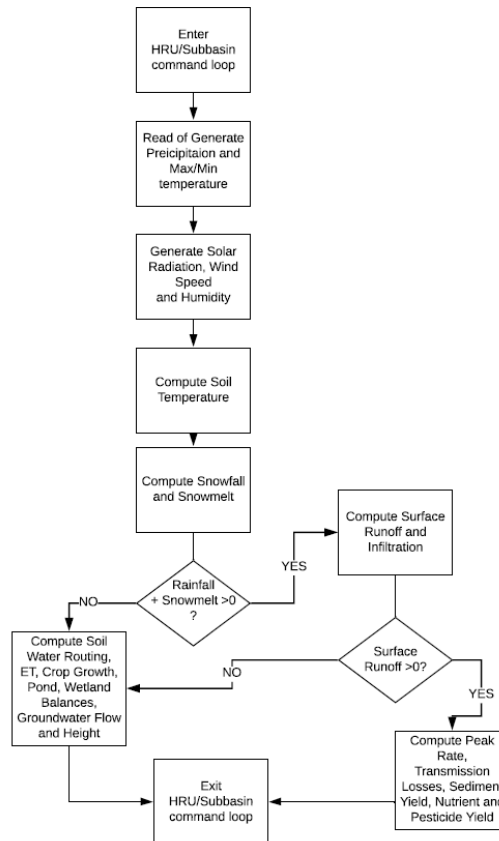


Figura 5- Fluxograma sobre primeira fase do SWAT (Arnold *et al.*, 2012).

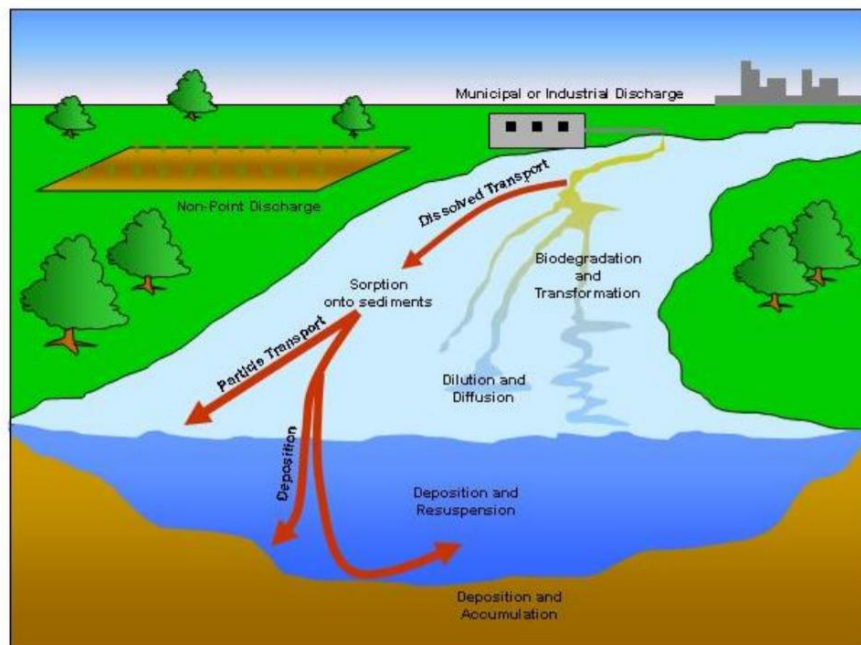


Figura 6- Processos ocorrentes no trajeto do curso hídricos (Arnold *et al.*, 2012).

3.4.2. SWMM

O SWMM é um modelo dinâmico de base física bastante útil na drenagem urbana e que simula nos aspectos qualitativos e quantitativos o escoamento superficial, especialmente para

áreas urbanas, podendo ser utilizado para simulações contínuas de longo prazo ou para eventos chuvosos únicos. O SWMM é constantemente atualizado e sempre aprimorado seja pela própria agência, a *Environmental Protection Agency* (EPA), seja por empresas desenvolvedoras de softwares ou colaboradores, por conta de ser um modelo de código aberto. O modelo possui quatro principais módulos, que são o módulo atmosférico referente à deposição de poluentes e à precipitação, o módulo de superfície do solo, que delinea sobre o escoamento superficial, a infiltração e o armazenamento superficial, o módulo de transporte que delimita sobre as galerias pluviais, e o módulo de águas subterrâneas, que discorre sobre o fluxo de base (Souza, 2014). A Figura 7 apresenta um fluxograma dos módulos do SWMM.

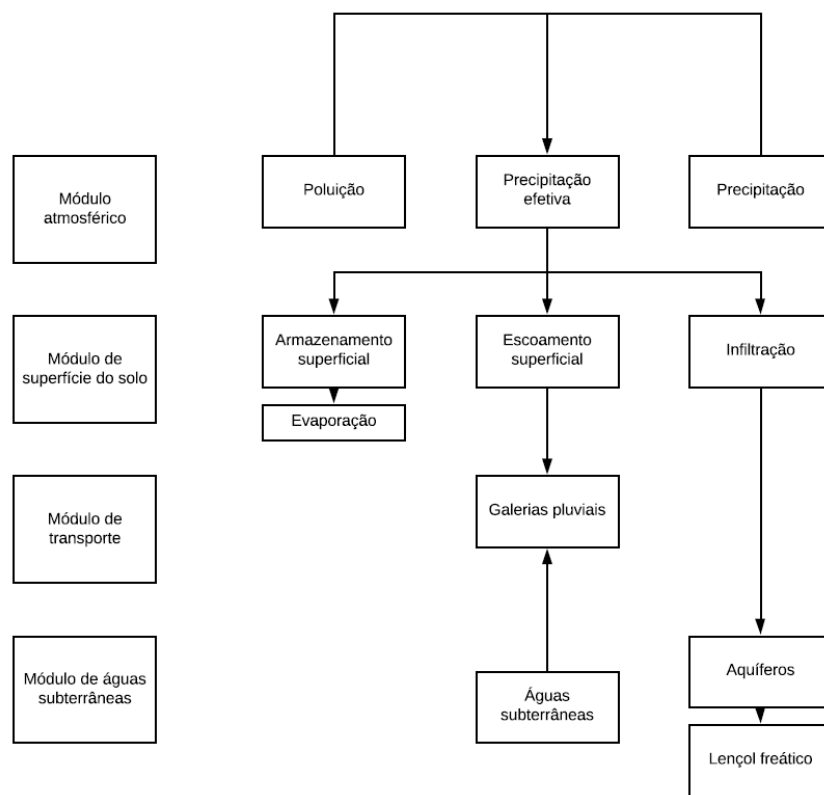


Figura 7- Fluxograma dos módulos do SWMM (Souza, 2014).

Para o cálculo da infiltração, o SWMM permite ao usuário utilizar três tipos de métodos e somente um método poderá ser utilizado no modelo. Os métodos são o Curva Número (CN) do *Soil Conservation Service* (SCS), a equação de Green-Ampt e a equação de infiltração de Horton. O cálculo da infiltração só é aplicado nas porções permeáveis da sub-bacia, então as porções impermeáveis da sub-bacia converterão toda a precipitação em escoamento superficial, com exceção de qualquer retenção inicial, devido a depressões no solo. Todos os parâmetros de infiltração e o coeficiente CN devem ser especificados na parte permeável da sub-bacia.

Segundo Tucci (2001), a Tabela 4 ilustra a variação do valor para o CN em bacias urbanas e suburbanas e separa para os diferentes tipos de solos, estes sendo classificados como:

- Solo A: solos arenosos profundos e com pouca silte e argila, produzem baixo escoamento superficial e alta infiltração;
- Solo B: solos arenosos, com permeabilidade média à alta, menos profundo do que o tipo A;
- Solo C: solos mais barrentos, maior teor de argila, que geram escoamento superficial acima da média e com capacidade de infiltração abaixo da média e pouco profundo;
- Solo D: solos contendo argilas expansivas e pouco profundos com muita baixa capacidade de infiltração, gerando a maior proporção de escoamento superficial.

Tabela 4- Valores de CN para bacias urbanas e suburbanas (Tucci, 2001).

Utilização ou cobertura do solo	A	B	C	D
Zonas cultivadas: sem conservação do solo	72	81	88	91
Com conservação do solo	62	71	78	81
Pastagens ou terrenos em más condições	39	61	74	80
Baldios em boas condições	39	61	74	80
Prado em boas condições	30	58	71	78
Bosques ou zonas cobertura ruim	45	66	77	83
Florestais: cobertura boa	25	55	70	77
Espaços abertos, relvados, parques, campos de golf, cemitérios, boas condições				
Com relva em mais de 75% da área	39	61	74	80
Com relva de 50 a 75% da área	49	69	79	84
Zonas comerciais e de escritórios	89	92	94	93
Zonas industriais	81	88	91	93
Zonas residenciais				
Lotes de (m ²)	% média impermeável			
<500	65	77	85	90
1000	38	61	75	83
1300	30	57	72	81
2000	25	54	70	80
4000	20	51	68	79
Parques de estacionamento, telhados, viadutos, etc	98	98	98	98
Arruamentos e estradas				
Asfaltadas e com drenagem de águas pluviais	98	98	98	98
Paralelepípedos	76	85	89	91
Terra	72	82	87	89

As equações utilizadas para o cálculo da vazão no método Curva-Número são as demonstradas nas equações 1 a 3.

$$Q = \frac{(P-Ia)^2}{(P-Ia)+S} \quad \text{Equação 1- Cálculo da vazão;}$$

$$Ia = 0,2 \cdot S \quad \text{Equação 2- Cálculo da abstração;}$$

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad \text{Equação 3- Cálculo do potencial de retenção máximo.}$$

Onde: P – Precipitação (mm);

Ia- Abstração inicial (mm);

S- Potencial máximo de retenção após o início do escoamento (mm);

CN- Curva Número.

Os dados obtidos no módulo de escoamento são utilizados como base para o módulo de transporte no qual é simulado os sistemas de drenagem. Nessa parte, três diferentes modelos podem ser utilizados devido ao tipo de fluxo, como o de onda cinemática, o de onda dinâmica e o de regime uniforme (Rossman, 2010).

Cada tipo de modelo apresenta suas características. O modelo de onda cinemática utiliza a equação da continuidade adicionado à uma simplificação da equação da quantidade de movimento em cada conduto. A vazão máxima que pode fluir pelo conduto é determinada pela equação de Manning. Esse modelo permite que vazão e área variem no espaço e no tempo no interior do conduto, resultando em amortecimentos e defasagem nos hidrogramas de saída em relação aos hidrogramas de entrada. Não é possível simular nesse modelo o ressalto hidráulico, as perdas nas entradas e saídas, fluxo pressurizado e remanso (Rossman, 2010).

O modelo de onda dinâmica utiliza as equações da continuidade e da quantidade de movimento nos condutos e a equação da continuidade nos nós, resultando nas equações unidimensionais de Saint Venant, gerando resultados mais precisos. Esse tipo de modelo pode ser utilizado para qualquer tipo de traçado de rede de drenagem pois calcula de forma simultânea os valores dos níveis de água nos nós e as vazões nos condutos (Rossman, 2010).

O modelo de fluxo em regime uniforme simplesmente transfere o hidrograma de entrada no nó de montante do conduto para o nó de jusante, sem mudar sua forma. Utiliza a equação de Manning para relacionar a vazão com a área e a profundidade do conduto. Somente pode ser utilizado para sistemas ramificados no qual cada nó possui somente um único conduto de saída (Rossman, 2010).

As fórmulas para cada tipo de modelo de transporte estão descritas nas equações 4 a 6.

$$\frac{\partial}{\partial t} = 0$$

Equação 4- Fluxo em regime uniforme;

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q;$$

$$g \cdot A \cdot Sf - g \cdot A \cdot So = 0$$

Equação 5- Onda cinemática;

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q;$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial \left(\frac{Q^2}{A}\right)}{\partial x} + g \cdot A \cdot \frac{\partial y}{\partial x} + g \cdot A \cdot Sf - g \cdot A \cdot So = 0$$

Equação 6- Onda dinâmica.

O SWMM também permite a análise da qualidade da água. No modelo, quando inserido o hidrograma é possível calcular os polutogramas para cada tipo de poluente e esse resultado pode ser obtido pelo acúmulo dos poluentes em função do período de estiagem, ou pela lavagem dos poluentes. Os principais resultados gerados são a lavagem de poluentes pela água da chuva, a contribuição direta pela própria chuva, a redução da poluição acumulada devida à lavagem das ruas, a acumulação de poluente pelo período de estiagem para cada tipo de uso do solo, a redução de poluentes carregada devido à aplicação das boas práticas de manejo, redução da concentração do poluente por processos naturais no transporte da água ou por tratamento em reservatórios (Rossman e Huber, 2016b).

A acumulação de massa dos poluentes depende da quantidade de dias de estiagem na região e para cada tipo de uso do solo. Essa acumulação pode ser calculada por três diferentes fórmulas, expressas na Tabela 5.

A segunda etapa de cálculo no SWMM é no processo de lavagem da carga de poluentes acumuladas na sub-bacia. Esse processo de lavagem é resultado de dois fenômenos simultâneos, a dissolução dos compostos solúveis nos primeiros instantes da chuva ao molhar a superfície e o fluxo horizontal do escoamento, que com a turbulência promove a dissolução. O SWMM possui de três opções para realizar essa segunda etapa de cálculo, listada na Tabela 6.

Tabela 5- Cada tipo de fórmula para acumulação de poluentes no SWMM (Costa, 2013).

Opções de cálculo	Equação	Parâmetros	Explicação
Função potência	$B = \text{Min}(C1, C2 \cdot t^{C3})$	C1- acumulação máxima possível (ML^{-2}) C2- constante de crescimento do poluente acumulado C3- expoente do tempo	A acumulação do poluente “B” é proporcional ao tempo elevado a uma potência até atingir um valor máximo
Função exponencial	$B = C1(1 - e^{-C2t})$	C1- acumulação máxima possível (ML^{-2}) C2- constante de crescimento do poluente acumulado (1/dia)	Comporta-se como uma acumulação exponencial que se aproxima assintoticamente a um determinado valor máximo.
Função saturação	$B = \frac{C1 \cdot t}{C2 + t}$	C1- acumulação máxima possível (ML^{-2}) C2-constante de semi-saturação (nº de dias necessários para alcançar metade da concentração possível).	Começa de forma linear e progressivamente diminui ao longo do tempo até alcançar um determinado valor de saturação.

Tabela 6- Segunda etapa de cálculo do poluente no SWMM (Costa, 2013).

Opções de cálculo	Equação	Parâmetros	Explicação
Exponencial	$W = C1 \cdot Q^{C2} \cdot B$	C1-Coeficiente de lixiviação C2-Expoente de lixiviação Q-escoamento por unidade de área (mm/h) B-Acumulação do agente poluente	A carga lixiviada W (MT^{-1}) é proporcional ao produto do escoamento elevado a uma potência, pela quantidade de agente poluente acumulado.
Curva de Taxa de lixiviação	$W = C1 \cdot Q^{C2}$	C1-Coeficiente de lixiviação C2-Expoente de lixiviação Q-Escoamento	W (MT^{-1}) é proporcional à vazão de escoamento elevado a uma potência.
Concentração média do evento	$W = C1 \cdot Q^{C2}$	C1-Representa a concentração de poluente lixiviado em M/L C2=1	Caso especial da curva de taxa de lixiviação.

Beling (2013) desenvolveu a modelagem quali-quantitativa da bacia urbana do Arroio Cancela no Rio Grande do Sul. Em sua metodologia, o autor utilizou o modelo SWMM para a modelagem e para a calibração do modelo utilizou do software PEST (*Parameter*

Estimator). Para o desenvolvimento de sua modelagem, utilizou 34 eventos chuvosos, e na calibração, utilizou 10 eventos com dados referentes a TSS e DBO₅. Os resultados indicaram que os parâmetros mais sensíveis no SWMM foram as áreas impermeáveis na bacia, e o parâmetro de área permeável foi mais sensível quando o evento era de maior magnitude. Os resultados demonstraram que o uso do modelo SWMM acoplado ao calibrador PEST reproduziu bons resultados para o escoamento superficial em eventos isolados e séries contínuas, entretanto a representação de processos qualitativos apresentou um déficit.

Tsuji (2018) teve como objetivo em sua tese o monitoramento quali-quantitativo e modelagem das águas de drenagem pluvial no núcleo urbano da região administrativa do Riacho Fundo, afluente no Lago Paranoá. Em sua metodologia foi realizada a coleta e análise de 136 amostras em 14 eventos chuvosos. A modelagem foi realizada pelo modelo SWMM sob a interface PCSWMM®. Observou-se ocorrência do fenômeno *first flush* para a maioria dos contaminantes analisados com exceção de fósforo reativo e fósforo total, porém não se observou relação direta entre o número de dias secos antecedentes e a intensidade com que ocorreu o *first flush*. Os parâmetros que apresentaram maior sensibilidade à calibração foram a curva número (CN) e o armazenamento em depressão de áreas permeáveis (*Dstore perv*). Na simulação para vazões os resultados foram razoáveis em eventos com distribuição uniforme de precipitações, entretanto no quesito de qualidade de água os resultados obtidos não reproduziram os valores observados em campo. A autora observou que há uma necessidade maior de estudos aprofundados para realizar uma calibração de caráter mais satisfatório.

Costa (2013) também realizou uma análise sobre o comportamento quantitativo e qualitativo das águas de drenagem urbana na sub-bacia do Centro Olímpico e do Iate que afluem na bacia do Lago Paranoá. Foram monitorados 97 eventos quantitativos e 34 eventos qualitativos, gerando 438 amostras para análise de qualidade com um foco na eutrofização e assoreamento do corpo hídrico. Toda a modelagem foi realizada pelo modelo SWMM e na fase de verificação ele se ajustou bem a eventos com mesmo coeficiente de escoamento, possuindo uma sensibilidade maior no método de infiltração. No quesito da poluição difusa oriunda da drenagem pluvial pode-se concluir que elas são mais significativas do que as cargas de esgoto tratado lançado no Lago Paranoá para os meses de novembro e janeiro.

Gomes (2014) realizou a análise da poluição difusa em uma bacia piloto no município de Natal no Rio Grande do Norte. No qual o seu objetivo foi a avaliação temporal da concentração de poluentes em sua área de estudo e a realização de um modelo que se adapte à área de estudo nos quesitos quantitativo e qualitativo. Em sua metodologia foram

escolhidos 4 de 10 eventos monitorados e coletou-se amostras dessa água pluvial. Foi observado em sua análise a ocorrência do fenômeno *first flush*. O modelo pode-se ajustar de maneira satisfatória para as variáveis ST e DQO nas simulações no SWMM, entretanto para a variável FT não foi possível obter valores consideráveis.

Theiss (2014) realizou a simulação hidrológica para a bacia do córrego Chapadinha- DF utilizando os modelos SWAT e SWMM a fim de comparar os resultados obtidos em cada um dos modelos e apresentar possíveis semelhanças e discrepâncias. Foi realizada a criação de dois grupos e dentro de cada grupo idealizou-se 4 cenários para analisar a influência da ocupação urbana desordenada. No primeiro grupo considerou-se a intensificação da ocupação urbana até a sua capacidade máxima em áreas que não fossem de mata ciliar, áreas preservadas e cerrado. No segundo grupo considerou-se a ocupação urbana e posteriormente a intensificação desta ocupação em áreas preservadas e de cerrado. As simulações realizadas no SWAT obtiveram resultados satisfatórios confirmando as expectativas esperadas para a região demonstrando que, para o segundo grupo, no último cenário, houve um aumento no escoamento superficial enquanto que o escoamento de base teve uma diminuição considerável, um aumento na vazão média mensal e as vazões no período de seca diminuíram quando comparadas com o cenário atual. No entanto, com as simulações feitas no SWMM, o modelo não resultou em valores satisfatórios, demonstrando que os resultados para os coeficientes Nash-Sutcliffe e o R^2 foram aquém do esperado, apesar das vazões de pico simuladas terem sido maiores do que as observadas, houve uma compatibilidade no comportamento das duas. Em aspectos gerais ambos os modelos demonstraram uma similaridade nos resultados obtidos, porém no caso do SWMM ainda havia necessidade de esforço extra na etapa de calibração dos resultados.

4. METODOLOGIA

O trabalho foi dividido em 3 etapas principais, sendo a primeira avaliação comparativa entre o modelo SWMM e o modelo SWAT para uma bacia experimental em zona natural (bacia do Capetinga), a segunda à mesma comparação, porém para uma bacia de uso do solo misto (bacia do Riacho Fundo) e a terceira a realização da simulação quali-quantitativa de um evento monitorado na bacia do Riacho Fundo no modelo SWMM. As Figuras 8 a 10 ilustram os fluxogramas das atividades de cada etapa que foi realizada e sobre os detalhes do monitoramento e modelagem hidrológicos.

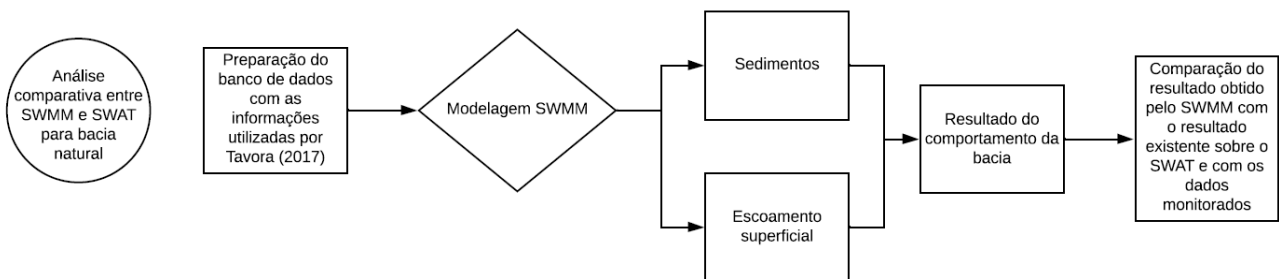


Figura 8- Fluxograma da primeira etapa do trabalho, de simulação contínua da bacia do Capetinga no SWMM.

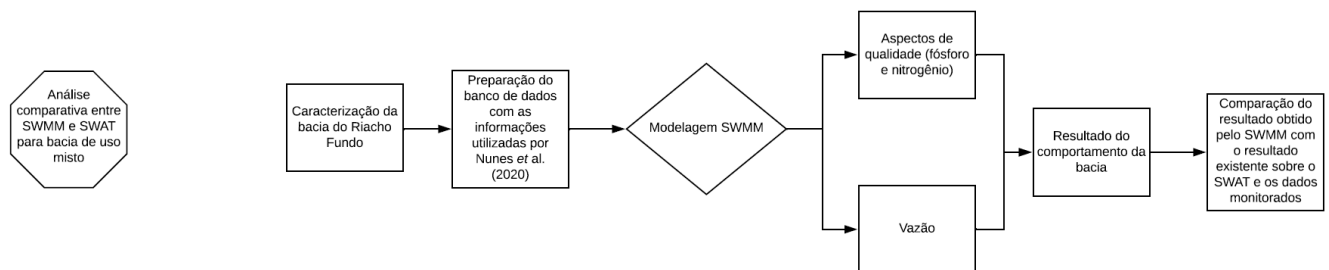


Figura 9- Fluxograma da segunda etapa do trabalho, de simulação contínua da bacia do Riacho Fundo no SWMM.

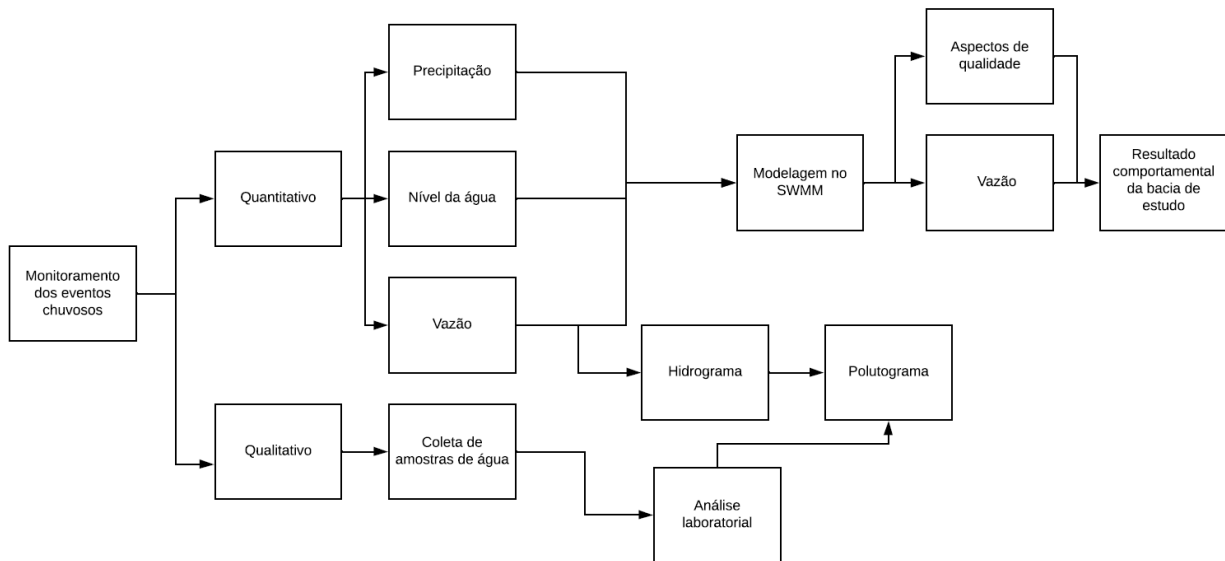


Figura 10- Fluxograma da terceira etapa do trabalho, de simulação de evento pluviométrico da bacia do Riacho Fundo no SWMM.

4.1. SIMULAÇÃO DE BACIA DE USO DO SOLO NATURAL NO SWMM

Nesta etapa do trabalho a simulação hidrológica foi feita para a bacia experimental da Área de Interesse Ecológico Capetinga- Taquara. O trabalho de simulação já foi realizado por Távora (2017) utilizando o modelo SWAT. Portanto a partir dos dados utilizados por Távora (2017) realizou-se a simulação no modelo SWMM para parâmetros quantitativos da bacia experimental e para o parâmetro qualitativo de sedimentos. Com os resultados obtidos por Távora (2017) e simulação realizada, os dois modelos foram comparados quanto a suas respostas para vazão e sedimentos.

4.1.1. Caracterização da bacia do Capetinga

A área de estudo objeto da primeira parte do trabalho é uma bacia experimental localizada no Distrito Federal (Figura 11) com área total de aproximadamente 11 km², perímetro total de 16,8 km e cotas máximas e mínimas de 1.205 m e 1.055 m, respectivamente.

A bacia experimental do Capetinga tem como solos predominantes os Cambissolos, representando 42,15% e os Latossolos vermelho-amarelos, representando 31,38%, complementados pelos Latossolos vermelhos, Gleissolos e Neossolos Quartzarênicos, sendo o mapa de solos apresentado na Figura 12 (Távora, 2017). Com os dados fornecidos por Távora (2017), projetou-se também o perfil de uso e ocupação do solo e calculou-se as porcentagens relativas para cada tipo de uso do solo encontrado na bacia do Capetinga, como observa-se na Figura 13 e na Tabela 7.

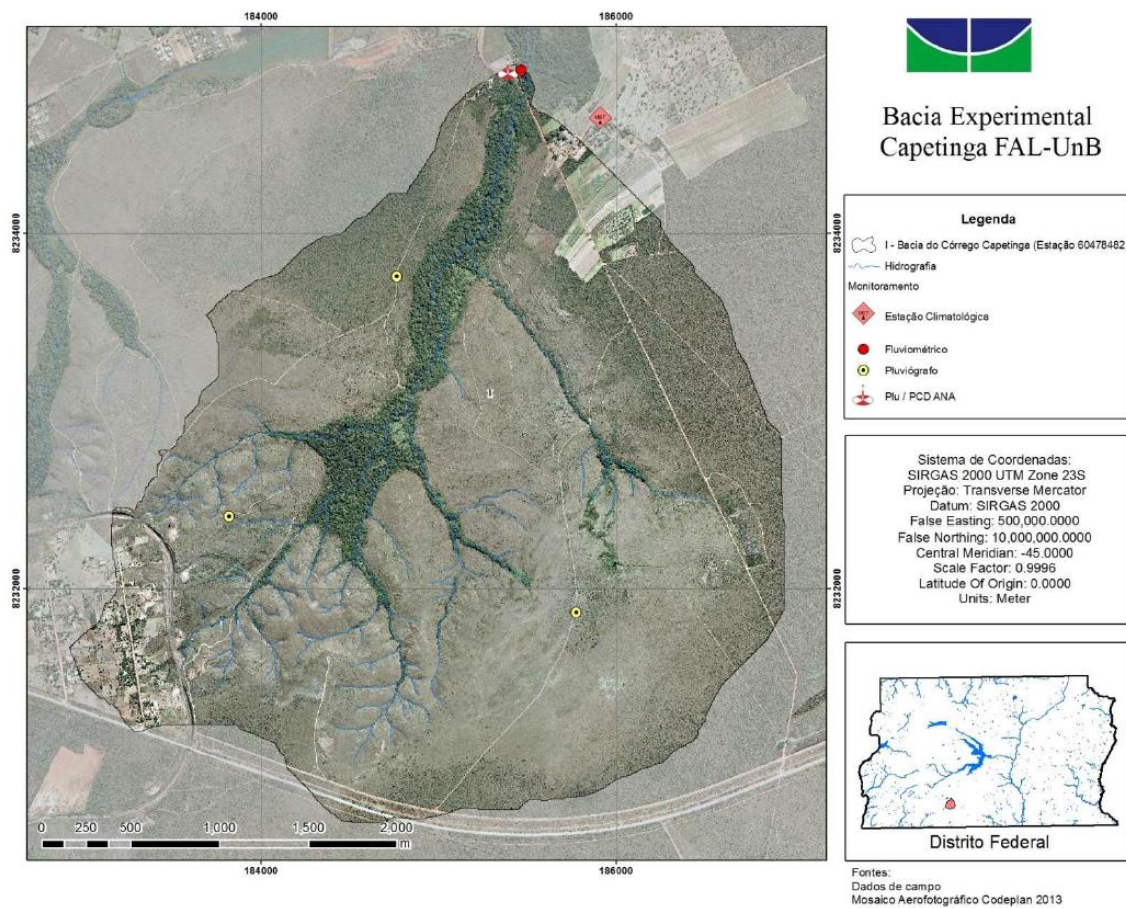


Figura 11- Localização da bacia experimental Capetinga (Távora, 2017).

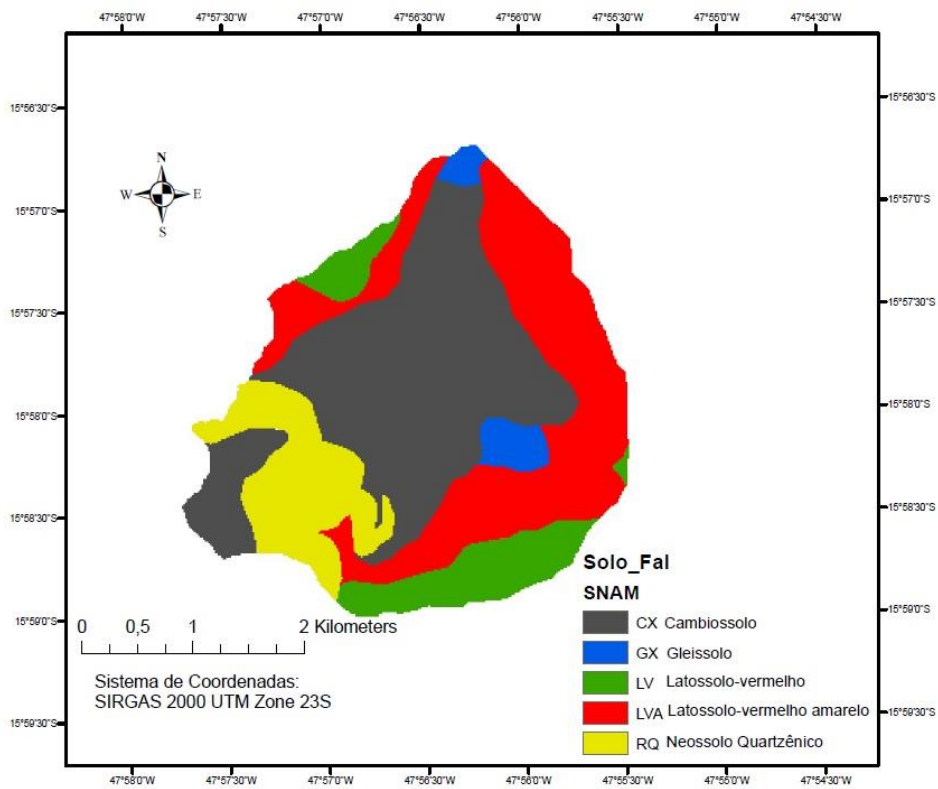


Figura 12- Mapa de solo da bacia do Capetinga (Fonte dos dados: Távora, 2017).

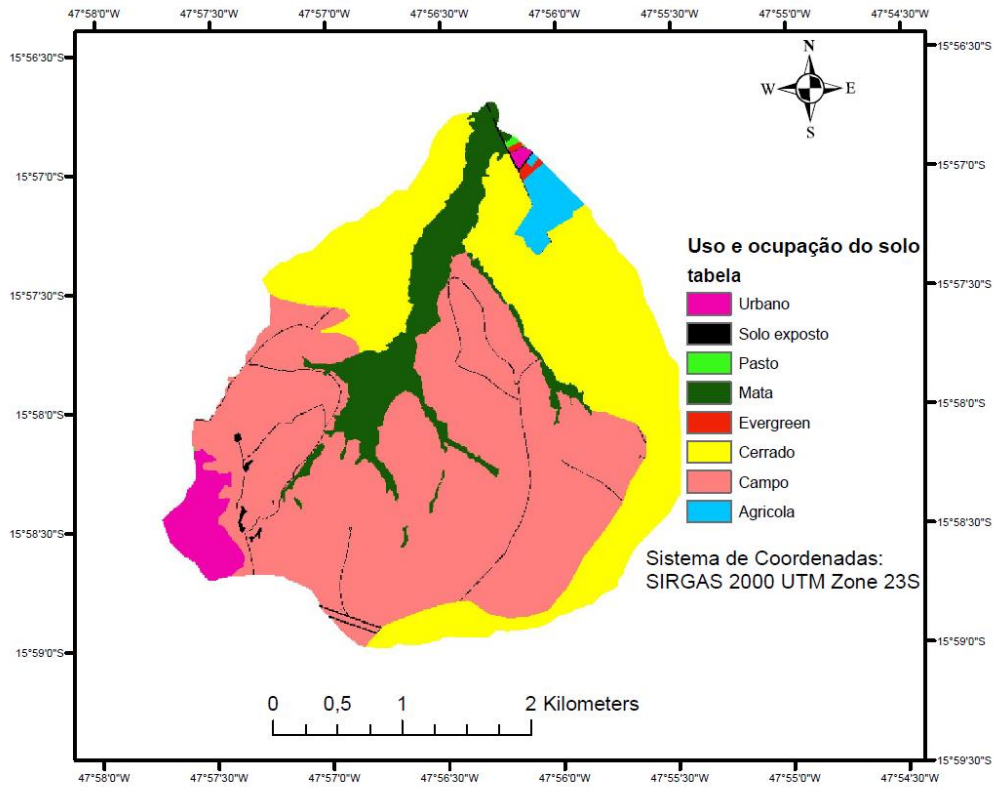


Figura 13- Perfil de uso e ocupação do solo na bacia do Capetinga (Fonte dos dados: Távora, 2017).

Tabela 7- Áreas de cada uso do solo na bacia do Capetinga.

Uso do solo	Área (km ²)	Área (%)
Agrícola	0,19	1,73
Campo	5,76	52,53
Cerrado	3,50	31,95
Floresta	0,02	0,16
Mata	1,04	9,50
Pasto	0,01	0,06
Solo exposto	0,10	0,94
Urbano	0,34	3,13

Com as curvas de nível obtidas também foi gerado o mapa de relevo da bacia. Esse mapa, embora seja expresso em altimetria, foi convertido para declividade, em porcentagem, quando necessária tal informação. O mapa de elevação encontra-se na Figura 14.

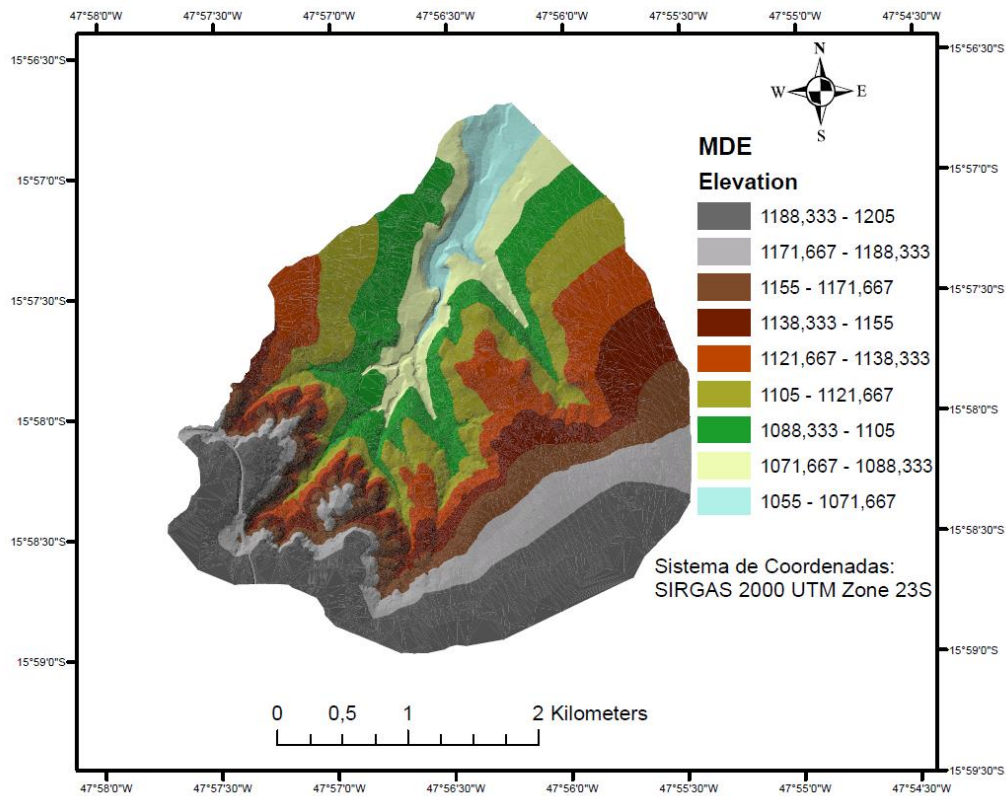


Figura 14- Mapa de relevo da bacia do Capetinga (Fonte dos dados: Távora, 2017).

4.1.2. Base de dados climáticos

São necessários dados climáticos para entrada no modelo, como os de precipitação, temperatura máxima e mínima, dados de evaporação e velocidade do vento. Caso não haja dados de evaporação, o modelo consegue estimar esses dados com base nos de temperatura, sendo necessário inserir as referências geográficas para essa estimativa.

Os dados de precipitação utilizados foram os da Estação Climatológica da Fazenda Água Limpa, fornecidos por Távora (2017). Essa estação possui dados climáticos diários desde 1996 e os disponibiliza mensalmente pelo boletim Agroclima.

O período de simulação proposto para esta etapa foi de 2 anos, sendo que os dados de precipitação inseridos no modelo foram os dados colhidos para o período de junho de 2002 até junho de 2004 para a simulação de vazão e para a simulação de sedimentos o período de análise corresponde ao de outubro de 2015 a abril de 2016, tendo em vista que esse é o período no qual Távora (2017) realizou o monitoramento do parâmetro de turbidez e posterior ajuste deles em concentração de sólidos em suspensão. A Figura 15 apresenta a precipitação registrada para o período de simulação proposto para vazão.

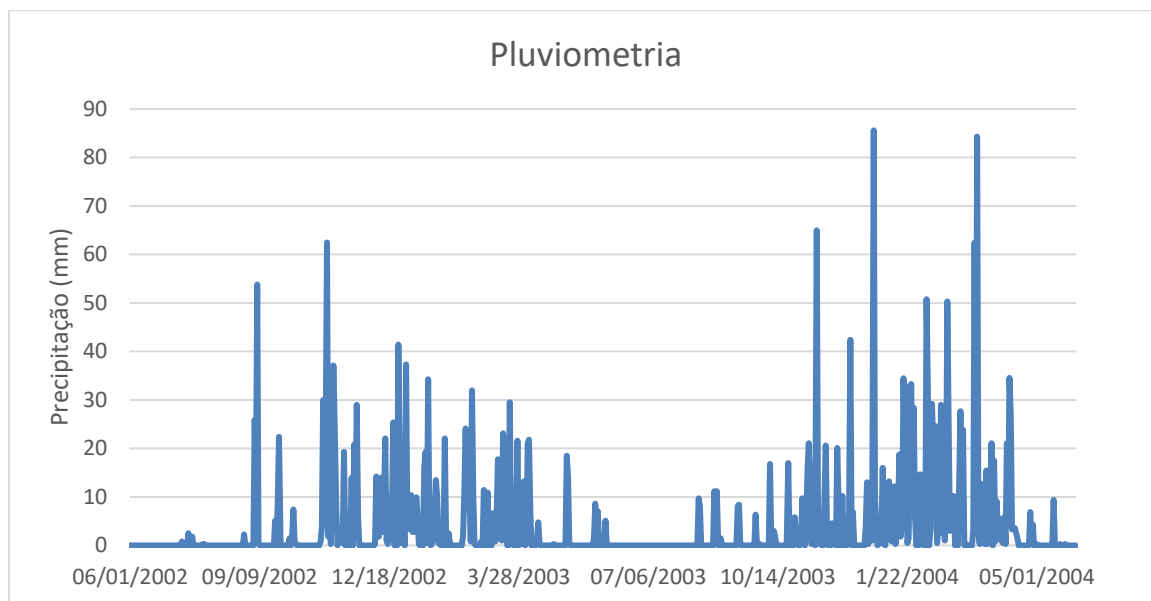


Figura 15- Série de precipitação diária na Estação Agroclimatologia da FAL-UnB (Fonte dos dados: Távora, 2017).

Percebe-se com a Figura 15 a distinção entre dois períodos, o período de seca (maio a setembro) e o período chuvoso (outubro a abril) e com esses valores diários percebe-se alguns picos de chuva.

Os dados de temperatura foram obtidos da mesma estação de agroclimatologia da Fazenda Água Limpa (FAL-UnB), e os valores máximos e mínimos diários foram inseridos no modelo. As temperaturas médias mensais para os valores máximos e mínimos são demonstradas na Figura 16.

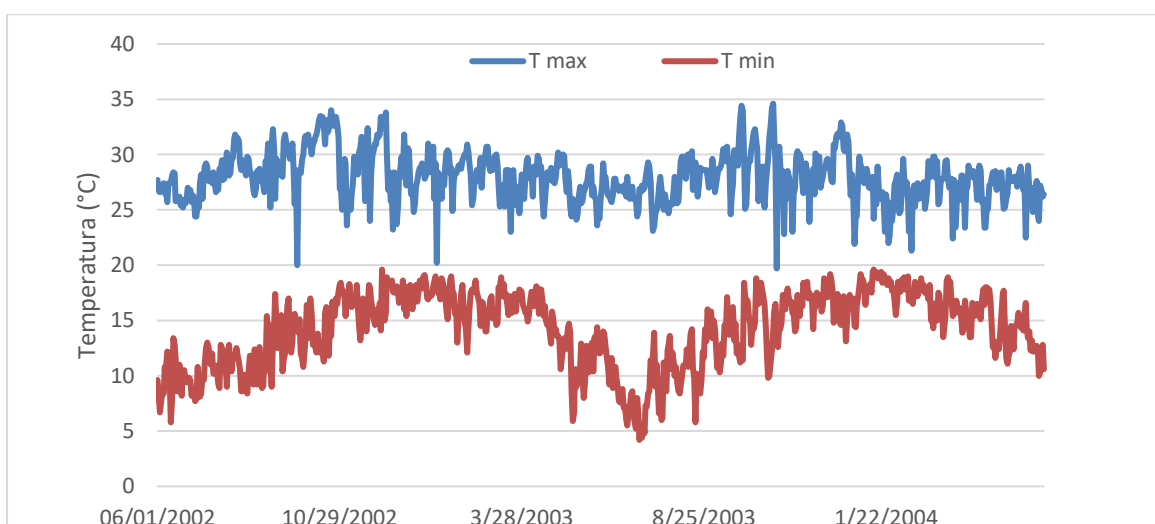


Figura 16- Série de temperaturas máximas e mínimas diárias na Estação de Agroclimatologia da FAL-UnB UnB (Fonte dos dados: Távora, 2017).

4.1.3. Configuração do modelo

O modelo hidrológico-hidráulico utilizado neste trabalho foi o SWMM, na interface do software PCSWMM, que entre suas vantagens traz a integração com o sistema de informações geográficas (SIG).

Dentre as opções de cálculo de infiltração fornecidas pelo modelo, foi utilizado o método SCS devido a sua facilidade de uso e por requerer menos dados em seu módulo em comparação com o método da equação de Horton e o método de Green-Ampt, pois esses dois últimos métodos requerem mais dados como a capacidade de infiltração hidráulica da superfície saturada. O método de propagação de fluxo adotado corresponde à onda dinâmica, escolhido por ser capaz de calcular as mais complexas situações.

Como a simulação nesta etapa do trabalho se caracteriza como simulação contínua, foi necessário considerar a evaporação, o que foi feito inicialmente pela opção disponível no modelo de cálculo a partir das temperaturas. O cálculo da evaporação pelas temperaturas máximas e mínimas diárias no SWMM é feito pelo método de *Hargreaves*.

De posse dos dados iniciais necessários para a simulação, iniciou-se as etapas de modelagem no SWMM, seguindo uma ordem de entrada com cada tipo de dado. Inicialmente a área de estudo foi dividida em sub-bacias que são os compartimentos de análise utilizados no modelo, segundo o seu uso e ocupação do solo.

Para a simulação de bacia natural como a do Capetinga, a hidrografia da bacia pode ser inserida como os condutos, tendo sido utilizados canais de seção trapezoidal e suas dimensões inseridas de acordo com aproximações baseadas na batimetria levantada por Távora (2017). A rugosidade de Manning adotada para os canais foi de 0,03.

Como foi utilizado o método Curva Número do SCS, as sub bacias divididas possuem seus respectivos valores de CN, que dependem do uso e ocupação do solo e do tipo de solo. A Tabela 8 apresenta os valores de CN adotados para cada uso do solo, que foram os mesmos utilizados por Távora (2017).

O CN de cada sub-bacia foi obtido por uma média ponderada a partir do percentual de cada uso e tipo do solo presente nela, sendo essa média calculada utilizando a ferramenta *Area Weighting* do PCSWMM. Assim, os valores de CN utilizados no modelo foram os calculados para as sub-bacias.

Tabela 8- Valores de CN para cada tipo de uso do solo e seu solo específico (Távora, 2017).

Uso de solo	A	B	C	D
Agrícola	67	77	83	87
Campo	41	62	75	81
Cerrado	40	50	60	65
Floresta	25	55	70	77
Mata	25	55	70	77
Pasto	49	69	79	84
Solo exposto	72	82	87	89
Urbano	31	59	72	79

O próximo parâmetro que foi calculado é o armazenamento em depressões variáveis (*Dstore-perv*), a partir da equação 3, como recomendado por Rossman e Huber (2016a). O *Dstore-perv* corresponde à abstração inicial e é igual a uma parcela de 20% da capacidade de armazenamento, dada pela equação mencionada. Com o mapa de relevo gerado, utilizou-se a ferramenta do PCSWMM *Set DEM Slope* que calculou a declividade média (*slope*) para cada sub-bacia.

Por fim, o último parâmetro a ser calculado é a *width*, que é a largura de escoamento na sub-bacia. Esse parâmetro é simples de se calcular, pela ferramenta *set flow length/width*, a partir do comprimento do fluxo de água. O cálculo da *width* se dá pela divisão da área da sub-bacia pelo comprimento máximo do fluxo de água superficial em toda sub-bacia. Outros parâmetros que foram alterados na etapa de configuração do modelo são os que Rossman e Huber (2016a) recomendam serem aplicados para o método Curva Número do SCS, que são a porcentagem de área impermeável igual a 0, o coeficiente de rugosidade das áreas permeáveis também igual a 0, para prevenir que não haja nenhuma demora no fluxo de escoamento.

A Figura 17 mostra a divisão de sub-bacias e a Tabela 9 reúne os parâmetros calculados para cada sub-bacia.

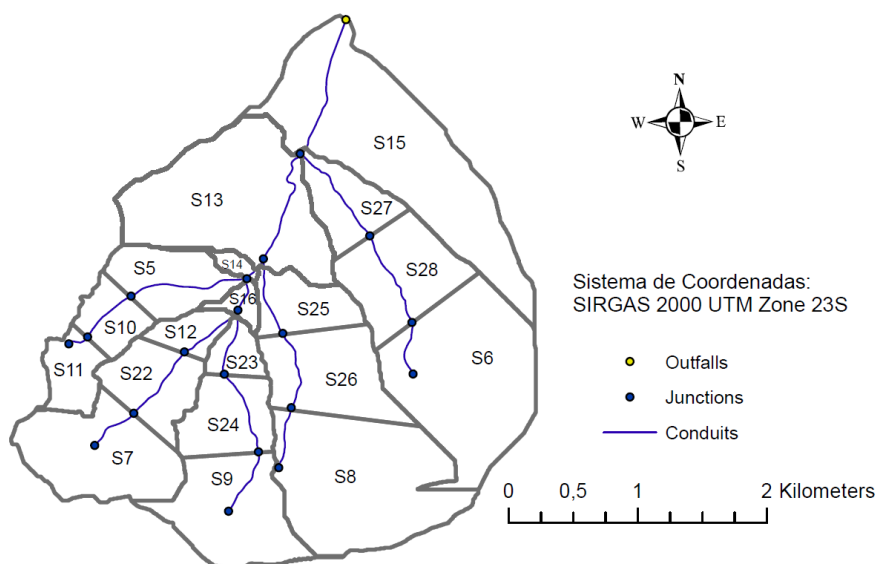


Figura 17- Representação das sub-bacias no SWMM para a bacia do Capetinga.

Tabela 9- Sub-bacias do Capetinga e valores calculados para seus parâmetros principais.

Sub-bacia	Área (ha ²)	Width (m)	CN	Slope (%)	Dstore-perv (mm)
S5	40,93	436,34	68,37	12,344	23,5
S6	128,48	3008,236	50,00	5,968	50,78
S7	75,98	1708,47	55,57	13,28	40,6
S8	127,76	2633,23	45,00	5,258	62,07
S9	72,29	1370,70	44,98	8,326	62,12
S10	22,72	486,13	45,53	26,94	60,75
S11	23,77	1396,27	64,48	17,284	27,98
S12	16,23	305,13	65,78	16,411	26,43
S13	130,33	1366,50	54,64	8,068	42,16
S14	5,66	276,12	63,78	10,145	28,84
S15	166,93	1430,38	51,46	5,937	47,91
S16	8,17	308,83	70,77	10,465	20,98
S22	40,51	688,39	46,57	27,86	58,27
S23	14,88	282,42	72,65	15,944	19,12
S24	40,21	591,572	54,75	24,983	41,98
S25	31,51	510,66	74,31	10,207	17,56
S26	60,78	964,94	69,6	11,854	22,19
S27	34,54	401,37	67,40	12,306	24,56
S28	61,76	806,29	63,71	10,657	28,94

4.1.4. Simulação de vazão e sedimentos

Com o modelo configurado, inseriu-se então os dados de temperatura e de precipitação para a simulação de evaporação, infiltração e, conseqüentemente, escoamento superficial, ou seja, a parte quantitativa da modelagem. A simulação foi realizada no passo de tempo diário, tendo em vista que essa também é a discretização dos dados climáticos e observados.

Em relação ao aspecto qualitativo da água, na bacia do Capetinga foi analisado somente o parâmetro de sedimentos. A simulação de qualidade foi feita considerando somente o processo de *wash off*, visto que o método utilizado para simulação desse processo não considera a variação no acúmulo de poluentes.

Para o *wash off*, foi utilizada a função de concentração média de evento (CME), expressa na Tabela 6, no qual C1 representa a concentração média de lixiviado do poluente e C2 é igual a 1. Para o preenchimento do coeficiente C1 relacionado a cada uso e ocupação do solo, foram utilizados os valores levantados por Lin (2004) em trabalho que realizou um levantamento de CME para usos e ocupações de solo em lugares variados. A Tabela 10 apresenta os valores de CME adotados para sedimentos em seus respectivos usos de solo.

Tabela 10- Usos do solo e valores de CME correspondentes utilizados na simulação de sólidos suspensos para a bacia do Capetinga (Lin, 2004).

Uso do solo	Coefficiente (CME) (mg/L)
Agrícola	50
Campo	21
Cerrado	26
Floresta	26
Mata	26
Pasto	84
Solo exposto	87
Urbano	73

4.2. SIMULAÇÃO DE BACIA DE USO DO SOLO MISTO NO SWMM

Na segunda parte do trabalho, foi feita a simulação da bacia do Riacho Fundo no SWMM com dados de entrada utilizados por Nunes *et al.* (2020), que simularam a bacia no modelo SWAT, para comparar os resultados entre os modelos. A simulação e, conseqüentemente, essa comparação se concentraram nas variáveis de vazão e nutrientes (nitrogênio e fósforo).

4.2.1. Caracterização da bacia do Riacho Fundo

A segunda parte do trabalho focou na bacia do Riacho Fundo, localizada em Brasília-DF, que abrange as RAs do Vicente Pires, Riacho Fundo II, Águas Claras, Núcleo Bandeirante, Candangolândia, Guará, e parcialmente o Park Way e Taguatinga. Essa bacia é parte da bacia hidrográfica do Lago Paranoá, ilustrada na Figura 18.

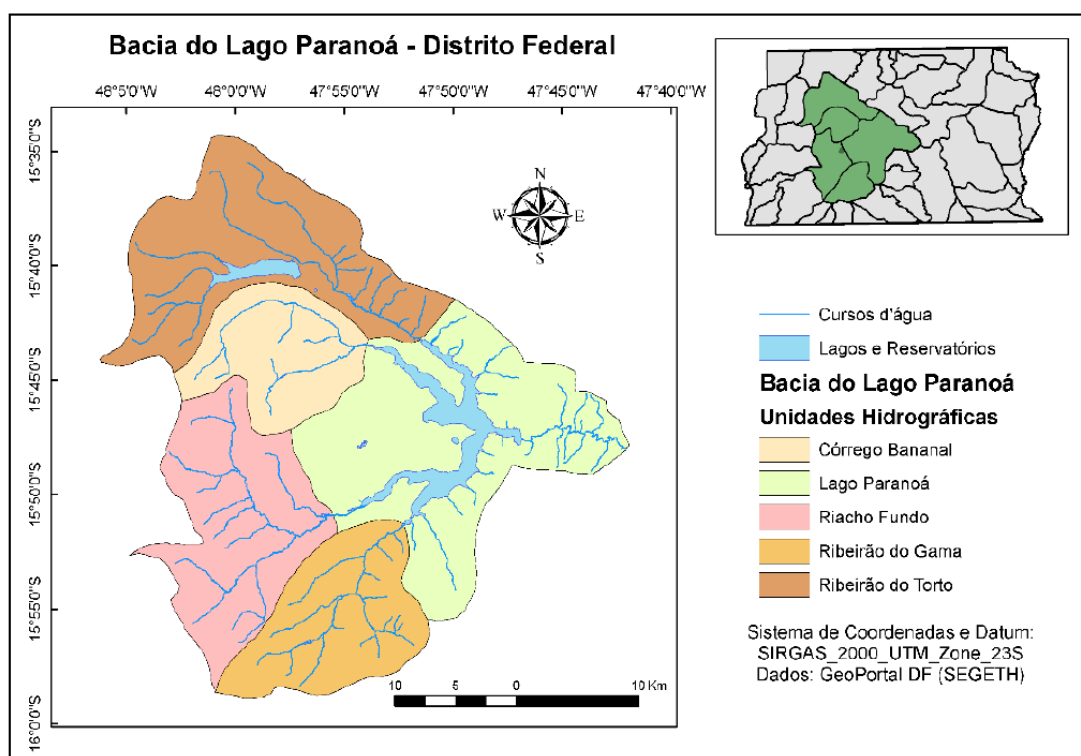


Figura 18- Bacia do Lago Paranoá e suas unidades hidrográficas (Batista, 2019).

A bacia do Riacho Fundo tem 202 km² (ADASA, 2018) e a extensão do seu curso principal é de cerca de 13km (Menezes, 2010) e os principais córregos presentes que se encontram nessa região são os córregos Vicente Pires, Riacho Fundo e Guará (Concremat, 2009). Segundo Mezeses (2010) a bacia do Riacho Fundo sofreu uma forte alteração no uso e ocupação do seu solo tendo, em 2010, mais de 75% do seu solo utilizado como áreas urbanas e áreas agrícolas. A região apresenta alta densidade demográfica o que impacta negativamente as águas pluviais drenadas, em parâmetros qualitativos e quantitativos. A Tabela 11 demonstra como foi a evolução do uso e ocupação do solo na região.

Tabela 11- Evolução do uso e ocupação do solo em porcentagem de área para uma série histórica da bacia do Riacho Fundo- DF (Menezes, 2010).

Classe	1954	1964	1973	1984	1994	1998	2009
Cerrado	37,0	32,9	29,8	25,9	11,1	3,8	4,7
Campo	46,6	51,6	46,4	28,4	19,9	15,4	9,7
Mata de Galeria	16,4	11,5	10,6	10,9	12,1	9,3	7,9
Corpos d'água	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
Agricultura	0,0	0,3	1,8	2,4	29,7	22,2	20,5
Solo exposto	0,0	1,7	1,8	12,2	1,7	1,2	0,9
Reflorestamento	0,0	0,0	0,0	3,6	2,6	0,0	0,2
Área urbana	0,0	2,0	9,6	16,5	22,8	48,1	56,2

O índice de atendimento do sistema de esgotamento sanitário do DF é de 85,95%, conforme dados estatísticos da Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios – PDAD 2013/2014, sendo o déficit de 14,05% (CODEPLAN, 2014).

Ao comparar os valores de referência do Manual de Avaliação de Desempenho pela resolução ADASA/SAE n. 08/2016 com os resultados obtidos da PDAD 2013/2014, os resultados classificados como excelentes foram das RAs do Cruzeiro, Sudoeste/Octogonal, SIA, Brasília, Varjão, Taguatinga, Samambaia, Candangolândia, Guará, Núcleo Bandeirante, Riacho Fundo II, Paranoá, Recanto das Emas, Gama, São Sebastião e Santa Maria. Os resultados classificados como bom foram no Riacho Fundo I, SCIA, Brazlândia e Lago Sul. Como mediano foram as regiões de Ceilândia, Sobradinho, Itapoã, Águas Claras, Planaltina e Lago Norte. E por último, como ruim foram Sobradinho II, Park Way, Jardim Botânico, Fercal e Vicente Pires. A Tabela 12 representa como são os tipos de esgotamento sanitário existentes na bacia do Riacho Fundo e o seu índice de atendimento.

O clima na região do Distrito Federal é de característica Tropical e tem duas estações bem definidas anualmente, que são o período seco e o período chuvoso. Durante os meses de maio a setembro é o período mais seco, e de outubro a abril é quando ocorre o período chuvoso. A Figura 19 mostra como foi a distribuição acumulada mensal para Brasília no ano de 2018 comparada à normal climatológica do local.

Tabela 12- Índice de atendimento do sistema de esgotamento sanitário (PDAD, 2014).

Região Administrativa	Rede geral	Esgoto a céu aberto	Fossa rudimentar	Fossa séptica	Outros	Domicílios totais	Índice atendimento	Déficit
Taguatinga	64.680		462	966		66.108	97,84%	2,16%
Candangolândia	4.620		140	40		4.800	96,25%	3,75%
Guará	37.080		870	570	60	38.580	96,11%	3,89%
Núcleo Bandeirante	7.125	15	60	300		7.500	95,00%	5,00%
Riacho Fundo II	10.420		160	400		10.980	94,90%	5,10%
Águas Claras	31.556		1343	5376		38.275	82,45%	17,55%
Park Way	876		552	3900	12	5.340	16,40%	83,60%
Vicente Pires	814		2574	16236	44	19.668	4,14%	95,86%

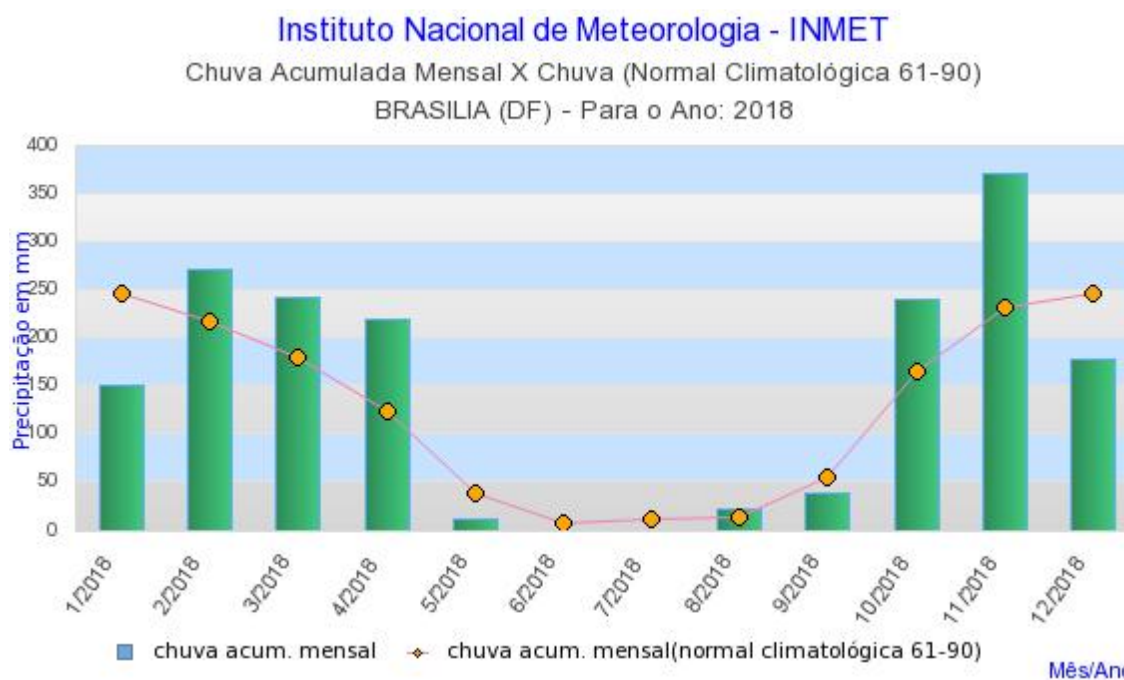


Figura 19- Precipitação mensal de 2018 comparada à normal climatológica 61-90, estação Brasília A001 (INMET, 2019).

De acordo com Netto *et al.* (2017), a bacia do Riacho Fundo apresenta cinco tipos de solos na região, sendo eles argissolo (vermelhos e vermelho amarelo), latossolo (vermelho e vermelho amarelo), cambissolo, plintossolo e hidromórficos. Segundo Reatto (2004), as características de cada tipo de solo presente da sub-bacia do Riacho Fundo são apresentadas na Tabela 13.

Tabela 13- Classe e característica dos solos da sub-bacia do Riacho Fundo (Reatto, 2004).

Classe	Característica
Argissolo (Vermelho e vermelho amarelo)	Forma uma classe de solo bastante heterogênea, solos minerais não hidromórficos, tem uma textura e profundidade variáveis, quimicamente podem ser eutróficos e possui fertilidade natural bem variável.
Latossolos (Vermelho e vermelho amarelo)	Solos minerais, não hidromórficos, altamente intemperizados, com alta permeabilidade de água e quimicamente são mais distróficos e ácidos.
Cambissolo	No DF estão associados a relevos mais ondulados e forte-ondulados, sua estrutura é bastante variável e a sua textura também, entretanto apresentam fisicamente e quimicamente pouca alteração. Solos mais destinados à preservação permanente devido à sua localização em relevos íngremes.
Plintossolos	Solos minerais com séria restrição à percolação de água, encontrados em situações de alagamento temporário. Solos com grande variabilidade em propriedades químicas e também possuem restrição ao enraizamento de plantas.
Hidromórficos	Solos que apresentam baixa permeabilidade e que ocupam regiões de depressões da paisagem. Possuem textura bem variável ao longo do perfil e se argilosos sua consistência é plástica e pegajosa. Devido a estarem presentes próximos a nascentes e cursos d'água é recomendado preservá-los para não comprometer o reservatório hídrico da região.

A Figura 20 apresenta o mapa de solos da bacia do Riacho Fundo. Já na Figura 21 se encontra o mapa de uso e ocupação da bacia, que é detalhado em porcentagem de áreas na Tabela 14. Ambos os mapas foram elaborados com os dados disponibilizados por Nunes *et al.*, (2020).

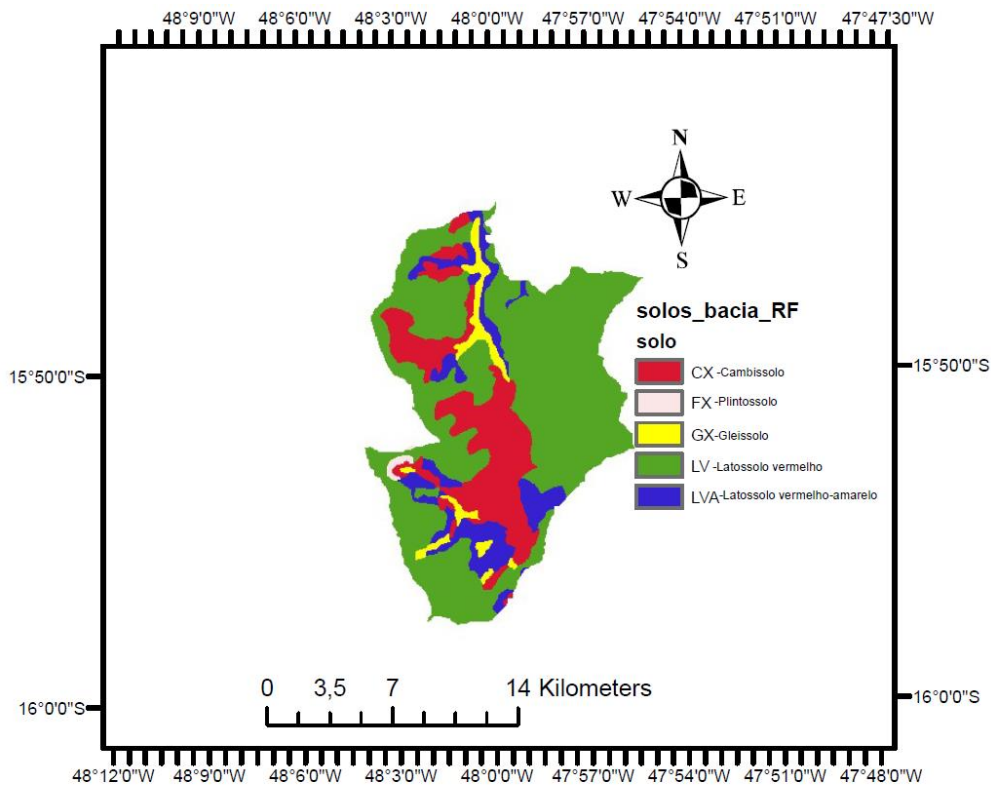


Figura 20- Mapa de tipos de solo na Bacia Hidrográfica do Riacho Fundo/DF (Fonte dos dados: Nunes *et al.*, 2020).

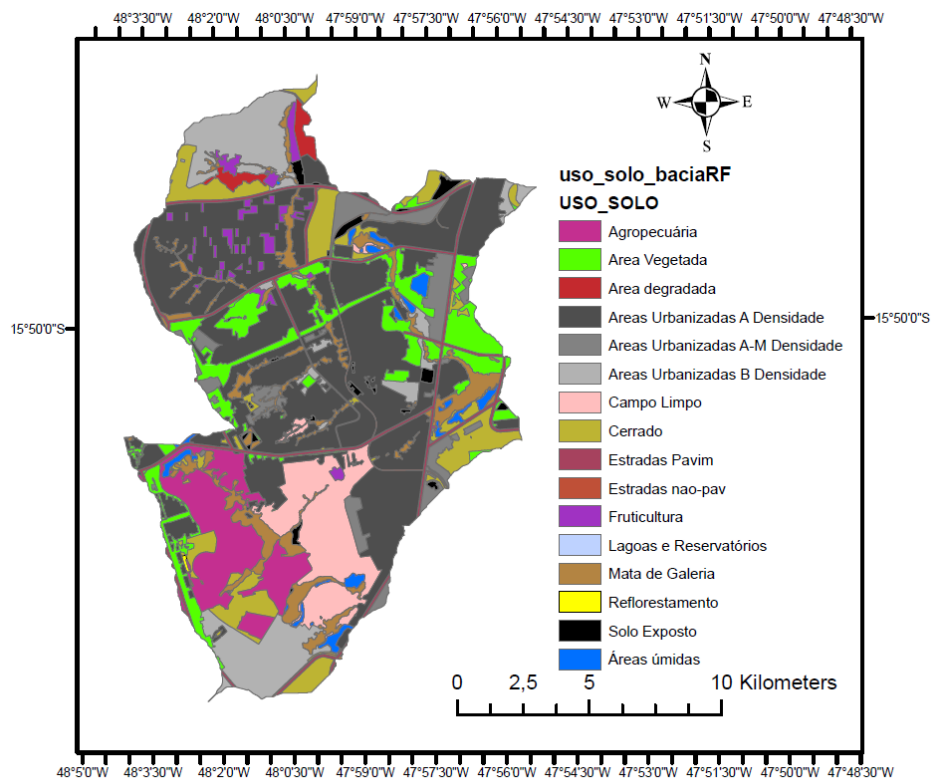


Figura 21- Mapa de uso do solo da Bacia Hidrográfica do Riacho Fundo/DF para o ano de 2013 (Fonte dos dados: Nunes *et al.*, 2020).

Tabela 14- Classes de uso do solo na Bacia Hidrográfica do Riacho Fundo/DF e respectivas áreas para o ano de 2013.

Uso do solo	Área total (km ²)	% área
Agropecuária	15,45	7,25
Area degradada	1,97	0,92
Area vegetada	18,32	8,59
Áreas úmidas	3,32	1,56
Area Urbanizada A densidade	80,76	37,89
Area Urbanizada A-M densidade	10,63	4,99
Area Urbanizada B densidade	20,34	9,54
Campo Limpo	15,94	7,48
Cerrado	17,53	8,22
Estradas não-pavimentadas	0,27	0,13
Estradas pavimentadas	8,14	3,82
Fruticultura	3,94	1,85
Lagoas e Reservatórios	0,01	0,00
Mata de galeria	13,74	6,44
Reflorestamento	0,08	0,04
Solo exposto	2,72	1,27

4.2.2. Base de dados Climáticos

Para a simulação contínua da bacia do Riacho Fundo, foram escolhidos os anos de junho de 2010 a junho de 2013, visto que o trabalho de Nunes *et al.* (2020) realizou as verificações do período de simulação dentro desse intervalo e há levantamento de dados monitorados suficientes para serem comparados. Os dados de precipitação utilizados foram os de 3 estações pluviométricas da CAESB dentro da bacia: a do Jockey Club, com código 1547018, a localizada na ETE Sul, de código 1547008 e a da ETE Riacho Fundo, de código 1548010 e as localidades das estações pluviométricas se encontram na Figura 22. As Figuras 23 a 25 apresentam as series históricas de precipitação para cada estação no período de simulação que foi adotado.

Os dados de temperatura máxima e mínima utilizados foram os medidos na estação do INMET, localizada no centro da bacia do lago Paranoá. Na Figura 26 é apresentada a série das temperaturas máxima e mínima diárias no período estudado.

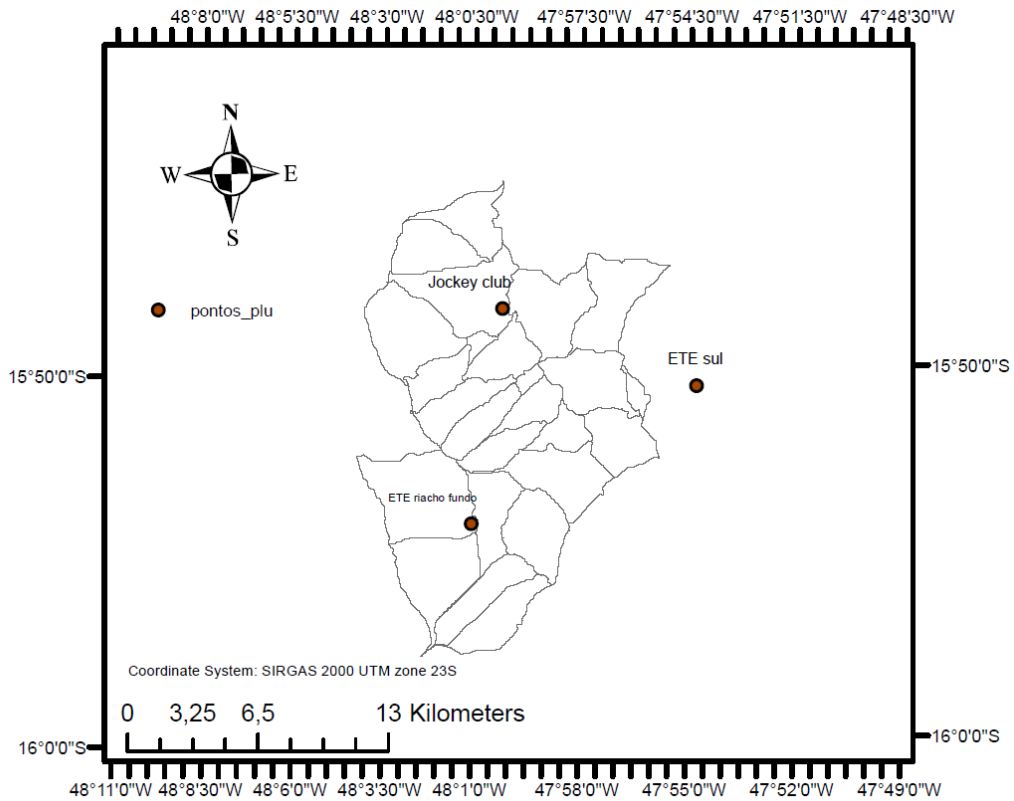


Figura 22- Localização dos pluviógrafos cujos dados foram utilizados na simulação da bacia do Riacho Fundo no período de 2010 a 2013 (Fonte dos dados: Nunes *et al.*, 2020).

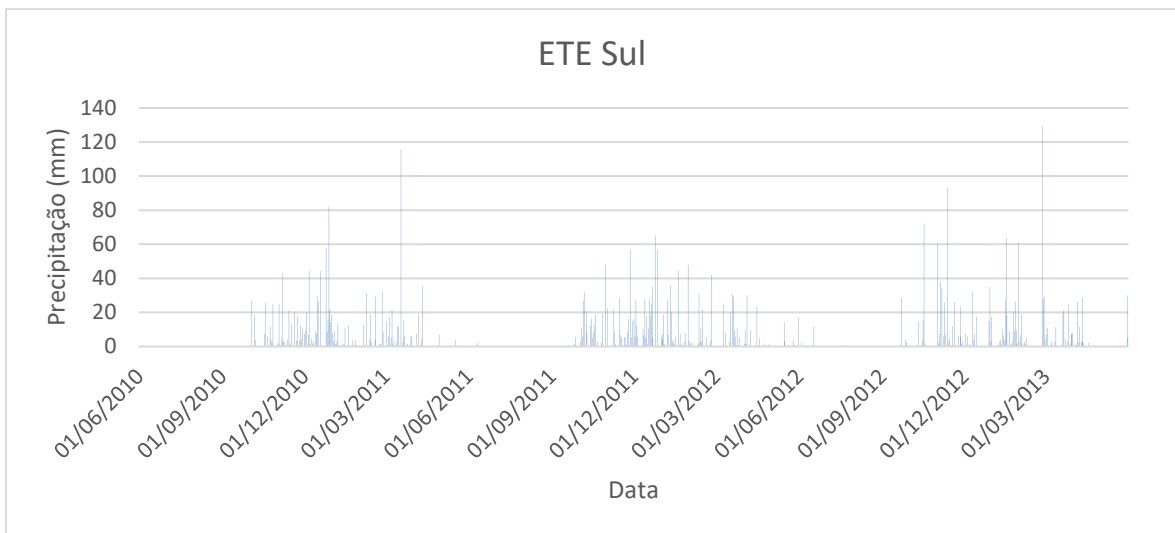


Figura 23-Série de precipitação na estação ETE Sul (Fonte dos dados: Nunes *et al.*, 2020).

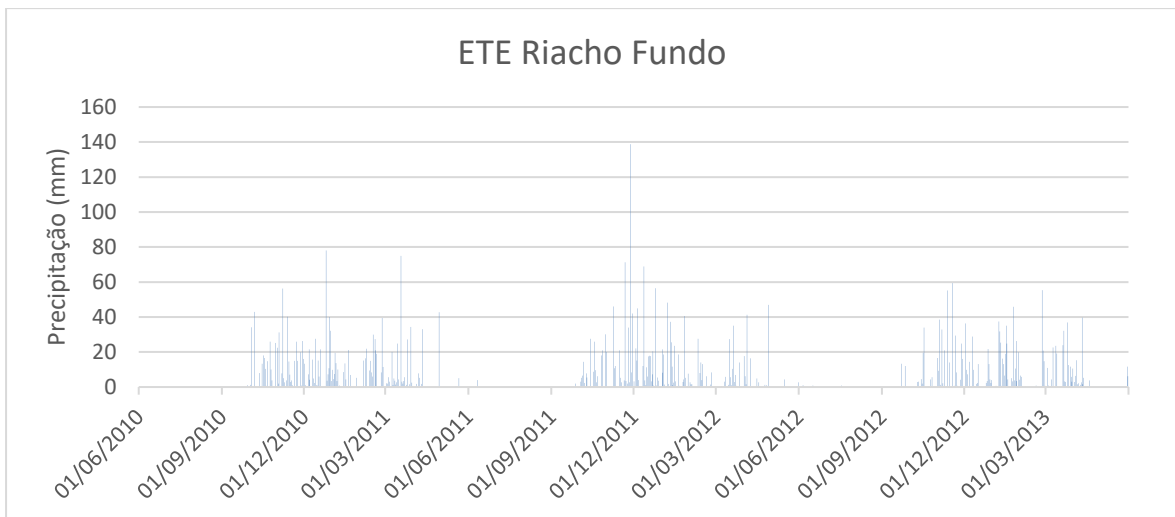


Figura 24- Série de precipitação na estação ETE Riacho Fundo (Fonte dos dados: Nunes *et al.*, 2020).

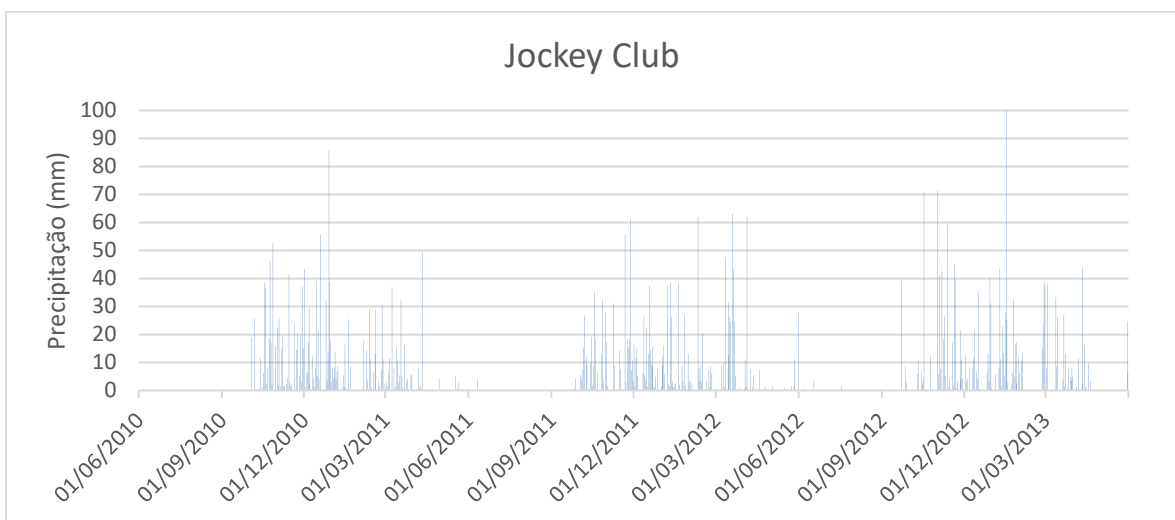


Figura 25- Série de precipitação na estação Jockey Club (Fonte dos dados: Nunes *et al.*, 2020).

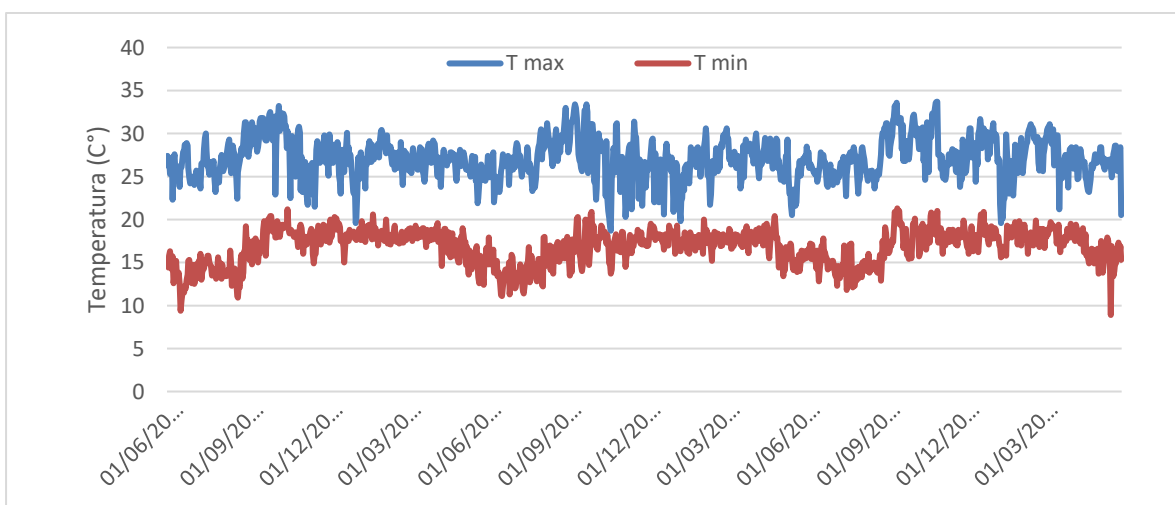


Figura 26- Séries de temperaturas máximas e mínimas na estação Brasília A001 (Fonte dos dados: Nunes *et al.*, 2020).

4.2.3. Configuração do modelo

A metodologia adotada e o rito sequencial da entrada de dados para a modelagem na bacia do Riacho Fundo seguiram o mesmo formato aplicado na metodologia para a bacia do Capetinga. Os primeiros dados de entrada que foram utilizados foram os mapas de uso e ocupação do solo, de tipo de solo e outros dados característicos da região. Na Tabela 15 se encontra os valores de CN para cada uso e ocupação do solo em seu respectivo tipo de solo, utilizado na bacia do Riacho Fundo.

Tabela 15- Valores de CN para uso e ocupação do solo e tipo do solo na bacia do Riacho Fundo.

uso do solo	A	C	D
Agropecuária	67	83	87
Área Degradada	77	88	89
Solo exposto	77	91	94
Campo limpo	40	60	65
Cerrado	30	40	45
Cerrado/Área Preservada / Área vegetada	30	45	45
Estradas não pavimentadas	98	98	98
Estradas pavimentadas/Asfalto	98	98	98
Eucalyptus / Reflorestamento	45	77	83
Mata Galeria	25	35	40
Fruticultura	45	77	83
Pastagem	49	79	84
Residencial Baixa Densidade/Chácaras	98	98	98
Residencial Alta Densidade	98	98	98
Residencial Média/Baixa Densidade	98	98	98
Lagos e reservatórios	92	92	92
Áreas úmidas	49	79	84

Seguindo os mesmos ritos da metodologia adotada para a bacia do Capetinga, abaixo estão as informações acerca da divisão da bacia do Riacho Fundo em sub-bacias menores, de acordo com as regiões e a malha de condutos, que foram inseridos também como os canais naturais de drenagem. Novamente os canais foram adotados como canais trapezoidais e suas dimensões foram estimadas, com a altura adotada de tal forma com que não houvesse extravasamento. A divisão de sub-bacias proposta e utilizada no SWMM é a que se encontra na Figura 27 e na Tabela 16 encontram-se os valores de *width*, *slope*, CN, área e *Dstore-perv*, todos calculados da mesma maneira como realizado na etapa anterior, na bacia do Capetinga.

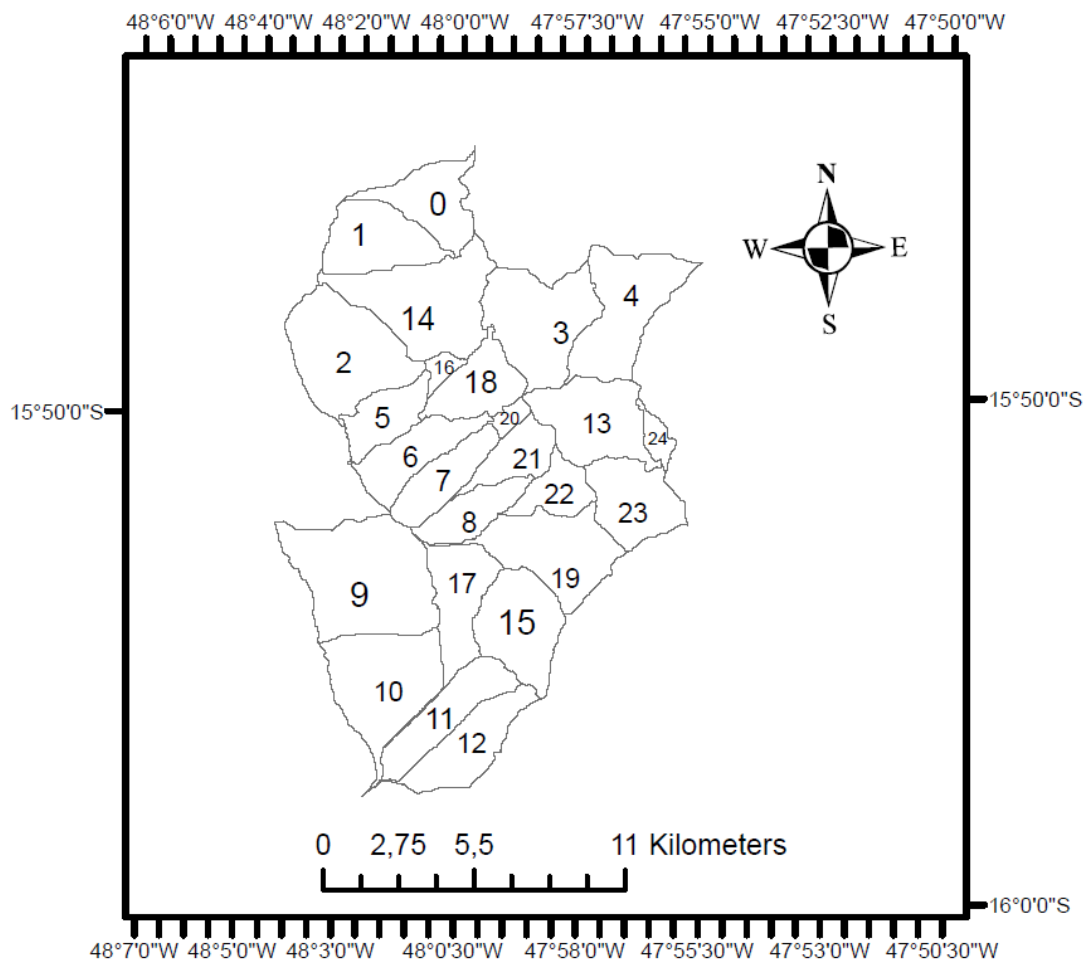


Figura 27- Representação das sub-bacias no SWMM para a bacia hidrográfica do Riacho Fundo/DF.

Tabela 16- Sub-bacias divididas para a bacia hidrográfica do Riacho Fundo/DF com seus respectivos parâmetros principais calculados.

Sub-bacia	Area(ha ²)	Width(m)	CN	Slope (%)	Dstore-perv (mm)
0	741,39	2839,78	87,18	4,14	7,47
1	883,24	2852,40	72,77	5,77	19
2	1464,10	4219,19	86,16	7,13	8,15
3	1320,36	4000,05	74,88	2,3	17,03
4	1222,85	2983,50	83,55	1,96	10
5	540,59	1898,35	74,79	5,01	17,12
6	689,04	2372,88	76,00	5,89	16,03
7	605,19	2301,36	87,65	8,703	7,15
8	521,04	2013,61	86,94	10,62	7,62
9	1930,61	4657,45	68,72	6,00	23,11
10	1375,36	5460,82	62,55	4,18	30,4
11	781,40	2303,58	73,76	3,91	18,06
12	810,27	3252,1	70,09	4,86	21,67

Tabela 16 (continuação)- Sub-bacias divididas para a bacia hidrográfica do Riacho Fundo/DF com seus respectivos parâmetros principais calculados.

Sub-bacia	Area(ha ²)	Width(m)	CN	Slope (%)	Dstore-perv (mm)
13	1059,06	3549,91	62,03	4,40	31,09
14	1500,82	5773,54	78,02	3,63	14,31
15	1020,42	3783,63	72,12	7,03	19,63
16	116,02	1078,61	72,63	3,04	19,14
17	814,54	4118,94	53,55	10,47	44,06
18	667,00	4856,92	84,49	3,87	9,32
19	1172,83	4375,71	85,14	5,27	8,86
20	110,99	1185,58	89,66	4,08	5,85
21	485,11	3707,45	94,9	4,41	2,73
22	430,67	2691,94	93,46	4,21	3,55
23	838,42	4141,84	50,85	3,17	49,09
24	156,74	1697,01	39,37	4,34	78,23

4.2.4. Simulação de vazão de nutrientes

As sub-bacias foram redirecionadas para cada pluviógrafo específico segundo a sua proximidade ao equipamento. Os valores de evaporação foram calculados dentro do PCSWMM utilizando os valores de temperatura, visto que o software oferece a possibilidade de cálculo da evaporação pela equação de Hargreaves. O passo de tempo da simulação acompanhou a discretização dos dados climáticos e foi usado igual a 1 dia.

Para a simulação de nutrientes, o modelo de *wash-off* utilizado foi o mesmo da etapa de simulação da bacia do Capetinga, embora que na simulação para o Riacho Fundo foram simulados poluentes diferentes, fósforo e nitrogênio. Para efeitos de facilidade de cálculo, algumas considerações foram feitas de modo que todos os usos do solo para a bacia do Riacho Fundo foram categorizados em 4 tipos de uso, para a entrada de valores de referência de CME. Os 4 tipos foram: uso rural, uso natural, uso urbano e pasto. A Tabela 17 demonstra como foi feita a categorização e quais foram os valores de entrada de CME para fósforo total e nitrogênio total.

Tabela 17- Usos do solo e valores de CME correspondentes utilizados na simulação de nitrogênio e fósforo totais para a bacia do Riacho Fundo (Lin, 2004).

Todos os usos do solo	Categoria geral	CME de fósforo (mg/L)	CME de nitrogênio(mg/L)
Agropecuária	Uso rural	0,126	2,32
Campo			
Area degradada			
Fruticultura			
Solo exposto			
Cerrado	Uso natural	0,03	1,25
Area vegetada			
Áreas úmidas			
Mata de galeria			
Reflorestamento			
Pasto	Pasto	0,35	2,48
Area urbanizada A densidade	Uso urbano	0,4	2,83
Area urbanizada A-M densidade			
Area urbanizada B densidade			
Estradas não pavimentadas			
Estradas pavimentadas			

4.3. COMPARAÇÃO ENTRE SWMM, SWAT E DADOS OBSERVADOS

As duas primeiras etapas do trabalho consistiram na comparação entre os resultados obtidos na simulação das bacias de uso natural e de uso do solo misto, no SWMM com os resultados SWAT obtidos por Távora (2017) e Nunes *et al.* (2020) para suas respectivas bacias de estudo. Ressalta-se que os dados utilizados na simulação no SWMM foram disponibilizados pelos autores citados para que a comparação se desse em condições o mais similares possível. Além da comparação entre os modelos, puderam, ser feitas comparações também entre os resultados das simulações no SWMM e os dados observados, podendo assim ser avaliada a representação dos processos no modelo em relação a realidade.

Duas sub etapas essenciais às comparações foram a separação das vazões simuladas no SWAT e observadas em escoamento de base e superficial e o cálculo de índice de eficiência.

4.3.1. Separação da vazão em escoamento de base e superficial

Ao serem realizadas as simulações qualitativas e quantitativas para a bacia do Capetinga, um detalhe que deve ser observado é que não foi inserido no SWMM o escoamento de base, pois nas tentativas de inserção desse dado no modelo, houve o aumento da distribuição de erro na qualidade das suas respostas, tendo-se optado por, então, não o considerar. Portanto, a comparação entre SWMM e dados observados e SWMM e SWAT foi feita em relação à parcela da vazão correspondente ao escoamento superficial.

Foi utilizado a metodologia de separação dos escoamentos de base do superficial, proposto por Arnold e Allen (1995), que permite essa separação, a partir de um filtro matemático, que foi aplicado para as vazões simuladas por Távora (2017), para as vazões monitoradas nesta etapa, sendo aplicado também para as simulações de Nunes *et al.* (2020) e dados monitorados na próxima etapa também, de modo que seja comparado somente o escoamento superficial. Essa metodologia proposta é calculada segundo as equações 7 e 8:

$$qt = \beta * q(t - 1) + \left(\frac{1+\beta}{2}\right) * (Qt - Q(t - 1)); \quad \text{Equação 7.}$$

$$bt = Qt - qt; \quad \text{Equação 8.}$$

Em que:

β : parâmetro ajustável;

qt: escoamento superficial;

Qt: vazão de entrada;

bt: escoamento de base.

4.3.2. Índice de eficiência

O PCSWMM possui diferentes técnicas de análise de eficiência e de calibração. Visto que neste trabalho não foi realizada a calibração dos modelos, foi feito somente o cálculo da eficiência para tornar a comparação mais objetiva. O coeficiente utilizado para o cálculo da eficiência do modelo simulado foi o de Nash-Sutcliffe (NSE), representado na equação 9.

Este coeficiente é amplamente utilizado para modelagem hidrológica e seu resultado pode variar de $-\infty$ à 1. Sua entrada de dados conta com os dados observados e os dados simulados, sendo que resultados que sejam valores abaixo de zero implicam que o uso da média dos dados observados é melhor que dos dados simulados e valores que forem mais próximos de 1 implicam que o ajuste dos dados simulados aos observados é melhor.

$$NSE = 1 - \frac{\sum(Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum(Q_{obs} - \mu)^2}. \quad \text{Equação 9.}$$

Em que:

Q_{obs} : Vazão observada;

Q_{sim} : Vazão simulada;

μ : Média das vazões observadas.

Para a bacia do Capetinga, foi calculado o índice de eficiência somente para as vazões simuladas e observadas e para os dados de sedimentos observados, não sendo feito o cálculo da eficiência do modelo para os dados simulados por Távora (2017), visto que não foi possível obter os dados simulados.

4.4. MONITORAMENTO HIDROLÓGICO DA BACIA DO RIACHO FUNDO

O monitoramento de uma seção do Riacho Fundo, próxima ao exutório da bacia em questão, e das chuvas em pontos da bacia foi realizado para o ano hidrológico de 2019-2020, para que os dados gerados fossem utilizados posteriormente na última etapa de modelagem hidrológica no SWMM. Os dados qualitativos levantados através de coleta de amostras de água e análise físico-química da água em laboratório. Os dados quantitativos são referentes aos valores de precipitação ocorridas na área de contribuição da bacia hidrográfica e as vazões obtidas pelo monitoramento contínuo do nível d'água associado à curva-chave que foi levantada. As localizações das estações pluviométricas e estação fluviométrica Ponte Aeroporto nas quais os dados foram coletados são indicadas na Figura 28.

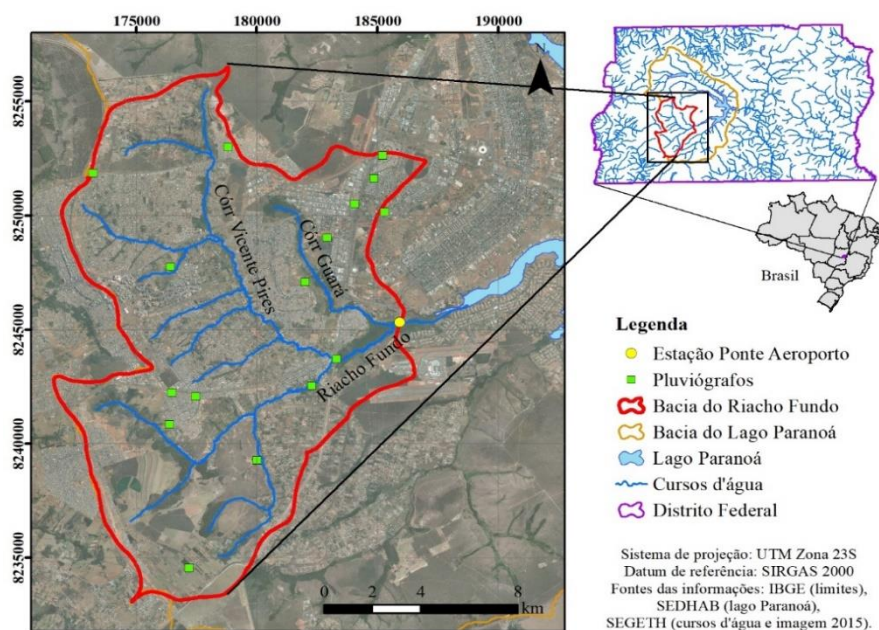


Figura 28- Localização das estações pluviométricas e da estação fluviométrica da Ponte Aeroporto (Carvalho *et al.*, 2020)

4.4.1. Monitoramento de vazão e nível

As medições de nível da água foram realizadas com réguas linimétricas e linígrafo de pressão da marca Global Water, em seção situada próxima à ponte sobre o córrego Riacho Fundo na DF-002 (ligação Eixo Rodoviária – Aeroporto JK), onde fica a estação fluviométrica Ponte Aeroporto. O período monitorado foi de 28 de setembro de 2019 a 05 de agosto de 2020. As leituras de nível da água foram feitas continuamente com intervalo de 10 minutos pelo linígrafo. A Figura 29 mostra onde foram instaladas as réguas linimétricas e o linígrafo no córrego Riacho Fundo.



Figura 29- Réguas instaladas às margens do córrego Riacho Fundo.

Também foram realizadas nesse local medições de vazão durante alguns eventos de cheia em janeiro de 2020 e um de seca em setembro de 2019 para levantar a curva-chave da seção. As campanhas de medição de vazão visaram obter medidas em variados níveis de água no riacho, tendo sido possível realizar 17 medidas em níveis diferentes. Um ADCP Sontek M9, foi utilizado nas medições de vazão.

4.4.2. Monitoramento de qualidade da água

O monitoramento da qualidade da água desta pesquisa foi realizado na mesma seção, da estação fluviométrica, tendo sido utilizado um amostrador automático da ISCO modelo 3700. Esse amostrador ligado é acionado por uma boia que o ativa assim que o nível atinge certo valor durante a passagem de onda de cheia de um evento pluviométrico. O período no qual realizou-se o monitoramento de qualidade da água foi de novembro de 2019 a fevereiro de 2020, durante 11 eventos chuvosos. A Figura 30 mostra o amostrador automático instalado próximo a margem do córrego Riacho Fundo.



Figura 30- Amostrador instalado na estação fluviométrica Ponte Aeroporto, próximo a margem do córrego Riacho Fundo.

Assim que esse equipamento é ativado, ele promove uma coleta de até 24 amostras intercaladas por um tempo de 15 minutos. O equipamento foi programado para coletar 700ml por amostras que são armazenadas em sacos plásticos específicos, sendo levadas posteriormente ao Laboratório de Saneamento Ambiental no prédio SG-12 da Universidade de Brasília (UnB), onde foram analisadas para os parâmetros físicos e DQO em um prazo de até 24 horas após a coleta. Nas situações de impossibilidade de análise dos nutrientes no mesmo dia, as amostras filtradas foram congeladas para posterior análise, não tendo permanecido congeladas por um tempo superior a 1 mês. A Figura 31 mostra como é feita a separação das amostras coletadas.



Figura 31- Disposição das amostras coletadas pelo amostrador automático.

Todos os parâmetros que foram analisados estão listados na Tabela 18 junto ao método de análise de qualidade da água que foi utilizado para cada. Os procedimentos seguiram o disposto no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.*, 2005).

Tabela 18- Parâmetros analisados e respectivas metodologias utilizadas de acordo com APHA *et al.* (2005) para as amostras coletadas na estação fluviométrica Ponte Aeroporto.

Parâmetro	Método	Equipamento
Turbidez	Nefelométrico	Turbidímetro
Condutividade	Potenciométrico	Conduvímetero
Nitrito	Diazotização	Espectrofotômetro
Nitrato	Redução de Cádmio	Espectrofotômetro
Amônia	Nessler	Espectrofotômetro
Fósforo Reativo	Ácido ascórbico	Espectrofotômetro
Fósforo Total	Digestão de ácido persulfato	Espectrofotômetro
pH	Potenciométrico	pHmetro
Sólidos totais e suspensos	Gravimétrico	Balança de precisão
DQO	Digestão em reator	Espectrofotômetro

4.4.3. Monitoramento pluviométrico

Dados referentes a pluviometria na bacia do Riacho Fundo foram coletados por pluviografos instalados dentro da área de contribuição da bacia. Ao todo são 16 pluviografos instalados, distribuídos pela bacia, dos quais 14 são de operação do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da UnB e 2 de órgãos públicos que disponibilizam os dados na internet: ADASA e Cemaden. A Figura 32 mostra o pluviografo de Águas Claras.



Figura 32- Pluviógrafo instalado no parque de Águas Claras.

4.5. SIMULAÇÃO DE EVENTO NA BACIA DO RIACHO FUNDO COM O SWMM

A segunda simulação realizada para a bacia do Riacho Fundo foi com dados de evento real obtidos por meio do monitoramento descrito no item anterior na estação chuvosa do ano hidrológico de 2019-2020, com a finalidade de testar o modelo para a bacia estudada.

A configuração física da bacia no modelo SWMM será a mesma utilizada para a análise comparativa com os dados simulados por Nunes *et al.* (2020), com algumas ressalvas. A primeira é em relação aos dados de precipitação, que foram usados na simulação os dados disponíveis entre os 16 pluviógrafos instalados na bacia para um evento específico, escolhido por também ter dados de qualidade monitorados. Outra diferença para a simulação de evento é que não foi considerada a evaporação, pois como o período simulado é pequeno a influência dela não é significativa.

Os dados de chuva para a entrada no modelo estavam discretizados de 5 em 5 minutos e os dados monitorados de vazão possuem discretização de 10 minutos. Assim, o passo de tempo adotado nessa simulação de evento foi igual ao passo de tempo do monitoramento de vazão, de 10 minutos.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos pela modelagem no SWMM da bacia do Capetinga e da bacia do Riacho Fundo, essa última sendo simulada em duas propostas diferentes, uma para simulação contínua e outra para uma simulação de evento, além das comparações com os resultados do modelo SWAT.

5.1. COMPARAÇÃO ENTRE SWMM E SWAT NA BACIA DO CAPETINGA

Na simulação do Capetinga, uma das primeiras análises que foi feita é a da vazão da bacia para o período de simulação. Com a inserção de todos os dados previamente citados na metodologia foi possível simular quantitativamente a bacia de uso do solo natural do Capetinga no SWMM. Algumas mudanças foram realizadas conforme a bacia era simulada no intuito de que a representação da bacia fosse o mais próximo da realidade. Em caráter exploratório, como um ajuste bastante preliminar do modelo, foram feitas mudanças nos valores de *width*, que pode ser calculada a partir da hidrografia da área, tendo sido alterado esse parâmetro para valores mais razoáveis em algumas sub-bacias que estavam com valores fora de proporções, e nos valores de rugosidade de Manning dos canais. Na Figura 33 se encontra o gráfico de escoamento superficial da bacia do Capetinga simulado no SWMM neste trabalho, simulado por Távora (2017) com a aplicação do modelo SWAT e calculado pelos dados monitorados na estação fluviométrica.

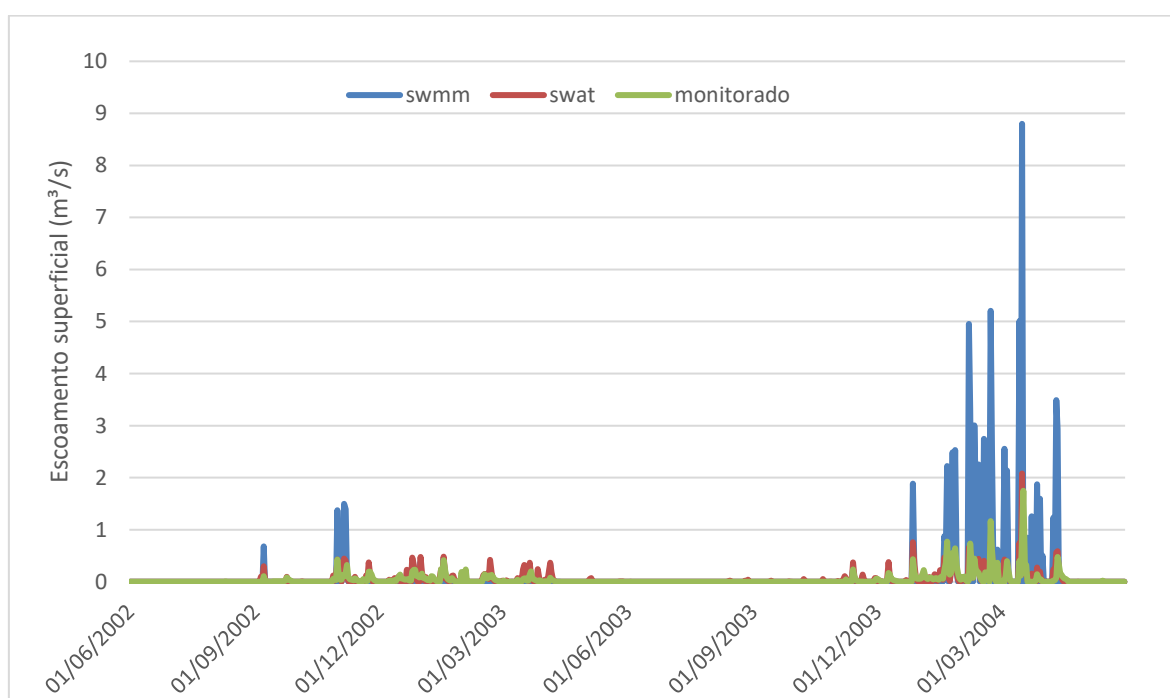


Figura 33- Escoamento superficial no período de 2 anos simulado no SWMM (modelo não calibrado), simulado no SWAT (modelo calibrado) e monitorado para a bacia do Capetinga.

Algo que pôde ser notado inicialmente foi que o escoamento superficial obtido com o SWMM apresentou resposta relativamente próxima a dos dados observados para os primeiros intervalos chuvosos. Porém, um dos problemas que o modelo apresentou foi a falta de resposta para intervalos chuvosos curtos e com eventos de precipitação pequenos, provavelmente devido à infiltração nessas ocasiões. Quando os eventos são mais intensos, o SWMM levou a uma resposta no escoamento superficial maior que nos resultados gerados por Távora (2017) e nos dados observados, o que pode ser visto na Figura 34. Em comparação aos dados simulados por Távora (2017) no SWAT, é importante lembrar que a análise foi feita entre simulação sem calibração no SWMM e simulação no SWAT com calibração e verificação. Segundo Távora (2017), após serem realizadas as etapas de calibração em sua simulação de vazão, os resultados obtidos foram valores menores que os iniciais.

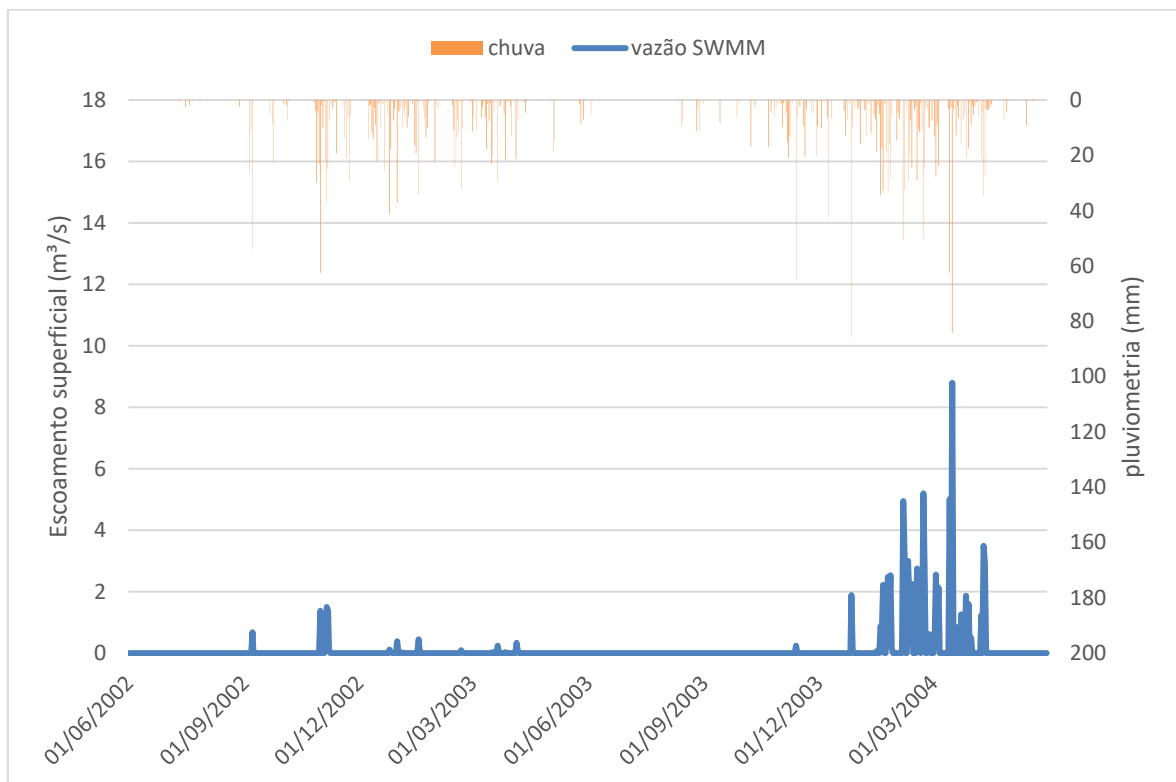


Figura 34- Gráficos de vazão de escoamento superficial simulada no SWMM (modelo não calibrado) e de pluviometria para a bacia do Capetinga.

Outro fator para que os resultados obtidos no SWMM tenham sido de baixo ou nenhum escoamento superficial nos eventos de precipitação menores foi a influência da evapotranspiração, que foi calculada na simulação como evapotranspiração potencial pela equação de *Hargreaves*. Para se entender melhor como esse processo influenciou na análise, realizou-se novamente a simulação da bacia do Capetinga com dados de evaporação inseridos diretamente, considerando-os como uma parcela dos dados medidos pelo método do tanque

classe A, que foram obtidos do Boletim Agroclima da estação da FAL-UnB. A Figura 35 compara os valores simulados de evaporação para as duas situações.

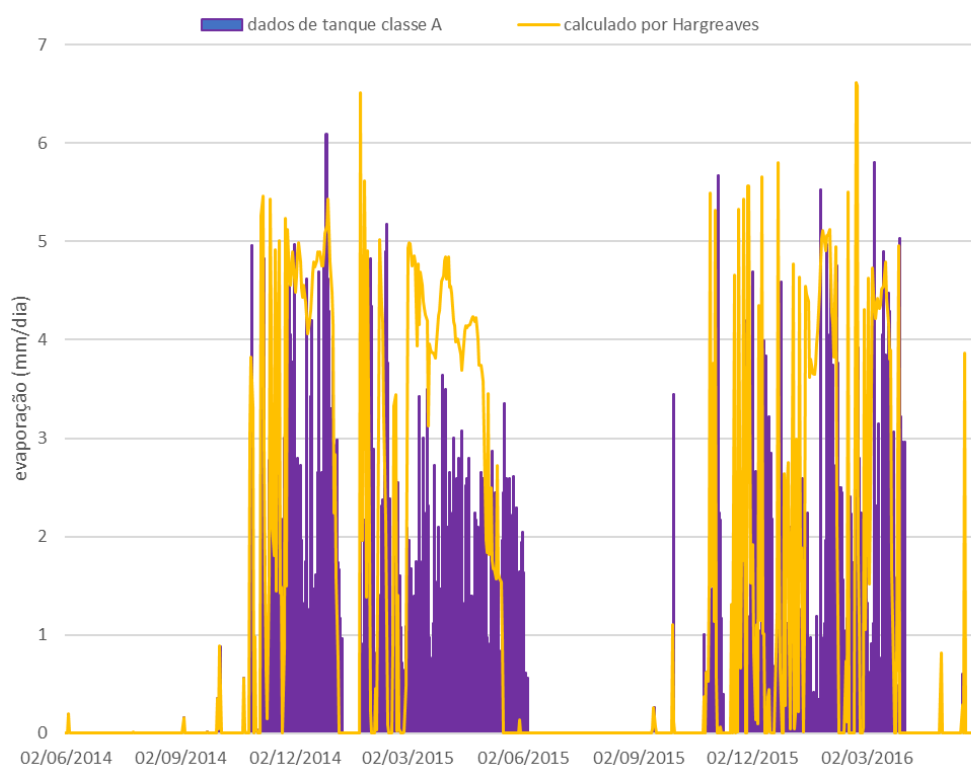


Figura 35- Evaporação na bacia do Capetinga simulada no SWMM utilizando a equação de Hargreaves e utilizando medidas em tanque classe A.

O gráfico comparativo de evaporação embora apresente valores diferentes entre os dois métodos utilizados, não implicou em uma grande influência para os picos de vazões, sendo que o pico de vazão obtido utilizando o método de Hargreaves foi de 8,79 m³/s e o pico de vazão com os dados de tanque classe A foi de 9,1 m³/s.

Após a realização da simulação de escoamento superficial para a bacia do Capetinga, prosseguiu-se para o cálculo do índice de eficiência NSE em relação aos resultados simulados por Távora (2017) e aos dados monitorados e os respectivos valores de NSE encontrados foram de -12,84 e -19,71. Os resultados calculados são considerados insatisfatórios já que atingiram valores abaixo de zero, mostrando que o SWMM sem calibração não conseguiu representar quantitativamente uma bacia natural, como a do Capetinga.

5.1.1. Simulação da bacia do Capetinga para sedimentos

A segunda etapa de análise foi feita para os sedimentos, representados neste trabalho pelo parâmetro de sólidos suspensos (SS). Nessa etapa a simulação foi realizada para o período de outubro de 2015 a abril de 2016, visto que esse foi o único período em que se obteve os dados monitorados na bacia do Capetinga, tendo sido feita a comparação entre os resultados

encontrados com o uso do SWMM e os dados monitorados apenas para o período de meados de janeiro a março de 2016 em razão da continuidade dos dados (sem falhas) e por ser o período com registro de concentrações de sedimentos mais significativas. Para a análise em relação aos dados simulados por Távora (2017) foi feita somente uma comparação visual devido aos resultados das simulações no SWAT para simulação de sedimentos não se encontrarem disponíveis em forma de dados discretos, somente conseguiu se obter para a comparação a imagem do gráfico. Em relação aos dados monitorados, a análise, além de graficamente, foi feita com os valores calculados de NSE. A Figura 36 apresenta o gráfico com valores de concentração de sólidos suspensos simuladas por Távora (2017) no SWAT e observadas através do monitoramento, enquanto a Figura 37 traz o gráfico das concentrações de sólidos suspensos simuladas pelo SWMM e observadas.

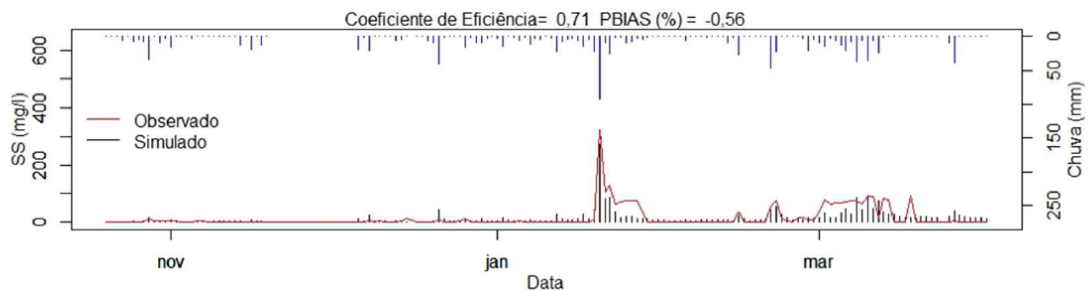


Figura 36- Concentrações de sólidos suspensos simuladas no SWAT (modelo calibrado) e observadas para a bacia do Capetinga (Távora, 2017).

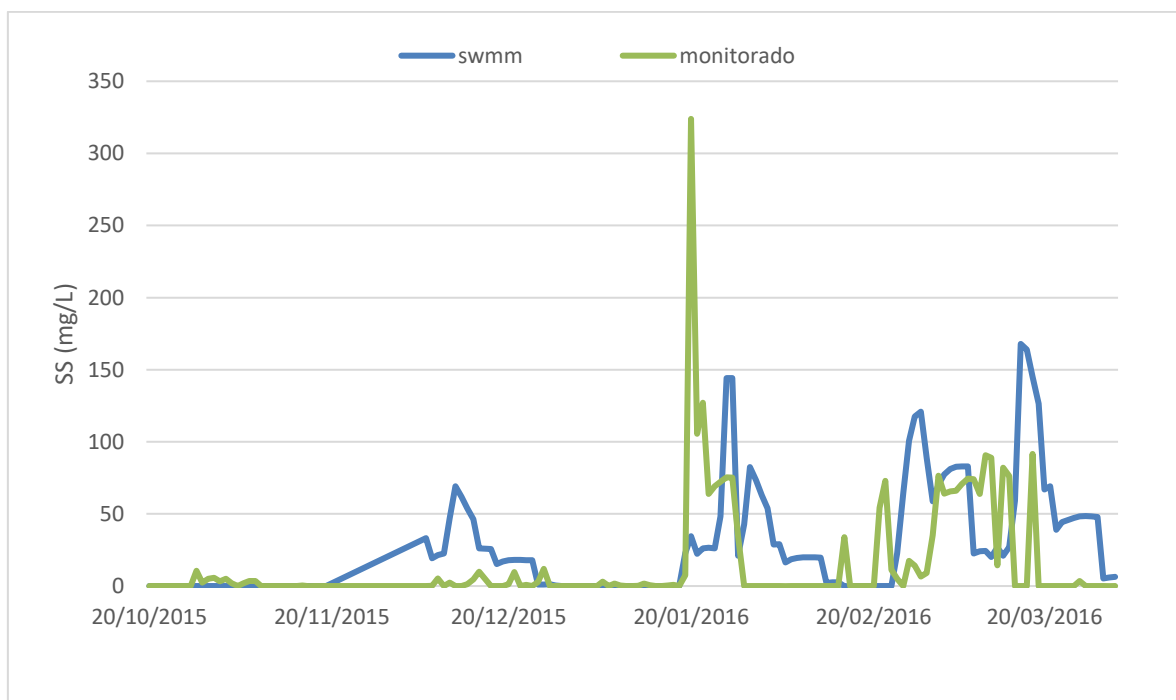


Figura 37- Concentrações de sólidos suspensos simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e observadas para a bacia do Capetinga.

Na comparação dos resultados da simulação no SWMM com os dados simulados por Távora (2017), assim como com os dados monitorados, percebeu-se uma diferença nos picos de concentração de sólidos suspensos, com o SWMM apresentando resultados menores e em períodos distintos. No entanto, a construção dos gráficos de concentração de sólidos suspensos e a visualização e a interpretação desses gráficos ainda não foram suficientes para comparar adequadamente a resposta do modelo utilizado neste trabalho. Dessa forma, se deu a necessidade de se analisar a carga de sedimentos da bacia. Para tanto, realizou-se a multiplicação dos valores de concentração pelos valores de vazão, para possibilitar uma comparação mais fiel. Esse procedimento foi realizado somente para os resultados simulados no SWMM e para os dados observados devido à falta dos dados simulados no SWAT de forma discretizada. A Figura 38 apresenta o gráfico em termos de carga para os dados monitorados e os dados simulados no SWMM.

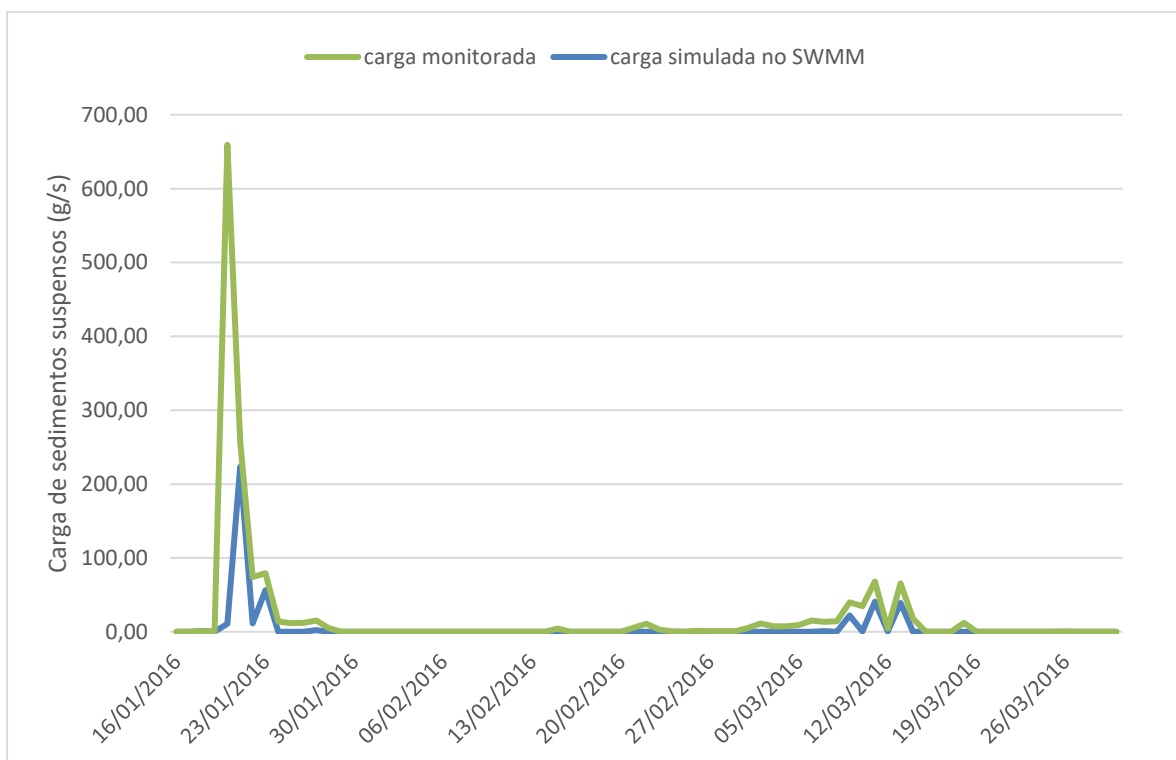


Figura 38- Cargas de sólidos suspensos simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e observadas para a bacia do Capetinga.

Para a análise de carga de sedimentos o período de comparação teve que ser reduzido, visto que não havia dados de vazão diários monitorados para quase todos os meses de outubro, novembro e dezembro. Assim, separou-se a série a partir do meio de janeiro, que foi o período que apresentava uma constância na disponibilidade de dados. O que se pode observar é que os dados simulados para sedimentos acompanharam o crescimento e o comportamento em

termos de carga, porém em escala menor, algo que já era de se esperar visto que os valores de concentração de sedimentos foram bem menores do que os valores monitorados. Um fator que pode ter levado os dados monitorados a serem superiores aos resultados da simulação, como comentado por Távora (2017), é a influência de estrada não pavimentada na geração de sedimentos, sendo que a principal estrada de acesso à FAL se localiza próxima ao córrego Capetinga, à montante da estação de monitoramento. Outro fator ponderado pelo autor foi a necessidade de manutenção de limpeza na sonda multiparamétrica utilizada no monitoramento com mais frequência, o que pode ter relação com os valores de carga durante vários dias seguidos no mês de março.

Finalmente, foi realizado o cálculo da eficiência para a carga de sedimentos suspensos gerados no SWMM com os dados monitorados, e o valor de NSE foi de 0,55. O resultado encontrado pode ser considerado bom, embora algumas ressalvas precisem ser feitas: primeiramente, o intervalo de análise foi bem curto, além disso, boa parte do período analisado a carga de sedimentos era de valor 0.

5.2. COMPARAÇÃO ENTRE SWMM E SWAT NA BACIA DO RIACHO

FUNDO

Para a análise da simulação contínua da bacia do Riacho Fundo foi adotado o mesmo método para comparar os dados simulados com o SWMM e os obtidos por Nunes *et al.* (2020) com o SWAT. Após a inserção dos dados de entrada, inicialmente simulou-se a bacia do Riacho Fundo para o período proposto para calcular o escoamento superficial da bacia, e em posse dos dados simulados por Nunes *et al.* (2020) e dos dados monitorados, também cedidos pelo autor, separou-se o escoamento superficial do escoamento de base para enfim serem comparados os valores de escoamento superficial. Na Figura 39 é apresentado o gráfico com os valores encontrados para escoamento nas simulações no SWMM, no SWAT e a partir dos dados monitorados.

Pela análise gráfica, o SWMM pode simular bem a bacia do Riacho Fundo, apresentando um comportamento similar aos dados monitorados e os dados simulados por Nunes *et al.* (2020), porém em magnitudes maiores, uma tendência compartilhada para a bacia do Capetinga. Com os valores de vazão simulados no SWMM, calculou-se o índice de eficiência NSE considerado na comparação os dados simulados no SWAT e os dados monitorados. Os valores de NSE foram de -0,40 e de -2,59 para as comparações com os dados simulados por Nunes *et al.* (2020) e com os dados monitorados, respectivamente. Ambos resultados encontrados podem ser considerados insatisfatórios, porém devido a simulação no SWMM

ter acompanhado o comportamento dos dados monitorados, é possível que com uma etapa de calibração os resultados do SWMM possam atingir patamares satisfatórios de eficiência.

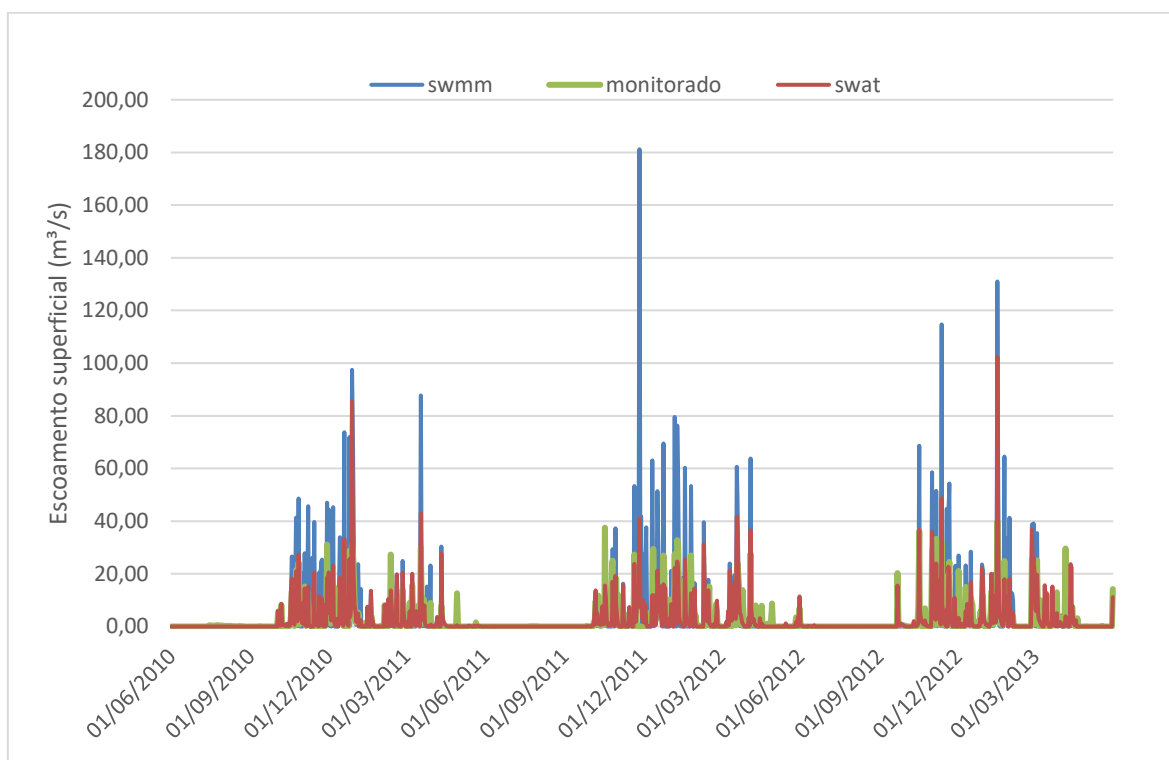


Figura 39- Escoamento superficial simulado no SWMM (modelo não calibrado), simulado no SWAT (modelo calibrado) por Nunes *et al* (2020) e monitorado para a bacia do Riacho Fundo.

5.2.1. Simulação da bacia do Riacho Fundo para fósforo total

Nesta parte do trabalho, como foi adotada a mesma metodologia para a simulação da bacia do Capetinga, será realizada a mesma forma de análise qualitativa com a carga de nutrientes, uma vez que as concentrações, seja para os valores monitorados, seja para os valores simulados, em geral apresentam valores muito diferentes em função da diferença de vazões. Devido ao fato de o monitoramento de nutrientes na bacia, para o período estudado, ser realizado somente uma vez ao mês, os resultados do SWMM foram convertidos em valores mensais para a comparação com os dados monitorados. As Figuras 40 e 41 apresentam os valores de concentração de fósforo resultantes da simulação no SWMM em comparação com os dados simulados no SWAT e com os dados monitorados respectivamente.

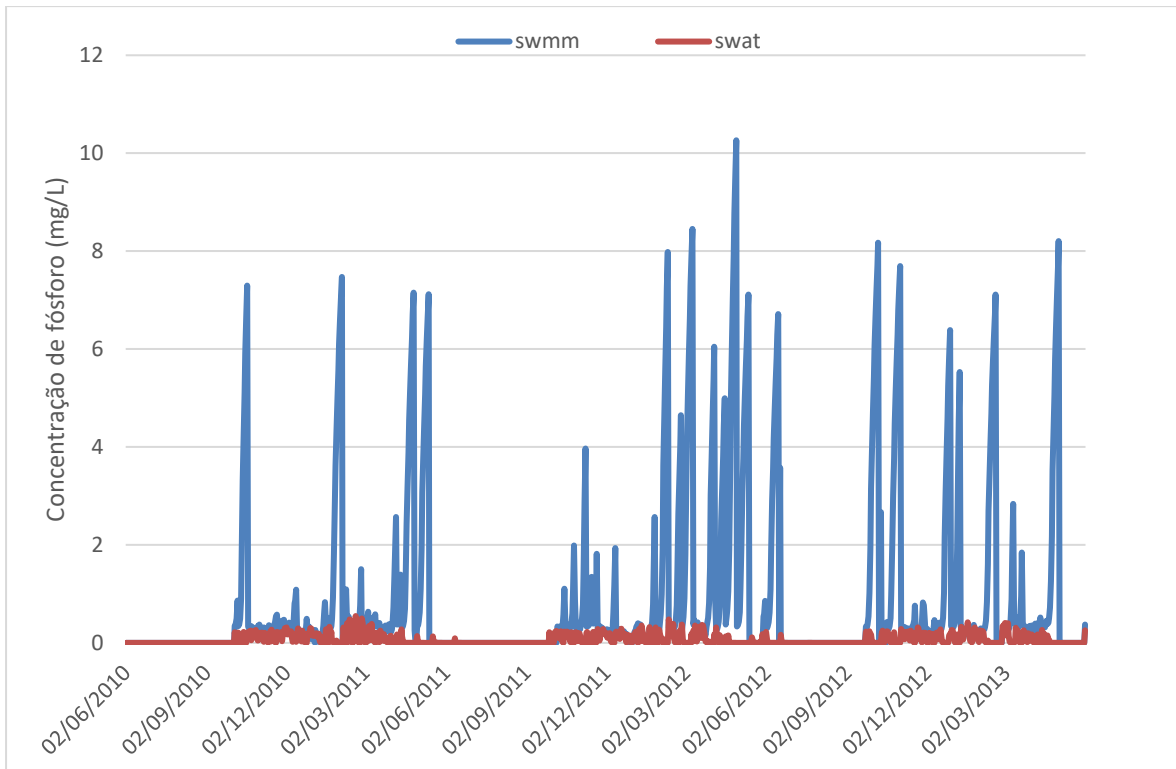


Figura 40- Concentrações de fósforo total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e no SWAT (modelo calibrado) para a bacia do Riacho Fundo.

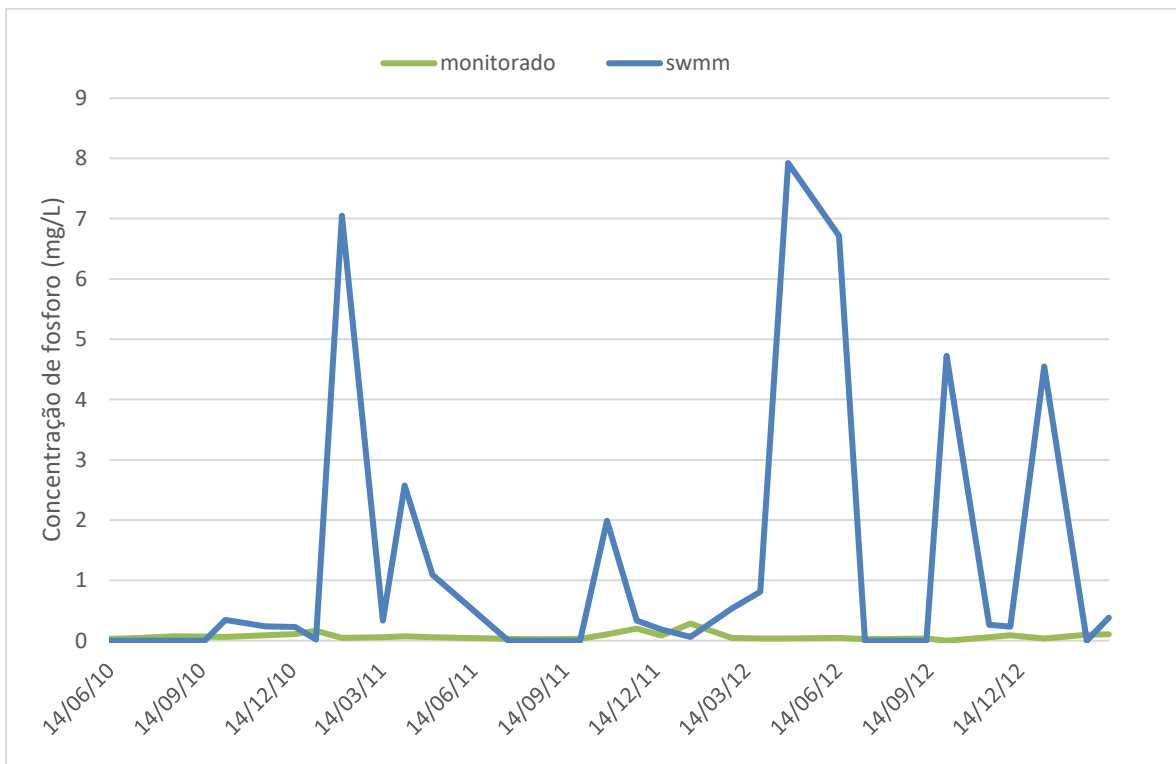


Figura 41- Concentrações de fósforo total monitoradas e simuladas no SWMM (modelo não calibrado) para a bacia do Riacho Fundo.

Os dados simulados para concentrações de fósforo divergem do comportamento observado na bacia do Riacho Fundo. Nas Figuras 42 e 43 são apresentados os valores de carga de fósforo simulados com o SWMM e SWAT e em conjunto com os valores observados.

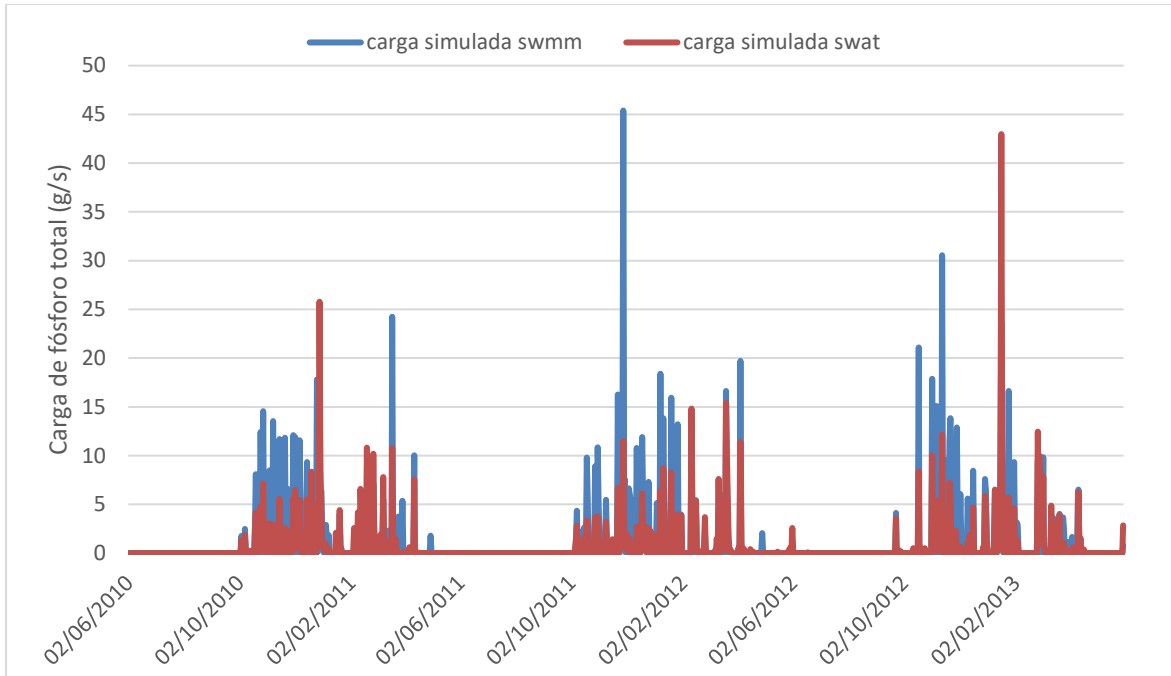


Figura 42- Cargas de fósforo total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e no SWAT (modelo calibrado) para a bacia do Riacho Fundo.

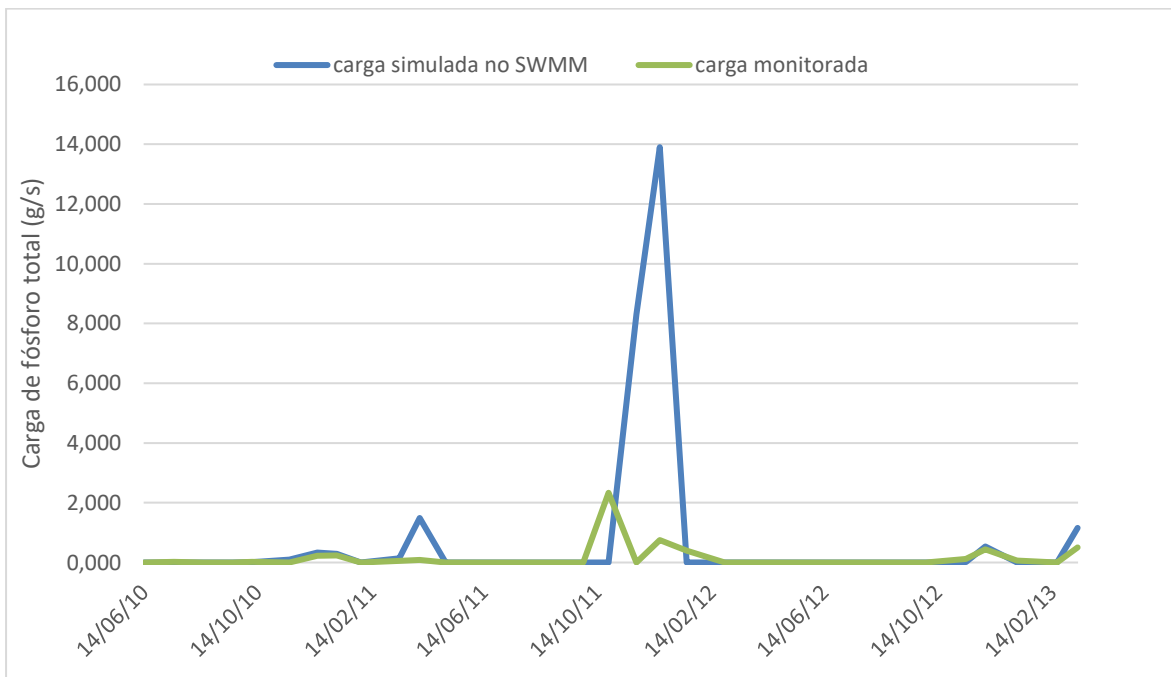


Figura 43- Cargas de fósforo total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e monitoradas para a bacia do Riacho Fundo.

Embora os valores simulados pelo SWMM apresentem um comportamento similar, mas de magnitudes diferentes dos valores simulados por Nunes *et al.* (2020) no SWAT, o comportamento em relação aos valores calculados com base na medição mensal é muito diferente. Um dos motivos para essa diferença se baseia no fato de que o cálculo de carga mensal é realizado com base em um único dado mensal, o que é muito impreciso, principalmente para a análise do comportamento da bacia no período chuvoso.

O valor de NSE dos dados simulados com o SWMM foi de 0,08 e de -41,55 em relação aos dados simulados por Nunes *et al.* (2020) e aos dados monitorados, respectivamente. Ambos resultados são considerados insatisfatórios e mostram a necessidade de aprofundamento do estudo e principalmente a necessidade da melhoria na forma obtenção dos dados em campo. Nota-se nas simulações anteriores às de Nunes *et al.* (2020), apresentadas em Nunes (2016), que as simulações de nutrientes iniciais também apresentaram resultados insatisfatórios, antes de o modelo ser calibrado.

5.2.2. Simulação da bacia do Riacho Fundo para nitrogênio total

Seguindo de maneira análoga a realizada para a simulação de fósforo na bacia do Riacho Fundo, nas Figuras 44 e 45 se encontram os gráficos de concentração de nitrogênio para análise comparativa dos resultados da simulação no SWMM com os dados monitorados e com os simulados por Nunes *et al.* (2020) no SWAT.

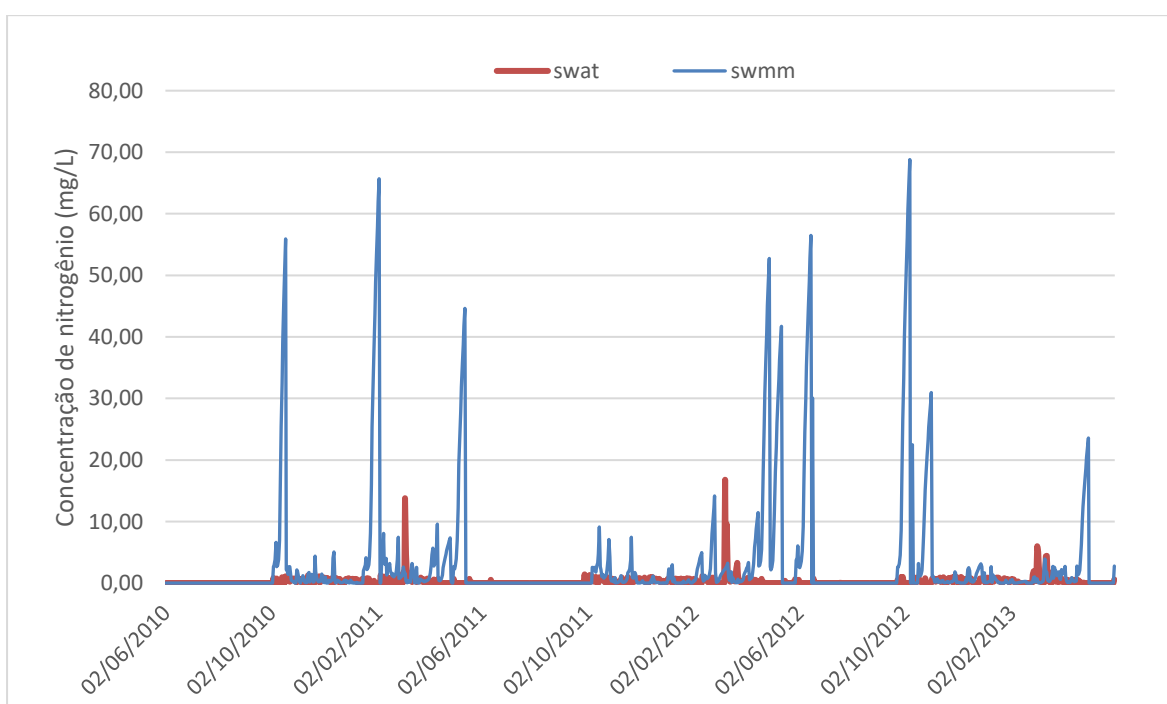


Figura 44- Concentrações de nitrogênio total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e no SWAT (modelo calibrado) para a bacia do Riacho Fundo.

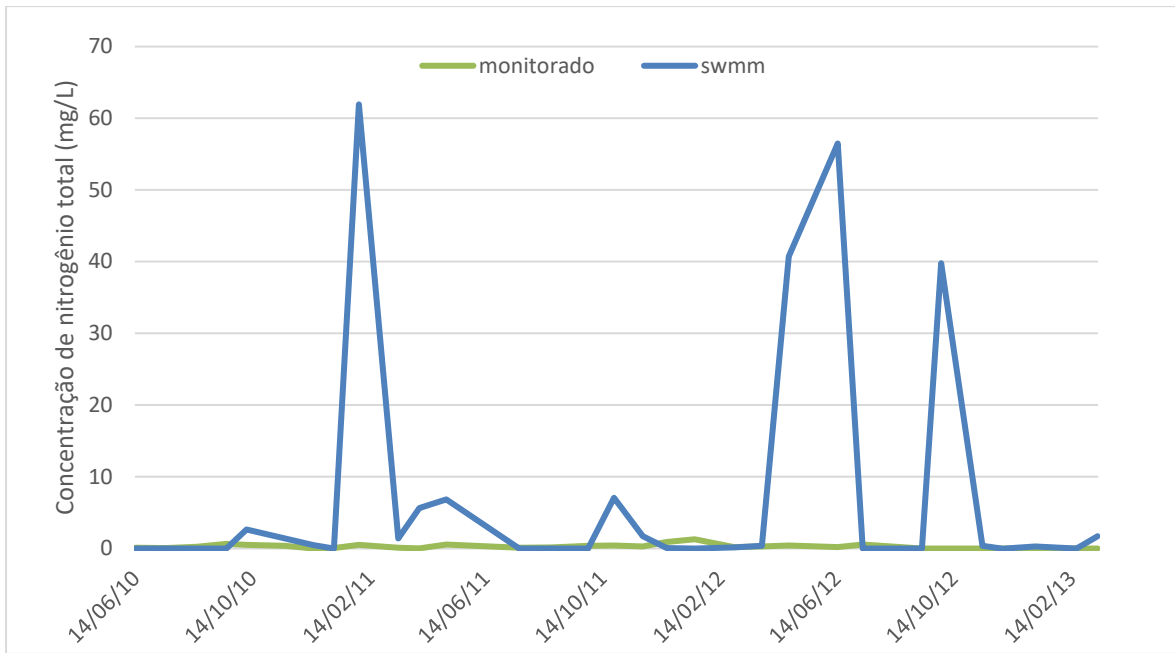


Figura 45- Concentrações de nitrogênio total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e monitoradas na bacia do Riacho Fundo.

A diferença notada para os valores de concentração se repete de forma análoga ao ocorrido com os valores simulados para concentração de fósforo, prosseguindo-se então para uma análise em função da carga de nitrogênio. Nas Figuras 46 e 47 encontram-se os valores de carga de nitrogênio para os dados simulados no SWMM, os dados simulados por Nunes *et al.* (2020) e para os dados monitorados.

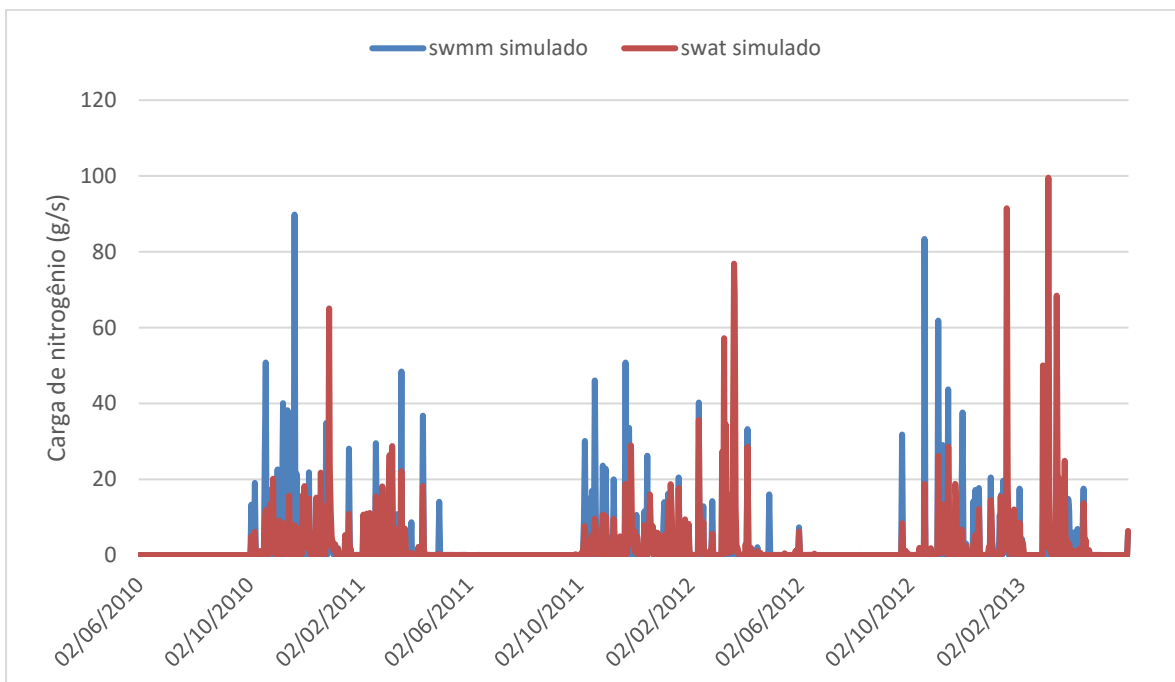


Figura 46- Cargas de nitrogênio total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e no SWAT (modelo calibrado) para a bacia do Riacho Fundo.

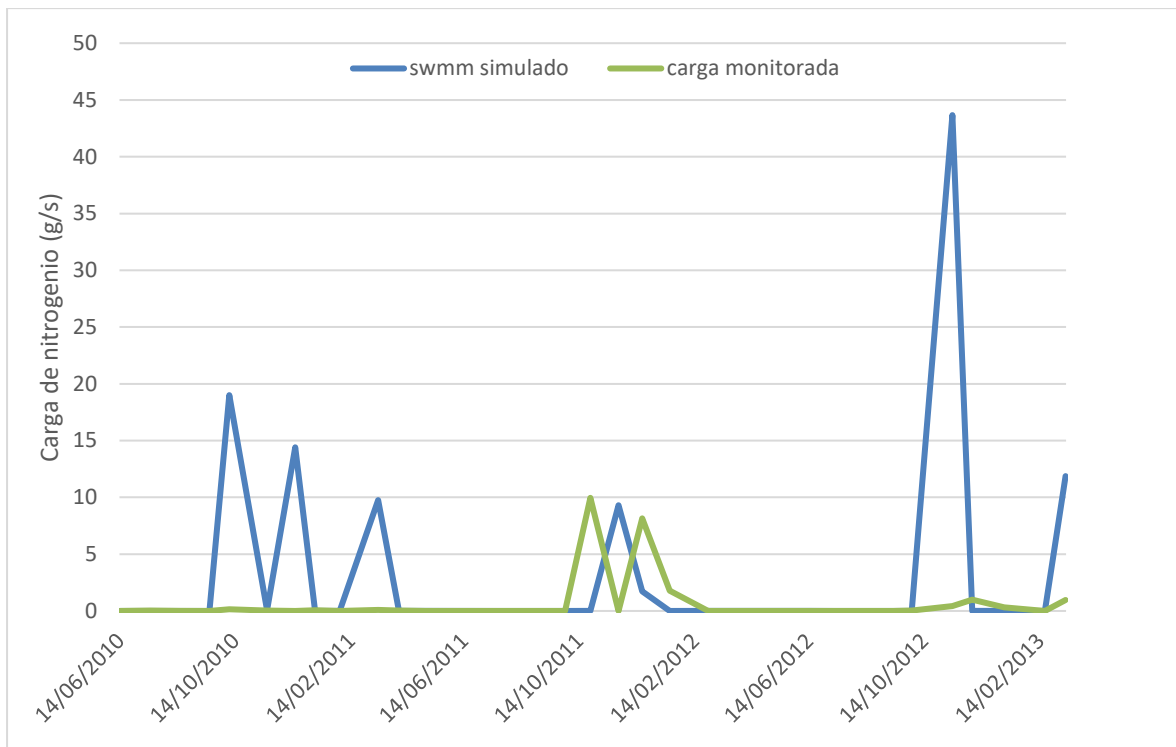


Figura 47- Cargas de nitrogênio total simuladas no SWMM (modelo não calibrado) e monitoradas para a bacia do Riacho Fundo.

Os resultados encontrados em função da carga de nitrogênio demonstraram o mesmo comportamento que o ocorrido para a simulação de carga de fósforo, com comportamentos similares aos dados simulados por Nunes *et al.* (2020), e comportamento bem diferente em relação ao obtido com os dados monitorados. Tal tipo de comportamento era esperado, visto que ambos foram realizados com a mesma metodologia, mostrando a incerteza ao se fazer a comparação em relação aos dados calculados com base nos valores monitorados devido à sua coleta ser realizada com frequência mensal.

A eficiência NSE para os resultados da simulação no SWMM em relação aos dados simulados por Nunes *et al.* (2020) e em relação aos dados monitorados. Os valores de NSE foram de -0,15 e de -16,70, respectivamente, sendo ambos resultados classificados como insatisfatórios, porém observa-se que a eficiência em relação aos dados simulados no SWAT foi um pouco melhor.

Certa dificuldade em simular a qualidade de água na área urbana da região administrativa do Riacho Fundo 1 foi citada por Tsuji (2018), que embora tenha calibrado o seu modelo e alcançado resultados bons em termos de vazão, para parâmetros de qualidade da água não conseguiu obter resultados satisfatórios. Segundo Tsuji (2018), os principais parâmetros observados que afetaram nos resultados foram a curva número (CN) e o armazenamento em depressão de áreas permeáveis (*Dstore perv*), parâmetros que quando calculados são

inseridos no modelo como valores fixos, e para a simulação contínua não ocorre a adequada alteração dos mesmos devido a ocorrência de eventos chuvosos, que podem alterar a condição de umidade do solo.

Um fator que deve ser levado em conta, no que se refere ao funcionamento dos dois modelos, é o modo que os dados climáticos são inseridos e a maneira que o modelo realiza a simulação. Para as simulações no SWAT, os dados pluviométricos foram inseridos com valores acumulados diários, portanto realizou-se da mesma maneira no SWMM visando a comparação. No entanto, o manual e discussões no fórum do SWMM recomendam que, nas opções de simulação, sejam utilizados valores de *time step* sub diários, de 5 minutos a 15 minutos, para os dados pluviométricos, visto que o tempo de resposta das sub bacias para eventos chuvosos não é alto. Porém, como os dados de entrada de pluviometria estavam em valores acumulados diários, na simulação da bacia se fez necessário usar o mesmo passo de tempo no qual os dados chuvosos foram inseridos. Portanto, um fator determinante para a diferença nos resultados de simulação contínua da bacia do Riacho Fundo e da bacia do Capetinga foi a forma como a pluviometria estava discretizada e foi inserida no modelo e a maneira como o SWMM simula no passo diário.

5.3. SIMULAÇÃO DE EVENTO NA BACIA DO RIACHO FUNDO COM O SWMM

Para a simulação de evento chuvoso, foi escolhido o evento ocorrido no dia 23 de dezembro de 2019. Esse evento foi escolhido porque, embora não tenha sido uma das chuvas mais intensas, foi um evento em que se pôde coletar dados pluviométricos em quase todos os pluviógrafos e ocorreu a coleta de amostras de qualidade da água ao longo de toda a onda de cheia associada a esse evento, pelo amostrador automático. As amostras coletadas foram analisadas em laboratório para se obter as concentrações de poluentes observadas no evento, sendo analisados o nitrogênio total e o fósforo total, como parâmetros qualitativos da água. Com auxílio do linígrafo, obteve-se a leitura do nível de água no riacho para a onda de cheia decorrente do evento chuvoso, e com essa informação, a partir da utilização da curva chave levantada para a estação Ponte-Aeroporto (Figura 48), puderam ser determinados os dados de vazão para o evento com frequência de 10 minutos. O nível d'água atingido no curso d'água durante o evento e a vazão correspondente a ele ainda segue a tendência da primeira seção da curva-chave, pois no evento não houve extravasamento da calha, tendo em vista que o Riacho Fundo possui uma calha e uma planície adjacente na qual há o espraiamento da água quando atinge-se valor de vazão muito elevado, que não foi o caso do evento analisado.

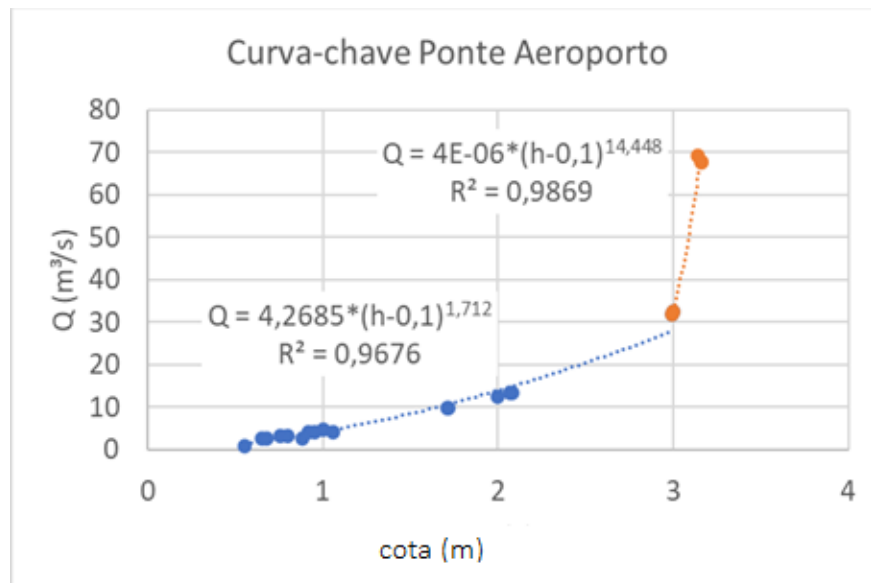


Figura 48- Curva chave para a estação fluviométrica Ponte Aeroporto.

Com os dados de vazão, foi realizada a separação do escoamento superficial e de base utilizando o filtro de Arnold & Allen (1995), para comparação com os valores simulados no SWMM. A Figura 49 apresenta os valores da vazão total, do escoamento de base e superficial para o evento monitorado.

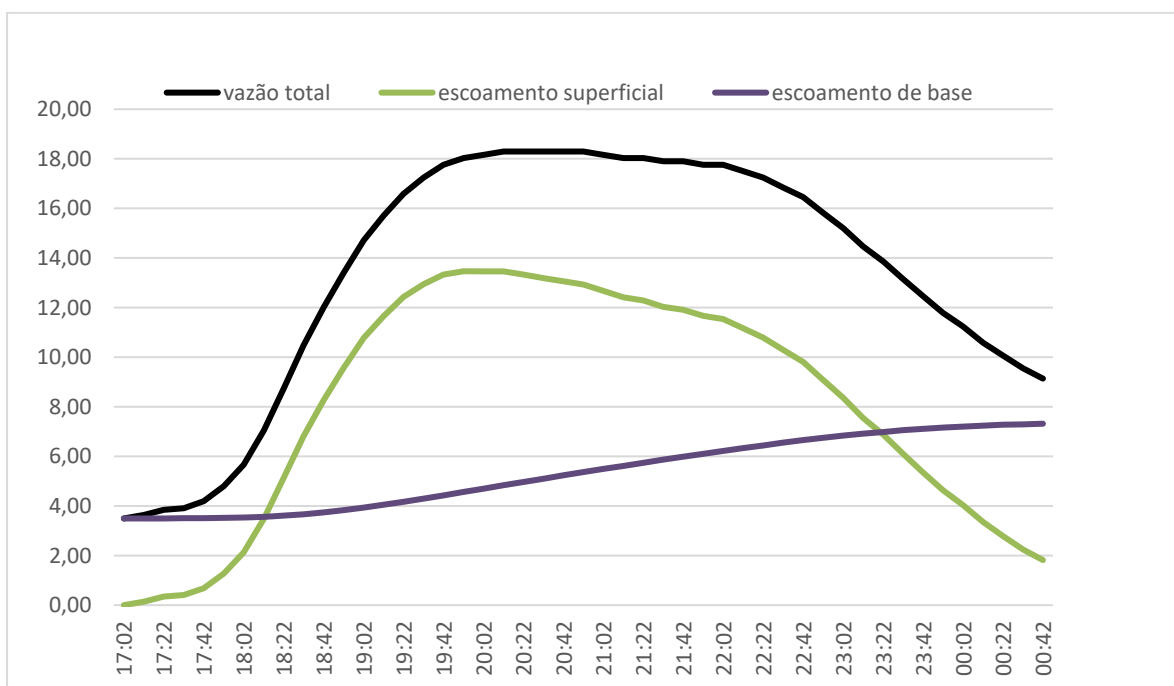


Figura 49- Gráfico da vazão total, do escoamento de base e superficial para o evento do dia 23/12/2019 na estação fluviométrica Ponte Aeroporto da bacia do Riacho Fundo.

A Figura 50 apresenta o hidrograma e polutogramas das formas de nitrogênio total e fósforo total para o evento monitorado.

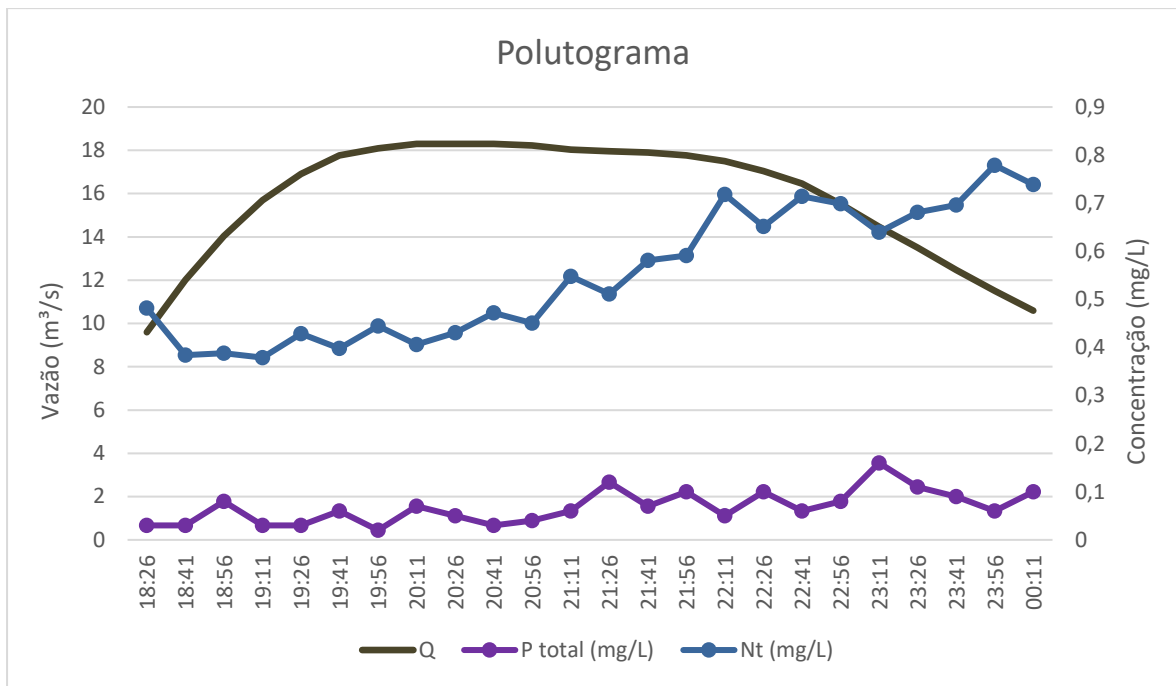


Figura 50- Hidrograma e polutogramas para fósforo total e nitrogênio total no evento de 23/12/2019 na estação fluviométrica Ponte Aeroporto da bacia do Riacho Fundo.

O que se pode observar na Figura 50 é que houve o crescimento das concentrações de fósforo total e nitrogênio total com o passar da onda de cheia, embora apresentem variações de uma amostra para outra. Mesmo com a diminuição da vazão, as concentrações continuaram com leve tendência de aumento. Também pode ser notado a presença de uma concentração inicial no córrego, sendo um dos fatores que pode ter influenciado corresponde ao fato de que no dia 22 de dezembro de 2019 também ocorreu um evento chuvoso que transportou cargas de poluentes advindas do escoamento superficial.

5.3.1. Simulação de vazão

Adotou-se a mesma metodologia realizada nas outras simulações atribuindo-se a precipitação média por subbacia, levando em conta a proximidade, visto que estavam disponíveis dados de 16 pluviógrafos. Os pluviógrafos que apresentaram algum problema de registro de dados não foram considerados para a simulação, sendo que, para esse evento, isso ocorreu com 2, o do Cruzeiro Velho e o do parque de Águas Claras. A Figura 51 ilustra o gráfico de escoamento superficial gerado no SWMM com o escoamento superficial monitorado.

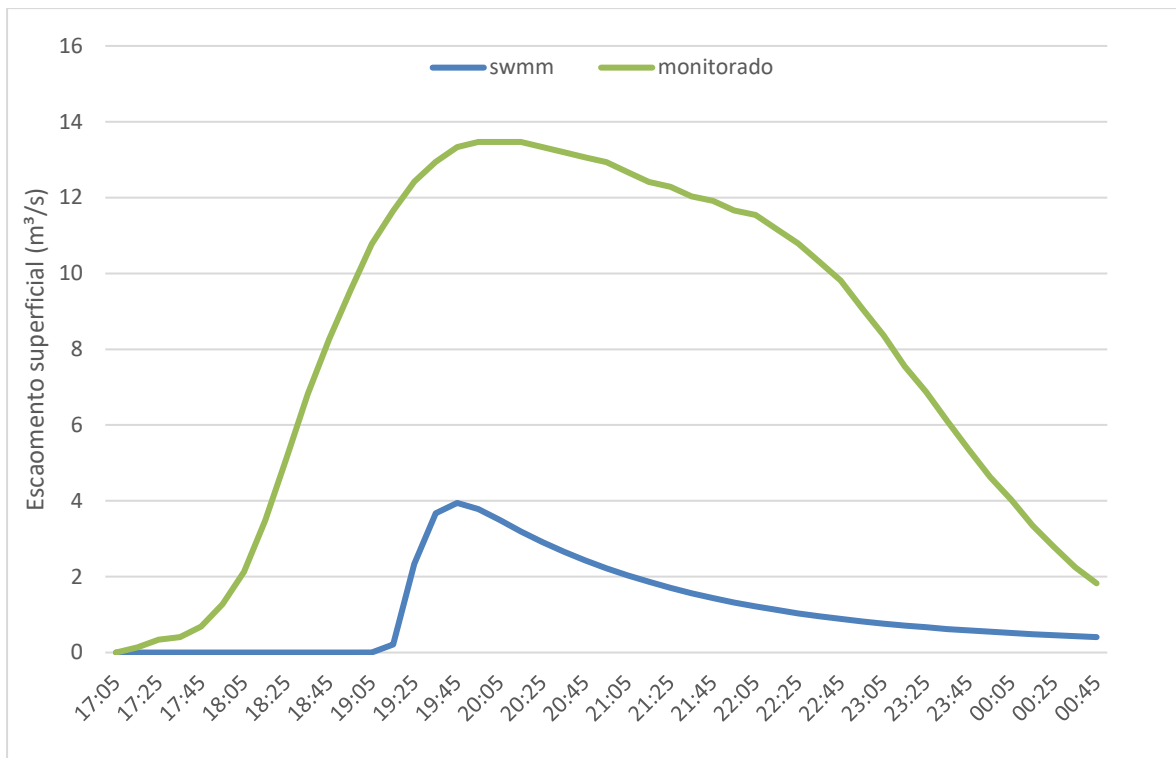


Figura 51- Escoamento superficial monitorado e simulado no SWMM (modelo não calibrado) para o evento de 23/12/2019 na bacia do Riacho Fundo.

É possível identificar que o modelo descreveu bem o comportamento temporal da bacia do Riacho Fundo, porém com um pico de vazão e um comportamento em magnitude menor do que o observado. O SWMM não simulou bem eventos chuvosos curtos e moderados com o método de cálculo de infiltração utilizado, visto que somente 2 sub-bacias geraram escoamento superficial e as outras sub-bacias infiltraram toda a precipitação. As 2 sub-bacias que geraram o escoamento superficial são aquelas com maior valor de CN em toda a bacia do Riacho Fundo, com valores considerados altos, 94,9 e 93,5.

Com os valores de escoamento superficial gerados, foi calculado o índice de eficiência para a simulação. O valor NSE para o escoamento foi de -1,96, sendo considerado como insatisfatório. Com o ajuste do modelo pela calibração deve ser possível atingir resultados mais satisfatórios no SWMM, visto que Henz (2019), ao realizar simulação para evento no SWMM também encontrou resultados insatisfatórios para análise de eficiência por NSE e após a calibração os resultados apresentaram melhoras significativas.

5.3.2. Simulação de fósforo total

A Figura 52 apresenta a simulação da concentração de fósforo total para o evento chuvoso e sua respectiva comparação com os dados monitorados. Para melhor visualização, foi traçada a curva de tendência para os dados monitorados devido à variação nas concentrações.

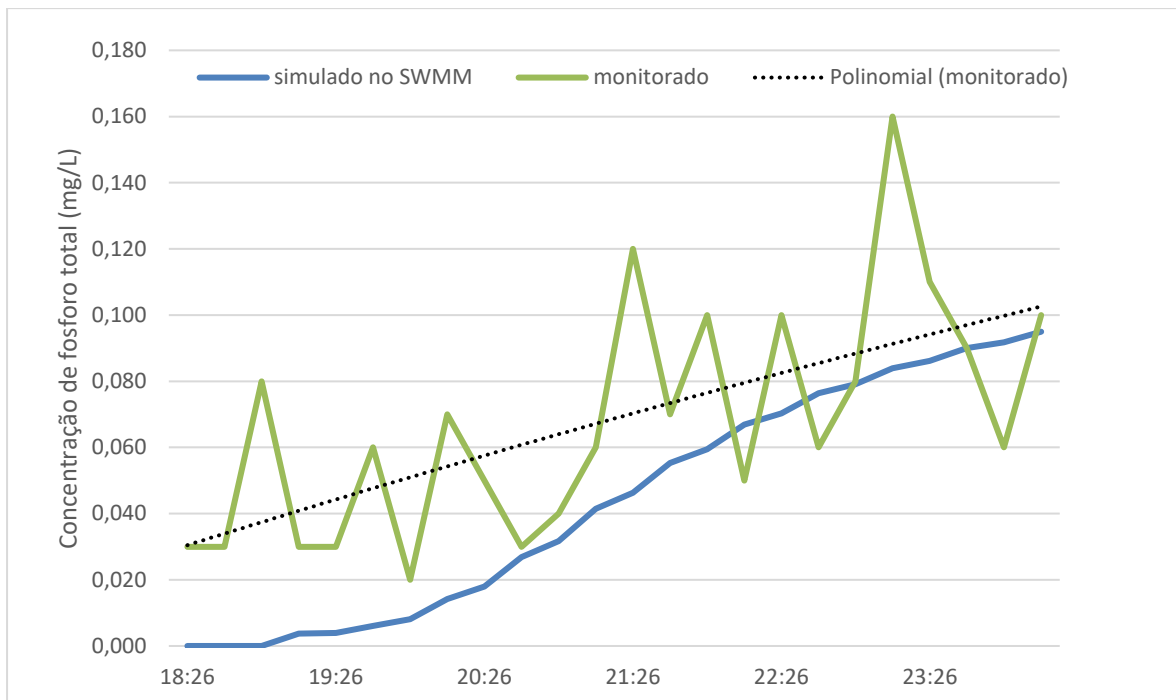


Figura 52- Concentrações de fósforo total monitoradas e simuladas no SWMM (modelo não calibrado) para o evento do dia 23/12/2019 na bacia do Riacho Fundo.

É possível notar que o modelo acompanhou bem, em relação à tendência, o crescimento de concentração de fósforo que ocorreu nos valores monitorados, com uma diferença inicial, visto que os dados monitorados já apresentam um valor maior, provavelmente a concentração de base do córrego Riacho Fundo. Uma das outras possibilidades é que no dia anterior, dia 22/12/2019, também ocorreu um evento chuvoso e esse de certa forma impactou na análise qualitativa. As variações nas concentrações eram esperadas para os valores monitorados pelo fato de as medidas serem feitas de forma discreta, com uma amostra, em um ponto do curso d'água, a cada 15 minutos. Já no modelo a simulação é feita de forma contínua no tempo e esse padrão de variação não ocorre.

A Figura 53 mostra que o córrego já apresenta uma concentração de base, natural do curso d'água e o modelo levou a simulações de fósforo muito baixas. O valor de NSE para a carga de fósforo foi de -3,17. valor considerado insatisfatório. Para a carga de fósforo a vazão tem uma influência significativa, visto que os valores de concentração apresentaram comportamento próximo. Os parâmetros de equação da geração de fósforo utilizadas certamente estão reduzidos para a nossa realidade.

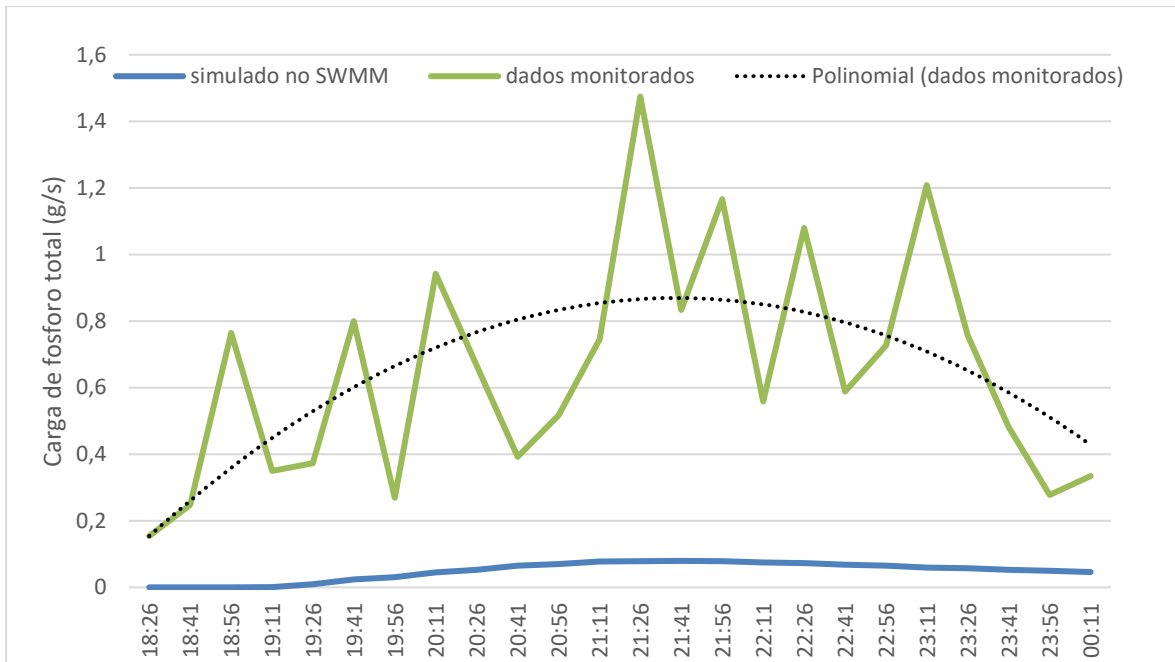


Figura 53- Cargas de fósforo total monitoradas e simuladas no SWMM (modelo não calibrado) para o evento de 23/12/2019 na bacia do Riacho Fundo.

5.3.3. Simulação de nitrogênio total

A análise de nitrogênio total foi feita da mesma forma que a elaborada para a de fósforo. A Figura 54 apresenta os valores de concentração simulados no SWMM e sua a comparação gráfica com os valores monitorados.

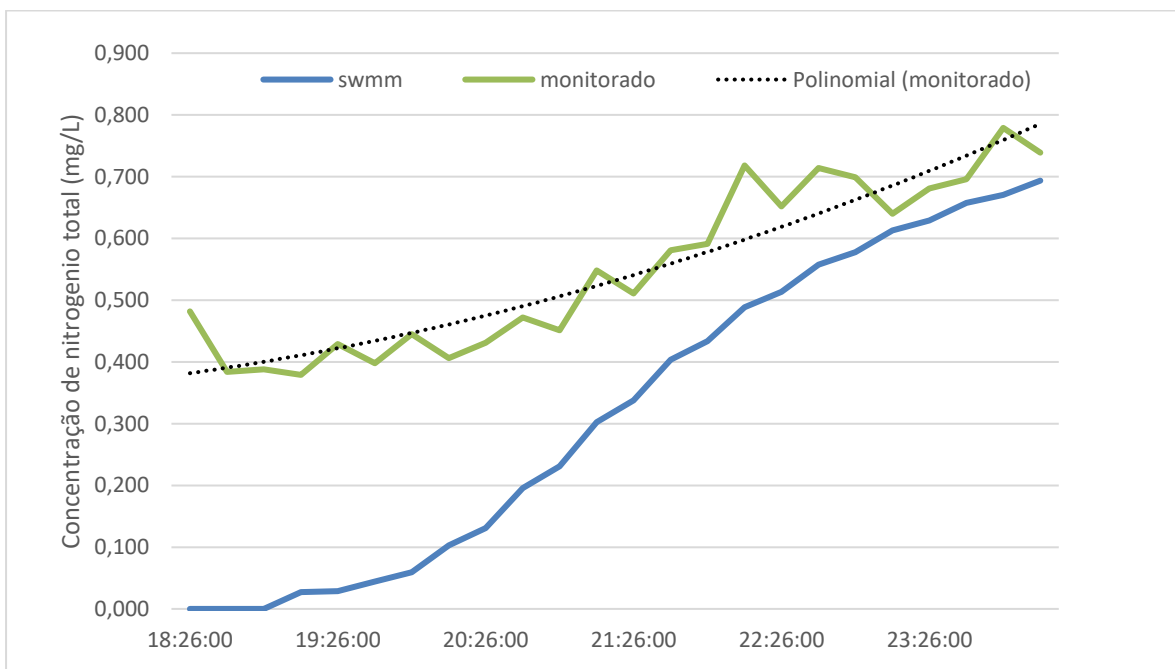


Figura 54- Concentrações de nitrogênio total monitoradas e simuladas no SWMM (modelo não calibrado) para o evento do dia 23/12/2019 na bacia do Riacho Fundo.

O resultado da simulação de concentração de nitrogênio foi bem similar a curva dos dados monitorados, apresentando um valor final até maior do que os dados monitorados, se levar em consideração que há uma presença de concentração inicial de nitrogênio. A Figura 55 mostra o comportamento da carga de nitrogênio para o evento do dia 23 de dezembro de 2019.

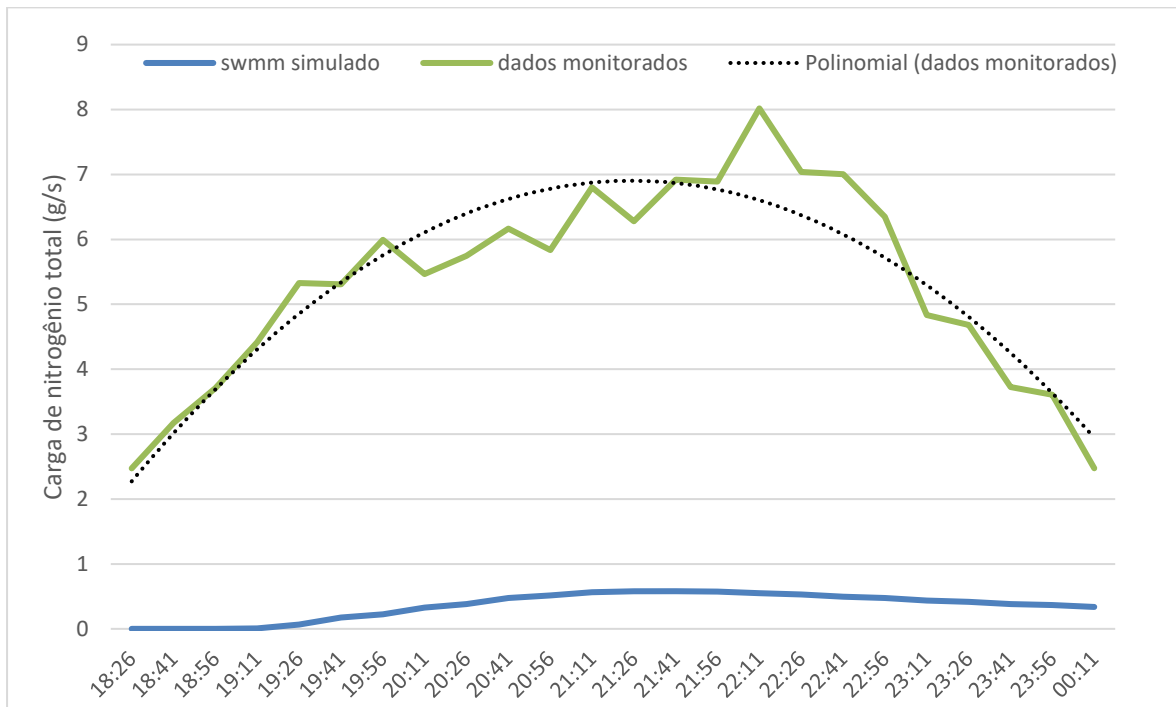


Figura 55- Cargas de nitrogênio total monitoradas e simuladas no SWMM (modelo não calibrado) para o evento do dia 23/12/2019.

O resultado da carga de nitrogênio apresentou um comportamento similar ao da carga de fósforo, com valores simulados bem abaixo dos valores monitorados. Fica nítido que o crescimento de carga ocorre em magnitude mais suave do que nos dados monitorados e os picos de carga são em horários diferentes, cerca de 30 minutos de diferença, sendo o pico do SWMM às 21:45 e o pico dos dados monitorados às 22:11. O cálculo da eficiência foi realizado e o resultado encontrado foi de -10,85, sendo considerado como insatisfatória a simulação para carga de nitrogênio.

6. CONCLUSÕES

Este trabalho usou o SWMM para verificar a sua aplicabilidade em bacias de uso do solo natural e de uso misto previamente simuladas com a aplicação do SWAT por Távora (2017) e Nunes *et al* (2020). A avaliação foi feita em termos da representação do escoamento superficial gerado, e de diferentes parâmetros de qualidade da água.

Para as simulações contínuas, os dados de entrada utilizados no SWMM foram os mesmos que Nunes *et al.* (2020) e de Távora (2017) utilizaram no SWAT e os resultados encontrados nos dois modelos foram bem diferentes entre si, mostrando diferenças na arquitetura de simulação desses modelos e a dificuldade de se atingir resultados satisfatórios com o SWMM sem uma cuidadosa etapa de calibração. É importante ressaltar que todas as simulações objetos das análises realizadas neste trabalho não passaram por etapa de calibração, uma vez que o objetivo do trabalho não incluía essa etapa.

Um fator importante para a variação nos resultados foi o passo de tempo adotado. Essa opção de simulação foi utilizada como diária, condição que normalmente se usa no SWAT, porém para o SWMM, utilizado para pequenas bacias, não é recomendado utilizar um passo tão grande, em função do tempo de concentração da bacia. Outro parâmetro com grande influência nas simulações é o CN. No SWMM pode-se verificar que baixos valores de CN não respondem de maneira eficiente para eventos pluviométricos pequenos, e quando os eventos chuvosos são mais intensos a resposta observada é em um valor acima do monitorado, em função da forma com que o modelo calcula a infiltração inicial.

Na bacia do Capetinga, o SWMM simulou o comportamento de eventos chuvosos de maneira insatisfatória, pois obteve picos de vazões maiores que os dados monitorados e os dados simulados por Távora (2017) no SWAT e para eventos pluviométricos comuns o modelo não conseguiu demonstrar de maneira eficaz o escoamento superficial. Para sedimentos, os resultados obtidos foram mais satisfatórios, porém uma das justificativas para tanto é a utilização de um curto período amostral na comparação, devido à falta de dados.

Na bacia do Riacho Fundo, a análise contínua do período escolhido demonstrou um comportamento parecido com os dados simulados por Nunes *et al.* (2020) e os dados monitorados, embora a sua eficiência tenha sido classificada como insatisfatória. De maneira análoga a bacia do Capetinga, o SWMM não pôde responder bem para eventos chuvosos intensos e eventos mais suaves.

De maneira geral, o modelo SWMM, sem a etapa de calibração, não foi capaz de simular adequadamente períodos longos nas configurações adotadas. Quando se trata desse tipo de simulação, alguns parâmetros que são inseridos no modelo como dados fixos precisam ser

variáveis visto que as condições alteram devido a influências climáticas. Além disso, para períodos longos muitas vezes só se possui dados diários. Logo, a princípio o SWAT é mais recomendado para esse tipo de análise.

Portanto, uma recomendação para estudos futuros é avaliar como a etapa de calibração altera os resultados no SWMM, ou seja, se com calibração nos parâmetros com maior influência nas simulações é possível melhorar a eficiência do modelo, visto que o SWMM pôde representar na bacia de uso misto um comportamento parecido com simulado no SWAT e com os dados monitorados. Outra recomendação seria utilizar dados com discretização sub-diária, se disponíveis, e um passo de tempo de simulação também inferior a 1 dia.

A simulação da bacia do Riacho Fundo para um evento chuvoso, novamente sem a etapa de calibração, não levou a um resultado de eficiência satisfatório, embora o comportamento simulado no exutório da bacia tenha sido similar à tendência observada no evento através do monitoramento. Os valores encontrados na simulação foram de magnitude bastante inferior aos observados e o parâmetro CN foi de fundamental influência nesse resultado, visto que somente as 2 sub-bacias mais impermeáveis, ou seja, de maior CN, geraram escoamento superficial.

Em questão das simulações qualitativas, o método da CME mostrou a dificuldade de se analisar o comportamento da qualidade da água em pequenas bacias. Um dos motivos foi a dificuldade em conseguir dados observados compatíveis e parâmetros da equação de geração de cargas adequadas as condições brasileiras. Neste trabalho os valores de CME utilizados foram obtidos de estudos estado-unidenses, o que contribuiu para o baixo ajuste dos resultados simulados no SWMM. Uma recomendação para estudos futuros é aplicar outras formas de cálculo para a lavagem dos poluentes ou realizar estudos mais profundos para gerar valores de CME ajustados para solos brasileiros.

Foi possível realizar uma aproximação inicial na comparação entre dois modelos hidrológicos de bacias, o SWMM e o SWAT, realizando simulações contínuas no primeiro e utilizando resultados de simulações feitas por outros autores no segundo para as mesmas bacias, uma de uso do solo natural e outra de uso do solo misto, para a análise. Também foi feita uma investigação preliminar da aplicação do modelo SWMM na simulação por evento de uma bacia de uso do solo misto, simulando seus cursos d'água. Dentre as observações feitas, identificou-se a limitação do modelo SWMM em simular essas bacias com o método de infiltração que utiliza o parâmetro Curva Número. Obteve-se resultados ruins para as simulações com o SWMM sem calibração e com parâmetros “*default*” para geração de poluentes, indicando a necessidade de calibração e verificação do modelo para a obtenção de

melhor representação do comportamento hidrológico e de qualidade da água das bacias estudadas, mas para tanto, há que se melhorar os dados de qualidade de água obtidas em campo, tanto na frequência, quanto na forma de medição.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADASA – Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. (2018). Manual de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais Urbanas do Distrito Federal. Brasília: ADASA.
- APHA, AWWA e WPCF. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21a Edição, AWA, Washington, EUA.
- Arnold, J.G., Allen, P.M., Muttiah, R. E Bernhardt, G. (1995) “Automated baseflow separation and recession analysis techniques”. *Ground Water* Vol. 33 No. 6.
- Arnold, J. G., Kinity, J. R. Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E.B., Neitsch, S. L. (2012). *Input/Output Documentation Version 2012*. Water Resources Institute, Texas, 650p.
- Batista, D. M. D. (2019). *Estudo das Cargas de Sólidos Suspensos Provenientes da Poluição Difusa na Lagoa de Detenção do Guará II - DF*. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 62 p.
- Beling, F. A. (2013). *Análise do desempenho do modelo SWWM5 acoplado ao calibrador PEST na bacia do Arroio Canela – RS*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria, RS, 154 p.
- Brasil. (2005) *Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA nº 357*. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu Enquadramento. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.
- Brasil. (2011). *Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA nº 430*. Condições e padrões de lançamento de efluentes. Publicada no DOU nº 92, de 16/05/2011, pág. 89.
- Camuzi, V. T. M. (2017). *Análise da drenagem urbana no Riacho Fundo*. Monografia de Projeto Final em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 98p.
- Carvalho, D. J. C.; Silva, D. L. O.; Costa, M. E. L.; Koide, S. (2020). “Análise da qualidade da água pela CME na bacia do Riacho Fundo – DF”. *Anais do XIII Encontro Nacional de Águas Urbanas*, Porto Alegre, Brasil.
- CODEPLAN- Companhia de Planejamento do Distrito Federal. (2014). *Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios - Distrito Federal - PDAD/DF 2013*. Codeplan, Brasília.
- Concremat - Engenharia. (2009). *Plano Diretor de Drenagem Urbana do Distrito Federal*. GDF – Governo do Distrito Federal, Secretaria de Estado de Obras, Brasília.

- Costa, M.E.L (2013). *Monitoramento e modelagem das águas da drenagem urbana na bacia do lago Paranoá*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-148/2013, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 179p.
- Debo, T. N.; Reese, A. J. (2003). *Municipal stormwater management*. 2. ed. Estados Unidos da América: Lewis Publishers, 1153p.
- Gomes, K. M. F. (2014). *Modelagem da poluição difusa em uma bacia de drenagem urbana*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Sanitária, Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 76p.
- Gomes, V. M.; Campana, N. A.; Bernardes, R. S. (2005). “Aspectos Relativos à Concentração Média do Evento-CME de Poluentes Encontrados em Água de Drenagem Pluvial em Área Urbana”. *Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Vol. 1, 1-11, João Pessoa, Brasil.
- Henz, S.K.F. (2019). *Análise da eficiência hidráulico-hidrológica e de qualidade da água da lagoa de retenção do Guará II - DF*. Monografia de Projeto Final 2, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 90 p.
- Haupt, J. P. O. (2009). *Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do rio Jundiá*. Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e sanitária, 126 p.
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. (2019). Gráficos. Disponível em:< <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=tempo/graficos>>. Acesso em: 28 de outubro de 2019.
- Lin, J. P. (2004) *Review of published export coefficient and event mean concentration (EMC) data*. US Army Engineer and Development Center, Vicksburg MS, 16p.
- Menezes, P. H. B. J. (2010). *Avaliação do Efeito das Ações Antrópicas no Processo do Escoamento Superficial e Assoreamento na Bacia do Lago Paranoá*, Dissertação de Mestrado em Geociências, Instituto de Geociências Aplicadas, Universidade de Brasília, Brasília, 133p.
- Novotny, V.; Olem, H. (1993). *Water quality: Prevention, identification and management of diffuse pollution*. New York: Van Nostrand Reinhold, 1054p.
- Nunes, G. (2016). *Aplicação do modelo SWAT no estudo hidrológico e de qualidade de água da Bacia Hidrográfica do lago Paranoá - DF*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM - 185/2016,

- Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 148p.
- Nunes, G.; Minoti, R. T.; Koide, S. (2020). “Mathematical Modeling of Watersheds as a Subsidy for Reservoir Water Balance Determination: The Case of Paranoá Lake, Federal District, Brazil”. *Hydrology*, 7(4), 85. MDPI AG.
- OMS – Organização Mundial da Saúde; UN Water - United Nations Water, (2014). *Global analysis and assessment of sanitation and drinking-water*. Annual Report, Geneva, 108 p.
- Porto, R. M. (2003). “Metodologia de Cálculo para o Planejamento de Bacias de Detenção”. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 8(3), 135-149.
- Reatto, A.; Martins, E. de S.; Farias, M. F. R.; Silva, A. V. da; Carvalho Júnior O. A. de (2004). *Mapa pedológico digital: SIG atualizado do Distrito Federal escala 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados. 31p.
- Righetto, A. M. (2009). *Manejo De Águas Pluviais Urbanas*. Projeto PROSAB, Editora ABES, Rio de Janeiro, 396p.
- Rossman, L. A. (2010). *Storm water management model User's manual Version 5.0*. Cincinnati: U. S. Environmental Protection Agency. 285p.
- Rossman, L. A.; Huber, W. C. (2016a). *Storm Water Management Model Reference Manual. Volume I – Hydrology*. Office of Research and Development Water Supply and Water Resources Division. New York. US EPA. 233p.
- Rossman, L. A.; Huber, W. C. (2016b). *Storm Water Management Model Reference Manual. Volume III – Water Quality*. Office of Research and Development Water Supply and Water Resources Division. New York. US EPA. 161p.
- Schueler, T. R (1987). *Controlling urban runoff: a practical manual for planning and designing urban BMPs*. Washington: Department of Environmental Programs, Metropolitan Washington Council of Governments.
- Souza, F.P. (2014). *Monitoramento e modelagem hidrológica da sub-bacia do Lago Paranoá - Brasília/DF - e avaliação de bacias de retenção*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-165/2014, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 139p.
- Távora, B.E. (2017). *Zona Ripária de Cerrado: Processos Hidrossedimentológicos*. Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação

- PTARH.TD- 019/2017, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 133p.
- Theiss, L. J. (2014). Estudos hidrológicos da bacia do Córrego Chapadinha-DF utilizando os modelos SWAT e SWMM. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 83 p.
- TRATA BRASIL (2019). *Painel Saneamento Brasil*. Disponível em :<
<https://www.painelsaneamento.org.br/explore/ano?SE%5Ba%5D=2017&SE%5Bo%5D=a>>. Acesso em :15 de novembro de 2019.
- Tsuji T. M. (2018). *Monitoramento e Modelagem das Águas de Drenagem Pluvial no Núcleo Urbano da Bacia do Ribeirão Riacho Fundo, Brasília – DF*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. DM 211/2018, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 150p.
- Tucci, C.E.M (2001). *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS - ABRH. 2.ed., 943 p.
- Tucci, C. E. M. (2005). *Gestão de Águas Pluviais Urbanas*. Ministério das Cidades. Programa de Modernização do Setor de Saneamento, 239p.
- Tucci, C. E. M.; Mendes, C. A. (2006). *Avaliação Ambiental Integrada de Bacia hidrográfica*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 302p.
- Von Sperling, M. (2005). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 452p.
- Williams, J. R. (1969). *Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients*. Trans. ASAE 12(1), 100-103.